

ISSN 1684-1557

ІНСТИТУТ МОРСЬКОЇ БІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

MARINE
ECOLOGICAL
JOURNAL

МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ

Заснований у квітні 2002 р.

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Виходить 4 рази на рік
Одеса

ТОМ XV
ном. 2 • 2021



Видавничий дім
«Гельветика»
2021

Головний редактор

Мінічева Галина Григорівна, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, член-кореспондент НАН України, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Відповідальний секретар

Демченко Наталія Анатолівна, кандидат біологічних наук, науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Члени редакційної колегії

Виноградов Олександр Костянтинівич, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Воробйова Людмила Вікторівна, доктор біологічних наук, професор, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Воровка Володимир Петрович, доктор географічних наук, доцент, Мелітопольський державний педагогічний університет ім. Б. Хмельницького.

Garlan Пол, Nature Bureau Ltd (Великобританія).

Гучманідзе Арчил Симон, доктор біологічних наук, консультаційна компанія «Нектон консалтінг» (Грузія).

Демченко Віктор Олексійович, доктор біологічних наук, старший дослідник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Ємельянов Володимир Олександрович, доктор геолого-мінералогічних наук, старший науковий співробітник, член-кореспондент НАН України, ДУ «Центр проблем морської геології, геоекології та осадового рудоутворення НАН України».

Заморов Веніамін Веніамінович, кандидат біологічних наук, доцент, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова.

Іваниця Володимир Олексійович, доктор біологічних наук, професор, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова.

Квач Юрій Валерійович, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Михальов Юрій Олексійович, доктор біологічних наук, професор, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Мончева Сніжана, доктор наук (Гідробіологія), професор, Інститут океанології Болгарської академії наук (Варна, Болгарія).

Оленін Сергій Миколайович, доктор біологічних наук, професор, Інститут морських досліджень Клайпедського університету (Литва).

Сон Михайло Олегович, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, ДУ «Інститут морської біології НАН України».

Тучковенко Юрій Степанович, доктор географічних наук, професор, Одеський національний екологічний університет.

Худий Олексій Ігорович, доктор біологічних наук, доцент, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича.

Царенко Петро Михайлович, доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент НАН України, Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України.

Журнал включено до Переліку наукових фахових видань України категорії Б у галузі біологічних наук (спеціальності 091 «Біологія», 101 «Екологія») відповідно до Наказу МОН України від 26.11.2020 № 1471 (додаток 3).

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого ЗМІ: КВ № 23564-13404Р від 31.08.2018 року.

Журнал включено до міжнародної наукометричної бази Index Copernicus.

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl.

ISSN 1684-1557

INSTITUTE OF MARINE BIOLOGY OF THE NAS OF UKRAINE

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ
ЖУРНАЛ

МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ

Created in April 2002

SCIENTIFIC JOURNAL

4 issues per year
Odesa

VOL. XV
No. 2 • 2021



Publishing house
Helvetica
2021

Editor-in-Chief

Minicheva Galyna Grygorivna, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Corresponding Member of the NAS of Ukraine, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Executive Secretary

Demchenko Nataliia Anatoliivna, PhD in Biology, Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Editorial Board Members

Vynohradov Oleksandr Kostiantynovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Vorobiova Liudmyla Viktorivna, Doctor of Biology, Professor, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Vorovka Volodymyr Petrovych, Doctor of Geography, Associate Professor, Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University.

Gariap Paul, Nature Bureau Ltd (the United Kingdom).

Huchmanidze Archil Symon, Doctor of Biology, "Nekton Consulting" (Georgia).

Demchenko Viktor Oleksiiovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Yemelianov Volodymyr Oleksandrovych, Doctor of Geology and Mineralogy, Senior Research Scientist, Corresponding Member of the NAS of Ukraine, SI "Center for Problems of Marine Geoecology and Sedimentary Ore Formation of the National Academy of Sciences of Ukraine"

Zamorov Veniamin Veniaminovych, PhD in Biology, Associate Professor, Odesa I. I. Mechnikov National University.

Ivanytsia Volodymyr Oleksiiovych, Doctor of Biology, Professor, Odesa I. I. Mechnikov National University.

Kvach Yurii Valeriiovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Moncheva Snejana, Doctor of Sciences (Hydrobiology), Professor, Institute of Oceanology BAS (Varna, Bulgaria).

Mykhalov Yurii Oleksiiovych, Doctor of Biology, Professor, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Olenin Serhii Mykolaiovych, Doctor of Biology, Professor, Marine Research Institute of Klaipėda University (Lithuania).

Son Mykhailo Olehovych, Doctor of Biology, Senior Research Scientist, Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine.

Tuchkovenko Yurii Stepanovych, Doctor of Geography, Professor, Odessa State Environmental University.

Khudyi Oleksii Ihorovych, Doctor of Biology, Associate Professor, Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University.

Tsarenko Petro Mykhailovych, Doctor of Biology, Professor, Corresponding Member of the NAS of Ukraine, M. G. Kholodny Institute of Botany of the NAS of Ukraine.

The journal is included in the List of scientific professional publications of Ukraine category B in the field of biological sciences (specialties 091 "Biology", 101 "Ecology") in accordance with the Order of the Ministry of Education and Science of Ukraine from 26.11.2020 № 1471 (Annex 3).

Certificate of state registration of print media: KV № 23564-13404P dated August 31, 2018.

The journal is included in the scientometric database Index Copernicus.

The articles were checked for plagiarism using the software StrikePlagiarism.com developed by the Polish company Plagiat.pl.

З М І С Т

Наукові статті

- Говорин І.О.* Структурно-морфологічна характеристика донних поселень мідій у прибережних морських екосистемах, що знаходяться в зоні впливу річкового стоку. 7–15
- Зотов А.Б., Соколов Є.В., Богатова Ю.І., Павловська М.О. Джулай А.О.* Підходи до вибору станцій моніторингу фітопланктону на прикладі мису Північний Одеський. 16–29
- Капишина І.А., Снігірьова А.О., Узун О.Є.* Колонізація мікробіодоростями деяких штучних полімерів в умовах експерименту. 30–41
- Мінічева Г.Г., Калашнік К.С., Маринець Г.В.* Вплив функціонування фітоперифітону на морське середовище в екосистемах різного екологічного статусу. 42–53
- Муркалов О.Б., Рижко В.Є., Калініченко В.І.* Моделювання взаємодії штучних рифів з хвильовим полем (на прикладі Одеського узбережжя). 54–64
- Rud Yu.P., Bushuiev S.H., Khabarov V., Hrytsyniak I.I., Buchatsky L.P.* Investigation of starry sturgeon *Acipenser stellatus* in the Black Sea and Sea of Azov for AcIV-E infection. 65–70
- Страшнова І.В., Коротаєва Н.В., Потапенко К.С., Васильєва Н.Ю., Чабан М.М., Штеніков М.Д., Лісютін Г.В., Іваниця В.О.* Актинобактерії обростання твердих субстратів Одеської затоки Чорного моря. 71–82
- Узун О.Є., Портянко В.В.* Евмейобентосні ракоподібні на пластиковому смітті в прибережній частині м. Малий Фонтан (Одеська затока, Чорне море). 83–92

Короткі повідомлення

- Дячков М.В., Дем'яненко К.В., Софронов Д.С.* Попередні підсумки вивчення сухого залишку медузи *Rhizostoma pulmo* (Macr, 1778) методом інфрачервоної спектроскопії. 93–95

CONTENTS

Scholarly papers

- Govorin I.A.* Structural and morphological characteristics of the bottom settlements of mussels in the coastal ecosystems in the river runoff influence zone of the Ukrainian shelf of Black Sea 7–15
- Zotov A.B., Sokolov Ye.V., Bogatova Yu.I., Pavlovska M.O., Dzhulai A.O.* Approaches to the selection of phytoplankton monitoring stations on the example of North Odessa Cape 16–29
- Kapshyna I.A., Snigirova A.A., Uzun O.Ye.* Microalgae colonization on some artificial polymers in experimental conditions 30–41
- Minicheva G.G., Kalashnik E.S., Marinets A.V.* Impact on the marine environment of phytoperifiton functioning in Black Sea ecosystems of different ecological status. 42–53
- Murkalov O.B., Ryzhko V.Ye., Kalinichenko W.I.* Modeling the interaction of artificial reefs with a wave field (case study: Odessa coast). 54–64
- Rud Yu.P., Bushuiev S.H., Khabarov V., Hrytsyniak I.I., Buchatsky L.P.* Investigation of starry sturgeon *Acipenser stellatus* in the Black Sea and Sea of Azov for AcIV-E infection. 65–70
- Strashnova I.V., Korotaeva N.V., Potapenko K.S., Vasylieva N.Yu., Chaban M.M., Shtenikov M.D., Lisyutin G.V., Ivanytsia V.O.* Actinobacteria of growth of solid substrates of the Odesa Gulf of the Black Sea. 71–82
- Uzun O.Ye., Portianko V.V.* Eumeiobenthic crustaceans on the plastic litter in the nearshore water area of the Cape Malyi Fontan (Odesa Gulf, Black Sea). 83–92

Short essays

- Diachkov M.V., Demianenko K.V., Sofromov D.S.* Preliminary results of infrared spectroscopy investigation of the dry residue *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778) jellyfish. 93–95

СТРУКТУРНО-МОРФОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДОННИХ ПОСЕЛЕНЬ МІДІЙ У ПРИБЕРЕЖНИХ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМАХ, ЩО ЗНАХОДЯТЬСЯ В ЗОНІ ВПЛИВУ РІЧКОВОГО СТОКУ

Говорин І.О. – н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

Вивчалася динаміка кількісних та розмірно-масових показників і фенотипічної структури поселень мідій *Mytilus galloprovincialis* Lam. у Південно-Бузькому та Одеському районах північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ) на прикладі трьох прибережних акваторій із різним градієнтом солоності морських вод, пов'язаним з трансформацією річкового стоку: біля м. Аджияск (акваторія найбільш наближена до Дніпро-Бузького регіону), біля гирла Григорівського (Малого Аджалицького) лиману та на Одеському узбережжі в районі Гідробіологічної станції Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова. Проби моллюсків відбирали з поверхні донного ґрунту (камені, скелі) на горизонті 3 м навесні (березень–квітень), влітку (червень–липень) та восени (жовтень–листопад) 2016–2019 рр. Окрім чисельності, біомаси, розмірної та фенотипічної структури поселень мідій, вивчалися співвідношення складників маси моллюска (сирої та сухої маси м'якого тіла, маси стулок) поміж собою.

Проведені гідрологічні спостереження показали, що найбільша стратифікація водної товщі була біля м. Аджияск, де після весняного паводку солоність поверхневого шару води навесні та на початку літа не перевищувала $8,38 \pm 2,38\text{‰}$ та $11,07 \pm 2,45\text{‰}$ відповідно. Водночас поселення моллюсків в усіх трьох досліджених акваторіях перебували у відносно сприятливих для життєдіяльності умовах, оскільки на горизонті їх розташування солоність залишалась у межах 12–15‰, що притаманно екотону «річка–море».

Отримані біологічні дані свідчать, що мідії у прибережних акваторіях, що характеризуються різним рівнем трансформації прісних вод, лише в незначному ступені відрізнялися за своїми кількісними та масовими показниками. Таким чином, за відсутності несприятливих умов, що можуть спричинити елімінацію частини моллюсків (температурні аномалії, явища задухи, штормовий вплив на поселення тощо), донні популяції мідій у прибережних акваторіях ПЗЧМ із різним впливом прісного стоку можуть бути дуже схожі за своєю структурою та кількісними показниками і різнитися лише за окремими індивідуальними характеристиками особин (за масою м'якого тіла та стулок).

Ключові слова: мідії, донні поселення, чисельність, розмірно-масові показники, фенотипічна структура, південно-західна частина Чорного моря, Одеський та Південно-Бузький райони.

Вступ

Своєрідність гідрологічних та гідробіологічних умов у північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ) формується під впливом чотирьох річок: Дунаю, Дніпра, Дністра та Південного Бугу, сумарний стік яких становить майже 80% загального річкового стоку у Чорне море. Під впливом кліматичних, а також динамічних факторів у цій частині Чорного моря формується термогалінна структура вод. Внаслідок цього інтенсивність вертикальної стратифікації водного стовпа та контрастів температури і солоності тут на порядок більша, ніж у відкритому морі (Адобовский и др. 2000). Такі гідрологічні умови не можуть не впливати на формування та функціонування донних поселень гідробіонтів і насамперед двостулкових моллюсків, що ведуть прикріплений спосіб життя.

У прибережних біотопах ПЗЧМ найбільш масовим видом двостулкових моллюсків є мідія *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) (Шурова 2013). Вивченню особливостей функціонування мідійних угруповань (як донних, так і перифітонних) у складних кліматичних умовах ПЗЧМ присвячено багато наукових праць, в яких висвітлюються реакції моллюсків на аномально високі температури морського середовища (Говорин, Шаццлло 2012), явища задухи у разі довготривалої гіпоксії влітку (Шурова 2013) та ін. Втім процеси формування структури та функціонування мідійних популяцій у прибережних біотопах ПЗЧМ в умовах трансформації прісних вод, пов'язаних із річковим стоком, ще досить мало досліджені (Варигин 2020) і потребують подальшого вивчення у зв'язку із кліматичними змінами в цьому регіоні.

Метою досліджень було вивчення кількісних, розмірно-масових та фенотипічних характеристик мідії *M. galloprovincialis* у донних поселеннях цих моллюсків в умовах трансформацій прісних вод, пов'язаних із річковим стоком, біля українського узбережжя ПЗЧМ (Південно-Бузький та Одеський райони). Подібний аналіз є дуже важливим для усвідомлення можливої реакції поселень мідії на складні термогалінні умови в цій частині Чорноморського басейну.

Матеріал та методи досліджень

Дослідження проводили у трьох прибережних акваторіях українського шельфу південно-західної частини Чорного моря:

1) біля м. Аджияск (акваторія найбільш наближена до зони впливу Дніпровсько-Бузького річкового стоку, координати місця відбору проб: 46°36.090' півн.ш., 31°20.756' східн.д.);

2) біля гирла Григорівського (Малого Аджалицького) лиману (46°36.708' півн.ш., 31°16.873' східн.д.);

3) у районі Гідробіологічної станції Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова (Гідробіологічна станція ОНУ) (Одеське узбережжя, 46°26.450' півн.ш., 30°46.394' східн.д.).

Проби моллюсків відбирали навесні (березень–квітень), влітку (червень–липень) та восени (жовтень–листопад) 2016–2019 рр. Мідії збирали з поверхні донного ґрунту (обростання скель та каменів) на глибині 3±0,5 м у кожній з трьох акваторій рамкою розміром 10×10 см (площа відбору проби 0,01 м²). Кожна проба відбиралася у чотирьох повторях для отримання більш достовірних середніх значень кількісних показників особин у кожному з біотопів.

Зібраних мідій підраховували (N , екз.) та зважували (M , г). Потім вимірювали довжину стулок кожного моллюска в пробі (L , мм) для наступного аналізу розподілу чисельності особин у поселенні за розмірними групами: 10–20, 21–30, 31–40, 41–50, 51–60, 61–70 та 70–80 мм (P_L , %). Моллюски розмірної групи 1–9 мм враховувалися для визначення загальної чисельності та біомаси мідій у поселенні, але, оскільки у мілкорозмірних особин із довжиною стулок менш ніж 10 мм досить складно вивчати співвідношення окремих складників маси та їх фенотипічну приналежність, у цій роботі мідії цієї розмірної групи нами не розглядалися як об'єкт для подальших досліджень.

З кожної розмірної групи відбирали по 4 екз. мідій різної довжини для наступного повного розтину з метою визначення їхньої загальної маси (M_1 , г), маси сирого м'якого тіла (M_2 , г) та порожніх стулок тварини (M_3 , г). По закінченні триденного висушування м'якого тіла моллюска у сушиль-

ній шафі за температури 50–60°C зважували масу його сухого залишку (M_4 , г), яка є надійним показником вгодованості моллюска і може опосередковано свідчити про його процвітання або деградацію в умовах кожного конкретного району моря (Говорин і Шаццлло 2012; Govorin 2016). Надалі показники окремих складників маси тварини використовували для порівняння їх частки (P_M , %) в загальній масі моллюска для кожної з акваторій (M_2/M_1 , M_3/M_1 та M_4/M_1).

Довжину стулок мідій (L , мм) вимірювали за допомогою штангенциркулю з точністю до 0,1 мм, зважування моллюсків проводили на електронних вагах ТМ «Техно-ваги» ТВЕ-0,21 (Україна) з точністю до 0,01 г.

Приналежність тварин до тієї чи іншої фенотипічної групи визначали виходячи із забарвлення їхніх стулок: коричневі морфи (фенотип F_a), фіолетові морфи (фенотип F_b) та «смугасті», де фіолетовий пігмент був присутнім у вигляді радіальних смуг різної товщини, які чередуються із коричневими ділянками поверхні стулок (фенотип F_c) (Шурова і Золотарев 2008).

Для кожного з досліджених біотопів розраховували середню чисельність ($N \pm n$, екз.·м²) та біомасу ($M \pm m$, кг·м²) моллюсків, середню індивідуальну масу особини ($M_1 \pm m_1$, г) у поселенні, а також аналізували розподіл тварин за розмірними групами (P_L , %) та за різними фенотипами (P_F , %).

Усього за період з 2016 р. по 2019 р. було зібрано та оброблено 168 проб. Загалом щодо розмірно-масових характеристик та фенотипічної приналежності було досліджено 4553 екз. мідій: біля м. Аджияск – 1587 екз., біля гирла Григорівського лиману – 1313 екз., у районі одеського узбережжя біля Гідробіологічної станції ОНУ – 1653 екз. моллюсків. З них методом повного розтину з метою подальшого вивчення співвідношення складників маси моллюска було досліджено 668 екз.

Одночасно з відбором проб моллюсків у кожному з районів вимірювалась температура морської води (T , °C) та відбиралися проби на її солоність (S , ‰) у поверхневому та придонному горизонтах (глибина 0,5 та 3 м).

Результати та обговорення

Досліджувані прибережні морські акваторії мали свої індивідуальні термогалінні властивості. Так, найбільша стратифікація водної товщі була зафіксована в усі пори року біля м. Аджияск, в акваторії максимально наближеної до Південно-Бузького району, який знаходиться у зоні впливу прісного річкового стоку. Тут інтенсивність вертикальних контрастів між приповерхневим (0,5 м) та придонним (3 м) шаром фіксувалася як за температурою, так і за солоністю морської води.

Температура поверхневого шару коливалася від $12,03 \pm 1,28^\circ\text{C}$ навесні до $22,73 \pm 1,45^\circ\text{C}$ влітку, при цьому ці ж показники в придонному горизонті становили відповідно $9,87 \pm 0,47$ та $21,43 \pm 2,14^\circ\text{C}$. Аналогічна стратифікація спостерігалася і за солоністю, яка на горизонті 0,5 м варіювала від $8,380 \pm 2,378\text{‰}$ (весна) до $11,066 \pm 2,447\text{‰}$ (літо), а на горизонті 3 м у ці ж самі сезони – від $12,374 \pm 0,292\text{‰}$ до $13,659 \pm 1,434\text{‰}$. Восени температурна розбіжність між приповерхневим та придонним шарами водного стовпа в цьому районі досліджень зменшувалася (відповідно $13,95 \pm 2,92$ та $14,87 \pm 3,50^\circ\text{C}$), але стратифікація за солоністю залишалася ($10,840 \pm 1,034$ та $13,053 \pm 1,129\text{‰}$).

З поступовим віддаленням від зони впливу Дніпро-Бузького регіону термогалінна стратифікація у прибережних акваторіях мала тенденцію до зменшення. Так, в акваторії біля гирла Григорівського (Малого Аджалицького) лиману різниця між приповерхневим та придонним шарами відзначалася тільки навесні: за температурою відповідно $13,20 \pm 1,56$ та $8,73 \pm 0,64^\circ\text{C}$, за солоністю – $12,231 \pm 2,290\text{‰}$ та $14,846 \pm 0,258\text{‰}$. Влітку та восени розбіжностей між горизонтом 0,5 м та 3 м за цими гідрологічними показниками тут не спостерігалось. Щодо акваторії біля Гідробіологічної станції ОНУ, то суттєвої термогалінної стратифікації між цими двома горизонтами не відзначалося в кожному із сезонів досліджень. Так, середні значення температури морської води тут становили навесні $8,63 \pm 1,80^\circ\text{C}$ у поверхневому горизонті та $7,20 \pm 1,79^\circ\text{C}$ на глибині 3 м, а влітку відповідно $24,08 \pm 1,12^\circ\text{C}$ та $23,73 \pm 1,65^\circ\text{C}$. Солоність у ці ж самі пори року коливалась у межах від $14,725 \pm 1,578\text{‰}$ до $16,335 \pm 0,167\text{‰}$ на горизонті

0,5 м та від $15,367 \pm 0,819\text{‰}$ до $16,344 \pm 0,056\text{‰}$ на горизонті 3 м.

Міжрічна динаміка чисельності та біомаси донних поселень мідій у районах досліджень

За період 2016–2019 рр. чисельність мідій (N , екз·м⁻²) у донних поселеннях біля м. Аджияск (акваторія найбільш наближена до Дніпровсько-Бузького регіону) знаходилася у межах $1,700 \pm 0,456$ – $3,825 \pm 0,357$ тис. екз·м⁻², біомаса цих моллюсків коливалась від $6,012 \pm 1,967$ до $13,6587 \pm 2,1001$ кг·м⁻², а середня маса особини у поселенні – від $1,970 \pm 0,083$ до $6,359 \pm 0,617$ г. Стосовно чисельності мідій у цьому районі слід відзначити, що, попри наявні незначні коливання за окремими сезонами впродовж кожного року, вона демонструвала тут стійку тенденцію до зменшення, про що свідчить негативна лінія тренду цього показника за чотирирічний період досліджень.

Майже аналогічна ситуація спостерігалася біля Гідробіологічної станції ОНУ. Так, у цій акваторії цей показник коливався від $3,600 \pm 0,937$ – $5,400 \pm 0,944$ тис.екз·м⁻² у 2016 р. до $2,950 \pm 0,233$ – $4,575 \pm 1,104$ тис.екз·м⁻² у 2019 р. (рис. 1).

Зменшення чисельності моллюсків біля м. Аджияск спричинило значне зниження їх біомаси в поселенні (M , кг·м⁻²) із $12,3959 \pm 1,8223$ – $13,0355 \pm 3,3869$ кг·м⁻² у 2016 році до $6,012 \pm 1,967$ – $6,901 \pm 0,212$ кг·м⁻² у 2019 р. (рис. 2).

Втім у районі Гідробіологічної станції ОНУ загальна біомаса моллюсків за цей самий період продемонструвала незначне зростання, що може бути пояснено тільки збільшенням у поселенні кількості особин великого розміру.

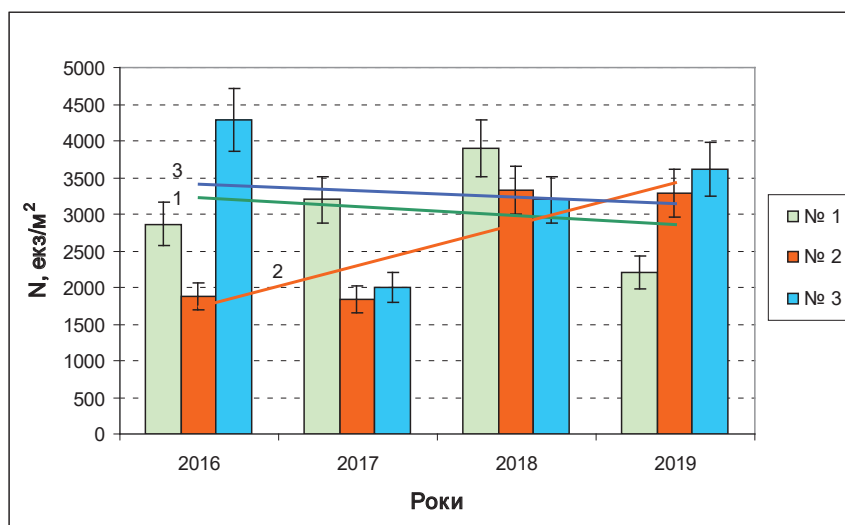


Рис. 1. Чисельність мідії (N , екз·м⁻²) та її тренд біля м. Аджияск (1), гирла Григорівського лиману (2) та Гідробіологічної станції ОНУ (3) у 2016–2019 рр.

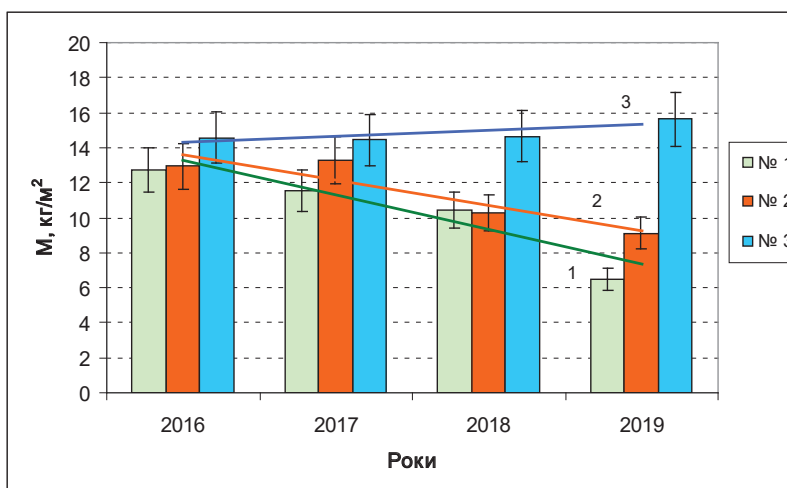


Рис. 2. Біомаса мідії (M , $\text{кг} \cdot \text{м}^{-2}$) та її тренд біля м. Аджияск (1), гирла Григорівського лиману (2) та Гідробіологічної станції ОНУ (3) у 2016–2019 рр.

Щодо поселення мідій в акваторії біля гирла Григорівського лиману, яка розташована майже на рівному віддаленні між точками відбору проб біля м. Аджияск та Гідробіологічною станцією ОНУ, то тут динаміка чисельності молюсків суттєво відрізнялася від ситуації у цих двох районах, оскільки показник N тут демонстрував різке зростання, особливо у 2018 та 2019 рр. (див. рис. 1). Так, якщо у 2016–2017 роках рівень N біля гирла Григорівського лиману не перевищував $2,325 \pm 0,433$ тис. екз $\cdot \text{м}^{-2}$, то у 2018 році його максимальні значення зросли до $4,467 \pm 0,729$ тис. екз $\cdot \text{м}^{-2}$, а у 2019 р. – до $3,725 \pm 1,031$ тис. екз $\cdot \text{м}^{-2}$. Втім, на відміну від мідій біля Гідробіологічної станції ОНУ, збільшення чисельності молюсків тут супроводжувалося значним зниженням їхньої загальної біомаси – від $9,0860 \pm 1,1163$ – $16,8140 \pm 3,4985$ $\text{кг} \cdot \text{м}^{-2}$ у 2016 р. до $6,769 \pm 0,701$ – $10,999 \pm 1,970$ $\text{кг} \cdot \text{м}^{-2}$ у 2019 р. Така негативна динаміка була зумовлена зменшенням індивідуальної маси особини в поселенні (M_1 , г), яка за цей час тут знизилась із $7,142 \pm 0,920$ – $8,287 \pm 1,236$ г до $2,437 \pm 0,287$ – $3,324 \pm 0,512$ г.

Якщо розглядати кількісні та масові показники поселень мідій за окремими сезонами року, то слід відзначити, що у кожному з досліджених районів їхня динаміка різнилася. Так, у найбільш наближений до Дніпровсько-Бузького регіону акваторії біля м. Аджияск у 2017–2019 рр. з весни до осені спостерігалось повільне зростання чисельності молюсків (N) із $1,700 \pm 0,456$ – $2,400 \pm 0,376$ тис. екз $\cdot \text{м}^{-2}$ навесні до $2,450 \pm 0,444$ – $6,800 \pm 0,582$ тис. екз $\cdot \text{м}^{-2}$ восени. Втім середня індивідуальна маса особини у поселенні (M_1 , г) за період весна–осінь помітно зменшувалася із $4,102 \pm 0,425$ – $4,902 \pm 1,154$ г до $1,970 \pm 0,083$ – $3,353 \pm 0,136$ г. Натомість у ці ж самі роки в інших двох досліджених популяціях молюсків такої чіткої дина-

міки не спостерігалось. Так, біля гирла Григорівського лиману показник N з весни до осені 2017 р. демонстрував помітне зменшення за одночасного збільшення індивідуальної маси молюсків (M_1), а у наступному 2018 р. – навпаки, чисельність особин з весни до осені збільшувалася у разі зменшення показника M_1 . Натомість біля Гідробіологічної станції ОНУ тренд змін кількісних та масових показників у період з весни до осені змінювався майже кожного року, не демонструючи сталої закономірності від сезону.

Розмірна структура донних поселень мідій у районі м. Аджияск, гирла Григорівського лиману та біля Одеського узбережжя

Розмірна структура поселень мідій може наочно демонструвати рівень їх поповнення молоддю, а також максимальну довжину молюсків, яку вони можуть досягти в кожному районі за наявних умов навколишнього середовища.

Аналіз розподілу мідій за розмірними групами у донних біотопах у досліджених районах ПЗЧМ вказує, що в акваторії біля м. Аджияск за період з квітня по жовтень 2016–2019 рр. найбільш чисельними були молюски розміром від 20 до 50 мм. Дрібно розмірні особини (10–20 мм) за винятковим виключенням (вересень 2018 р.) становили незначну частину поселення, це саме стосується і молюсків розмірної групи 51–60 мм (рис. 3).

Мідії завдовжки більше ніж 61 мм траплялися тут поодинокі, а в окремі сезони не траплялися зовсім. Найбільша за довжиною особина ($L = 65,5$ мм) була тут знайдена у червні 2017 року.

На відміну від поселень мідій біля м. Аджияск, у районі гирла Григорівського лиману у цей самий період переважали більш великі особини розмірної групи 21–60 мм. Крім цього, досить чисельно були представлені також мідії довжиною 61–70 мм. Також

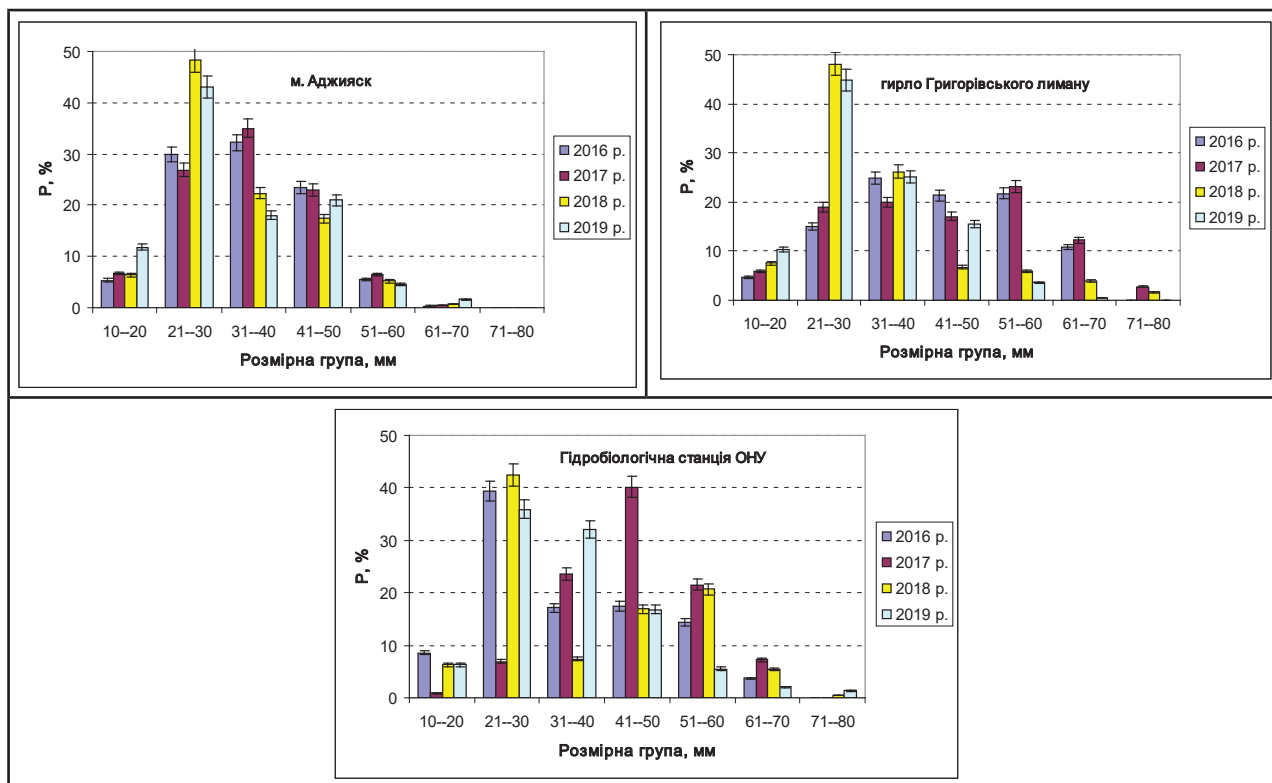


Рис. 3. Розподіл мідій за розмірними групами (P, %) в донних поселеннях молюсків біля м. Аджияск, гирла Григорівського лиману та Гідробіологічної станції ОНУ (Одеське узбережжя), 2016–2019 рр.

тут часто траплялися поодинокі молюски завдовжки більше ніж 70 мм (див. рис. 3), а максимальна зафіксована довжина особини в поселенні ($L_{\max}$) у листопаді 2017 року і становила 75 мм.

У районі Гідробіологічної станції ОНУ, як і біля гирла Григорівського лиману, у 2016–2019 рр. у донних поселеннях мідій переважали відносно великі особини розмірної групи 21–60 мм. Крім цього, досить чисельно були представлені також мідії довжиною 61–70 мм (за винятком квітня 2018 р. та жовтня 2019 р.). Також тут, як і біля Григорівського лиману, досить часто траплялися поодинокі молюски завдовжки більше ніж 70 мм. Так, максимальна довжина особини в поселенні ($L_{\max} = 94,2$ мм) за весь період досліджень була зафіксована саме біля Гідробіологічної станції ОНУ у вересні 2018 року (загальна маса молюска (M_1) становила 41,96 г).

Фенотипічна структура поселень мідій у досліджуваних районах

В усіх трьох досліджених акваторіях найбільш чисельними були мідії темно-фіолетового кольору (фенотип F_b): біля м. Аджияск – від $48,6 \pm 3,5\%$ до $67,9 \pm 6,7\%$, біля гирла Григорівського лиману – від $49,9 \pm 2,3$ до $67,6 \pm 3,4\%$, а біля Гідробіологічної станції ОНУ – від $51,4 \pm 5,4\%$ до майже $70,8 \pm 7,8\%$. Мідії із коричневими стулками (фенотип F_a) у цих районах становили відповідно лише $29,9 \pm 2,5$ – $48,4 \pm 3,0\%$, $24,8 \pm 2,6$ – $48,4 \pm 2,0\%$ та $22,6 \pm 7,9\%$ – $45,4 \pm 6,9\%$ від загальної

чисельності молюсків у поселенні. Найменша частка молюсків припадала на мідії зі смугастим забарвленням стулок (фенотип F_c) – від $7,9 \pm 5,9\%$ (Гідробіологічна станція ОНУ) до $9,8 \pm 2,1\%$ (біля м. Аджияск).

Аналізуючи розподіл молюсків за окремими фенотипічними групами загалом за весь період досліджень, слід відзначити відсутність достовірної різниці між віддаленими одна від одної акваторіями (рис. 4).

Співвідношення окремих складників маси молюсків з досліджуваних акваторій

Порівнюючи середні річні значення співвідношення окремих складників маси мідій з досліджених районів ПЗЧМ у 2016–2019 рр., можна констатувати, що молюски біля м. Аджияск поступаються за часткою маси сирого м'якого тіла у загальній біомасі особини (M_2/M_1) молюскам, що знаходяться в районі гирла Григорівського лиману, де показник M_2/M_1 у ці роки був також значно вищим ніж у мідій у районі Гідробіологічної станції ОНУ (рис. 5).

Втім молюски біля Одеського узбережжя у 2016–2018 рр. характеризувалися значно більшою часткою маси стулок у загальній біомасі особини (M_3/M_1), ніж біля м. Аджияск та гирла Григорівського лиману (за винятком 2019 р., коли цей показник був майже однаковим для мідій в усіх трьох досліджених акваторіях).

Слід відзначити, що серед особин однакового розміру (зокрема, серед молюсків розмірної групи

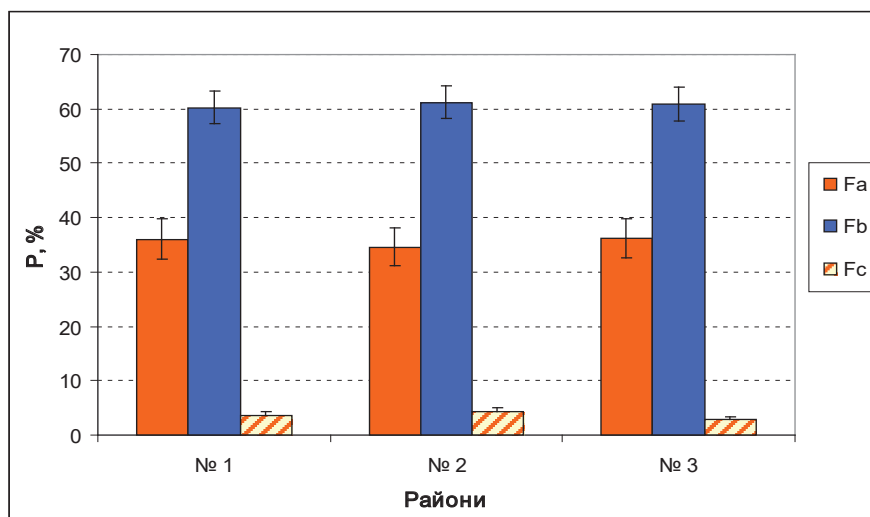


Рис. 4. Частка мідій (P , %) коричневого (Fa), темно-фіолетового (Fb) та «смугастого» (Fc) фенотипів у донних поселеннях молюсків біля м. Аджияск (1), гирла Григорівського лиману (2) та Гідробіологічної станції ОНУ (3), 2016–2019 рр.

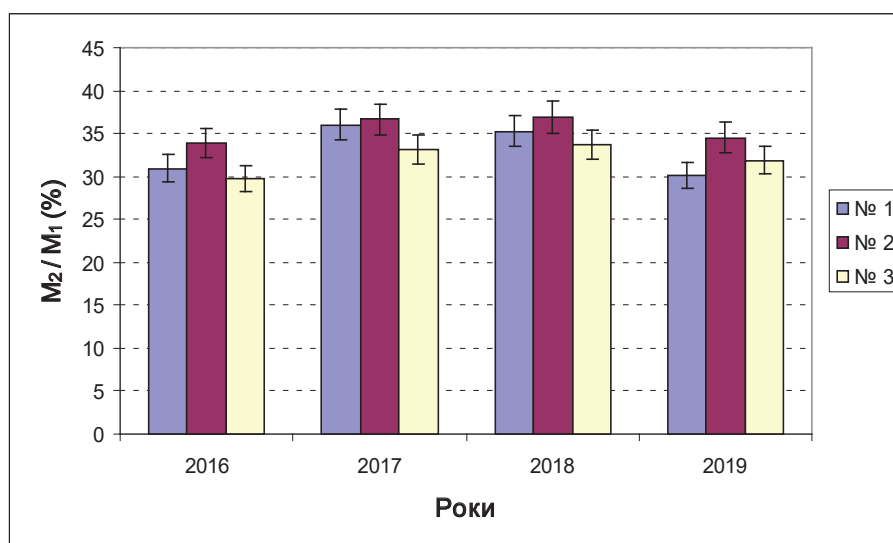


Рис. 5. Частка маси сирого м'якого тіла молюска у загальній біомасі особини (M_2/M_1 , %) у мідій з різних районів дослідження, 2016–2019 рр.

40–70 мм) найбільш масивні стулки спостерігалися власне у мідій у районі Гідробіологічної станції ОНУ, а найменш масивні – в акваторії біля м. Аджияск. Отримані рівняння залежності маси стулок від їхньої довжини ($M_3 = a \cdot L^b$) в кожному з досліджених районів підтверджують позитивну кореляцію між цими показниками, а коефіцієнт детермінації (R^2), тобто прогнозової оцінки ймовірності рівнянь, був більшим ніж 98% (рис. 6).

Стосовно частки маси сухого залишку м'якого тіла молюска (M_4) у загальній біомасі особини

(M_4/M_1), яка свідчить про ступінь вгодності мідій у кожній з досліджених акваторій, слід зазначити, що за період 2016–2019 рр. ці показники були найменшими власне у молюсків біля м. Аджияск. Натомість найбільшою ця частка була притаманна молюскам з району гирла Григорівського лиману. В популяції мідій з одеського узбережжя біля Гідробіологічної станції ОНУ ці показники дещо поступалися аналогічним з Григорівського лиману, але все одно були вищими, ніж у районі м. Аджияск (рис. 7).

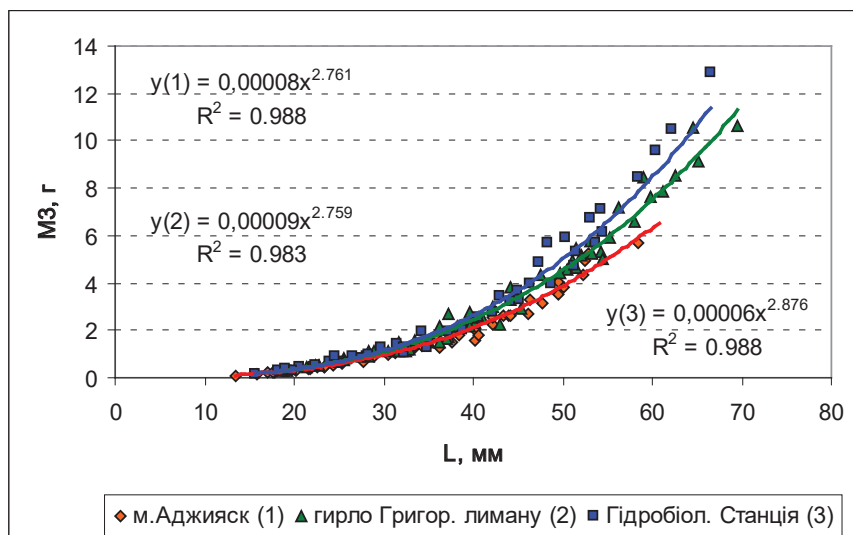


Рис. 6. Залежність маси стулок (M_3 , г) від їхньої довжини (L , мм) у мідій з досліджених акваторій у літні сезони 2016–2019 рр.

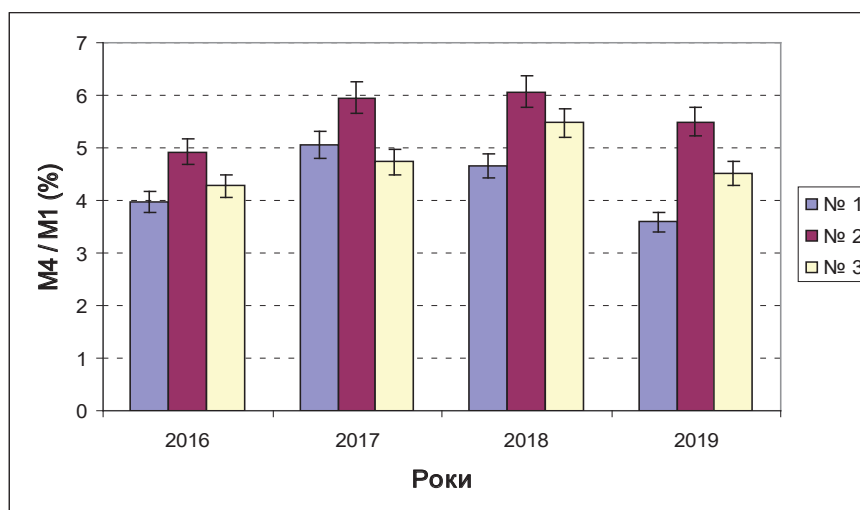


Рис. 7. Частка маси сухого залишку м'якого тіла молюска (M_4) у загальній біомасі особини (M_4/M_1 , %) у мідій з різних акваторій досліджень, 2016–2019 рр.

Висновки

Отримані дані щодо біологічних показників мідії *M. galloprovincialis* у донних поселеннях Південно-Бузького та Одеського регіонів ПЗЧМ підтверджують високу гало-толерантність цих молюсків. У межах солоності 12–17‰, що притаманна екотону «річка–море», мідії в прибережних акваторіях, які різняться за ступенем трансформації прісних вод, що пов'язана із річковим стоком, можуть перебувати у досить схожих гідрологічних та трофічних умовах і, як наслідок, лише незначно різнитися за своїми біологічними показниками.

Виходячи з цього, слід зазначити, що у разі відсутності в тому чи іншому регіоні ПЗЧМ несприятливих гідрологічних або кліматичних умов, які можуть призвести до елімінації частини молюсків, донні популяції мідій в акваторіях із різним впливом прісного стоку можуть бути дуже схожі за своєю структурою та кількісними показниками і розрізнитись лише за окремими, суто індивідуальними характеристиками молюсків (насамперед за масою стулок та масою сухого залишку м'якого тіла особини, що свідчить про її вгодованість у наявних умовах навколишнього середовища).

Список використаних джерел

1. Адобовский В.В., Доценко С.А., Михаленко Ю.Е. Особенности термохалинной изменчивости вод в прибрежной зоне Одесского региона. *Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон Черного моря*. 2000. Т. 2. С. 127–135.
2. Варигин О.Ю. Вплив річкового стоку і зміни солоності на склад прибережного утворення обростання північно-західної частини Чорного моря. *Гідробіологічний журнал*. 2020. Вип. 56. № 5. С. 19–27.
3. Говорин И.А., Шацилло Е.И. Перифитонные поселения мидий *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) и митиластера *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791) в условиях аномально высокой температуры прибрежных морских вод. *Ruthenica*. 2012. Т. 22. № 2. С. 101–110.
4. Шурова Н.М. Структурно-функциональная организация популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Черного моря. Киев : Наукова думка, 2013. 207 с.
5. Шурова Н.М., Золотарев В.Н. Анализ фенотипической структуры поселений мидий Черного моря по окраске наружного призматического слоя раковины. *Морской экологический журнал*. 2008. Т. 7. № 4. С. 88–97.
6. Govorin I.A. The Mass-Dimension Relationships in the Mussels *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca, Bivalvia) from Different Phenotypical Groups in Periphyton Populations near Odessa Coast, the North-Western Part of Black Sea. *Vestnik zoologii*. 2016. Vol. 50. No. 3. P. 275–278.

References

1. Adobovskiy, V.V., Dotchenko, V.V. & Mikhailenko, Y.E. (2000). Osobennosti termohalinnoi izmenchivosti vod v pribrezhnoi zone Odesskogo regiona [The features of the thermohaline variability of waters in the coastal zone of the Odessa region]. *Ecologicheskaya bezopasnost' pribrezhnykh i shelfovykh zon Chernogo moria – Ecological security of the coastal and shelf zones of the Black Sea*, 2, 127–135 [in Russian].
2. Varigin, O.Yu. (2020). Vplyv richkovogo stoku i zminy solonosti na sklad pribrezhnogo ugrupuvannya obrostan'nia pivnichno-zakhidnoi chastyny Chornogo moria [Influence of river runoff and changes in salinity on the composition of coastal fouling in the North-Western part of the Black Sea]. *Hydrobiologicheskii Zhurnal – Hydrobiological Journal*, 56, No. 5, 19–27 [in Ukrainian].
3. Govorin, I.A., Shatsillo, E.I. (2012). Perifitonnye poselenia midii *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) i mitilastera *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791) v usloviakh anomal'no vysokoi temperatury pribrezhnykh morskikh vod [The periphyton settlements of mussels and mytilasters in abnormal high temperature conditions of the coastal sea waters]. *Ruthenica*, 22, No. 2, 101–110 [in Russian].
4. Shurova, N.M. (2013). Strukturno-funkcional'naya organizatsiya populatsii midii *Mytilus galloprovincialis* Chornogo moria [Structural and functional organization of the Black Sea mussels]. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].
5. Shurova, N.M., Zolotariov, V.N. (2008). Analiz fenotipicheskoi struktury poselenii midii *Mytilus galloprovincialis* Chornogo moria po okraske naruzhnogo prizmaticheskogo sloia rakoviny [Analysis of the phenotypic structure of the Black Sea mussel *Mytilus galloprovincialis* settlements by the color of the prismatic shell layer]. *Morskoi ekologicheskii Zhurnal – Marine Ecological Journal*, 7, No. 4, 88–97 [in Russian].
6. Govorin, I.A. (2016). The Mass-Dimension Relationships in the Mussels *Mytilus galloprovincialis* (Mollusca, Bivalvia) from Different Phenotypical Groups in Periphyton Populations near Odessa Coast, the North-Western Part of Black Sea. *Vestnik zoologii – Zoodiversity*, 50, No. 3, 275–278 [in English].

STRUCTURAL AND MORPHOLOGICAL CHARACTERISTICS OF THE BOTTOM SETTLEMENTS OF MUSSELS IN THE COASTAL ECOSYSTEMS IN THE RIVER RUNOFF INFLUENCE ZONE OF THE UKRAINIAN SHELF OF BLACK SEA

Govorin I.A.

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine

The formation of the density, biomass, size-mass and phenotypic structure of the bottom populations of mussels *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) in three areas of the Ukrainian shelf of North-Western part of the Black Sea – near Adjiyask Cape (the water area near the Dnieper-South Bug region), near mouth of the Grigorievsky estuary and on the Odessa coast, with different gradients of salinity of sea waters due to influence of the transformation of the river runoff, were studied. The samples of mollusks were collected from surface of the seabed soil at a depth of 3.0 meters in the spring (March–April), summer (June–July) and autumn (October–November) 2016–2019. In addition to the number, biomass, size and phenotypic structure, the ratios of the individual components of the mollusk mass (wet and dry mass of the animal's soft body and mass of its valves) were also studied.

It is noted that the greatest salinity stratification of the water column, caused by the influence of fresh river runoff, was observed near Adjiyask Cape, where the salinity of the surface water layer (depth 0.5 m) in spring and early summer did not exceed 8.4 ± 2.4 and 11.0 ± 2.5 ppm, respectively. Nevertheless, bottom settlements of mussels in this and in two other seawater areas were relatively in favorable conditions, as the salinity at the depth of its habitat (depth 3.0 m) remained within 12–15 ppm, which corresponds to the “river–sea” ecotone.

Based on the data obtained, it is concluded that such halo-tolerant mollusks as the Black Sea mussels in coastal areas affected by fresh river runoff can only slightly differ in their number and biomass indices, as well as in the phenotypic structure of settlements. As a rule, differences may be related exclusively to the individual morphological characteristics of animals, especially for its soft body weight (wet and dry mass) and mass of its valves.

Key words: mussels, bottom settlements, quantitative indices, size-mass and phenotypic structure, North-Western Black Sea, Odessa and Southern Bug regions.

ПІДХОДИ ДО ВИБОРУ СТАНЦІЙ МОНІТОРИНГУ ФІТОПЛАНКТОНУ НА ПРИКЛАДІ МИСУ ПІВНІЧНИЙ ОДЕСЬКИЙ

Зотов А.Б. – к.б.н. с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»
ДУ «Національний Антарктичний науковий центр»

Соколов Є.В. – к.б.н. с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»

Богатова Ю.І. – к.геог.н. с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»

Павловська М.О. – н.с.

ДУ «Національний Антарктичний науковий центр»

Джулай А.О. – н.с.

ДУ «Національний Антарктичний науковий центр»

Вибір станцій моніторингу є однією з важливих методологічних задач, яка має бути вирішена в процесі планування довгострокових екологічних досліджень. Це визначає необхідність пошуку підходів, що дозволяють досягнути відповідності критеріям Морської Стратегії ЄС при виборі станцій прибережного моніторингу фітопланктону. Одним з них є використання результатів інтерпретації супутникових даних. Вони можуть бути дієвим інструментом при аналізі гетерогенності розподілу водних мас в районі, де планується прибережний моніторинг і дозволяють визначити акваторію, на яку можна розповсюджувати його результати. Наступним етапом є комплексні дослідження, на основі яких аналізується гетерогенність розподілу фітопланктону локальної прибережної акваторії і виявляються фактори, що визначають ці відмінності. За результатами цього аналізу визначається оптимальна локалізація і кількість станцій моніторингу. Ці підходи розглядаються на прикладі досліджень локальної прибережної чорноморської акваторії. Аналіз розподілу фітопланктону на 6 станціях в районі мису Північний Одеський виявив значні відмінності у вертикальному та горизонтальному розподілі фітопланктону. Дослідження гідрологічних (поверхнева температура, каламутність та напрям течій) та гідрохімічних показників дозволили пояснити ці відмінності як наслідок впливу конкретних факторів. Головними з них були різний характер водообміну та відмінності вмісту органічних та мінеральних форм біогенних речовин на станціях. Це призводило до різного типу розподілу біомаси на станціях і навіть значних відмінностей таксономічної структури угруповань фітопланктону в межах локальної акваторії. Проведені дослідження дозволили визначати локації, де вплив природних особливостей берегів, штучних прибережних споруд та джерел прибережної евтрофікації є мінімальним. Це дає можливість використовувати їх в якості станцій постійного моніторингу у відповідності до стандартів Морської Стратегії ЄС.

Ключові слова: моніторинг, фітопланктон, дані супутника, Чорне море.

Вступ

Однією з важливих методологічних задач, що має бути вирішена в процесі планування довгострокових гідробіологічних досліджень, є розробка схеми станцій відбору проб. Результати, що на них отримані, мають відображати процеси, які відбуваються в певній акваторії. При цьому задача оптимізації трудовитрат має зумовлювати зменшення кількості матеріалу, що відбирається, а задача врахування всієї різноманітності умов певної акваторії, навпаки, потребує збільшення об'єму цього мате-

ріалу. Досягнення компромісу між цими протилежними задачами є необхідним при плануванні досліджень, пов'язаних з довгостроковим моніторингом угруповань фітопланктону прибережної зони, розподіл якого у водному середовищі безпосередньо залежить від мінливості та гетерогенності умов. Імплементация стандартів Водної Рамкової Директиви (WFD, Directive 2000/60/EC) і Морської Стратегії ЄС (MSFD, Directive 2008/56/EC) в національні дослідження, що вимагає оптимізації підходів до моніторингу фітопланктону, робить це завдання

особливо актуальним. Наявність довгострокових станцій моніторингу є перевагою для задач як WFD, так і MSFD. За стандартами ЄС вибір місця відбору проб має залежати від водообміну, глибини, стійкості водних мас, близькості до наземних точкових джерел забруднення. В прибережній зоні місце вибірки має враховувати джерела прісної води або річкового стоку, щоб забезпечити всі види визначених WFD і MSFD водойм та пелагічних середовищ (перехідні, прибережні, шельфові та відкриті морські ділянки). Для відображення чорноморської океанографічної специфіки рекомендуються шельфові трансекти, а також станції в розташуванні конкретних гідродинамічних особливостей (вихорів). Для відбору проб не рекомендуються такі об'єкти як мости, пристані та приливні ділянки (Moncheva & Parr, 2005).

У зв'язку з цим вибір станції постійного моніторингу має проводитись на основі комплексних досліджень. На першому етапі може бути проаналізована специфіка умов в акваторії. На основі цього аналізу визначається локальна акваторія, яка може репрезентувати певний район досліджень. Подальші етапи досліджень мають виявити в цій локальній акваторії взаємозв'язки між гетерогенністю показників угруповань фітопланктону і факторів середовища. Ці дослідження дозволяють виявити локації, що найбільшою мірою відповідають розподілу фітопланктону в районі досліджень, і локації, де спостерігається суттєве відхилення від цього розподілу. На основі цих даних можуть прийматися рішення щодо локалізації моніторингових станцій та оптимізації кількості проб.

Для аналізу специфіки умов в акваторії при виборі станцій постійного моніторингу традиційно застосовується аналіз всього комплексу гідрологічних, гідрохімічних, біологічних даних, накопичених для певної акваторії. Розвиток сучасних технологій відкриває для цього нові можливості, пов'язані з інтерпретацією дистанційних даних супутникового спостереження. Вони дозволяють на новому рівні і з застосуванням великих масивів даних проаналізувати різноманітність умов в районі, де плануються дослідження. Остаточне рішення щодо локалізації станцій може прийматись на основі польових досліджень розподілу показників угруповань фітопланктону і комплексу факторів, що впливають на цей розподіл. Підхід, що пропонується, демонструється в цій статті на прикладі локальної прибережної чорноморської акваторії.

Мета цієї роботи – запропонувати методологічні підходи до вибору станцій постійного моніторингу фітопланктону та протестувати їх на прикладі прибережної акваторії (мис Північний Одеський, північно-західна частина Чорного моря).

Для досягнення цієї мети були поставлені такі завдання: в результаті опрацювання та інтерпретації

дистанційних даних супутникового спостереження виявити в районі досліджень акваторії, що характеризуються гетерогенністю гідрологічних показників; на основі аналізу цих даних вибрати локальну акваторію, що найбільшою мірою відповідає цілям та завданням моніторингу; на основі комплексного дослідження локальної акваторії виявити фактори, що визначають гетерогенність розподілу показників угруповань фітопланктону; визначити локації, де вплив цих факторів є мінімальним в зв'язку з чим вони найбільшою мірою відповідають умовам всього району дослідження; прийняти рішення по оптимізації кількості проб, що дозволить нівелювати фактор локальної мозаїчності розподілу фітопланктону.

Матеріал та методи досліджень

Особливості гідродинаміки району мису Північний Одеський визначались за допомогою дистанційних методів на основі даних супутників Landsat8 та Sentinel2. Картографічні виміри, аналіз супутникових зображень та просторове моделювання виконувалось в ГІС програмах ArcGis v.10.0 та QGIS v.2.18. Поверхнева температура, яка розраховувалась на основі Landsat8, наданих геологічною службою США (glovis.usgs.gov). Поверхнева, так звана яскрависта температура розраховувалась за термальним каналом супутника Landsat8 в діапазоні довжин хвиль далекого інфрачервоного випромінювання, в ГІС програмі QGIS. Для перерахунку спектральної яскравості далекого інфрачервоного випромінювання в одиниці температури використовувалися необхідні значення розрахункових коефіцієнтів відповідно до методики розрахунку (Using the USGS Landsat 8 Product) з файлу метаданих, який додається до супутникових знімків. Оцінка каламутності знаходилася як функція кількості відбитого або поглиненого випромінювання (Вельтищев і Семенченко 2005). Аналізувалась довжина хвиль в діапазоні 550-760 нм (перехід від жовтого в бік червоного та ближнього інфрачервоного ділянки спектра), що в максимальній мірі відповідає завданню визначення вмісту у воді зважених часток (Wang and Lu 2010). Для визначення каламутності води використовується нормалізований різницевий індекс каламутності (Normalised Difference Turbidity Index – NDTI) (Вишневський та Шевчук 2016) розрахований по спектральним каналам супутникової зйомки. Формула розрахунку: $NDTI = (\lambda_{\text{чер.}} - \lambda_{\text{зел.}}) / (\lambda_{\text{чер.}} + \lambda_{\text{зел.}})$, де $\lambda_{\text{чер.}}$ і $\lambda_{\text{зел.}}$ – яскравість випромінювання водного об'єкта в зеленій та червоній частині довжини хвиль. Для супутникових знімків Sentinel2 це поєднання спектральних каналів B3 і B2. Напряму руху поверхневих водних мас був розрахований за допомогою плагіна «VectorFieldCalc» в програмі QGIS на основі спектральних каналів B4 і B3 в червоній та зеленій частині довжини хвиль.

Комплекс метеорологічних, гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних робіт виконувався на 6 станціях у вересні 2018 р. (рис. 1). Для демонстрації можливостей виявлення залежностей між гетерогенністю умов середовища та розподілу фітопланктону аналізувались станції, де ця гетерогенність могла проявитися найбільш показово. Для уникнення впливу гідротехнічних споруд, проби води і донних відкладень для визначення гідролого-гідрохімічних параметрів та якісних і кількісних показників фітопланктону відбиралися водозаємом у поверхневому і придонному шарах. Метеорологічні спостереження виконувалися на всіх станціях. Швидкість вітру вимірювалася індукційним анемометром API-49, напрям визначався по судновому компасу. Вимір швидкості та напрямку течій поверхневого і придонного шарів води відбувався за допомогою морської гідрологічної вертушки з використанням тарирувальної таблиці.

Гідрохімічні дослідження проводили у поверхневому і придонному шарах та в донних відкладеннях акваторії. Визначали наступні гідрохімічні параметри водного середовища: солоність, завислі речовини (ЗР), розчинений кисень ($\text{мг} \cdot \text{дм}^{-3}$ і % насичення), біологічне споживання кисню за 5 діб (БСК_5), концентрації розчиненого кремнію (Si), розчинених мінеральних форм азоту – амонійного (NH_4^+), нітритного (NO_2^-), нітратного (NO_3^-) і фосфору фосфатів (PO_4^{3-}), загального азоту ($\text{N}_{\text{ЗАГ}}$) і фосфору ($\text{P}_{\text{ЗАГ}}$). Концентрації органічного азоту і фосфору обчислювалися за різницею між загальним вмістом і концентрацією мінеральних форм.

Визначення гідрохімічних параметрів проводилося за стандартними, прийнятими в міжнародній практиці, методами (Методи ..., 1978; Руководство ..., 1993; Международные ..., 1969; Таблицы ..., 1976) з використанням повіреного вимірювального обладнання.

Проби фітопланктону відбирали в поверхневому (0.5 м) та придонному шарі води, фіксували розчином Утермеля і згущували осадовим методом до об'єму 50 мл. Ідентифікацію фітопланктону, його підрахунок (в двох повторях) і вимір морфометричних параметрів здійснювали в краплі об'ємом 0.05 мл при збільшенні 40×10 і 40×7 (Utermohl 1958). Об'єм одноклітинних водоростей розраховували згідно з уніфікованою до стандартів моніторингу ЄС методикою розрахунку об'єму клітин мікроводоростей (Зотов 2018). Значення чисельності (N) та біомаси (B) розраховували згідно «Методических рекомендаций по определению комплекса морфо-функциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности» (2003).

Результати та обговорення

Результати аналізу супутникових даних для району мису Північний Одеський. Однією з найбільш доступних характеристик, що дозволяють оцінити просторовий розподіл водних мас одночасно, є поверхнева температура. За даними дальнього інфрачервоного каналу супутника Landsat8 розподіл поверхневої (яскравистої) температури 29 вересня 2018 року характеризувався переважною рівномірністю значень на відкритій частині акваторії моря та градієнтом значень в прибережній частині (рис. 2).

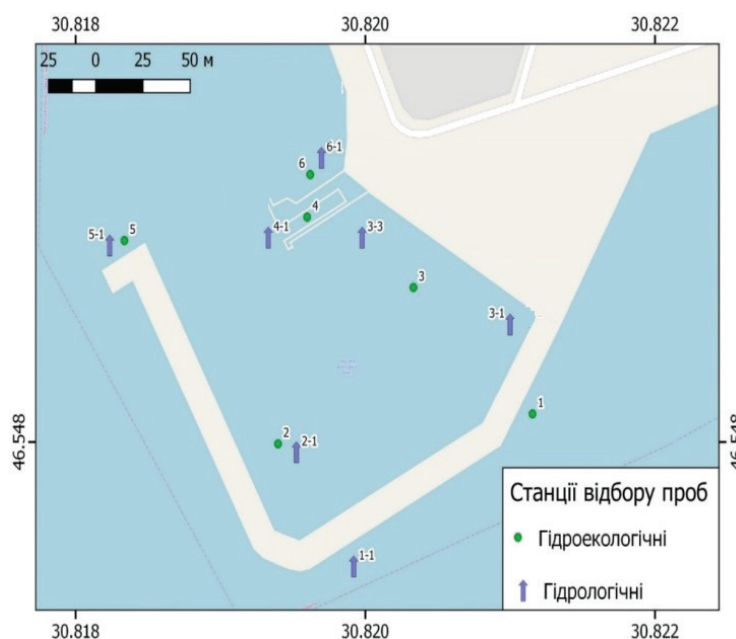


Рис. 1. Схема розташування станцій в районі мису Північний Одеський

Згідно з даними найбільший поверхневий прогрів води за значеннями та розподілом локалізовано від мису Північний Одеський в напрямку Одеської затоки, що вочевидь пов'язано з умовами гідродинаміки і сумарної циркуляції вод. Для оцінки кількісної величини каламутності води був розрахований індекс NDTI (рис. 3).

Найбільша каламутність води за значеннями індексу NDTI локалізована у напрямку від мису Північний Одеський до Одеської затоки, що вочевидь пов'язано з умовами гідродинаміки і сумарної циркуляції вод. Акваторія штучної бухти характеризувалася незначною каламутністю. Напрямок руху поверхневих водних мас представлений на рисунку 4.

Аналіз супутникових даних дозволяє зробити висновок, що гідродинамічна ситуація на траверсі мису Північний Одеський в період відбору проб відображала стан водних мас в прибережних водах на віддаленості до 500 м від берегової смуги в східному напрямку. В західному напрямку в зв'язку з характеристиками вздовжберегових течій створю-

вались умови для гетерогенності водних мас. Значна акваторія за мисом в західному напрямку характеризувалася зростанням поверхневої температури та рівня каламутності. Наведені дослідження демонструють можливість встановлення гетерогенності водних мас безпосередньо в період досліджень. Однак наявність довгострокових баз супутникових даних дозволяє узагальнити закономірності гідродинамічних процесів акваторії, яка досліджується за будь який термін, що дозволяє перейти до аналізу стану локальної акваторії, яка найбільшою мірою відповідає цілям та задачам моніторингу.

Результати польових досліджень на станціях в районі мису Північний Одеський. В якості полігону, де може бути продемонстрована локальна гетерогенність умов, що зумовлює відповідну гетерогенність показників фітопланктону, була вибрана акваторія всередині і за межами штучних гідротехнічних споруд в районі мису Північний Одеський. Їх наявність може значно впливати на результати моніторингу фітопланктону прибережних та транзитних вод.

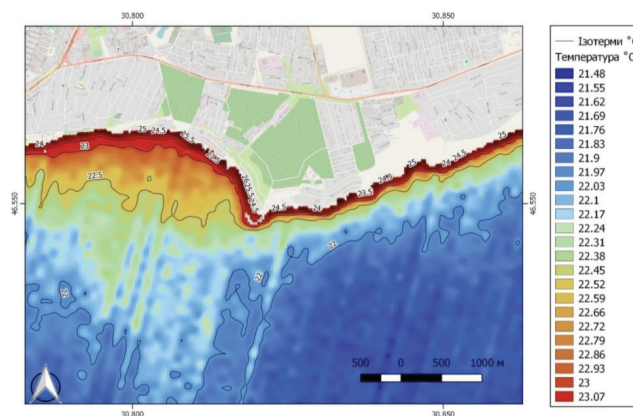


Рис. 2. Розподіл поверхневої (яскравистої) температури за даними дальнього інфрачервоного каналу (супутник Landsat8, 20.09.2018)

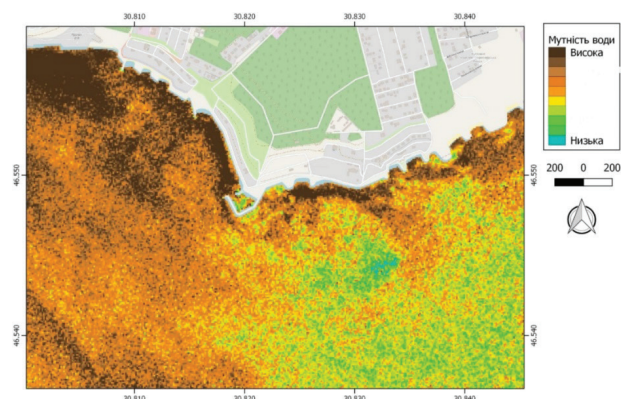


Рис. 3. Розподіл рівня каламутності (супутник Sentinel2, 20.09.2018)

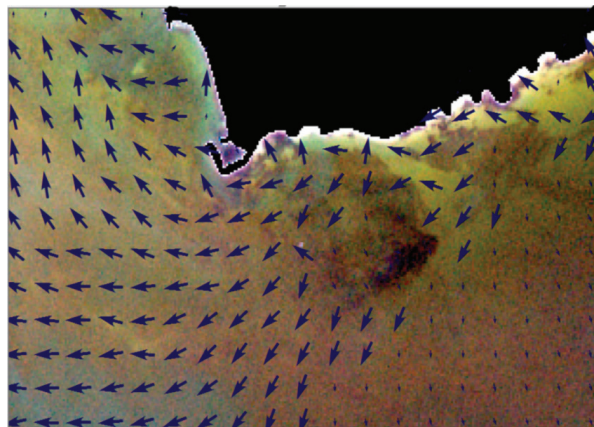


Рис. 4. Напрямок руху поверхневих водних мас (спутник Sentinel2, 20.09.2018)

Течія та водообмін. В результаті безпосередніх вимірів було встановлено, що швидкість течій в акваторії штучної бухти характеризується просторовою однорідністю і низькими значеннями в порівнянні з прилеглою морською акваторією навіть при вітровому впливі. Уповільнена гідродинаміка пов'язана з наявністю в акваторії комплексу гідротехнічних конструкцій. При південно-західному слабкому вітрі спостерігалися переважно північно-східні течії швидкістю до $4.9 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$, тобто течії були протилежні вітру. Це, очевидно, компенсаційні течії, що ймовірно виникли в результаті вітрового нагону. У більшості випадків напрями придонних і поверхневих течій на окремих станціях співпадали, напрями течій по станціях варіювали від 58° до 318° .

Водообмін в акваторії гідротехнічних конструкцій в поверхневому і придонному горизонтах приблизно однаковий з різницею в $0.1\text{-}0.2 \text{ с}^{-1}$. У морській частині течії в поверхневому шарі були в два рази більше, ніж в придонному горизонті. Співвідношення між поверхневими і придонними швидкостями проводилися з використанням ГІС методом

інтерполяційного моделювання поверхневих течій онлайн (рис. 5, 6). Це дозволяє оцінити просторову неоднорідність швидкостей течій на досліджуваній акваторії.

Гідрохімічний режим. У період зйомки гідрохімічні умови в районі мису характеризувалися значною просторовою мінливістю. На всій дослідженій акваторії кисневі умови були сприятливими. Насичення води киснем в поверхневому шарі за межами бухти і в ній було близьким – 109.9% и 107.3% відповідно, а в придонному шарі становило 102.7% і 95.1% . Характерною особливістю акваторії штучної бухти був значно вищий, ніж за його межами, вміст БСК_5 , мінеральних та органічних речовин азоту і фосфору (рис. 7).

Середні значення БСК_5 в акваторії штучної бухти в порівнянні з фоновими значеннями були вищими в 1.4 у поверхневому і 1.8 разів у придонному шарах, $N_{\text{мін}}$ в 2.9 і 2.7 разів, $P_{\text{мін}}$ в 2.6 і 5.8 разів, $P_{\text{орг}}$ в 1.6 і 1.5 разів відповідно. В той же час значення БСК_5 в поверхневому шарі на ст. 2 становило $7.62 \text{ мгO}_2 \cdot \text{дм}^{-3}$, а в поверхневому и придонному

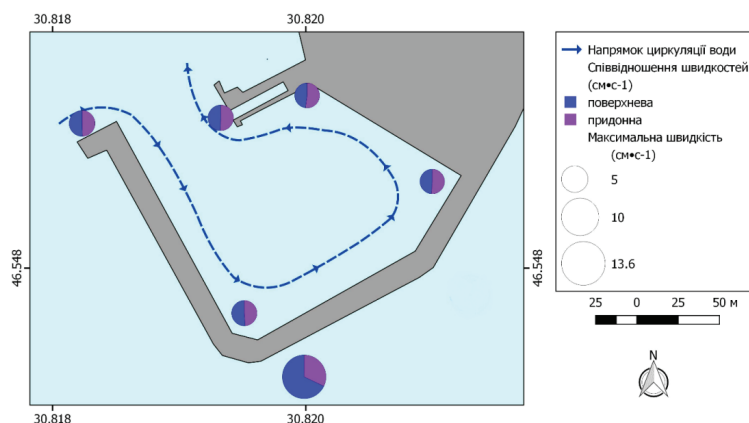


Рис. 5. Співвідношення швидкості поверхневих і придонних течій

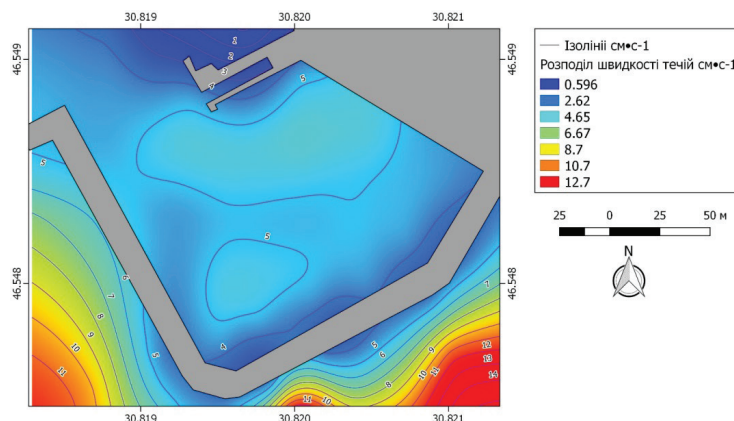


Рис. 6. Розподіл швидкостей течій поверхневого шару на основі інтерполяційного моделювання

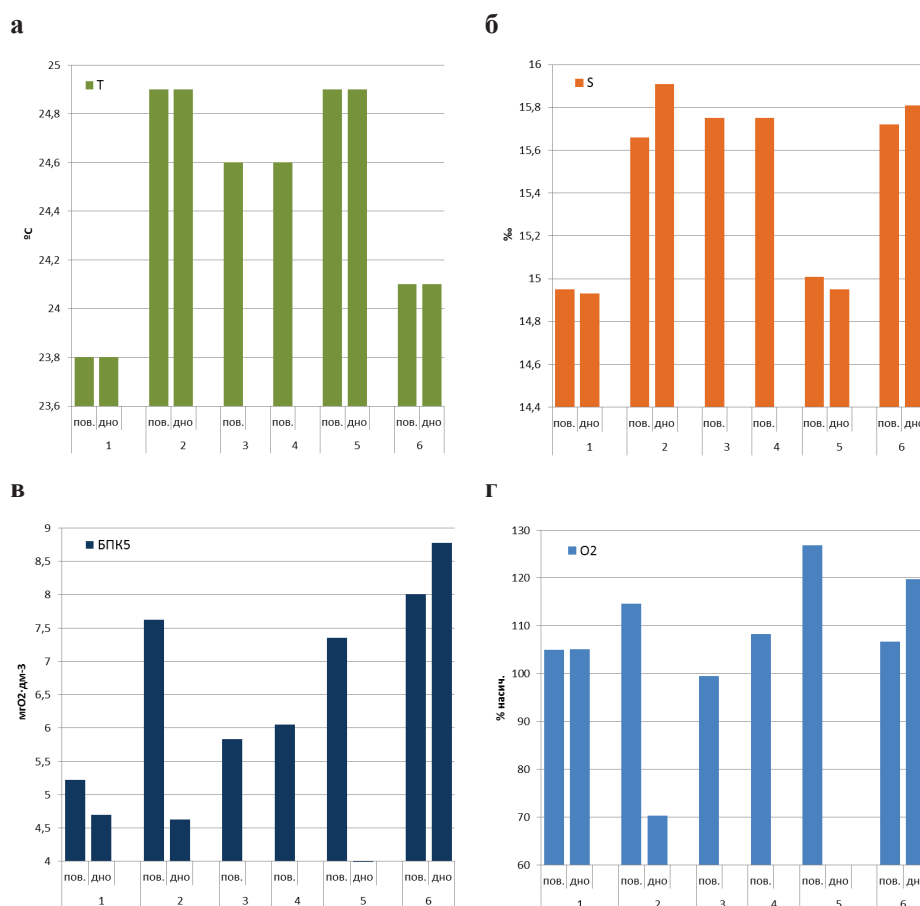


Рис. 7. Розподіл температури (а), солоності (б) БСК₅ (в) та кисню (г) на станціях мису Північний Одеський

шарах на ст. 6 – 8.01 і 8.78 мгО₂·дм⁻³ відповідно. Це свідчить про забруднення акваторії нестійкою органічною речовиною, можливо антропогенного походження.

Максимальні концентрації завислої речовини (69.8 мг·дм⁻³), амонійного азоту (90.2 мкгN·дм⁻³), фосфатів (85.9 мкгP·дм⁻³ і 56.2 мкгP·дм⁻³), органіч-

ного азоту (3106 мкгN·дм⁻³) та органічного фосфору (80.3 мкгP·дм⁻³) відмічали на станції 6, а максимальні для акваторії мису Північний Одеський концентрації нітратів (90.7 мкгN·дм⁻³) – в поверхневому шарі на станції 3 (рис. 8).

Слід зазначити, що середній вміст суми мінеральної і органічної форми фосфору – фосфор

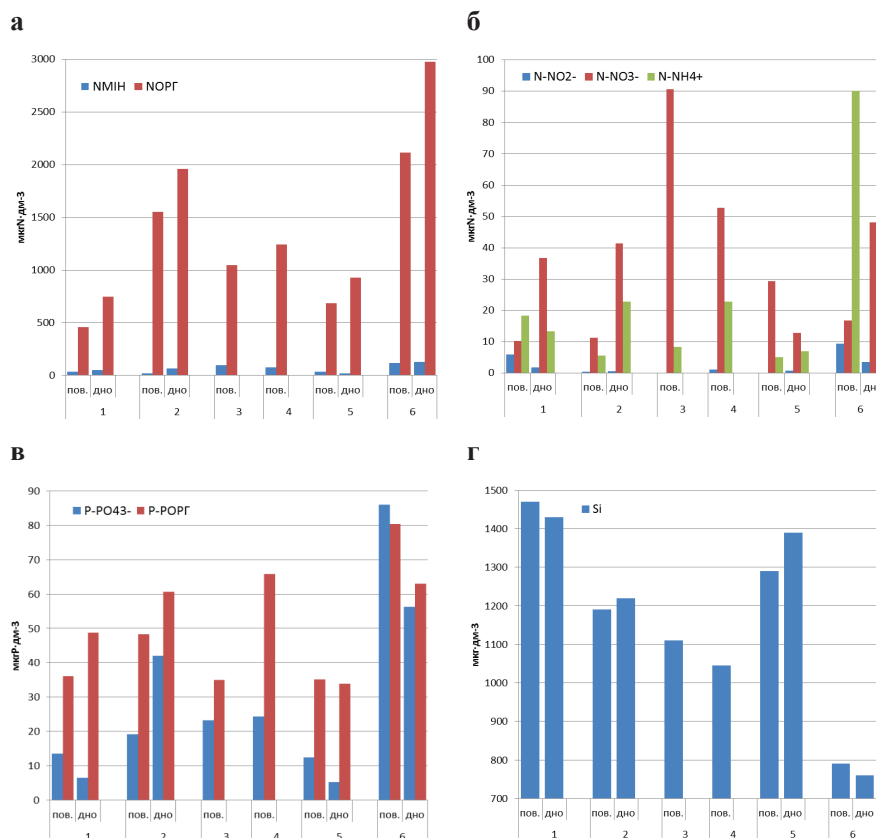


Рис. 8. Гідрохімічні показники на станціях мису Північний Одеський

загальний ($P_{\text{заг}}$) на акваторії бухти більш ніж в 2 рази вище, ніж на прилеглої акваторії (рис. 8).

У водних екосистемах донні відкладення є показником процесів, що протікають у водній товщі. Основна роль в постачанні речовин у донні відкладення належить фітопланктону, особливо після його масового розвитку. Збагачення донних відкладень органічною речовиною, її деструкція і винос речовин з донних відкладень у водну товщу (особливо при малих глибинах) може впливати на інтенсивність продукційних процесів, тому що порові розчини донних відкладень легко переміщуються у придонний шар води. Донні відкладення в акваторії мису Північний Одеський представляли собою пісок дрібний, пісок дрібний з чорним мулом та рослинним детритом і чорний мул з запахом сірководню (станції 2 і 4). Присутність чорних мулів, особливо з запахом сірководню, свідчить про накопичення органічних речовин і розвиток у мулах гіпоксії. Аналіз вмісту мінеральних і органічних речовин в порових розчинах донних відкладень показав значне перевищення концентрацій мінеральних і органічних речовин азоту і фосфору, кремнію в бухті: по $N_{\text{мін}}$ в 1.8 раз, $N_{\text{орг}}$ в 1.2, $P_{\text{мін}}$ в 4.3, $P_{\text{орг}}$ в 3.3, кремнію в 1.9 разів (рис. 9). Основною формою азоту в порових розчинах був азот амонійний – 83% в балансі мінеральних сполук азоту максимальні концентрації відзначали

в чорних мулах з запахом сірководню на станції 2 – $2203.7 \text{ мкгN} \cdot \text{дм}^{-3}$. Такі концентрації азоту амонійного є показником деструкції органічної речовини в безкисневих умовах (гіпоксія). Для чорних мулів з запахом сірководню характерними були надвисокі значення $P_{\text{мін}}$ і $P_{\text{орг}}$ (851.7 – $1365.9 \text{ мкгP} \cdot \text{дм}^{-3}$, 1237.4 – $1928.3 \text{ мкгP} \cdot \text{дм}^{-3}$ відповідно).

Вміст сполук азоту і фосфору в порових розчинах був в декілька разів вищим, ніж у водній товщі і при сприятливих умовах (високий температурі води, вітро-хвильовому скаламучуванню донних відкладень, виникненню відновлювальних умов у придонному шарі) їх надходження до водної товщі може змінювати гідрохімічні характеристики акваторії, сприяти додатковому продукуванню органічної речовини мікрофітів і розвитку придонної гіпоксії.

Фітопланктон. На 6 станціях району дослідження було виявлено 46 видів одноклітинних водоростей фітопланктону, що відносяться до 6 таксономічних класів: *Bacillariophyceae*, *Chlorophyceae*, *Prymnesiophyceae*, *Dinophyceae*, *Cyanophyceae*, *Euglenoidae*. Представники класів *Bacillariophyceae* та *Dinophyceae* формували однаковий внесок у видове багатство (по 19 видів). Внесок ціанобактерій (*Cyanophyceae*) складав 5 видів (11%). Класи *Chlorophyta*, *Prymnesiophyceae* та *Euglenoidae* були представлені одним видом.

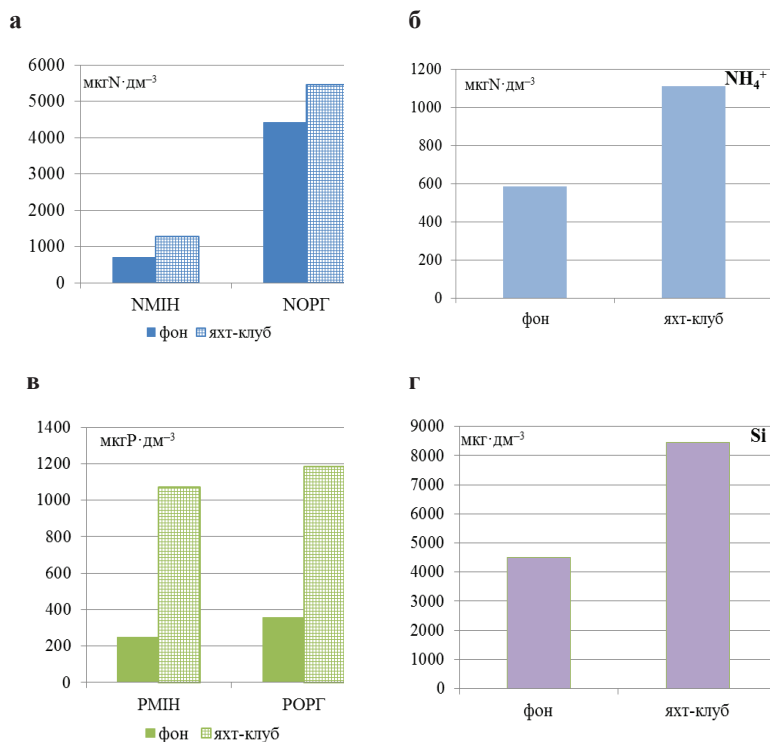


Рис. 9. Середні значення гідрохімічних показників в порових розчинах донних відкладень в районі мису Північний Одеський

Розподіл чисельності та біомаси угруповань фітопланктону в поверхневому та придонному шарах води відрізнявся від розподілу середніх для стовпа води значень цих показників (рис. 10).

Максимальна чисельність та біомаса в поверхневому шарі виявлена на ст. 4, мінімальна – на ст. 1. Максимальна для придонного шару чисельність та біомаса виявлені на ст. 6, мінімальна – на ст. 4. В цілому максимальна для району досліджень чисельність та біомаса угруповань фітопланктону зафіксована в придонному шарі на ст. 6 ($5398 \cdot 10^3 \text{ кл} \cdot \text{л}^{-1}$, $27156 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$), мінімальна – в придонному шарі на ст. 4 ($148 \cdot 10^3 \text{ кл} \cdot \text{л}^{-1}$, $1617 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$) (рис. 10).

Аналіз таксономічної структури угруповань фітопланктону показав, що найбільший внесок як в чисельність, так і біомасу на всіх станціях, за винятком ст. 6, вносили представники *Dinophyceae* (рис. 11). Для станцій 1-5 внесок *Dinophyceae* варіював від 73% в придонному шарі, на ст. 4 до 98% в поверхневому шарі цієї станції. На ст. 6 *Dinophyceae* за біомасою домінували тільки в поверхневому шарі (53%). В придонному шарі на ст. 6 максимальний внесок в біомасу угруповань фітопланктону створювали представники *Bacillariophyceae* (63%).

Домінуючим видом фітопланктону акваторії в період досліджень був представник *Dinophyceae* – *Prorocentrum micans* Ehrenberg. В поверхневих пробах на станціях 2-5 та в придонних пробах на стан-

ціях 2 та 5 чисельність цього виду перевищувала $10^6 \text{ кл} \cdot \text{л}^{-1}$, тобто мінімальне значення чисельності, що характеризує «цвітіння води» (рис. 6). Разом з іншим представником *Dinophyceae* – *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge він утворював комплекс, що формував основу біомаси на всіх станціях, окрім ст. 6.

Вибір локальної акваторії, в якій мають бути розташовані станції постійного моніторингу, передбачає попередню оцінку гетерогенності показників водного середовища. Це дозволяє визначити, яку саме акваторію (з умовно гомогенними умовами) будуть характеризувати результати моніторингу. У випадку мису Північний Одеський необхідно відповісти на питання, наскільки умови в цій акваторії відображають загальні умови прибережної зони Одеського регіону, що є складовою частиною району Дунай-Дніпровського міжріччя. Серед особливостей району вказується домінування вітрових течій; сезонна мінливість трансформованого стоку з Дніпро-Бузького лиману, який впливає на гідролого-гідрохімічну структуру вод району; розвиток вітрового прибережного апвелінгу, що забезпечує водообмін між поверхневим і придонним шарами акваторії в літній період року; наявність в прибережній зоні значних джерел евтрофікації (збагачення біогенними речовинами) і забруднення морського середовища. Для вод району також характерна значна сезонна мінливість всіх гідрохімічних параме-

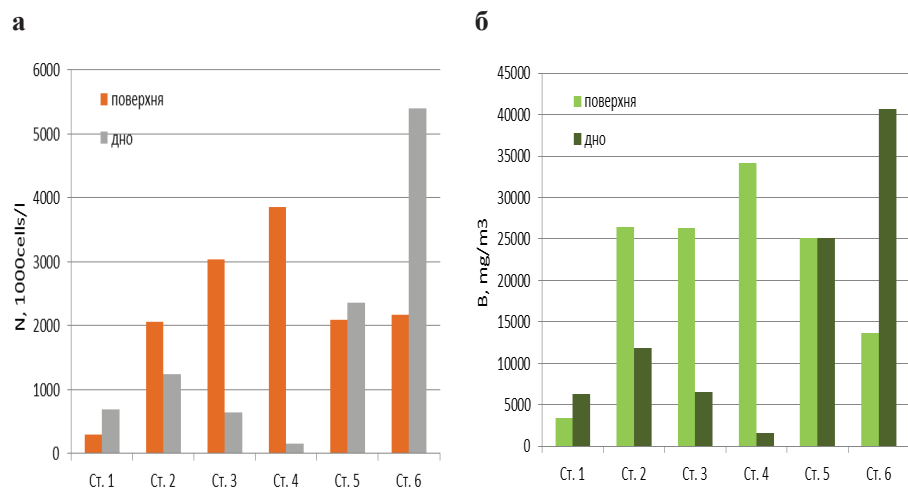


Рис. 10. Чисельність та біомаса фітопланктону на станціях мису Північний Одеський

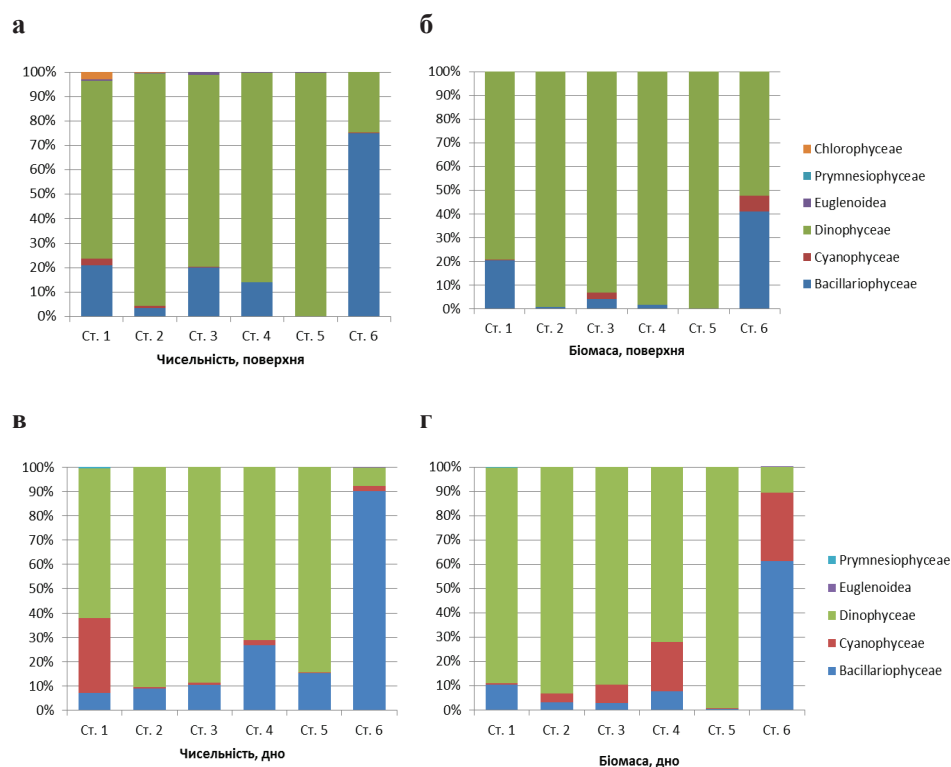


Рис. 11. Внесок представників різних класів одноклітинних водоростей в показники чисельності та біомаси фітопланктону мису Північний Одеський

трів, що пов'язано з розвитком продукційно-деструкційних процесів.

Аналіз супутникових даних показав, що зміни в розподілі водних мас спостерігались на відстані 0.8-1 км від берега. Мис Північний Одеський впливав на гідродинамічні умови і значно ускладнював розподіл водних мас в західному напрямку. Аналіз розподілу поверхневої температури показав, що

найбільший поверхневий прогрів води був локалізований в напрямку від мису Північний Одеський до Одеської затоки, що вочевидь пов'язано з умовами гідродинаміки, обумовленими характеристиками мису. Найбільша каламутність води за значеннями індексу NDTI була локалізована аналогічним чином. Наведені дані дозволяють говорити про те, що умови до мису і після нього суттєво різняться.

Результати досліджень угруповань фітопланктону мису Північний-Одеський виявили значну гетерогенність його просторового (горизонтального і вертикального) розподілу. Суттєво відрізнялись не тільки такі кількісні показники як чисельність та біомаса, але й таксономічна структура фітопланктону окремих станцій, що відбирались на відносно невеликій акваторії площею до 2 га. Так максимальна та мінімальна чисельність, виявлена для різних станцій, відрізнялись в 36, біомаса – в 25 разів.

Відмінності структурної організації фітопланктону дозволяють виділити три групи станцій, в межах яких структурна організація фітопланктону мала спільні характеристики. Спільною характеристикою «внутрішніх станцій» (ст. 2, 3, 4), розташованих в межах штучної бухти, було те, що чисельність та біомаса на поверхні були значно вищими, ніж в придонному шарі. В поверхневому шарі ці показники поступово збільшувались на станціях наближених до виходу із бухти, а в придонному, навпаки – знижувались (рис. 12). Таксономічна структура фітопланктону «внутрішніх» станцій характеризувалась вираженням домінуванням *Dinophyceae*. В напрямку виходу з бухти, де за біомасою домінували *Bacillariophyceae* та *Cyanophyceae* (ст. 6), спостерігалось відносне збільшення внеску *Bacillariophyceae* в біомасу поверхневого шару та *Cyanophyceae* – в біомасу придонного шару. «Зовнішні» станції 1 та 5 характеризувались близькими значеннями біомаси поверхневого та придонного шарів та зростанням біомаси на ст. 5, порівняно зі ст. 1. Ст. 6 різко відрізнялась від інших станцій вертикальним розподілом (максимальна для акваторії біомаса в придонному шарі була значно вища, ніж на поверхні), а також відмінною від інших станцій таксономічною структурою з вираженням домінуванням *Bacillariophyceae*, а не *Dinophyceae*, як на всіх інших станціях.

«Мозаїчний» характер просторового розподілу структурних характеристик угруповань фітопланктону свідчить про неоднорідність розподілу факторів середовища в цій прибережній локальній акваторії. Найважливішими факторами, що визначають просторовий розподіл фітопланктону, є характер та інтенсивність гідродинамічних процесів. Зниження інтенсивності водообміну дозволяє виявити вплив інших факторів, серед яких найважливішим є розподіл ресурсів – біогенних речовин. Аналіз гідрологічного та гідрохімічного режиму на різних станціях дозволяє виявити фактори, що визначали гетерогенність структури угруповань. Якщо аналіз впливу цих факторів виявляється недостатнім для пояснення особливостей розподілу фітопланктону, необхідний пошук додаткових чинників.

Водообмін в акваторії штучної бухти був дуже низький ($4.9 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$) як в поверхневому, так і при-

донному горизонтах. Для організмів фітопланктону стагнація теоретично має призводити до поступового осадження, що має забезпечувати концентрацію біомаси в придонному шарі. Зворотній розподіл, що мав місце на ст. 2-4, може бути пояснений на основі аналізу таксономічної структури угруповань фітопланктону. При низькій інтенсивності процесів перемішування водних мас в придонних шарах можуть створюватись менш сприятливі для життєдіяльності водоростей умови, ніж на поверхні. Низький водообмін, що при домінуванні представників *Bacillariophyceae* має зумовлювати їх поступове осадження, створює також умови для активного переміщення джгутикових водоростей. На ст. 2-4, що як і інші станції характеризуються значними концентраціями органічних форм біогенних речовин, домінуючими є джгутикові представники *Dinophyceae* *Prorocentrum micans* та *Lingulodinium polyedrum*. Одним з факторів, що може обумовлювати вертикальну міграцію цих міксотрофних водоростей, може бути низький рівень кисню, виявлений в придонному шарі на ст. 2. Низький рівень кисню в свою чергу може бути пов'язаний з розкладом (окисленням) маси органічних речовин і низьким надходженням кисню через поверхню внаслідок зниженого водообміну (див. рис. 4). Таким чином, нерівномірний вертикальний розподіл на «внутрішніх» станціях був обумовлений комплексом факторів. Гідрохімічні умови призвели до домінування водоростей, які в умовах гідрологічної стагнації здатні реалізувати вертикальну міграцію в більш насичений киснем верхній шар акваторії штучної бухти.

Водообмін на ст. 6 був ще нижчим, ніж на «внутрішніх» станціях ($0.5 \text{ см} \cdot \text{с}^{-1}$). Але, на відміну від інших станцій, на ст. 6 мало місце домінування представників *Bacillariophyceae*, які поступово осаджувались в придонний шар, внаслідок чого біомаса там була значно вищою, ніж біля поверхні (рис. 12). Основною причиною корінних перебудов таксономічної структури фітопланктону були відмінності вмісту біогенних речовин. Аналіз їх безпосереднього впливу ускладняється тим, що швидкість відновлення певного ресурсу, як правило, невідома. Очевидно, що якщо швидкість надходження біогенної речовини не перевищує швидкість її утилізації, спостерігаються прямі залежності з біомасою, якщо навпаки – зворотні.

Так, наприклад, масовий розвиток *Bacillariophyceae* спричинив зниження концентрацій кремнію на ст. 6, відносно інших станцій, де домінували водорості, що не потребують цього ресурсу (рис. 8). В той же час на ст. 6 виявлені більш високі, ніж на внутрішніх станціях, концентрації органічних форм біогенних речовин, що може бути спричинено

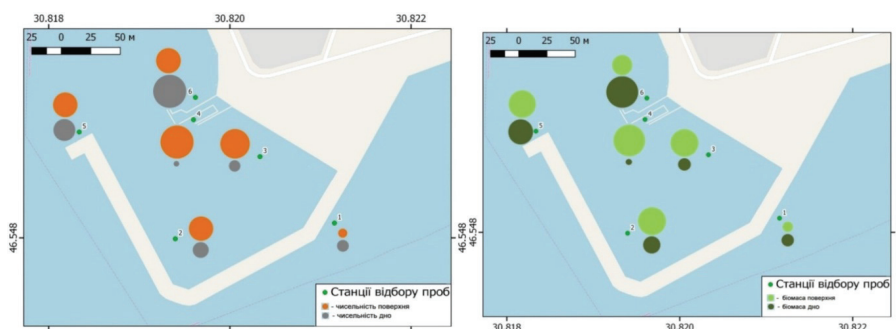


Рис. 12. Просторовий розподіл чисельності та біомаси фітопланктону поверхневого та придонного шарів води на станціях мису Північний Одеський

як їх меншим споживанням переважно автотрофними *Bacillariophyceae*, так і локальним джерелом біогенних речовин в безпосередній близькості від ст. 6. На користь останнього свідчать максимальні для акваторії, що досліджувалась, концентрації мінерального фосфору та амонію, виявлені на ст. 6, незважаючи на максимальну біомасу фітопланктону (рис. 8). Відомо, що амонійна форма азоту має перевагу для споживання автотрофними водоростями над усіма іншими мінеральними формами азоту. Різке підвищення вмісту амонію надало перевагу для розвитку переважно автотрофних представників *Bacillariophyceae* і локальної перебудови таксономічної структури угруповань фітопланктону. Таким чином, гетерогенність розподілу структурних характеристик фітопланктону на ст. 6 була зумовлена підвищенням концентрацій амонійної форми азоту, що в комплексі з підвищенням вмісту мінерального фосфору, створило умови для масового розвитку представників *Bacillariophyceae*. Вкрай низький водообмін на станції зумовив осадження водоростей в придонний шар. Незважаючи на низький водообмін, досить вираженим є вплив гідрохімічних умов, що склались на ст. 6, на «внутрішні» станції 2-4, відносна біомаса *Bacillariophyceae* та *Cyanophyceae* на яких поступово знижувалась по мірі віддалення від виходу з бухти.

Розподіл структурних характеристик фітопланктону на «зовнішніх» станціях також відповідає розподілу гідрологічних та гідрохімічних чинників. Значно більш активний, ніж на інших станціях, водообмін зумовив більш рівномірний вертикальний розподіл чисельності та біомаси. Треба зазначити, що в той час як на ст. 5 поверхнева і придонна швидкості циркуляції води були однакові (як і відповідні значення біомаси), на ст. 1 поверхнева швидкість перевищувала придонну. Це могло створювати умови до незначного зростання концентрації водоростей, що спостерігалось в придонному шарі цієї станції. Однак, при близькості гідрологічного та гідрохімічного режиму «зовнішніх» станцій, що обумовило схожість вертикального розподілу та так-

сономічної структури, на ст. 5 існували умови для зростання показників чисельності та біомаси. Проте, що водні маси на станціях 1 та 5 відрізнялись та не перемішувались в момент відбору, свідчать відмінності температурного режиму на цих станціях при близьких і більш низьких, ніж на інших станціях значеннях солоності. Таку «мозаїчність» розподілу фітопланктону в умовах досить активного водообміну можуть зумовлювати локальні гідродинамічні процеси, що створюють слоїстість водних мас навіть в межах невеликої акваторії. Таким чином, навіть відносна однорідність умов в точках відбору проб не гарантує зів'язані кількісні показники розвитку фітопланктону, що необхідно враховувати при виборі станцій постійного моніторингу.

Комплексні дослідження прибережної акваторії в районі мису Північний Одеський демонструють значну гетерогенність розподілу як факторів водного середовища, так і показників угруповань фітопланктону. Аналіз впливу факторів середовища дозволив пояснити цю гетерогенність структурної організації угруповань фітопланктону. Вона зумовлювалась комплексом факторів, найважливішими з яких був гідродинамічний та гідрохімічний режим. Низький водообмін на «внутрішніх» та «прибережних» станціях призвів до протилежного вертикального розподілу внаслідок відмінностей вмісту органічних та мінеральних форм біогенних речовин. Постачання амонійної форми азоту та мінерального фосфору на прибережній станції зумовило масовий розвиток представників *Bacillariophyceae*, в той час як на інших станціях високі концентрації органічних форм біогенних речовин забезпечували домінування представників *Dinophyceae*. В той час як представники *Bacillariophyceae* осаджувались, формуючи більш високі біомаси в придонному шарі, представники *Dinophyceae* навпаки мігрували в поверхневий шар, де були кращі кисневі умови. Більш інтенсивна гідродинаміка на «зовнішніх станціях» забезпечила більш рівномірний вертикальний розподіл на станціях, в той час як локальні гідродинамічні процеси

зумовили значну гетерогенність біомаси між цими близько розташованими станціями.

Висновки

На прикладі досліджень акваторії мису Північний Одеський демонструється, що результати інтерпретації супутникових даних можуть бути дієвим інструментом при виборі постійних станцій моніторингу фітопланктону. Вони дозволяють проаналізувати гетерогенність розподілу водних мас в районі, де планується прибережний моніторинг, і виділити акваторію, на яку можна розповсюджувати його результати. Для цього можуть бути залучені критерії і об'єми даних, що відповідають різним проміжкам часу. У випадку мису Північний Одеський розподіл водних мас проходив за критеріями поверхневої (яскравистої) температури, каламутності та напрямку течій. Зміни в розподілі водних мас спостерігались на відстані 0.8-1 км від берега. Мис Північний Одеський створював умови до зміни гідродинамічних умов і значно ускладнював розподіл водних мас в західному напрямку.

В якості прибережної акваторії, де може бути продемонстрована локальна гетерогенність розподілу показників фітопланктону, що формується внаслідок особливостей прибережної зони, була обрана акваторія в районі штучної бухти на мисі Північний Одеський. Аналіз розподілу фітопланктону на 6 станціях виявив значні відмінності у вертикальному та горизонтальному розподілі фітопланктону. Гідрохімічні та гідрологічні дослідження дозволили пояснити ці відмінності як наслідок впливу конкретних факторів, що визначають розвиток фітопланктону в прибережній зоні. Головними з них були різний характер водообміну на «внутрішніх» та «зовнішніх» станціях штучної бухти та відмінності вмісту органічних та мінеральних

форм біогенних речовин. Це призводило до різного типу вертикального розподілу біомаси на станціях і навіть значних відмінностей таксономічної структури угруповань фітопланктону локальної акваторії. Локальний вплив амонійної форми азоту та мінерального фосфору на прибережній станції зумовив масовий розвиток представників *Bacillariophyceae*, в той час як на інших станціях високі концентрації органічних форм цих елементів забезпечували домінування представників *Dinophyceae*. В той час як представники *Bacillariophyceae* осаджувались, формуючи більш високі біомаси в придонному шарі, представники *Dinophyceae* мігрували в поверхневий шар, де були кращі кисневі умови. Інтенсивна гідродинаміка на «зовнішніх станціях» забезпечила більш рівномірний вертикальний розподіл фітопланктону, в той час як локальні гідродинамічні процеси зумовили значну гетерогенність біомаси між цими близько розташованими станціями.

Проведені дослідження демонструють суттєві впливи, що спричиняє на розподіл показників фітопланктону, наявність природних особливостей берегів (миси, бухти та ін.) джерел прибережної евтрофікації, штучних прибережних споруд. Вони дозволяють у відповідності до стандартів Морської Стратегії вибрати локації станцій постійного моніторингу, де вплив цих факторів прибережної зони буде мінімальним та зробити висновки щодо їх кількості. Так, на основі проведених досліджень може бути рекомендований відбір проб у верхньому (0-10 м) шарі на двох станціях на відстані понад 150 м в північно-західному напрямку від акваторії штучної бухти. Час відбору може бути синхронізовано з наявністю супутникових даних в акваторії, що дозволить робити висновки про особливості розподілу гідрологічних показників.

Список використаних джерел

1. Зотов А.Б. Унификация расчета объема клеток микроводорослей Черного моря в соответствии со стандартом ЕС. *Альгология*. 2018. Т. 28. № 2. С. 208–232.
2. Международные океанологические таблицы. Вып. 1. Москва : Гидрометеиздат, 1969. 107 с.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А.В. Гриценко та ін. Харків : УкрНДІП, 2012. 37 с.
4. Методы гидрохимических исследований океана. Москва : Наука, 1978. 261 с.
5. Методические рекомендации по определению комплекса морфо-функциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности / Миничева Г.Г. та ін. Одесса, 2003. 37 с.
6. Руководство по химическому анализу морских вод. РД 52.10.243-92. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1993. 263 с.
7. Таблицы растворимости кислорода в морской воде. Ленинград : Гидрометеиздат, 1976. 195 с.
8. Utermohl H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie*, 1958. 9: 1–38.
9. Marine Strategy Framework Directive. Directive 2008/56/EC of the European parliament and of the council of 17 June 2008. *Official Journal of the European Union* L 164/19, 25.6.2008.
10. Moncheva S., Parr B. Manual for Phytoplankton Sampling and Analysis in the Black Sea. Black Sea Commission. 2005. (updated 2010). 68 pp.
11. Water Framework Directive. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, *Official Journal (OJ L 327)* on 22 December 2000.

References

1. Zotov, A.B. (2018). Unyfykatsiya rascheta ob'ema kletok mykrovodorosley Chernoho moria v sootvetstvyi so standartom ES [Unification of the calculation of the volume of cells of microalgae in the Black Sea in accordance with the EU standard]. *Al'holohiya. — Algology*, 28 (2), 208–232 [in Russian].
2. Mezhdunarodnye okeanolohicheskiye tablytsy [International oceanographic tables]. (1969). Vyp.1. M.: Hydrometeoyzdat [in Russian].
3. Hrytsenko, A.V. (Eds.). (2012). *Metodyka ekolohichnoi otsinky iakosti poverkhnevyykh vod za vidpovidnyimi katehoriiami* [Methods of ecological assessment of surface water quality by relevant categories]. Kh.: UkrNDIEP [in Ukrainian].
4. Metody hydrokhymicheskikh yssledovaniy okeana [Ocean hydrochemical research methods]. (1978). M.: Nauka [in Russian].
5. Mynicheva, G.G. (Eds.). (2003). *Metodycheskiye rekomendatsyy po opredeleniyu kompleksa morfo-funktsional'nykh pokazateley odnokletochnykh y mnohokletochnykh form vodnoy rastytel'nosti* [Methodical recommendations for determining the complex of morpho-functional indicators of uni- and multicellular form s of algae]. Odesa [in Russian].
6. Rukovodstvo po khymicheskomu analyzu morskikh vod [Guide to the Chemical Analysis of Marine Waters]. (1993). RD 52.10.243-92. Sankt-Peterburh: Hydrometeoyzdat [in Russian].
7. Tablytsy rastvorymosty kysloroda v morskoy vode [Tables of oxygen solubility in seawater]. (1976.). L.: Hydrometeoyzdat [in Russian].
8. Utermohl H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie*, 1958. 9: 1–38.
9. Marine Strategy Framework Directive. Directive 2008/56/EC of the European parliament and of the council of 17 June 2008, Official Journal of the European Union L 164/19, 25.6.2008.
10. Moncheva, S., Parr, B. (2005). Manual for Phytoplankton Sampling and Analysis in the Black Sea. Black Sea Commission. (updated 2010) 68 pp.
11. Water Framework Directive. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, Official Journal (OJ L 327) on 22 December 2000.

APPROACHES TO THE SELECTION OF PHYTOPLANKTON MONITORING STATIONS ON THE EXAMPLE OF NORTH ODESSA CAPE

Zotov A.B., PhD, Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
State Institution National Antarctic Scientific Center

Sokolov Ye.V., PhD, Senior Researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine

Bogatova Yu.I., PhD, Senior Scientist

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine

Pavlovskaya M.O., Researcher

State Institution National Antarctic Scientific Center

Dzhulai A.O., Researcher

State Institution National Antarctic Scientific Center

The selection of monitoring stations is one of the important methodological tasks to be solved in the process of planning long-term environmental research. This determines the need to find approaches that meet the criteria of the EU Marine Strategy when selecting coastal phytoplankton monitoring stations. One of them is the use of the results of the interpretation of satellite data. They can be an effective tool in analyzing the heterogeneity of water mass distribution in the area where coastal monitoring is planned and allow to determine the water area to which its results can be extended. The next stage is a comprehensive study, which analyzes the heterogeneity of the distribution of phytoplankton in the local coastal waters and identifies the factors that determine these differences. According to the results of this analysis, the optimal location and number of monitoring stations is determined. These approaches are demonstrated by the example of studies of the local coastal Black Sea area. Analysis of the distribution of phytoplankton at 6 stations in the area of North Odessa Cape revealed significant differences in the vertical and horizontal distribution of phytoplankton. Studies of hydrological (surface temperature, turbidity and flow direction) and hydrochemical parameters have explained these differences as a consequence of the influence of specific factors. The main ones were the different nature of water exchange and differences in the content of organic and mineral forms of nutrients at stations. This led to different types of biomass distribution at stations and even significant differences in the taxonomic structure of phytoplankton groups within the local

water area. The conducted research allowed to determine locations where the impact of natural features of shores, artificial coastal structures and sources of coastal eutrophication is minimal. This allows them to be used as permanent monitoring stations in accordance with the standards of the EU Maritime Strategy.

Key words: monitoring, phytoplankton, satellite data, Black Sea.

КОЛОНІЗАЦІЯ МІКРОВОДОРОСТЯМИ ДЕЯКИХ ШТУЧНИХ ПОЛІМЕРІВ В УМОВАХ ЕКСПЕРИМЕНТУ

Капшина І.А. – аспірант, пров. інж.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
irakapshina97@gmail.com

Снігірєва А.О. – к.б.н.¹, старший викладач²

¹ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

²Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
snigireva.a@gmail.com, a.a.snigirova@onu.edu.ua

Узун О.Є. – пров. інж.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
biolena17@gmail.com

У представлений роботі наведені результати експериментальних досліджень характеру обростання мікрофітами поверхні пластикових матеріалів. В основу роботи покладені два лабораторних експерименти (І та ІІ) та один польовий (експеримент ІІІ). Експерименти І та ІІ проводили у кристалізаторах протягом 4 та 7 тижнів. Зразками для експерименту І слугували пластини з поліетилентерефталату (PET) двох типів: взятих з морського середовища із викидів на узбережжі (шорсткий (EP) та гладкий PET (KP)); для експерименту ІІ – пластини з поліетилену низької густини (LDPE) та гладкого PET. У якості контролю використовували скляні пластини. Польовий експеримент ІІІ проходив протягом 7 днів в прибережній зоні Одеської затоки. Зразками слугували PET пластини різної прозорості та поверхні.

У результаті експерименту І найкраще обростали пластинки з шорсткого пластику (EP) та скляні (K), найгірше – з гладкою поверхнею (KP). Достовірні відмінності кількісних показників мікроводоростей на пластинах виявлені тільки в ході першого етапу експозиції. У результаті змін властивостей поверхні пластику за умови перебування у морському середовищі вона стає більш придатною для формування обростання в лабораторних умовах. У ході експерименту І біомаса змінювалась в діапазоні від $0,2 \cdot 10^{-2}$ мг·см⁻² до $4,0 \cdot 10^{-2}$ мг·см⁻². Лабораторний експеримент ІІ продемонстрував поступове зростання кількісних показників фітоперифітону на PET пластинах (від $0,01 \cdot 10^{-2}$ мг·см⁻² до $0,18 \cdot 10^{-2}$ мг·см⁻²) та зниження на LDPE пластинах (від $0,03 \cdot 10^{-2}$ мг·см⁻² до $0,001 \cdot 10^{-2}$ мг·см⁻²). Ці дані підтверджуються коефіцієнтом кореляції: +0,9 (для PET) та -0,9 (для LDPE) для біомаси. Розвиток мікроводоростей регулювався інфузоріями, що почали активно розвиватись з 2–3 тижня та використовували мікрофітів у якості їжі. Максимальна чисельність інфузорій спостерігалась на LDPE пластинах. Тижнева експозиція PET в природних умовах (експеримент ІІІ) демонструє, що первинні поселення мікрофітів досить різноманітні та досягають 28 видів. Отримані дані вносять суттєвий внесок у розуміння процесів взаємодії пластикових матеріалів із мікроводоростями та стануть основою майбутніх досліджень.

Ключові слова: мікроводорості, сукцесія, біообростання, штучні полімери, морське сміття, пластик, лабораторний та польовий експерименти.

Вступ

Натепер пластик розповсюджений на всій земній кулі: від тропічних (John et al. 2021) до полярних поясів (Collard and Ask 2021; Gonzalez Pleater et al. 2021), від річок (Wang et al. 2020) до глибоких океанських жолобів (Chiba et al. 2018). На його частку припадає до 90% морського сміття. Подібний розподіл є характерним і для різних районів Чорного моря (Moncheva et al. 2016; Suaria et al. 2015; Terzi, Erüz and Özşeker 2020). Серед знайденого пластику най-

більш розповсюдженим є поліетилен (PE), що складає майже 45% (Eryaşar et al. 2021) та поліетилентерефталат (PET) – від 8% до 25% (Aytan et al. 2020; Eryaşar et al. 2021). У зв'язку з великою кількістю цих типів полімерів, що знаходяться в Світовому океані, актуальним представляється дослідження характеру їхньої взаємодії з мікроорганізмами (Sapozhnikov et al. 2021).

При потраплянні у воду пластик стає субстратом для гідробіонтів, а першими його колонізаторами

є мікроорганізми та мікробіодорості. В Чорному морі певна увага приділяється як обростанням безпосередньо на морському смітті (PE, PET), виловленому в морі (Snigirova and Kurakin 2019; Snigirova, Uzun and Portyanko 2020), так і на експериментальних конструкціях у природному середовищі (Esensoy, Şentürk and Aytan 2020; Рябушко и др. 2019; Снігирєва и др. 2021б).

Досліджень з вивчення мікрофітообростання в лабораторних умовах не так багато (Калинина и др. 2021). У якості субстрату використовуються різні матеріали: скло (Корляков 2017), папір та інші (Tong and Derek 2021b). Дослідження утворення біоплівки проводяться як для натурних угруповань, так і з використанням культур (Tong and Derek 2021a). Проте процеси розвитку мікробіодоростей на пластику залишаються не до кінця зрозумілими. Деякі роботи зосереджені на питанні розвитку мікроорганізмів (Harrison et al. 2014), а інші – окремих видів діатомових водоростей (Tong and Derek 2021b).

Отже, метою даної роботи було проаналізувати характер колонізації мікробіодоростями окремих типів пластикового субстрату в умовах лабораторних та природного експериментів.

Матеріали та методи досліджень

Для аналізу характеру обростань на пластику було проведено серію незалежних експериментів у лабораторних (експеримент I та II) та природних умовах (експеримент III). Лабораторні експерименти I та II були проведені на базі ДУ «Інститут морської біології НАН України». Матеріалом для експерименту I слугували прозорі пляшки (PET) з природного середовища (деякий час перебували у морі), які були викинуті на берег після весняних штормів і мали шорстку поверхню. З цих пляшок були вирізані пластинки площею 4 см². Як контроль використовувалися скло (предметне скло) і пластини з гладкого прозорого поліетилентерефталату (PET). Усього було виготовлено 27 шорстких пластин (EP), 9 контрольних пластин з гладкою поверхнею (KP) та 9 скляних пластин (K).

В експерименті II використовувалися декілька видів пластин: поліетилентерефталат (PET, прозорий, із гладкою поверхнею), поліетилен низької густини (LDPE, прозорий) площею 4–6 см². В якості контролю використовувалися скляні пластини. Всього було виготовлено по 45 пластин кожного типу.

Експеримент I проводили у квітні-травні 2018 р. (з 16 квітня по 11 травня), а експеримент II – в жовтні-листопаді 2019 р. (з 07 жовтня по 22 листопада) у кристалізаторах об'ємом 4 л (у трьох повторях) при природньому освітленні та кімнатній температурі. Пластини заливали морською водою (3 л) з природного середовища. В експерименті II на дно криста-

лізаторів з метою збагачення субстрату біологічним матеріалом (цисти, бактерії, одноклітинні водорості, найпростіші, мейобентосні організми тощо) розміщався пісок, маса якого становила 200 г. Зйомку пластин з обростанням здійснювали кожні 7 днів.

Для порівняння процесів колонізації пластику мікробіодоростями в лабораторних умовах з процесами в природному середовищі в районі 14 станції Великого Фонтану (Одеська затока) з 12 по 19 жовтня 2019 р. в прибережній зоні були встановлені конструкції з поліетилентерефталату з різними прозорістю та типом поверхні (експеримент III). Конструкції представляють собою циліндри, вирізані з темних та прозорих пластикових пляшок. Частину циліндрів було затерто наждачним папером (зернистість P600), щоб утворити шорстку поверхню.

Після експозицій зразки фіксували 4% формальдегідом. Мікрофіти, що обросли скляні пластини (K), зчищали щіткою та фіксували. Для відокремлення клітин від інших пластин використовувалася ультразвукова мийка, в якій зразки оброблялися протягом 10 хв при 35 кГц. Подальша якісна обробка проводилася за стандартною методикою (Ковтун, Снігирьова та Білоус 2012). Кількісну обробку проводили з використанням лічильної камери (об'ємом 0,05 мл) чи безпосередньо на пластинках, рахуючи кількість клітин в полях зору. У експерименті II додатково проводили підрахунок інфузорій. Для визначення видового складу мікрофітів використовували визначники (Гусяков, Закардонцев і Герасимюк 1992; Царенко 1992; Коваленко 2009) та номенклатурні зведення (Guiry and Guiry 2021).

Отримані дані були перевірені на нормальність тестом Шапіро-Вілка та за необхідності трансформовані функцією логарифмування $\log(x+1)$. Для визначення схожості таксономічного складу різних проб було використано індекс Брея-Кертіса. Для проведення порівняльного аналізу експериментальних пластин і виділення груп за показниками щільності мікробіодоростей проводили ієрархічний кластерний аналіз методом середніх значень на основі отриманої матриці подібності. Для оцінки достовірності результатів кластерного аналізу проводили SIMPROF тест. За допомогою методу однофакторного аналізу подібності (ANOSIM) оцінювали достовірність об'єднання проб в ті чи інші групи. Між кількісними показниками мікробіодоростей та терміном експозиції було розраховано коефіцієнт кореляції. Відмінності вважалися достовірними, якщо граничний рівень значущості не перевищував 5% ($P < 0.05$). Статистична обробка матеріалу проводилася з використанням пакету програм: Статистика в MS Excel 2010 року (MicrosoftTM), PAST.4.03 та PRIMER версія 6.1.6 6 (Clarke et al. 2014).

Результати та обговорення

У лабораторному експерименті І на пластинах було виявлено 11 видів мікроводоростей, що були представлені діатомовими (8 видів) та зеленими (3 види) (табл. 1). Найбільш масовими видами, які до кінця експерименту розвивалися на всіх пластинах, є наступні: *Tabularia fasciculata* (дві розмірні групи), *Achnanthes brevipes*, *Berkeleya rutilans*, *Navicula* sp., *Monoraphidium arcuatum*, *M. contortum*, *M. minutum*¹. Види *T. fasciculata*, *A. brevipes*, *Melosira nummuloides*, *B. rutilans* є типовими для Одеської затоки, що формують основу угруповань в прибережній зоні на твердих субстратах (Неврова і Гусляков 1988). На експериментальних пластинах вони формували колонії, властиві їм в природних умовах. Зазначені нами зелені водорості є представниками фітопланктону, проте вони часто зустрічаються і в бентосі в прибережній зоні Одеської затоки. Ці види спостерігалися в експериментах, проведених нами раніше (Snigirova and Aleksandrov 2014). Інші 4 види є представниками бентосу та широко розповсюджені в прибережній зоні моря.

У результаті досліджень було виявлено, що формування обростання на пластинах проходило нерівномірно. Найвище біорізноманіття спостерігалось на ЕР та К пластинах (8 та 9 видів відповідно). Найменше обросли пластини КР – 4 види (табл. 1).

За весь період експерименту найкраще обростали пластини ЕР, що знаходилися деякий час в природних умовах. Кількісні показники на цих пластинах варіювали в наступному діапазоні: чисельність – від 0,4 тис.кл.·см⁻² до 6,4 тис.кл.·см⁻²; біомаса – від 0,2 мг·см⁻² до 4,0·10⁻² мг·см⁻². Найменш інтенсивно обростали пластини КР: діапазон чисельності від 0,4 тис.кл.·см⁻² до 1,3 тис.кл.·см⁻²; біомаси – від 0,2 мг·см⁻² до 0,4·10⁻² мг·см⁻² (рис. 1). Граничні показники на контрольних скляних пластинках:

чисельність – від 0,2 тис.кл.·см⁻² до 6,8 тис.кл.·см⁻²; біомаса – від 0,1 мг·см⁻² до 3,4·10⁻² мг·см⁻².

Протягом першого тижня експерименту І найвищі показники мікроводоростевого обростання спостерігались на пластинах ЕР та К. Кластерний аналіз з SIMPROF тестом показав, що можна виділити дві групи проб: шореткі та скляні з гладким пластиком. Було виявлено, що угруповання, сформоване на ЕР пластинах, відрізняється від угруповання на К пластинах. Аналіз ANOSIM показав, що існують достовірні відмінності між цими двома групами (global R=0,978 p=0,014) (рис. 2). З подальшим ходом експерименту угруповання на різних типах пластин мало відрізняються один від одного і вже за місяць подібні майже на 80%.

У лабораторному експерименті ІІ на пластикових субстратах основну частину серед мікроводоростей також складали діатомові водорості (Bacillariophyta). Зустрічалися і такі групи як: динофітові (Dinophyta), зелені (Chlorophyta) та ціанобактерії (Cyanoprokaryota), але їхній внесок в різноманіття був незначний. Найчастіше зареєстровані такі діатомові водорості: *Amphora* sp., *Navicula* sp., *Cocconeis* sp., *Hyalosira delicatula* Kützinger, *Tabularia fasciculata*, *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin.

Після завершення експерименту (53 день) найбільша чисельність зафіксована на контрольних скляних пластинах (1332,49 кл.·см⁻²), а найбільша біомаса на PET (0,1811·10⁻² мг·см⁻²). Значне збільшення обростання на контролі та PET пов'язане із наявністю великої кількості дрібних діатомових водоростей. Найменша чисельність спостерігалась на LDPE (1,52 кл.·см⁻²) на 21 день, а біомаса на LDPE (0,003·10⁻² г·см⁻²) на 28 день (рис. 3).

Кількісні показники на PET пластинах впродовж експерименту ІІ змінювалися в діапазоні: чисель-

Таблиця 1

Видове різноманіття на експериментальних (ЕР) та контрольних пластинах (К и КР) (експеримент І)

№ за/п	Вид	Наявність на пластинах		
		ЕР	К	КР
Bacillariophyta				
1.	<i>Achnanthes brevipes</i> C. Agardh	+	+	+
2.	<i>A. longipes</i> C. Agardh	—	+	—
3.	<i>Licmophora</i> sp. <i>abbreviata</i> C.A. Agardh	+	—	—
4.	<i>Melosira nummuloides</i> C.Agardh	+	+	—
5.	<i>Berkeleya rutilans</i> (Trentepohl ex Roth) Grunow	+	+	+
6.	<i>Navicula</i> sp.	+	+	+
7.	<i>Plagiotropis lepidoptera</i> (W.Gregory) Kuntze	—	+	—
8.	<i>Tabularia fasciculata</i> (C. Agardh) D.M. Williams et Round	+	+	+
Chlorophyta				
9.	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	+	+	+
10.	<i>M. contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	+	+	+
11.	<i>M. minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	+	+	+

¹ автори видів наводяться в таблиці 1.

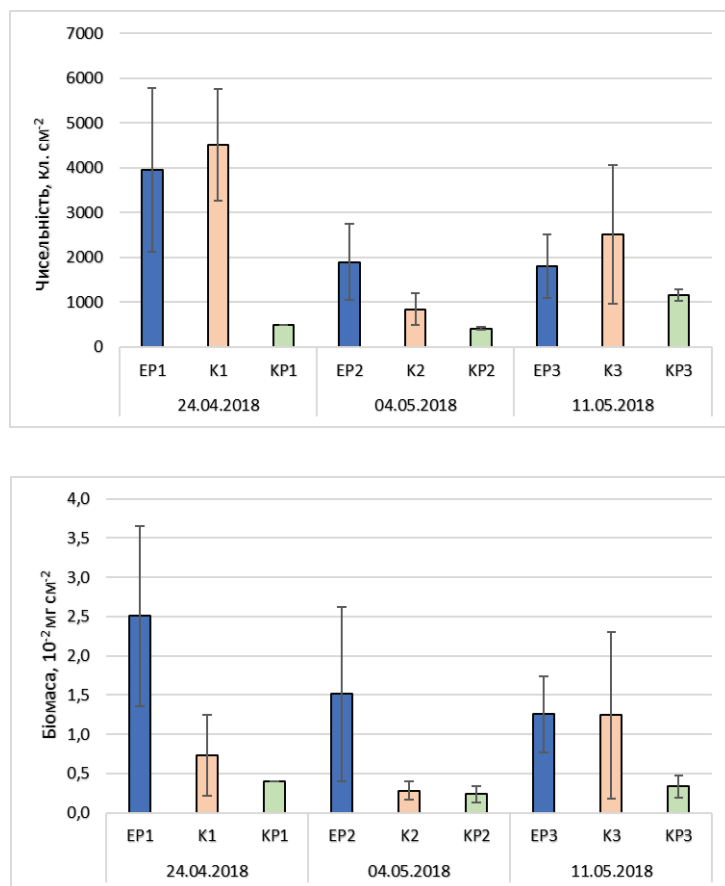


Рис. 1. Динаміка формування чисельності (кл.·см⁻²) і біомаси (10⁻² мг·см⁻²) фітоперифітону на пластинах в ході експерименту I:

EP – шорсткі, K – скляні, KP – гладкі пластини

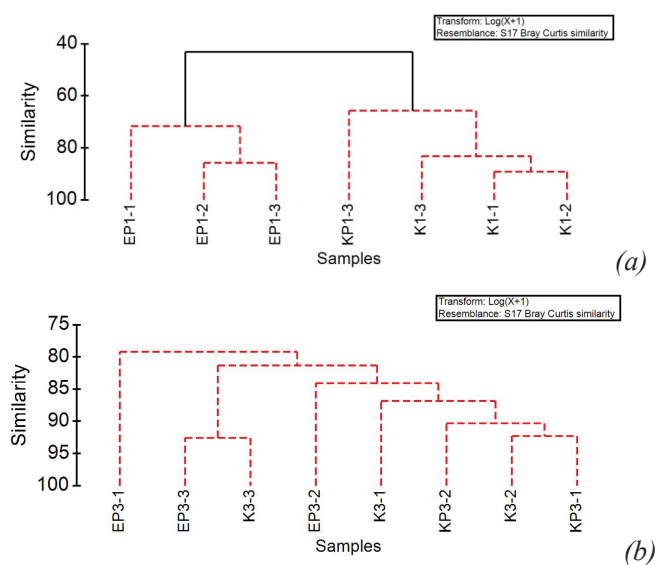


Рис. 2. Розподіл фітоперифітону на пластинах в ході першого (a) та третього (b) етапів експозиції експерименту I:

EP – шорсткі, K – скляні, KP – гладкі пластини

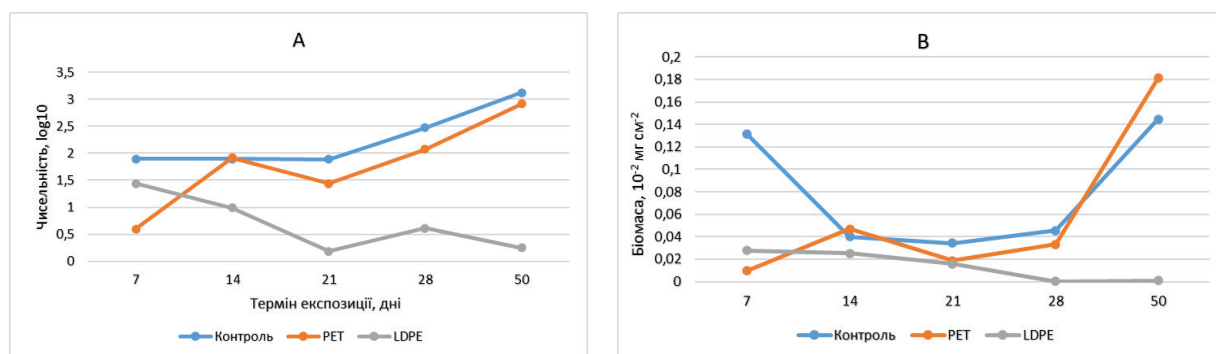


Рис. 3. Порівняльна динаміка чисельності (А) та біомаси (В) мікробіот на поверхні пластин в експерименті II в залежності від терміну експозиції (дні)

ність – від $0,004$ тис.кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $0,83$ тис.кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ та біомаса – від $0,01 \cdot 10^{-2}$ мг. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $0,18 \cdot 10^{-2}$ мг. $\cdot\text{см}^{-2}$. На LDPE, на відміну від контролю та PET, ці показники знижувались впродовж експерименту: чисельність – від $0,03$ тис.кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $0,002$ тис.кл. $\cdot\text{см}^{-2}$, біомаса – від $0,03 \cdot 10^{-2}$ мг. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $0,001 \cdot 10^{-2}$ мг. $\cdot\text{см}^{-2}$. На контрольних скляних пластинах спостерігається збільшення чисельності від $0,08$ тис.кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $1,33$ тис.кл. $\cdot\text{см}^{-2}$, а біомаси тільки з другого тижня – від $0,04 \cdot 10^{-2}$ мг. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $0,14 \cdot 10^{-2}$ мг. $\cdot\text{см}^{-2}$.

В цілому найбільше обростання зафіксовано на контрольних скляних пластинах. Кількісні показники на пластинах PET мали менші значення, порівняно з контролем. Найменші значення чисельності та біомаси зафіксовано на пластинах LDPE.

Було виявлено кореляції між кількісними показниками мікробіот та терміном експозиції. У випадку чисельності на контрольних та PET пластинах спостерігається позитивна кореляція (коефіцієнти кореляції $0,9$ та $0,9$ відповідно), тобто із збільшенням терміну експозиції підвищується чисельність мікробіот. На LDPE, навпаки, негативна кореляція ($-0,7$) – із збільшенням терміну експозиції чисельність мікробіот знижується.

На PET пластинах зафіксована позитивна кореляція для біомаси ($0,9$), а LDPE – негативна ($-0,9$). На контролі кореляції між біомасою та терміном експозиції не виявлено.

Окрім мікробіот на пластинах зустрічались інфузорії. Найбільша чисельність інфузорій спостерігалась на пластинах LDPE. На всіх пластинах на другому та третьому тижнях кількість інфузорій різко зменшувалась. В подальшому реєструвалось поступове підвищення чисельності на PET та контролі, та на порядок зростання чисельності на LDPE пластинах на останньому терміні експозиції. На пластинах PET чисельність інфузорій зменшується від $24,33$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $7,25$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$. На LDPE чисельність інфузорій зменшується до 28 дня експерименту від $60,33$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $9,35$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$, а напри-

кінці експерименту значно зростає і досягає максимального значення – $70,22$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$. На контрольних пластинах – зменшується від $13,56$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $1,75$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$, але з третього тижня експерименту починає незначно збільшуватись до $5,78$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$.

Достовірної залежності між чисельністю інфузорій та мікробіот не виявлено. Однак відмічається, що із зменшенням чисельності інфузорій на PET пластинах збільшуються кількісні показники мікробіот, та на LDPE – із збільшенням інфузорій зменшується чисельність мікробіот. На PET чисельність інфузорій зменшується від $24,33$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $7,25$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$, в той час як чисельність мікробіот значно збільшується від $3,92$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $832,29$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$.

В останній термін експозиції експерименту на LDPE чисельність мікробіот зменшується в $2,3$ рази, порівняно з попередньою зйомкою, а інфузорій – збільшується в $7,5$ рази. Отже, на 53 день чисельність мікробіот досягала майже найнижчого значення ($1,78$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$), а чисельність інфузорій навпаки – найвищого ($70,22$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$), і, таким чином, перевищувала перших в $39,4$ рази.

На деяких пластинах спостерігається повна відсутність мікробіот і, навпаки, значна чисельність інфузорій. Так, на 14 день на К пластинах чисельність інфузорій досягала від $26,09$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $42,25$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$, на LDPE – від $164,20$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $218,52$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$, а також на 53 день на всіх пластинах LDPE інфузорій від $44,44$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$ до $133,33$ кл. $\cdot\text{см}^{-2}$.

Це, мабуть, пояснюється тим, що інфузорії використовують мікробіот у їжу. Те, що більшість ідентифікованих інфузорій північно-західної частини Чорного моря відносяться до альгофагів (Курилов 2004), підтверджує цей факт. Наші спостереження свідчать, що на LDPE інфузорії розвиваються найкраще, активно поїдаючи мікробіот.

В експерименті III в природних умовах за тиждень на поверхні експериментальних пластикових зразків

сформувалось своєрідне угруповання мікроводоростей, що відрізнялось за видовим складом та ступенем обростання на пластинах різного типу (рис. 4).

Всього за тиждень на зазначених пластинах сформувалось досить різноманітне угруповання: на PET прозорому гладкому – 23 види, на PET темному гладкому – 14 видів, на PET прозорому шорсткому –

4 види, на PET темному шорсткому – 19 видів. Всього знайдено 28 видів мікрофітів. Головним чином були присутні діатомові водорості, тільки по одному представнику зелених (заростки макрофіту *Ulva* sp.) та ціанопрокаріот.

Чисельність мікрофітів варіювала в діапазоні від 15,04 тис.кл.·см⁻² до 54,16 тис.кл.·см⁻². Більш

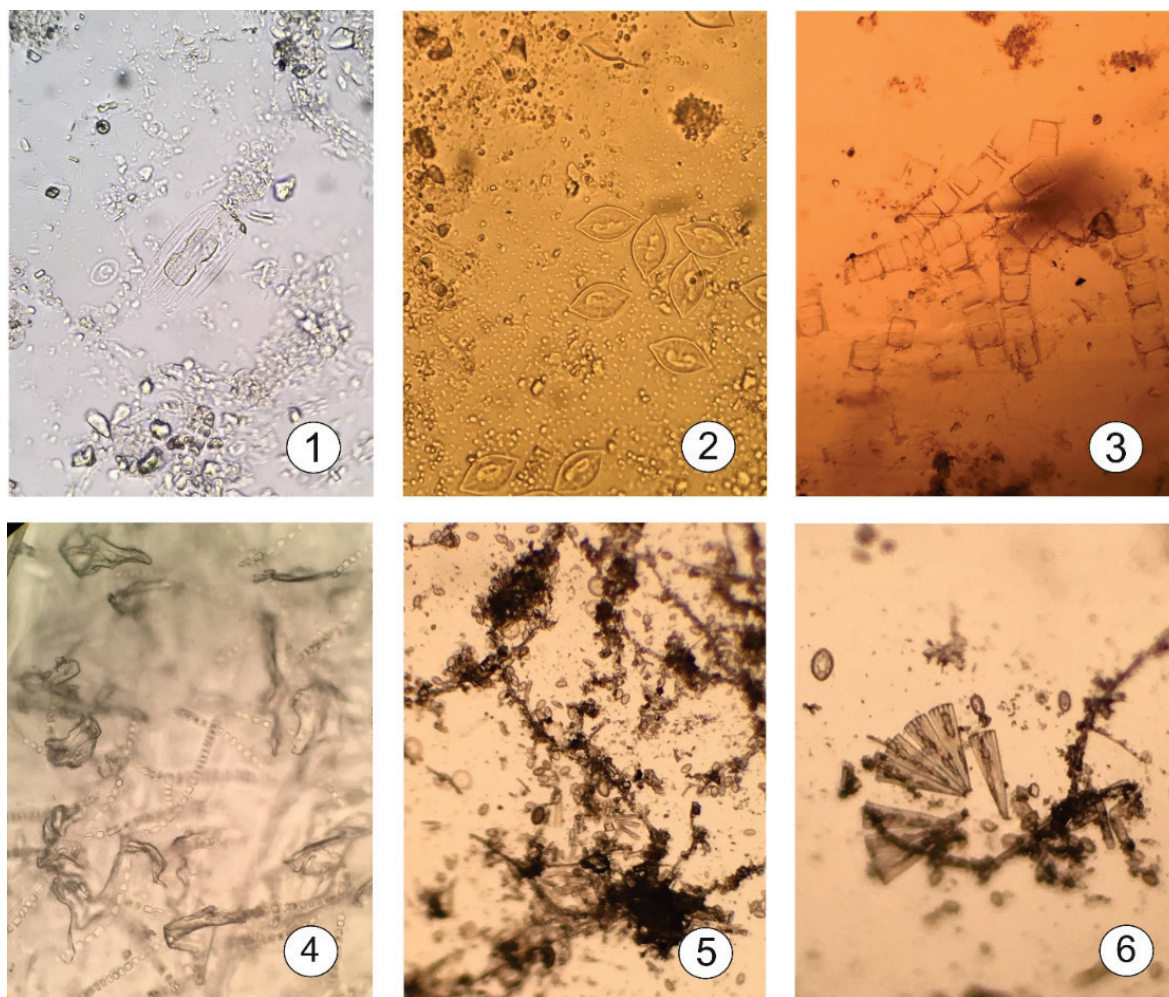


Рис. 4. Представники фітоперифітонного угруповання на поверхні різних полімерів в ході експерименту III в природньому середовищі (14 станція Великого Фонтану, Одеська затока):

1 – *Halamphora* cf. *lineolata* на поверхні PET проз., гл.; 2 – *Achnanthes* cf. *lyrata* на поверхні PET темн., гл.; 3 – *Striatella unipunctata* на поверхні PET темн., гл.; 4 – ціанопрокаріоти на поверхні PET проз., шор.; 5, 6 – скупчення *Cocconeis* sp., *Plagiotropis lepidoptera* та *Licmophora* sp. на поверхні PET темн., гл.

інтенсивно обростали прозорі PET, найменше – темні шорсткі пластинки PET (рис. 5). Причому максимальна чисельність діатомових спостерігалась на прозорих пластинках PET, а зелених – на темних шорстких PET.

Найвагоміший внесок робили такі представники: колоніальні *Navicula* sp., *Plagiotropis lepidoptera* (W.Gregory) Kuntze, *Cocconeis scutellum* Ehrenberg. Мозаїчно розподілялись по субстрату,

формуючи скупчення, такі види як *Amphora hyalina* Kützinger, *Achnanthes* cf. *lyrata* Proshkina-Lavrenko.

В кожному експерименті вже через сім днів кожного експерименту відзначено формування різноманітного перифітонного угруповання як на скляних контрольних пластинах, так і на експериментальних PET та PE. Це спостереження підтверджується низкою робіт. За результатами експериментів, випробуваних на мезокосмах із

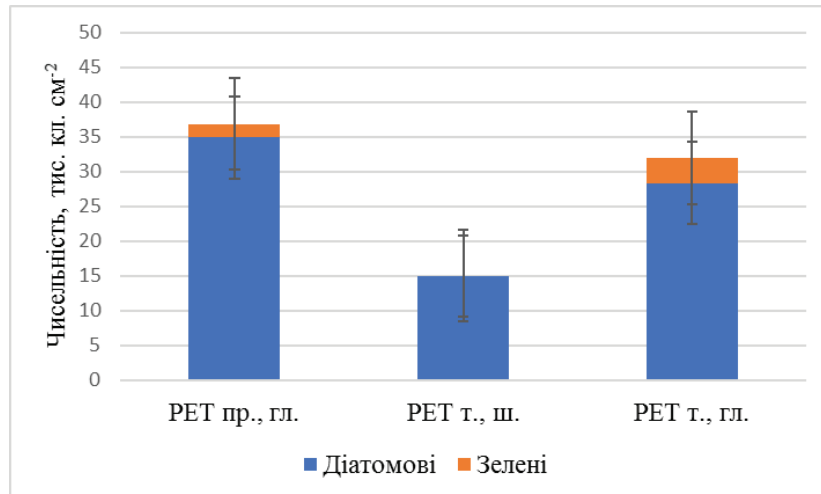


Рис. 5. Співвідношення показників чисельності діатомових та зелених мікрободоростей на пластиковому субстраті (PET) із різною поверхнею в результаті тижневої експозиції в природних умовах:

* пр. – прозорий; т. – темний; гл. – гладкий; ш. – шорсткий

склопластику, з'ясовано, що мікроорганізми розвиваються в період між третім і шостим днями дослідження. За три дні утворювалась бактеріальна плівка, яка покривала приблизно 12% поверхні (Caron and Sieburth 1981). За даними науковців (Lobelle and Cunliffe 2011) біоплівка на PE утворюється протягом 7 днів, а включаючи мікрободорості за 15 днів (Eich et al. 2015). На склі заселення діатомовими та багатоклітинними зеленими водоростями спостерігалось навіть на четверту добу експерименту (Рябушко, Лохова и Стрижак 2013).

Згідно з експериментом I вже за три тижні угруповання на різних типах пластин мало відрізнялись один від одного (подібні майже на 80%). У свою чергу, у експерименті тривалістю шість тижнів (Oberbeckmann et al. 2014) угруповання біоплівки PET та скла помітно відрізнялись (розходження не менше 57%). В даний експеримент були включені бактерії, що може пояснювати протилежність результатів. Окрім цього, поясненням може бути різниця в тривалості експериментів, адже на ранніх стадіях не виявлено залежності росту біоплівки від типу пластику. Значимі відмінності починають проявлятися при тривалості експериментів більше одного місяця (Odobel et al. 2021; Eich et al. 2015).

Як показує представлений нами експеримент III в природних умовах рівень мікрофітообростань на пластику значно перевищує ці значення в лабораторних експериментах (табл. 2). Ймовірно це пов'язано із умовами протікання лабораторних експериментів, а саме особливостями температурного режиму, освітлення, наявності біогенних елементів тощо. Показовими також є кількісні дані обростання морського сміття (PE, PET за походженням),

що були зібрані в цьому ж регіоні (Snigirova, Uzun and Portyanko 2020): чисельність мікрободоростей на PET складала 146,2 тис. кл.·см⁻², на PE – 134,2 тис. кл.·см⁻². За відсутності макробообростання ймовірно, що час перебування у воді зразків сміття не перевищував одного місяця. При цьому обростання перевищували тижневі показники майже в 10 разів. Використання в експерименті I пластику, що деякий час перебував у природі (EP), демонструє те, що його поверхня стає більш сприятливою для колонізації мікрофітами, ніж гладка поверхня (табл. 2). Можливо це пояснюється зміною гідрофобних властивостей пластикового субстрату, що значно впливає на обростателів (Artham et al. 2009; Novosel et al. 2021; Tong et al. 2021).

Слід відмітити, що на пластикових конструкціях всього за тиждень перебування в природних умовах спостерігалось більш високе біорізноманіття (28 видів), ніж в лабораторних умовах за весь період досліджень. Це підтверджують й інші дослідження (Горбенко 1977), в результаті яких за першу добу на поверхні скла утворюється досить різноманітне угруповання діатомових водоростей (17 видів). Вважається, що на такому терміні більшість клітин не прикріплюється, а рухається в пошуках найкращого місця для постійного перебування. Так за місяць перебування у морському середовищі кількість видів коливалась від 7 до 25 в залежності від сезону (Balysheva 2014). Наші спостереження в довгострокових експериментах (58 днів), що проводилися в природних умовах, демонструють, що з часом на PET формуються стійкі угруповання за участю невеликої кількості видів (Снигирева и др. 2021б). Вірогідно, що в ході сукцесії частина видів витісня-

Таблиця 2

Кількісні показники мікрowodоростевого обростання на поверхні різних типів полімерів

Типи пластин	Чисельність, тис. кл.·см ⁻²	Біомаса, 10 ⁻² мг·см ⁻²	Контроль, (чисельність, тис. кл.·см ⁻²)	Контроль, (біомаса, 10 ⁻² мг·см ⁻²)
PET (експеримент I), ЕР	0,4-6,4	0,2-4,0	0,2-6,8	0,1-3,4
PET (експеримент I), КР	0,4-1,3	0,2-0,4		
PET (експеримент II)	0,004-0,8	0,01-0,18	0,08-1,3	0,04-0,14
LDPE (експеримент II)	0,03-0,002	0,03-0,001		
PET (природний експеримент III)	15,0-54,2	0,01-1,46	-	-

ється та у нарощуванні біомаси приймають участь декілька представників родів *Cocconeis* та *Amphora*, найбільш пристосованих до існування на пластиковому субстраті (Снигирева и др. 2021a).

Висновки

У лабораторних умовах виявлено, що в результаті змін властивостей поверхні пластику, за умови перебування у морському середовищі, він стає більш придатним для формування обростання. У ході експерименту I біомаса змінювалась в діапазоні від 0,2·10⁻² мг·см⁻² до 4,0·10⁻² мг·см⁻². Разом із цим тижнева експозиція поліетилентерефталату в природних умовах (експеримент III) демонструє, що первинні заселення мікрофітів досить різноманітні

та досягають 28 видів. Лабораторний експеримент II продемонстрував поступове зростання кількісних показників фітоперифітону на PET пластинках (від 0,01·10⁻² мг·см⁻² до 0,18·10⁻² мг·см⁻²) та зниження на LDPE пластинках (від 0,03·10⁻² мг·см⁻² до 0,001·10⁻² мг·см⁻²). Розвиток водоростей на LDPE не міг продовжуватися так само інтенсивно, як при первинному заселенні, тому що був підірваний розвитком інфузорій-альгофагів.

Фінансування. Дослідження частково (лабораторний експеримент II та природний експеримент) виконані в рамках конкурсного проєкту молодих вчених Національної академії наук України за договором від 02.03.2020 р. № 87-11/10-2020.

Список використаних джерел

- Горбенко Ю.А. Экология морских микроорганизмов перифитона : монография / отв. ред. О.Г. Мионов. Киев : Наукова думка, 1977. 249 с.
- Гусяков Н.Е., Загордонцев О.А., Герасимюк В.П. Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов. Киев : Наукова думка, 1992. 112 с.
- Калинина О.Ю., Сапожников Ф.В., Снигирёва А.А., Салимон А.И., Каляева Я.В. Использование пластиковых элементов для увеличения контактной поверхности субстрата при культивировании прикрепленных видов водорослей. *Вопросы современной альгологии*. 2021. Вып. 25. №1. С. 110–123. DOI: 10.33624/2311-0147-2021-1(25)-110-123.
- Коваленко О.В. Синьо-зелені водорості. Том. I. Вип. 1. Пор. Chroococcales. Флора водоростей України. Київ : Арістей, 2009. 387 с.
- Ковтун О.О., Снігирьова А.О., Білоус О.П. Методичні рекомендації з вивчення фітомікробентосу та фітоперифітону. Одеса : Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, 2012. 38 с.
- Корляков К.А. Метод «царапанных» стекол обрастания для интенсификации изучения структурно-динамических характеристик перифитона. *Вестник Совета молодых учёных и специалистов Челябинской области*. 2017. Т. 1. Вып. 18. № 3. С. 5–14.
- Курилов А.В. Инфузории планктона прибрежной зоны северо-западной части Чёрного моря. *Экология моря*. 2004. Т. 65. С. 35–40.
- Неврова Е.Л., Гусяков Н.Е. Сезонная динамика бентосных диатомовых водорослей на твердых субстратах Севастопольской бухты. *Экология моря*. 1988. Вып. 30. С. 25–28.
- Рябушко Л.И., Лохова Д.С., Стрижак А.В. Диатомовые эпифитона некоторых видов зелёных водорослей-макрофитов и перифитона антропогенных субстратов крымского побережья Чёрного моря. *Альгология*. 2013. Т. 23. № 4. С. 419–437.
- Рябушко Л.И., Сапожников Ф.В., Бондаренко А.В., Калинина О.Ю. Диатомовые обрастания синтетических полимерных материалов в Карантинной бухте (Крым, Черное море). *Вопросы современной альгологии*. 2019. Т. 20. № 2. С. 87–91. DOI: 10.33624/2311-0147-2019-2(20)-87-91.
- Снигирева А.А., Сапожников Ф.В., Калинина О.Ю., Капшина И.А. Род *Cocconeis* (Bacillariophyta) в обрастании пластиковых материалов в акватории Одесского залива (Черное море). *Диатомовые водоросли: Морфология, биология, систематика, Флористика, экология, Палеогеография, Биоистратиграфия* : материалы XVII Международной научной конференции, Минск, 23–28 августа 2021 г. Минск, 2021a. С. 129–130.

12. Снігірєва А.А., Узун Е.Е., Капшина І.А., Портянко В.В. Формирование обрастания на пластиковом субстрате в условиях природного эксперимента. *International Conference Academician Leo Berg – 145 : Collection of Scientific Articles*. Бендери : Eco-TIRAS, 20216. С. 456–458.
13. Царенко П.М., Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР / отв. ред. Г.М. Паламарь-Мордвинцева. Киев : Наукова думка, 1990. 208 с.
14. Artham T., Sudhakar M., Venkatesan R., Nair C.M., Murty K.V.G.K., Doble M. Biofouling and stability of synthetic polymers in sea water. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2009. V. 63. № 7. P. 884–890. DOI: 10.1016/j.ibiod.2009.03.003.
15. Aytan Ü., Şentürk Y., Esensoy F.B., Öztekin A., Ağırbaş E., Valente A. Microplastic pollution along the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea* / eds. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 2020. No: 56. P. 192–207.
16. Balycheva D.S. Seasonal quantitative dynamic of periphyton Bacillariophyta on the experimental glass slides monthly exposed in a coastal seawater area of the Crimea (the Black sea). *International Journal on Algae*. 2014. Vol. 16. № 3. P. 229–236. DOI: 10.1615/InterJAlgae.v16.i3.20.
17. Caron D.A., Sieburth J.M. Disruption of the primary fouling sequence on fiber glass-reinforced plastic submerged in the marine environment. *Applied and environmental microbiology*. 1981. V. 41. № 1. P. 268–273.
18. Chiba S., Saito H., Fletcher R., Yogi T., Kayo M., Miyagi S., Ogido M., Fujikura K. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*. 2018. Vol. 96. P. 204–212. DOI: 10.1016/j.marpol.2018.03.022.
19. Clarke R.N., Gorley P.J., Somerfield R.M. Warwick Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation (3rd edition). Plymouth, PRIMER-E, 2014.
20. Collard F., Ask A. Plastic ingestion by Arctic fauna: A review. *Science of The Total Environment*. 2021. Vol. 786. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147462.
21. Eich A., Mildnerberger T., Laforsch C., Weber M. Biofilm and diatom succession on polyethylene (PE) and biodegradable plastic bags in two marine habitats: early signs of degradation in the pelagic and benthic zone? *PLoS one*. 2016. Vol. 10. Iss. 9. P. 1–16. DOI: 10.1371/journal.pone.0137201.
22. Eryaşar A.R., Gedik K., Şahin A., Öztürk R.C., Yılmaz F. Characteristics and temporal trends of microplastics in the coastal area in the Southern Black Sea over the past decade. *Marine Pollution Bulletin*. 2021. Vol. 173. Part A. P. 1–8. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112993.
23. Esensoy F.B., Şentürk Y., Aytan Ü. Microbial biofilm on plastics in the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea* / eds. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 2020. No: 56. P. 268–286.
24. González-Pleiter M., Lacerot G., Edo C., Pablo Lozoya J., Leganés F., Fernández-Piñas F., Rosal R., Teixeira-de-Mello F. A pilot study about microplastics and mesoplastics in an Antarctic glacier. *The Cryosphere*. 2021. Vol. 15. P. 2531–2539. DOI: 10.5194/tc-15-2531-2021.
25. Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. 2021. URL: <http://www.algaebase.org> (дата звернення: 28.11.2021).
26. Harrison J.P., Schratzberger M., Sapp M., Osborn A.M. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiol.* 2014. Vol. 14, 232. DOI: 10.1186/s12866-014-0232-4.
27. John J., Nandhini A.R., Padmanaban V.C., Sillanpää M. Microplastics in mangroves and coral reef ecosystems: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 2021. DOI: 10.1007/s10311-021-01326-4.
28. Lobelle D., Cunliffe M. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62. P. 197–200. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.10.013.
29. Moncheva S., Stefanova K., Krostev A., Apostolov A., Bat L., Sergin M., Sahin F., Timofte F. Marine Litter Quantification in the Black Sea: A Pilot Assessment. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2016. V. 15. № 1. P. 22–29. DOI: 10.4194/1303-2712-v16_1_22.
30. Novosel N., Mišić Radić T., Zemla J., Lekka M., Čačković A., Kasum D., Legović T., Žutinić P., Gligora Udovič M., Ivošević DeNardis N. Temperature-induced response in algal cell surface properties and behaviour: an experimental approach. *Journal of Applied Phycology*. 2021. DOI: 10.1007/s10811-021-02591-0.
31. Oberbeckmann S., Loeder M.G.J., Gerdt G., Osborn A.M. Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS Microbiology Ecology*. 2014. Vol. 90. P. 478–492. DOI: 10.1111/1574-6941.12409.
32. Odobel C., Dussud C., Philip L., Derippe G., Lauters M., Eyheraguibel B., Burgaud G., Ter Halle A., Bruzard S., Barbe V., Ghiglione J.-F. Bacterial abundance, diversity and activity during long-term colonization of non-biodegradable and biodegradable plastics in seawater. *Frontiers in Microbiology*. 2021. Vol. 12. DOI: 10.3389/fmicb.2021.734782.
33. Sapozhnikov P., Salimon A., Korsunsky A.M., Kalinina O., Ilyina O., Statnik E., Snigirova A. Plastic in the aquatic environment: interactions with microorganisms. *Plastics in the aquatic environment – part I: current status and challenges* / eds. Stock F. et al. Springer: Berlin, 2021. P. 197–254. DOI: 10.1007/698_2021_747.
34. Snigirova A., Uzun E., Portyanko V. Colonizing of bottom marine litter by benthic organisms in the northwestern Black Sea (Gulf of Odessa). *Marine*

Litter in the Black Sea / eds. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 2020. № 56. P. 247–267.

35. Snigirova A.A., Kurakin A.P. Microalgae on the plastic substrates in the coastal area of the Gulf of Odessa (the Black Sea). *Advances in Modern Phycology*. 2019. P. 103–105.

36. Snigirova A.A., Aleksandrov B.G. Patterns of sand fractions influence on microalgae of the marine coast. *Science Rise*. 2015. Vol. 4. № 1. P. 20–26. DOI: 10.15587/2313-8416.2015.41503.

37. Suaria G., Melinte-Dobrinescu M.C., Ion G., Aliani S. First observations on the abundance and composition of floating debris in the North-western Black Sea. *Marine Environmental Research*. 2015. V. 107. P. 45–49. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.03.011.

38. Terzi Y., Erüz C., Özşeker K. Marine litter composition and sources on coasts of south-eastern Black Sea: A long-term case study. *Waste Management*. 2020. V. 105. P. 139–147. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.01.032.

39. Tong C.Y., Derek J.C.C. Physiology of microalgal biofilm: a review on prediction of adhesion on substrates. *Bioengineered*. 2021a. Vol. 12. № 1. P. 7577–7599. DOI: 10.1080/21655979.2021.1980671.

40. Tong C.Y., Derek J.C.C. The role of substrates towards marine diatom *Cylindrotheca fusiformis* adhesion and biofilm development. *Journal of Applied Phycology*. 2021b. Vol. 33. № 2. DOI: 10.1007/s10811-021-02504-1.

41. Tong C.Y., Shi C.Y., Seng O.B., Derek J.C.C. Physico-chemistry and adhesion kinetics of algal biofilm on polyethersulfone (PES) membrane with different surface wettability. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2021. Vol. 9. Iss. 6. DOI: 10.1016/j.jece.2021.106531.

42. Wang J., Qin X., Guo J., Jia W., Wang Q., Zhang M., Huang Y. Evidence of selective enrichment of bacterial assemblages antibiotic resistant genes by microplastics in urban rivers. *Water Research*. 2020. Vol. 183. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116113.

References

1. Artham, T., Sudhakar, M., Venkatesan, R., Nair, C.M., Murty, K.V.G.K., & Doble, M. (2009). Biofouling and stability of synthetic polymers in sea water. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(7), 884–890. DOI: 10.1016/j.ibiod.2009.03.003.

2. Aytan, Ü., Şentürk, Y., Esensoy, F.B., Öztekin, A., Ağırbaş, E., & Valente, A. (2020). Microplastic pollution along the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea*. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova (eds.). Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 56, 192–207.

3. Balycheva, D.S. (2014). Seasonal quantitative dynamic of periphyton Bacillariophyta on the experimental glass slides monthly exposed in a coastal seawater area of the Crimea (the Black sea). *International Journal on Algae*, 16(3), 229–236. DOI: 10.1615/InterJAlgae.v16.i3.20.

4. Caron, D.A., Sieburth, J.M. (1981). Disruption of the primary fouling sequence on fiber glass-reinforced plastic submerged in the marine environment. *Applied and environmental microbiology*, 41(1), 268–273.

5. Chiba, S., Saito, H., Fletcher, R., Yogi, T., Kayo, M., Miyagi, S. et al. (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, 96, 204–212. DOI: 10.1016/j.marpol.2018.03.022.

6. Clarke, R.N., Gorley, P.J., & Somerfield, R.M. (2014). Warwick Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation (3rd edition). Plymouth, PRIMER-E.

7. Collard, F., Ask, A. (2021). Plastic ingestion by Arctic fauna: A review. *Science of The Total Environment*, 786. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147462.

8. Eich, A., Mildenerger, T., Laforsch, C., & Weber, M. (2016). Biofilm and diatom succession on polyethylene (PE) and biodegradable plastic bags in two

marine habitats: early signs of degradation in the pelagic and benthic zone? *PLoS one*, 10(9), 1–16. DOI: 10.1371/journal.pone.0137201.

9. Eryaşar, A.R., Gedik, K., Şahin, A., Öztürk, R.C., & Yılmaz, F. (2021). Characteristics and temporal trends of microplastics in the coastal area in the Southern Black Sea over the past decade. *Marine Pollution Bulletin*, 173, A, 1–8. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112993.

10. Esensoy, F.B., Şentürk, Y., & Aytan, Ü. (2020). Microbial biofilm on plastics in the southeastern Black Sea. *Marine Litter in the Black Sea*. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova (eds.). Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 56, 268–286.

11. González-Pleiter, M., Lacerot, G., Edo, C., Pablo Lozoya, J., Leganés, F., Fernández-Piñas, F. et al. (2021). A pilot study about microplastics and mesoplastics in an Antarctic glacier. *The Cryosphere*, 15, 2531–2539. DOI: 10.5194/tc-15-2531-2021.

12. Gorbenko, Iu.A. (1977). *Ekologiya morskikh mikroorganizmov perifitona [Ecology of marine microorganisms of periphyton]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].

13. Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2021). AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland, Galway. www.algaebase.org. Retrieved from <http://www.algaebase.org>.

14. Gusliakov, N.E., Zakordonets, O.A., & Gerasimiuk, V.P. (1992). *Atlas diatomovykh vodoroslei bentosa severo-zapadnoi chasti Chernogo moria i prilegaiushchikh vodoemov [Atlas of benthos diatoms of the northwestern part of the Black Sea and adjacent water bodies]*. Kyiv: Nauk. Dumka [in Russian].

15. Harrison, J.P., Schratzberger, M., Sapp, M., & Osborn, A.M. (2014). Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment

- microcosms. *BMC Microbiol.* 14, 232. DOI: 10.1186/s12866-014-0232-4.
16. John, J., Nandhini, A.R., Padmanaban, V.C., & Sillanpää, M. (2021). Microplastics in mangroves and coral reef ecosystems: a review. *Environmental Chemistry Letters*. DOI: 10.1007/s10311-021-01326-4.
 17. Kalinina, O.Yu., Sapozhnikov, Ph.V., Snigirova, A.A., Salimon, A.I. & Kaliaeva, Ya.V. (2021). Ispolzovanie plastikovykh elementov dlia uvelicheniia kontaktnoi poverkhnosti substrata pri kultivirovanii prikrepennykh vidov vodoroslei [The use of plastic details to increase the contact surface of the substrate during the cultivation of attached species of algae]. *Voprosy sovremennoi algologii – Issues of modern algology*, 25(1), 110–123 [in Russian].
 18. Korliakov, K.A. (2017). Metod «tcarapannykh» stekol obrastaniia dlia intensifikatsii izucheniia strukturno-dinamicheskikh kharakteristik perifitona [The method of «scratched» fouling glasses to intensify the study of the structural and dynamic characteristics of periphyton]. *Vestnik Soveta molodykh uchenykh i spetsialistov Cheliabinskoi oblasti – Bulletin of the Council of Young Scientists and Specialists of the Chelyabinsk Region*, 1, 18(3), 5–14 [in Russian].
 19. Kovalenko, O.V. (2009). *Sino-zeleni vodorosti. Tom. I. Vip. I. Por. Chroococcales. Flora vodorostei Ukraini [Blue-green algae. Vol. I. Issue 1. Order Chroococcales. Flora of algae of Ukraine]*. Kyiv: Aristei [in Ukrainian].
 20. Kovtun, O.O., Snigirova, A.O. & Bilous, O.P. (2012) *Metodychni rekomendatsii z vyvchennia fitomikrobentosu ta fitoperyfitonu [Methodical recommendations for the study of phytomicrobenthos and phytoperiphyton]*. Odesa: Odeskyi natsionalnyi universytet imeni I.I. Mechnykova [in Ukrainian].
 21. Kurilov, A.V. (2004). Infuzorii planktona pribrezhnoi zony severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Plankton ciliates of the coastal zone of the northwestern part of the Black Sea]. *Ekologiya moria – Ecology of the sea*, 65, 35–40 [in Russian].
 22. Lobelle, D., Cunliffe, M. (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 197–200. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.10.013.
 23. Moncheva, S., Stefanova, K., Krostev, A., Apostolov, A., Bat, L., Sergin, M. et al. (2016). Marine Litter Quantification in the Black Sea: A Pilot Assessment. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 15(1), 22–29. DOI: 10.4194/1303-2712-v16_1_22.
 24. Nevrova, E.L., Gusliakov, N.E. (1988). Sezonnaia dinamika bentosnykh diatomovykh vodoroslei na tverdykh substratakh Sevastopolskoi bukhty [Seasonal dynamics of benthic diatoms on solid substrates of the Sevastopol Bay]. *Ekologiya moria – Ecology of the sea*, 30, 25–28 [in Russian].
 25. Novosel, N., Mišić Radić, T., Zemla, J., Lekka, M., Čačković, A., Kasum, D. et al. (2021). Temperature-induced response in algal cell surface properties and behaviour: an experimental approach. *Journal of Applied Phycology*. DOI: 10.1007/s10811-021-02591-0.
 26. Oberbeckmann, S., Loeder, M.G.J., Gerdts, G., & Osborn, A.M. (2014). Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters. *FEMS Microbiology Ecology*, 90(2), 478–492. DOI: 10.1111/1574-6941.12409.
 27. Odobel, C., Dussud, C., Philip, L., Derippe, G., Lauters, M., Eyheraguibel, B. et al. (2021). Bacterial abundance, diversity and activity during long-term colonization of non-biodegradable and biodegradable plastics in seawater. *Frontiers in Microbiology*, 12. DOI: 10.3389/fmicb.2021.734782.
 28. Ryabushko, L.I., Lokhova, D.S. & Strizhak, A.V. (2013). Diatomovye epifitona nekotorykh vidov zelenykh vodoroslei-makrofitov i perifitona antropogennykh substratov krymskogo pribrezhia Chernogo moria (Ukraine) [Diatom epiphyton of some green algae and periphyton of anthropogenic substrates of crimean coastal the Black Sea (Ukraine)]. *Algologiya – Algology*, 23(4), 419–437 [in Russian].
 29. Ryabushko, L.I., Sapozhnikov, Ph.V., Bondarenko, A.V. & Kalinina, O.Yu. (2019). Diatomovye obrastaniia sinteticheskikh polimernykh materialov v Karantinnoi bukhte (Krym, Chernoe more) [Diatom foulings of synthetic polymer materials in Karantinnay Bay (Crimea, the Black Sea)]. *Voprosy sovremennoi algologii – Issues of modern algology*, 20 (2), 87–91 [in Russian].
 30. Sapozhnikov, P., Salimon, A., Korsunsky, A.M., Kalinina, O., Ilyina, O., Statnik, E. et al. (2021). Plastic in the aquatic environment: interactions with microorganisms. *Plastics in the aquatic environment – part I: current status and challenges*. F. Stock, G. Reifferscheid, N. Brennholt, E. Kostianaia (eds.). Springer: Berlin, 197–254. DOI: 10.1007/978_2021_747.
 31. Snigirova, A., Uzun, E., & Portyanko, V. (2020). Colonizing of bottom marine litter by benthic organisms in the northwestern Black Sea (Gulf of Odessa). *Marine Litter in the Black Sea*. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova (eds.). Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 56, 247–267.
 32. Snigirova, A.A., Aleksandrov, B.G. (2015). Patterns of sand fractions influence on microalgae of the marine coast. *Science Rise*, 4(1), 20–26. DOI: 10.15587/2313-8416.2015.41503.
 33. Snigirova, A.A., Kurakin, A.P. (2019). Microalgae on the plastic substrates in the coastal area of the Gulf of Odessa (the Black Sea). *Advances in Modern Phycology*, 103–105.
 34. Snigirova, A.A., Sapozhnikov, Ph.V., Kalinina, O.Yu. & Kapshyna, I.A. (2021a). Rod *Cocconeis* (Bacillariophyta) v obrastanii plastikovykh materialov v akvatorii Odesskogo zaliva (Chernoe more) [The genus *Cocconeis* (Bacillariophyta) in the overgrowth of plastic materials in the water area of the Odessa Bay (Black Sea)]. Proceedings of the XVII International Conference: *Diatomovye vodorosli: Morfologiya, biologiya, sistematika, Floristika, ekologiya, Paleogeografiya*,

Biostratigrafia – Diatoms: Morphology, Biology, Taxonomy, Floristics, Ecology, Paleogeography, Biostratigraphy. (pp. 129–130) [in Russian].

35. Snigirova, A.A., Uzun, E.E., Kapshyna, I.A. & Portianko, V.V. (2021b). Formirovanie obrastaniia na plastikovom substrate v usloviakh prirodnogo eksperimenta [Biofouling formation on plastic substrate under experiment in natural conditions]. Collection of Scientific Articles: International Conference Academician Leo Berg – 145. (pp. 456–458). Benderi: Eco-TIRAS [in Russian].

36. Suaria, G., Melinte-Dobrinescu, M.C., Ion, G., & Aliani, S. (2015). First observations on the abundance and composition of floating debris in the North-western Black Sea. *Marine Environmental Research*, 107, 45–49. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.03.011.

37. Terzi, Y., Erüz, C., Özşeker, K. (2020). Marine litter composition and sources on coasts of south-eastern Black Sea: A long-term case study. *Waste Management*, 105, 139–147. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.01.032.

38. Tcarenko, P.M. (1990). *Kratkii opredelitel khlorokokkovykh vodoroslei Ukrainskoi SSR [Brief guide to*

chlorococcal algae of the Ukrainian SSR]. G.M. Palamar-Mordvintceva (eds.). Kyiv: Naukova dumka [in Russian].

39. Tong, C.Y., Derek, J.C.C. (2021a). Physiology of microalgal biofilm: a review on prediction of adhesion on substrates. *Bioengineered*, 12(1), 7577–7599. DOI: 10.1080/21655979.2021.1980671.

40. Tong, C.Y., Derek, J.C.C. (2021b). The role of substrates towards marine diatom *Cylindrotheca fusiformis* adhesion and biofilm development. *Journal of Applied Phycology*, 33(2). DOI: 10.1007/s10811-021-02504-1.

41. Tong, C.Y., Shi, C.Y., Seng, O.B., & Derek, J.C.C. (2021). Physico-chemistry and adhesion kinetics of algal biofilm on polyethersulfone (PES) membrane with different surface wettability. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6). DOI: 10.1016/j.jece.2021.106531.

42. Wang, J., Qin, X., Guo, J., Jia, W., Wang, Q., Zhang, M. et al. (2020). Evidence of selective enrichment of bacterial assemblages antibiotic resistant genes by microplastics in urban rivers. *Water Research*, 183. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116113.

MICROALGAE COLONIZATION ON SOME ARTIFICIAL POLYMERS IN EXPERIMENTAL CONDITIONS

Kapshyna I.A. – PhD student, leading engineer

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
irakapshina97@gmail.com

Snigirova A.A. – PhD¹, senior lecturer²

¹Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine,

²Odessa National I.I.Mechnikov University

snigirova.a@gmail.com, a.a.snigirova@onu.edu.ua

Uzun O.Ye. – leading engineer

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
biolena17@gmail.com

The present work demonstrates the results of experimental studies of the character of microphyte fouling on the surface of plastic materials. The work is based on two laboratory experiments I and II and the field one (experiment III). Experiments I and II were established in laboratory conditions in crystallizers for 4 and 7 weeks. As a model for the experiment I, polyethylene terephthalate (PET) plates of two types were used: the plates taken from the marine environment from coastal decomposition (rough, EP) and untreated PET plastic (smooth, KP); for experiment II – low pressure polyethylene (LDPE) plates and untreated PET plastic. Glass plates were used as controls. The field experiment took place for 7 days in the coastal zone of the Gulf of Odessa. PET plates of different transparency and surface were used as a model.

As a result of experiment I, the plates of rough plastic (EP) and glass (K) had the best fouling, the lowest parameters of the fouling on the plates with a smooth surface (KP). Significant differences in quantitative indicators of microalgae on the plates were detected only during the first exposure. As a result of changes in the properties of the plastic surface after being in the marine environment, it becomes more suitable for the formation of fouling in the laboratory (experiment I), forming a biomass of from $0.2 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ to $4.0 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$. Laboratory experiment II showed a gradual increase in the quantitative indicators of phytoperiphyton on PET plates (from $0.01 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ to $0.18 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$), and a decrease on LDPE plates (from $0.03 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ to $0.001 \cdot 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$). These data are confirmed by the correlation coefficient: +0.9 (for PET) and -0.9 (for LDPE) for biomass. The development of microalgae was regulated by ciliates, which began to develop actively on 2–3 weeks of the experiment and used microphytes as food. The maximum number of ciliates was observed on LDPE plates. Weekly exposure of PET in field experiment III demonstrated that the primary settlements of microphytes are quite diverse and reached 28 species. The obtained data make a significant contribution to understanding the processes of interaction of plastic materials with microalgae and will be the basis for future research.

Key words: microalgae, succession, biofouling, artificial polymers, marine litter, plastic, laboratory and field experiments.

ВПЛИВ ФУНКЦІОНУВАННЯ ФІТОПЕРИФІТОНУ НА МОРСЬКЕ СЕРЕДОВИЩЕ В ЕКОСИСТЕМАХ РІЗНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО СТАТУСУ

Мінічева Г.Г. – д.б.н., с.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»
minicheva@ukr.net

Калашнік К.С. – к.б.н., н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»
kalashnik.eka@gmail.com

Маринець Г.В. – м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології НАН України»
samoylenko_anna@ukr.net

У роботі розглянуто вплив функціонування фітоперифітону на зміну якості водного середовища в чорноморських прибережних акваторіях із різними категоріями екологічних статус-класів. На основі результатів багаторічних досліджень фітообростання твердих субстратів в умовах різних категорій екологічних статусів – Задовільний (Moderate) – Одеське узбережжя і Поганий (Poor) – авандельта р. Дунаю, представлені особливості його розвитку і можливості зміни якості водного середовища.

Виявлена сезонна динаміка структурно-функціональних показників фітообростання (біомаси, питомої поверхні, продукції, виділення кисню, зв'язування азоту і фосфору) у водоймах із різним екологічним станом. Показано, що розміщення екопозитивних конструкцій у прибережних зонах моря з екологічною категорією Поганий у кілька разів інтенсивніше буде впливати на якість морського середовища порівняно з категорією Задовільний за рахунок більш високої інтенсивності функціонування рослинних угруповань.

Встановлено, що в акваторіях зі статус-класом Задовільний переважають макрофіти з відділів *Chlorophyta* і *Rhodophyta*, в акваторії з нижчим статус-класом Поганий – види з відділів *Chlorophyta* і *Cyanobacteria*, що свідчить про підвищену трофічність водойми.

За домінуванням видів у водному тілі з екологічним статусом Задовільний виділені чотири асоціації макрофітів і мікроепіфітів, зростання яких приурочено до різних глибин – 0–3,0 м, 4,0–6,0 м, 7,0–9,0 м, 10,0–11,0 м. Для розвитку угруповань макрофітів і мікроепіфітону оптимальними є глибини від 0 до 3 м, на яких спостерігаються найбільші значення індексів поверхні, продукції біомаси, зв'язування азоту і фосфору. У разі збільшення глибини середня екологічна активність едіфікаторів асоціацій макрофітобентосу знижується з 30,79 до 24,52 м²·кг⁻¹.

Ключові слова: фітоперифітон, екологічний статус-клас, структурно-функціональні показники, екопозитивні конструкції.

Вступ

Угруповання макро- і мікрофітів, які розвиваються на твердих субстратах у морських екосистемах, виконують первинну авотрофну функцію, в результаті якої синтезується органічна речовина у вигляді рослинної маси, а у водне середовище виділяється кисень (O₂) та поглинаються розчинені поживні сполуки азоту (N) та фосфору (P). Таким чином, рослинність виступає біологічним об'єктом, життєдіяльність якого суттєво змінює хімічний склад морського середовища та впливає на трофічний статус екосистеми. Існує і зворотний зв'язок у системі «рослинність – якість водного середовища»: на інтенсивність функціонування рослинних угруповань у прямій залежності впливає трофічний статус екосистеми (концентрація розчиненої та завислої органічної речовини). Первинна рослинна біомаса, яка синтезується внаслідок фотосинтезу, згодом розкладається та збільшує трофічний статус морського середовища, викликаючи вторинне евтрофування. Проблема збільшення рівня евтрофування морських прибережних екосистем за рахунок розвитку та розкладу макрофітів в останні десятиріччя існує майже для всіх європейських морів (Schramm 1999). Можливий шлях запобігання вторинному евтрофуванню і непогіршенню екологічного стану прибережних морських екосистем внаслідок розкладу рослинної маси – це масштабна культивування макрофітів, яка

у прямій залежності впливає трофічний статус екосистеми (концентрація розчиненої та завислої органічної речовини). Первинна рослинна біомаса, яка синтезується внаслідок фотосинтезу, згодом розкладається та збільшує трофічний статус морського середовища, викликаючи вторинне евтрофування. Проблема збільшення рівня евтрофування морських прибережних екосистем за рахунок розвитку та розкладу макрофітів в останні десятиріччя існує майже для всіх європейських морів (Schramm 1999). Можливий шлях запобігання вторинному евтрофуванню і непогіршенню екологічного стану прибережних морських екосистем внаслідок розкладу рослинної маси – це масштабна культивування макрофітів, яка

передбачає вилучення біомаси, за рахунок чого вирішується проблема евтрофування (Fei 2004). Таким чином, природний життєвий цикл фітоперифітону може виступати причиною як погіршення, так і відновлення екологічного стану водойм. Своєю чергою керованість автотрофним процесом і можливість управління рослинною біомасою можливі за наявності прогностичних закономірностей зв'язку між структурно-функціональною організацією рослинних угруповань і екологічним статусом морської екосистеми.

Сучасна методологія оцінки екологічного статусу перехідних і прибережних морських зон керується положеннями, прийнятими європейськими водними директивами, – Водною Рамковою Директивою (WFD, 2000/60/EC) і Морською Стратегією (MSFD, 2008/56/EC), кінцевим завданням яких є поліпшення екологічного стану водних об'єктів Європи. Вимоги директив передбачають узагальнену оцінку екологічного стану водних об'єктів шляхом визначення п'яти категорій екологічного статус-класу – Відмінний (High), Добрий (Good), Задовільний (Moderate), Поганий (Poor) і Дуже поганий (Bad). За стандартами європейських директив занурена водна рослинність (макро- і мікрофітобентос) є екологічним якісним елементом, за станом якого можна оцінювати екологічний статус-клас перехідних, прибережних та шельфових зон. За індикаторами макрофітобентосу і мікроефітону був визначений сучасний екологічний стан водойм північно-західної частини Чорного моря і проведено їх ранжування (Minicheva 2013; Мінічева та ін. 2015; Kalashnik 2018).

Таким чином, угруповання обростання можна розглядати як біологічний інструмент управління якістю водного середовища, рівня евтрофування та екологічного статус-класу. Однак інтенсивність роботи цього інструменту, своєю чергою, залежить від екологічних умов, в яких розвиваються рослинні угруповання. В зв'язку з цим важливо мати кількісну оцінку результатів функціонування фітообростання в екосистемах з різним рівнем первинно-продукційного процесу, який своєю чергою відображає їхній трофічний рівень.

Управління впливом життєдіяльності рослинних угруповань на морське середовище можливо здійснювати методом контрольованого розвитку фітоугруповань певної структури та інтенсивності функціонування. При цьому необхідно враховувати, що основні функції рослинних угруповань змінюються не тільки від трофічного статусу екосистеми, але також від сезону року, міжрічних умов, глибини зростання, експозиції, а також низки інших чинників, які визначають первинно-продукційний процес (Миничева и др. 1998; Мильчакова и др. 2002; Миничева и др. 2011; Chang et al. 2006; Choi et al. 2019).

Розвиток фітоугруповань на контрольованих штучних поверхнях дозволяє управляти якістю морського середовища, отримувати корисну рослину біомасу, підвищувати екологічний статус прибережних екосистем. Найбільш відомим способом управління якістю прибережних вод є занурені конструкції – штучні рифи, які являють собою затоплені конструкції, розміщені на морському дні для імітації деяких функцій природних субстратів. Штучні рифи функціонують як частина природної екосистеми, не завдаючи шкоди водному середовищу (FAO 2015). Розміщення штучних споруд для підтримки рибальства та аквакультури широко використовувалося протягом тривалого часу, але тепер розвиваються й інші можливості, такі як відновлення морського середовища, стале управління природними ресурсами, наукові експерименти, а також залучення туристів (Artificial Reefs... 2015). Використання штучних рифів для поліпшення екологічного стану морського середовища, наприклад, використання їх для подолання наслідків евтрофікації і зниження якості води, є відносно новим застосуванням (Artificial Reefs... 2015; Tsiamis et al. 2020).

Натепер стоїть питання проектування та розміщення біопозитивних конструкцій у морських акваторіях для підтримання в них оптимального екологічного режиму (Александров 2008; Александров и др. 2001; Миничева 1998; Ohno 1993; FAO 2015). Питання ефективності зміни якості морського середовища внаслідок функціонування рослинного обростання є ключовим для вирішення на інженерному рівні питання покращення екологічного стану прибережних морських екосистем методом розташування штучних рифів.

Завдання цієї роботи полягало у виявленні закономірностей впливу функціонування макро- і мікроформ фітообростання на якість морського середовища в екосистемах з різним екологічним статус-класом, а отже, і з різним рівнем евтрофування.

Матеріал та методи досліджень

Для порівняння впливу життєдіяльності угруповань фітообростання твердих субстратів на якість морського середовища у водоймах із різним екологічним станом були вибрані дві чорноморські акваторії, які суттєво відрізняються рівнем первинно-продукційного процесу: авандельта р. Дунай і Одеське узбережжя. Вибрані водні тіла за морфофункціональними індикаторами водної рослинності мають різні категорії екологічного статус-класу: Поганий для авандельти р. Дунай та Задовільний для Одеської затоки (Minicheva 2013; Мінічева та ін. 2015; Калашнік 2019).

Основним біотопом розвитку фітоперифітону в умовах авандельти р. Дунай є портові, навігаційні та інші гідротехнічні споруди, розміщені в аквато-

ріях антропогенного використання. Поверхні гідротехнічних споруд та навігаційних буїв, що мають постійні місця розташування, використовувались як біологічні моніторингові станції для оцінки просторової неоднорідності, сезонної й міжрічної динаміки макрофітобентосу, який формується в акваторіях судноплавного використання (Маринець 2010).

Для дослідження угруповань фітообростання Одеського узбережжя був вибраний полігон «Біостанція» – акваторія міського пляжу, яка розташована біля Гідробіологічної станції Одеського національного університету імені І.І. Мечникова. Дослідницький полігон являє собою закриту морську акваторію (ківш), відокремлену від моря гідротехнічними спорудами – траверсами і хвилеломом. На глибинах від 1 до 12 м є природний твердий субстрат, на якому розвивається фітообростання.

Загальна схема відбору проб на полігоні «Біостанція» і в авандельті р. Дунай наведена на рис. 1.

Для визначення сезонної динаміки впливу макрофітобентосу на якість морського середовища був проаналізований багаторічний матеріал, відібраний у період 2006–2019 рр. в авандельті Дунаю (242 проби) і на полігоні «Біостанція» (684 проби). Розглядалися усереднені значення показників рослинних угруповань, що розвивалися в горизонті 0–0,5 м.

Для визначення особливостей міжрічних коливань інтенсивності функціонування був використаний порівняльний матеріал морфофункціональної організації макрофітобентосу, відібраний на полігоні «Біостанція» і в авандельті Дунаю в липні 2012 і 2020 рр. Вибрані роки відрізнялися температурою води, в березні 2012 р. вона була найнижчою за

десятиріччя (2,99°C), в 2020 р. – найвищою (6,7°C), що вплинуло на розвиток водоростей. На полігоні «Біостанція» в 2012 р. з перпендикулярного берегу розрізу (трансекти) в межах глибин 2–11 м було відібрано 30 кількісних проб фітоперифітону. В 2020 р. була повторно проведена зйомка на тій самій трансекті, на якій було відібрано 15 кількісних проб фітоперифітону. В авандельті Дунаю в 2012 і 2020 рр. проби фітоперифітону відбиралися з поверхні навігаційних буїв на стандартних горизонтах 0–0,5 м.

Для аналізу угруповань фітообростання (макрофітів і мікроепіфітону) на різних глибинах на полігоні зі статусом Задовільний був використаний матеріал, зібраний з описаного вище розрізу на полігоні «Біостанція» в липні 2020 р. (15 кількісних проб).

У проведених дослідженнях використовувалися класичні методи обліку донної рослинності (Еременко 1980; Гусяков 1980). Окрім стандартних методів оцінки фітобентосу, використовувався комплекс морфофункціональних показників оцінки водної рослинності (Миничева 1989). Питома поверхня (S/W , $m^2 \cdot kg^{-1}$) та індекс поверхні (ІП, од.) макрофітів визначалися на основі методів розрахунку параметрів поверхні багатоклітинних водоростей (Миничева і др. 2003) і мікроепіфітону (Калашник 2013). Показники впливу угруповань фітобентосу на якість водного середовища (продукція, виділення кисню, зв'язування азоту і фосфору в рослинній біомасі) розраховувалися за моделлю формування структурно-функціональної організації фітобентосу залежно від інтенсивності протікання в екосистемі первинно-продукційного процесу (Миничева 1998). Статистичну обробку отриманих результатів проводили загальноприйнятими методами (Лакин 1990).

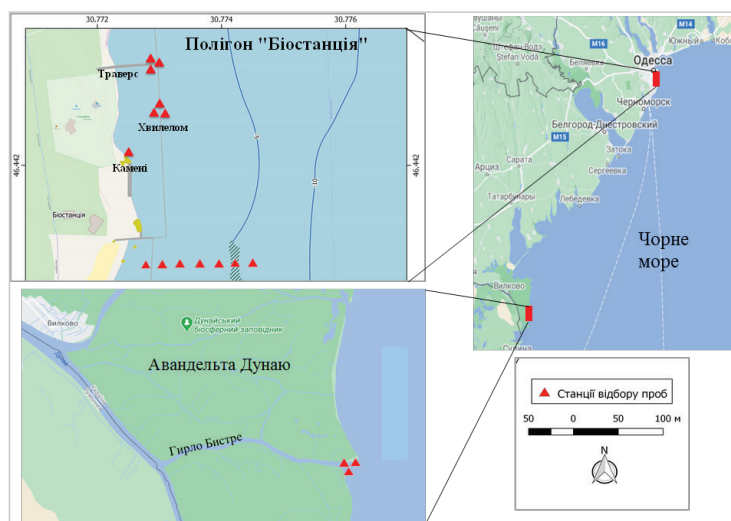


Рис. 1. Схема відбору проб угруповань фітообростання в авандельті р. Дунай (екологічний статус-клас Поганий) і на полігоні «Біостанція» (екологічний статус-клас Задовільний)

Номенклатура водоростей наведена за міжнародним електронним каталогом AlgaeBase (Guiry and Guiry 2021), імена авторів таксонів – у стандартному скороченні (The International... 2020).

Результати та обговорення

1. Особливості сезонної динаміки розвитку перифітону у водних тілах з категоріями Задовільний та Поганий

Інтенсивність функціонування рослинних угруповань та відповідно екологічний стан водних тіл залежить не тільки від антропогенного впливу, а і від сезонних змін абіотичних факторів, які впливають на первинно-продукційний процес. Природна весняна інтенсифікація автотрофного процесу призводить до підвищення евтрофікації і зниження екологічного статусу акваторії. Дослідження сезонної динаміки рослинної біомаси фітообростання у водних тілах з екологічними статус-класами Задовільний та Поганий дозволило порівняти особливості його розвитку у водних тілах з різним екологічним станом.

Екологічна активність макрофітобентосу вища в акваторії з екологічним статусом Поганий, що видно зі середньорічних значень сезонної динаміки питомої поверхні (S/W) (рис. 2).

У водному тілі з гіршим екологічним станом спостерігається більш висока інтенсивність автотрофного процесу, що пов'язано з евтрофуванням водойми. Значення S/W макрофітобентосу у водному тілі з екологічним статус-класом Поганий перевищує значення питомої поверхні у водному тілі зі статусом Задовільний від 2 (весняні місяці) до 14 разів (літні місяці).

Сезонна динаміка виділення кисню макрофітобентосом у водних тілах із різним екологічним станом подібна до сезонної динаміки питомої поверхні (рис. 3а). Оскільки у водоймах з низь-

ким екологічним статусом розвиваються водорості з високою екологічною активністю, яким притаманні швидкі обмінні процеси, то виділення кисню макрофітами в більш евтрофованій акваторії значно вище, ніж в акваторії з екологічним статусом Задовільний.

Рівень евтрофування водних тіл позначається на продукції органічної речовини, яку утворює рослинне обростання у водному тілі зі статусом Поганий, її значення подібні або перевищують у 1,5–2,5 раза значення виділення продукції у водоймі зі статусом Задовільний (рис. 3б). Інтенсивність зв'язування в рослинній біомасі сполуки азоту та фосфору на полігоні зі статусом Поганий у середньому в 1,4 раза вища, ніж в акваторіях зі статусом Задовільний.

Розміщення екопозитивних конструкцій у прибережних зонах моря з екологічною категорією Поганий у середньому в кілька разів інтенсивніше буде впливати на якість морського середовища порівняно з категорією Задовільний за рахунок більш високої інтенсивності функціонування рослинних угруповань.

2. Особливості міжрічних коливань розвитку перифітону у водних тілах з категоріями Задовільний та Поганий

На розвиток фітообростання впливає температурно-світловий режим та інтенсивність фотосинтетичної радіації, які визначаються особливостями погодних умов кожного року. Позаяк в умовах північно-західної частини Чорного моря коливання температури води в різні роки може значно відрізнятися, це впливає на початок інтенсивної вегетації водоростей і їхній подальший розвиток. Дослідження структурно-функціональних показників фітообростання у водних тілах із статус-класами Задовіль-

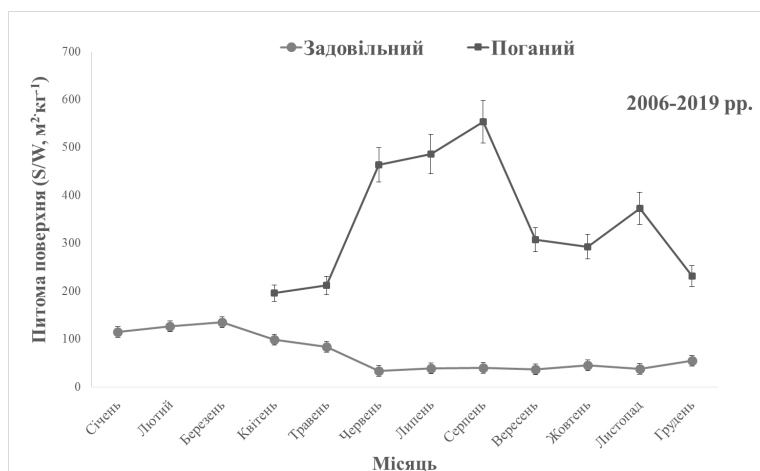


Рис. 2. Середньорічна сезонна динаміка за період 2006–2019 рр. питомої поверхні (S/W) макрофітобентосу у водних тілах з екологічними статус-класами Задовільний і Поганий

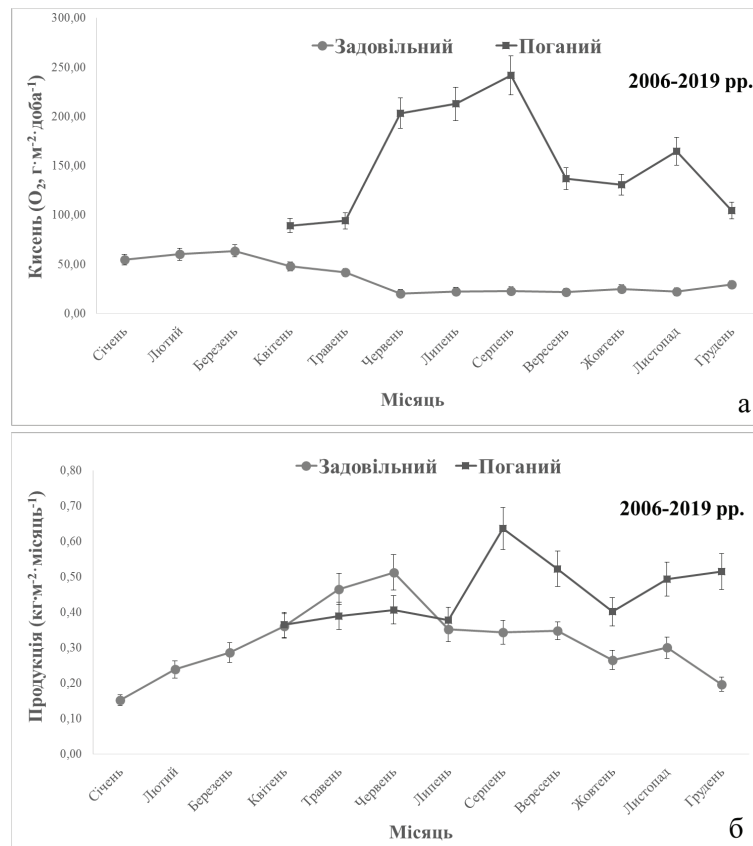


Рис. 3. Багаторічна сезонна динаміка виділення кисню (а), продукції (б) в акваторіях з екологічними статус-класами Задовільний і Поганий

ний (полігон «Біостанція») та Поганий (авандельта Дунаю) у 2012 і 2020 рр., які відрізнялися температурою води у березні ($2,99^{\circ}C$ і $6,70^{\circ}C$ відповідно), дало можливість провести порівняння особливостей його розвитку у водних тілах з різними екологічними статус-класами.

У 2012 р. в акваторії з екологічним статус-класом Задовільний (полігон «Біостанція») було виявлено 14 видів макрофітів, в акваторії з екологічним статусом Поганий (авандельта Дунаю) – 9 видів. У 2020 р. у двох порівнювальних водних тілах виявлена майже однакова кількість видів – 11 і 12 відповідно. На полігоні «Біостанція» зі статус-класом Задовільний переважають види з відділів *Chlorophyta* і *Rhodophyta*, а в авандельті Дунаю з нижчим статус-класом – види з відділів *Chlorophyta* і *Cyanobacteria*.

Як видно з таблиці 1, в акваторії з екологічним статус-класом Поганий у 2012 і 2020 рр. переважають види з високими значеннями питомої поверхні (S/W) *Chaetomorpha gracilis*, *Ulothrix tenuissima*, *Stigeoclonium tenue*, *Kamptomonema laetevirens*, *Phormidium nigroviride* та ін., що свідчить про підвищену трюфність водойми. У 2012 р. у літній сезон відзначалися види, характерні для зимово-весняного

періоду, і ціанобактерії не набули масового розвитку, що пояснюється особливостями розвитку водної рослинності в цьому році, за більш низьких температур. У 2020 році в обох водних тілах зустрічалися види, які є типовими для досліджуваних водойм у літній період.

Порівняння продукції макрофітобентосу в досліджуваних водних тілах показало, що у 2012 р. вона була вищою, ніж у 2020 р. (рис. 4а). У зв'язку з холодною весною на початку липня 2012 р. ще не відбулася остаточна зміна зимово-весняного комплексу макрофітів на літній, тому у флористичному складі були присутні зимні низькофункціональні види з крупними таломами, високою біомасою, що і підвищило показники продукції.

Виділення кисню макрофітами в досліджувані роки було вищим у водоймі зі статус-класом Поганий (рис. 4б), тому що в ній переважають нитчасті зелені і ціанобактерії з високими значеннями питомої поверхні, і, відповідно, більшою інтенсивністю автотрофного процесу.

Для досліджуваних водних тіл найбільша інтенсивність зв'язування азоту та фосфору в рослинній біомасі були зафіксовані в 2012 р. та становили $1,76 г \cdot м^{-2} \cdot добу^{-1}$ та $0,16 г \cdot м^{-2} \cdot добу^{-1}$.

Таблиця 1

**Видовий склад угруповань макрофітобентосу на Одеському узбережжі
(екологічний статус-клас Задовільний) і в авандельті р. Дунай (екологічний статус-клас Поганий)
у 2012 та 2020 рр.**

№	Види	S/W (м ² кг ⁻¹)	«Біостанція» (екологічний статус-клас Задовільний)		Авандельта р. Дунай (екологічний статус-клас Поганий)	
			2012	2020	2012	2020
Chlorophyta						
1	<i>Blidingia marginata</i> (J.Agardh) P.J.L.Dang. ex Bliding	106,4±1,85	-	-	-	+
2	<i>Bryopsis plumosa</i> (Huds.) C.Agardh	33,06±3,75	+	+	-	-
3	<i>Chaetomorpha capillaris</i> (Kütz.) Børgesen	89,61±1,12	-	-	+	+
4	<i>Chaetomorpha gracilis</i> Kütz.	163,95±3,48	-	-	+	+
5	<i>Chaetomorpha linum</i> (O. Mull) Kütz.	15,35±0,56	-	+	-	-
6	<i>Cladophora vagabunda</i> (L.) Van Hoek.	53,93±2,0	+	+	+	+
7	<i>Stigeoclonium tenue</i> (C.Agardh.) Kütz.	552,63±27,92	-	-	+	+
8	<i>Ulothrix implexa</i> (Kütz.) Kütz.	326,40±5,11	+	-	-	-
9	<i>Ulothrix tenuissima</i> Kutz.	180,24±4,79	-	-	+	-
10	<i>Ulva clathrata</i> (Roth) C. Agardh	61,83±3,54	+	-	-	-
11	<i>Ulva intestinalis</i> (Linnaeus) Nees	35,15±1,04	-	+	-	-
Rhodophyta						
1	<i>Acrochaetium secundatum</i> (Lyngb.) Nägeli	497,16±33,39	+	+	+	+
3	<i>Bangia atropurpurea</i> (Mertens ex Roth) C.Agardh	135,69±2,27	-	-	-	+
4	<i>Callithamnion corymbosum</i> (J. E. Smith.) Lyngb.	210,4±12,62	-	+	-	-
5	<i>Carradoriella denudata</i> (Dillwyn) A.M.Savoie & G.W.Saunders	46,86±2,31	+	+	-	-
6	<i>Carradoriella elongata</i> (Huds.) Savoie & G.W.Saunders	15,35±1,08	-	+	-	-
7	<i>Ceramium siliculosum</i> var. <i>elegans</i> (Roth) G.Furnari	25,64±1,66	+	+	-	-
8	<i>Ceramium virgatum</i> Roth	23,78±1,91	+	+	-	-
9	<i>Lomentaria clavellosa</i> (Lightf. ex Turner) Gaillon	11,16±0,89	+	+	-	-
Phaeophyta						
1	<i>Desmarestia viridis</i> (O. Müll.) J.V.Lamour.	31,42±2,22	+	-	-	-
2	<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngb.	152,78±15,33	+	-	-	-
3	<i>Stilophora tenella</i> (Esper) P.C.Silva	22,35±2,56	+	-	-	-
Cyanobacteria						
1	<i>Gloeocapsa</i> sp.	1261,2±0	-	-	-	+
2	<i>Kamptonema laetevirens</i> (H.M.Crouan & P.L.Crouan ex Gomont) Strunecký, Komárek & J.Šmarda	977,16±110,22	-	-	+	-
3	<i>Lyngbya semiplena</i> J.Agardh ex Gomont	627,26±52,18	-	-	-	+
4	<i>Microcoleus</i> sp.	2717,67±0	-	-	-	+
5	<i>Phormidium nigroviride</i> (Thwaites ex Gomont) Anagn. & Komárek	531,97±15,79	-	-	+	-
6	<i>Spirulina tenuissima</i> Kütz.	872,23±21,51	+	-	-	-
Bacillariophyta						
1	<i>Berkeleya rutilans</i> (Trentep. ex Roth) Grunow	180,78±7,95	-	-	+	+
2	<i>Cymbella</i> sp.	133,78±3,38	+	-	-	-
Xanthophyta						
1	<i>Vaucheria dichotoma</i> (Linnaeus) Martius	85,53±1,91	-	-	-	+
Всього:			14	11	9	12

добу⁻¹ (у водному тілі зі статус-класом Поганий) й 1,27 г·м⁻²·добу⁻¹ та 0,12 г·м⁻²·добу⁻¹ (у водному тілі зі статус-класом Задовільний). У 2020 р. в обох водних тілах спостерігалися зменшення значень цих показників у 1,5–2 рази.

Вивчення міжрічної динаміки показників макрофітобентосу дає змогу виявити особливості його розвитку в роки, які відрізняються температурним режимом, що впливає на його функціонування у водних екосистемах різного екологічного стану.

3. Горизонтальні відмінності розвитку перифітону у прибережній екосистемі з категорією Задовільний

Глибина зростання визначає розвиток фітоперифітону, що позначається на його флористичному складі і структурно-функціональних показниках. Фітообростання складається із двох різнорозмірних компонентів – багатоклітинних макрофітів і одноклітинних епіфітів. Для визначення відмінностей функціонування складників фітоперифітону залежно від

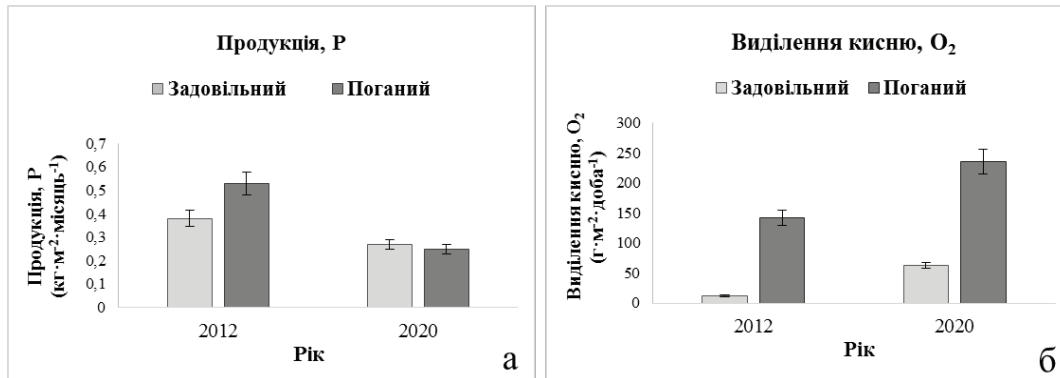


Рис. 4. Продукція (а) та виділення кисню (б) макрофітами у водних тілах з екологічними статус-класами Задовільний і Поганий

глибини зростання у водоймі з екологічним статусом Задовільний був проведений аналіз емпіричного матеріалу з метою виділення природних горизонтів розвитку рослинних асоціацій. За домінуванням видів були виділені чотири асоціації макрофітів і мікроепіфітів, зростання яких приурочено до різних глибин (рис. 5). Для зазначених асоціацій були розраховані індекси поверхні (ІП), за якими визначається інтенсивність автотрофного процесу.

Найбільші значення індексів поверхні угруповань макрофітобентосу і мікроепіфітону спостерігаються на глибині від 0 до 3 м, найменші відзначені на глибині 10–11 м. Зі зростанням глибини середня екологічна активність едіфікаторів асоціацій макрофітобентосу знижується з 30,79 до 24,52 м²·кг⁻¹. Для асоціацій мікроепіфітону не спостерігається зміна екологічної активності з глибиною.

Найбільш «ефективними» для розвитку угруповань макрофітобентосу і мікроепіфітів є глибини від 0 до 3 м, на яких відзначені найбільші величини продукції – 0,48 і 0,32 кг·м⁻²·місяць⁻¹ відповідно (рис. 6а). Виділення кисню макрофітами більше на глибинах від 4 м до 9 м, найменше – на глибинах 10–11 м. Для мікроепіфітів найменше виділення кисню зафіксовано на глибинах 0–3 м, на глибинах від 4 до 11 м не відзначено значних відмінностей у виділенні кисню мікрофітами (рис. 6б).

Зв'язування азоту і фосфору угрупованнями фітобентосу в акваторії з екологічним статусом Задовільний інтенсивніше протікає на глибинах 0–3 м, на яких зафіксовані найбільші значення (рис. 7а, б). На глибинах від 4 до 11 м спостерігалися зменшення значень цих показників у 2 рази.

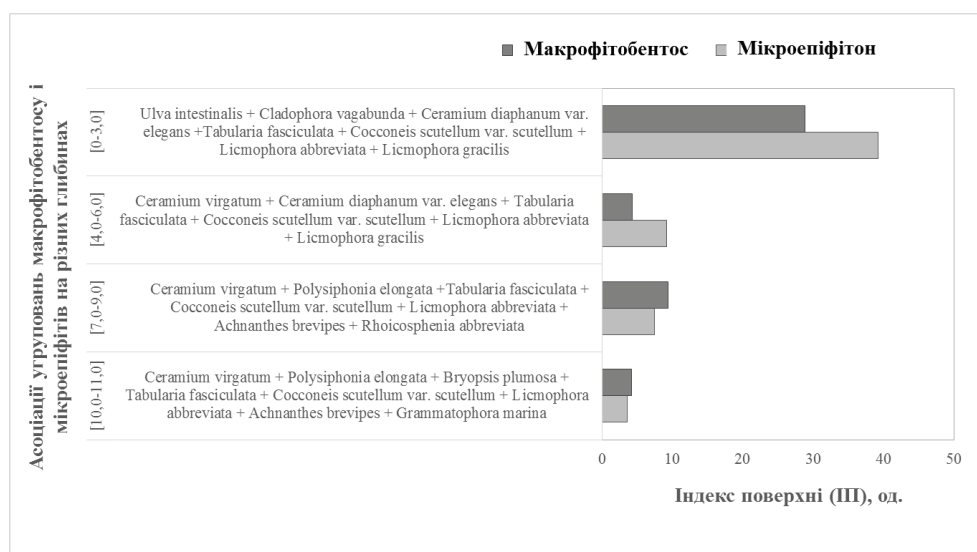


Рис. 5. Асоціації угруповань макрофітобентосу і мікроепіфітону різних глибин та значення їх індексів поверхні (ІП) у водному тілі з екологічним статусом Задовільний

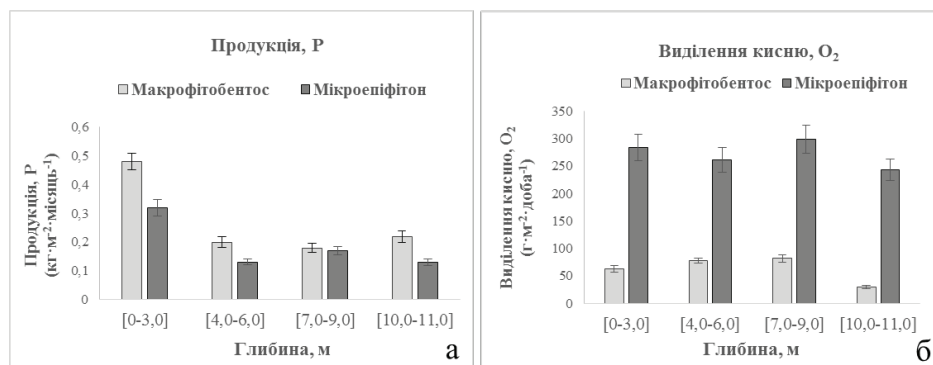


Рис. 6. Продукція (а), виділення кисню (б) угрупованнями макрофітобентосу і мікроепіфітону у водному тілі з екологічним статусом Задовільний залежно від глибини зростання

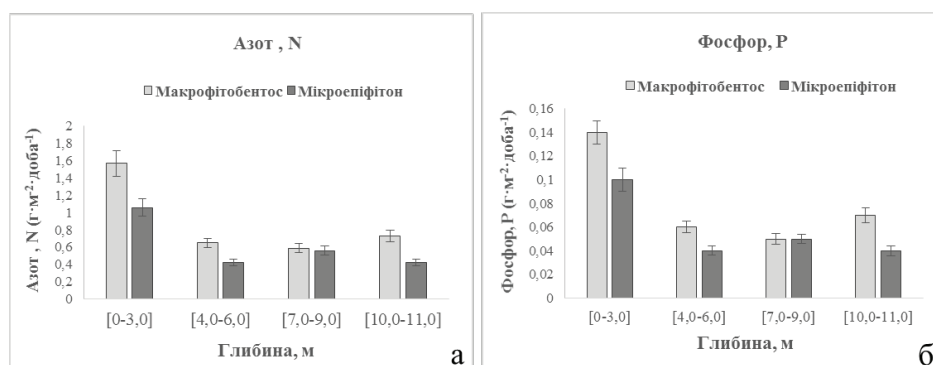


Рис. 7. Зв'язування азоту (а) і фосфору (б) угрупованнями макрофітобентосу і мікроепіфітону у водному тілі з екологічним статусом Задовільний залежно від глибини зростання

Висновки

Порівняння сезонної динаміки рослинного обростання, яке розвивається у водних тілах із різними екологічними статусами, показало, що продукція органічної речовини, а також інтенсивність зв'язування в рослинній біомасі сполуки азоту та фосфору на полігонах Чорноморського узбережжя зі статусом Поганий у середньому в 1,4 раза вища, ніж в акваторіях зі статусом Задовільний. Це означає, що використання екопозитивних конструкцій для відновлення якості морського середовища в екосистемах з проблемним екологічним станом є більш ефективним порівняно з екосистемами з добрими екологічними умовами.

Дослідження флористичного складу макрофітів виявило, що у водному тілі з екологічним статус-класом Поганий переважають нитчасті і тонкорозгалужені водорості з відділів *Chlorophyta* і *Cyanobacteria* з високими значеннями питомої поверхні ($S/W = 89,61\text{--}552,63 \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$), а у водному тілі зі статус-класом Задовільний – види з відділів *Chlorophyta* і *Rhodophyta* з невисокими значеннями питомої поверхні ($S/W = 23,78\text{--}53,93 \text{ м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$).

В умовах холодної весни 2012 р. у водних тілах різних статус-класів спостерігалися вищі показники продукції, зв'язування азоту і фосфору угрупованнями макрофітобентосу порівняно з 2020 р. Це пояснюється тим, що у структурі угруповань домінували крупні зимові форми водоростей із невеликими значеннями питомої поверхні. У більш теплого 2020 р. виділення кисню було вищим, ніж у 2012 р., що свідчить про більш високу інтенсивність первино-продукційних процесів, яку забезпечували літні форми водоростей з високими коефіцієнтами питомої поверхні і тонко розгалуженими таломами.

На основі домінантної структури фітоценозів у водному тілі з екологічним статусом Задовільний виділено чотири природних горизонти розвитку фітобентосу: 0–3,0 м, 4,0–6,0 м, 7,0–9,0 м, 10,0–11,0 м. Для розвитку угруповань макрофітів і мікроепіфітону оптимальними є глибини від 0 до 3 м, на яких спостерігаються найбільші високі значення індексів поверхні. З глибиною середня екологічна активність едіфікаторів асоціацій макрофітобентосу знижується з 30,79 до 24,52 $\text{м}^2\cdot\text{кг}^{-1}$. Для

асоціацій мікроепіфітону не спостерігається тенденція зміни екологічної активності з глибиною.

Моделний розрахунок функціональних показників угруповань макрофітобентосу і мікроепіфітону, які впливають на якість морського середовища, становили такі середні значення для полігону з екологічним статусом Задовільний: продукція біомаси – 0,270 і 0,096 кг·м⁻²·місяць⁻¹; кількість виділення кисню – 63,04 і 234,68 г·м⁻²·добу⁻¹; інтенсивність зв'язування азоту в рослинній біомасі – 0,89 і 0,32 г·м⁻²·добу⁻¹; інтенсивність зв'язу-

вання фосфору в рослинній біомасі – 0,08 і 0,03 г·м⁻²·добу⁻¹ відповідно.

Встановлено, що найбільші значення продукції біомаси, зв'язування азоту і фосфору угрупованнями фітобентосу спостерігаються на глибинах 0–3 м. Виділення кисню макрофітами більше на глибинах від 4 м до 9 м, найменше – на глибинах 10–11 м. Ця інформація необхідна для вирішення оптимальної глибини розташування екопозитивних конструкцій залежно від цільових завдань.

Список використаних джерел

1. Александров Б.Г. Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Черного моря. Киев : Наукова Думка, 2008. 343 с.
2. Александров Б.Г., Миничева Г.Г., Стрикаленко Т.В. Экологические аспекты использования автопокрышек для создания искусственных рифов. *Биология моря*. 2001. № 2. С. 131–137.
3. Гусяков Н.Е. Микрофитобентос. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений* / под ред. А.В. Цыбань. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. С. 166–170.
4. Еременко Т.И. Макрофитобентос. *Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений* / под ред. А.В. Цыбань. Ленинград : Гидрометеиздат, 1980. С. 170–177.
5. Калашник Е.С. Принципы расчета индексов поверхности эпифитного компонента альгосистемы «базифит-эпифит». *Pontus Euxinus – 2013* : тезисы VIII Международной научно-практической конференции молодых ученых по проблемам водных экосистем (Севастополь, 1–4 октября 2013 г.). Севастополь, 2013. С. 67–69.
6. Калашнік К.С. Морфофункціональна організація альгосистеми «базифіт-епіфіт» північно-західної частини Чорного моря : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.17. Одеса, 2019. 24 с.
7. Лакин Г.Ф. Биометрия : учебное пособие для биологических специальностей вузов, 4-е изд., перераб. и доп. Москва : Высшая школа, 1990. 352 с.
8. Маринець Г.В. Особливості морфофункціональної організації фітообростання аванделіти Дунаю та Одеського узбережжя. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія Біологія. Спец. випуск: Гідроекологія*. 2010. № 3 (44). С. 153–156.
9. Мильчакова Н.А., Неврова Е.Л., Евстигнеева И.К. Фитоперифитон на бетонных субстратах в Чёрном море (Украина). *Альгология*. 2002. Т. 12, № 1. С. 96–110.
10. Миничева Г.Г., Большаков В.Н., Хомова Е.С., Швець А.В. Закономерности формирования фитообрастания от ориентации подводных поверхностей. *Морской экологический журнал*. 2011. № 4. Т. X. С. 56–66.
11. Миничева Г.Г. Морфофункциональные основы формирования морского фитобентоса : автореф. дис. на соискание науч. степени д-ра биол. наук : 03.00.17. Севастополь, 1998. 32 с.
12. Миничева Г.Г. Показатели поверхности водорослей в структурно-функциональной оценке макрофитобентоса (на примере северо-западной части Черного моря) : дис. на соискание науч. степени канд. биол. наук : 03.02.01. Севастополь, 1989. 19 с.
13. Миничева Г.Г. Проблемы оценки и управления автотрофным процессом в береговых зонах эвтрофируемых экосистем. *Доклады НАН Украины*. 1998. № 12. С. 192–197.
14. Миничева Г.Г., Гусяков Н.Е., Ковтун О.А. Особенности формирования морского микро- и макроперифитона на твердых субстратах различного типа. *Гидробиологический журнал*. 1998. Т. 34, № 3. С. 61–67.
15. Миничева Г.Г., Зотов А.Б., Косенко М.Н. Методические рекомендации по определению морфофункциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности. Одесса : ЦНТЕП ОНЮА, 2003. 32 с.
16. Мінічева Г.Г., Зотов А.Б., Большаков В.М., Калашнік К.С., Маринець Г.В., Швець Г. В. Автотрофні поверхні – інструмент фітоіндикації для моніторингу водних екосистем. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія*. 2015. № 3–4 (64). С. 470–473.
17. Artificial Reefs in the Black Sea. *Training Reference Book*, 2015. 12 p.
18. Chang G.C., Masao Ohno, Chul Hyun Sohn. Algal Succession on Different Substrata Covering the Artificial Iron Reef at Ikata in Shikoku, Japan. *Algae*. 2006. 21(3): 305–310.
19. Choi C.G., Jung S.W., Ahn J.K., Shimazaki Y., Kang I.J. A study on Marine Algal Succession and Community in Pyramid-shaped Artificial Reef. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University*. 2019. 64 (1). P. 9–99.
20. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC).

21. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).
22. FAO. Practical guidelines for the use of artificial reefs in the Mediterranean and the Black Sea / by Fabi G. et al. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*. 2015. No. 96. Rome, Italy. 74 p.
23. Fei Xiugeng. Solving the coastal eutrophication problem by large scale seaweed cultivation. *Hydrobiologia*. 2004. 512 (1). P. 145–151.
24. Guiry M.D., Guiry G.M. “AlgaeBase” World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. 2021. URL: <http://www.algaebase.org> (дата звернення: 22.07.2021).
25. Kalashnik E.S. Indices of the basiphyte–epiphyte algal system as indicators of the ecological status of marine coastal ecosystems. *International Journal on Algae (IJA)*. 2018. 20 (3). P. 265–276.
26. Masao Ohno. Succession of Seaweed Communities on Artificial Reefs in Ashizuri, Tosa Bay, Japan. *ALGAE*. 1993. 8 (2). P. 191–198.
27. Minicheva G.G. Use of the macrophytes morphofunctional parameters to assess ecological status class in accordance with the EU WFD. *Морський екологічний журнал*. 2013. Vol. XII, No. 3. P. 5–21.
28. Schramm W. Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*. 1999. 11. P. 69–78.
29. The International Plant Names Index (IPNI), 2017. URL: <http://www.ipni.org> (дата звернення: 22.02.2021).
30. Tsiamis K., Salomidis M., Gerakaris V., Mogg A.O.M., Porter E.S., Sayer M.D.J., Küpper F.C. Macroalgal vegetation on a north European artificial reef (Loch Linnhe, Scotland): biodiversity, community types and role of abiotic factors. *Journal of Applied Phycology*. 2020. 32. P. 1353–1363.

References

1. Aleksandrov, B.G. (2008). *Gidrobiologicheskie osnovy upravleniya sostojaniem pribrezhnyh jekosistem Chernogo morja [Hydrobiological bases of management of the Black Sea coastal ecosystems]*. Kyiv: Naukova Dumka [in Russian].
2. Aleksandrov, B.G., Minicheva, G.G. & Strikalenko, T.V. (2001). *Jekologicheskie aspekty ispol'zovanija avtopokryshek dlja sozdanija iskusstvennyh rifov [Environmental aspects of the use of tires to create artificial reefs]*. *Biologija morja – Biology of the sea*, 2, 131–137 [in Russian].
3. Artificial Reefs in the Black Sea (2015). *Training Reference Book*.
4. Chang, G.C., Masao, Ohno & Chul Hyun Sohn (2006). Algal Succession on Different Substrata Covering the Artificial Iron Reef at Ikata in Shikoku, Japan. *Algae*. Volume, 3, 305–310.
5. Choi, C.G., Jung, S.W., Ahn, J.K., Shimasaki, Y. & Kang I.J. (2019). A study on Marine Algal Succession and Community in Pyramid-shaped Artificial Reef. *Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University*, 1, 95–99.
6. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC).
7. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).
8. Eremenko, T.I. (1980). Makrofitobentos [Macrophytobenthos]. *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoi vody i donnykh otlozhenii – Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments*. / A.V. Ciban (Ed.). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].
9. FAO (2015). Practical guidelines for the use of artificial reefs in the Mediterranean and the Black Sea / by Fabi G. et al. *Studies and Reviews. General Fisheries Commission for the Mediterranean*. Rome, Italy.
10. Fei Xiugeng (2004). Solving the coastal eutrophication problem by large scale seaweed cultivation. *Hydrobiologia*, 512 (1), 145–151.
11. Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2020). “AlgaeBase” World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Retrieved from: <http://www.algaebase.org> (Last accessed: 22 February 2021).
12. Gusliakov, N.E. (1980). Mikrofitobentos [Microphytobenthos]. *Rukovodstvo po metodam biologicheskogo analiza morskoi vody i donnykh otlozhenii – Guide to Methods for the Biological Analysis of Seawater and Bottom Sediments*. / A.V. Ciban (Ed.). Leningrad: Gidrometeoizdat [in Russian].
13. Kalashnik, E.S. (2013). Printsipy rascheta indeksov poverkhnosti epifitnogo komponenta algosistemy “bazifit–epifit” [Principles of calculating the surface indices of the epiphytic component of the algal system “basiphyte–epiphyte”]. *VIII Mezhdunarodnaia nauchno-prakticheskaja konferencija molodykh uchenykh po problemam vodnykh ekosistem – VIII International Scientific and Practical Conference of Young Scientists on Problems of Aquatic Ecosystems*, pp. 67–69. Sevastopol [in Russian].
14. Kalashnik, E.S. (2018). Indices of the basiphyte–epiphyte algal system as indicators of the ecological status of marine coastal ecosystems. *International Journal on Algae (IJA)*, 3, 265–276.
15. Kalashnik, E.S. (2019). Morfofunktsionalna orhanizatsiia alhosistemy “bazyfit–epifit” pivnichno-zakhidnoi chastyny Chornoho moria [Morphofunctional organization of the algal system “basifit–epiphyte” of the North-Western part of the Black Sea]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Odessa [in Ukrainian].

16. Lakin, G.F. (1990). *Biometriia: uchebnoe posobie [Biometrics: a tutorial]*. Moscow: Vysshiaia shkola, 352 p. [in Russian].
17. Marynets, H.V. (2010). Osoblyvosti morfofunktsionalnoi orhanizatsii fitoobrostannia avandely Dunaiu ta Odeskoho uzberezhzhia [Features of the morphofunctional organization of phyto-fouling of the Danube avandelta and the Odessa coast]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Serii: Biolohiia. – Scientific notes of Ternopil National Pedagogical. Volodymyr Hnatiuk University. Series: Biology*, 3, 153–156 [in Ukrainian].
18. Masao Ohno (1993). Succession of Seaweed Communities on Artificial Reefs in Ashizuri, Tosa Bay, Japan. *ALGAE*, 2, 191–198.
19. Milchakova, N.A., Nevrova, E.L. & Evstigneeva, I.K. (2002). Fitoperifiton na betonnykh substratakh v Chernom more (Ukraina) [Phytoperiphyton on concrete substrates in the Black Sea (Ukraine)]. *Algologiiia – Algology*, 1, 96–110 [in Russian].
20. Minicheva, G.G. (2013). Use of the macrophytes morphofunctional parameters to asses ecological status class in accordance with the EU WFD. *Marine Ecological Journal*, 3, 5–21.
21. Minicheva, G.G. (1989). Pokazateli poverkhnosti vodoroslei v strukturno-funktsionalnoi otsenke makrofytobentosa (na primere severo-zapadnoi chasti Chernogo moria) [Indicators of the surface of algae in the structural and functional assessment of macrophytobenthos (on the example of the North-Western part of the Black Sea)]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Sevastopol [in Russian].
22. Minicheva, G.G. (1998). Problemy otsenki i upravleniia avtotrofnym protsessom v beregovykh zonakh evtrofiuemykh ekosistem [Problems of assessment and management of autotrophic process in coastal zones of eutrophied ecosystems]. *Doklady NAN Ukrainy – Reports of the NAS of Ukraine*, 12, 192–197.
23. Minicheva, G.G. (1998). Morfofunktsionalnye osnovy formirovaniia morskogo fitobentosa [Morpho-functional bases of the formation of marine phytobenthos]. *Extended abstract of Doctor's thesis*. Sevastopol [in Russian].
24. Minicheva, G.G., Bolshakov, V.N., Khomova, E.S. & Shvets, A.V. (2011). Zakonomernosti formirovaniia fitoobrastaniia ot orientatsii podvodnykh poverkhnosti [Regularities of the formation of phyto-fouling from the orientation of underwater surfaces]. *Morskoi ekologicheskii zhurnal – Marine Environmental Journal*, 4, 56–66 [in Russian].
25. Minicheva, G.G., Guslyakov, N.E. & Kovtun, O.A. (1998). Osobennosti formirovaniia morskogo mikro- i makroperifitona na tverdykh substratakh razlichnogo tipa [Features of the formation of marine micro- and macroperiphyton on solid substrates of various types]. *Gidrobiologicheskii zhurnal – Hydrobiological journal*, 3, 61–67 [in Russian].
26. Minicheva, G.G., Zotov, A.B. & Kosenko, M.N. (2003). Metodicheskie rekomendatsii po opredeleniiu morfofunktsionalnykh pokazatelei odnokletochnykh i mnogokletochnykh form vodnoi rastitelnosti [Methodical recommendations on the morpho-functional indexes define for unicellular and multicellular forms of aquatic vegetation]. Odessa: CNTEPI ONYUA [in Russian].
27. Minicheva, G.G., Zotov, A.B., Bolshakov, V.M., Kalashnik, K.S., Marynets, H.V. & Shvets, H.V. (2015). Avtotrofni poverkhni – instrument fitoindykatsii dlia monitorynhu vodnykh ekosystem. [Autotrophic surfaces are a phytoindication tool for monitoring aquatic ecosystems]. *Naukovizapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Serii: Biolohiia – Scientific notes of Ternopil National Pedagogical. Volodymyr Hnatiuk University. Series: Biology*, 3–4 (64), 470–473 [in Ukrainian].
28. Schramm, W. (1999). Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *Journal of Applied Phycology*, 11, 69–78.
29. The International Plant Names Index (IPNI) (2017). Retrieved from: <http://www.ipni.org> (Last accessed: 22.02.2021).
30. Tsiamis, K., Salomidi, M., Gerakaris, V., Mogg, A.O.M., Porter, E.S., Sayer, M.D.J. & Küpper, F. C. (2020). Macroalgal vegetation on a north European artificial reef (Loch Linnhe, Scotland): biodiversity, community types and role of abiotic factors. *Journal of Applied Phycology*, 32, 1353–1363.

IMPACT ON THE MARINE ENVIRONMENT OF PHYTOPERIFITON FUNCTIONING IN BLACK SEA ECOSYSTEMS OF DIFFERENT ECOLOGICAL STATUS

Minicheva G.G., Dr. Sc., Senior Scientist

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine
minicheva@ukr.net

Kalashnik E.S., PhD, Research Scientist

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine
kalashnik.eka@gmail.com

Marinets A.V., Junior Researcher

Institute of Marine Biology of the NAS of Ukraine
samoylenko_anna@ukr.net

The paper considers the influence of phytoperiphyton functioning on changes in the quality of the aquatic environment in the Black Sea coastal areas with different categories of ecological status class. According to the results of long-term studies of phytofouling of solid substrates under conditions of various categories of ecological state: Moderate – Odessa coast and Poor – delta of the Danube River, the features of its development and the possibility of changing the quality of the aquatic environment are presented.

The seasonal dynamics of the structural-functional indicators of phytofouling (biomass, specific surface area, production, oxygen evolution, nitrogen and phosphorus binding) in water bodies with different ecological state was revealed. It is shown that the placement of ecopositive structures in the coastal zones of the sea with the ecological status Poor will affect the quality of the marine environment several times more intensely than in the status Moderate, due to the higher intensity of the functioning of plant communities.

It was found that in the waters with the status class Moderate, macrophytes from the divisions Chlorophyta and Rhodophyta prevail, in the waters with a lower status Poor – species from the divisions Chlorophyta and Cyanobacteria, which indicates an increased trophicity of the water body.

According to the predominance of species in a water body with an ecological status of Moderate, four associations of macrophytes and micro-epiphytes are distinguished, the growth of which is confined to different depths – 0–3.0 m, 4.0–6.0 m, 7.0–8.0 m, 10.0–11.0 m. For the development of communities of macrophytes and microepiphyton, the optimal depths are from 0 to 3 m, at which the highest values of surface indices, production, biomass, nitrogen and phosphorus binding are observed. With increasing depth, the average ecological activity of edificators of macrophytobenthos associations decreases from 30.79 to 24.52 m²·kg⁻¹.

Key words: phytoperiphyton, ecological status class, structural-functional indicators, ecopositive constructions.

МОДЕЛЮВАННЯ ВЗАЄМОДІЇ ШТУЧНИХ РИФІВ З ХВИЛЕВИМ ПОЛЕМ (НА ПРИКЛАДІ ОДЕСЬКОГО УЗБЕРЕЖЖЯ)

Муркалов О.Б. – к.г.н.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
ugeocoast@gmail.com

Рижко В.Є. – головний біолог

лабораторії гідравлічних досліджень портових акваторій ДП «ЧОРНОМОРНДПРОЕКТ»
blasgipa17@gmail.com

Калініченко В.І. – завідувач лабораторії

гідравлічних досліджень портових акваторій
ДП «ЧОРНОМОРНДПРОЕКТ»
blasgipa17@gmail.com

Створення штучних рифів – один з перспективних напрямів сучасного морського й океанічного природоко-ристування. Практичні успіхи цього напрямку спираються на комплексний підхід у відновленні водних екосис-тем. Природні умови і видовий склад водних організмів у північно-західній частині Чорного моря істотно відрі-зняються від умов інших акваторій Світового океану, де традиційно створюються та експлуатуються штучні рифи. У статті узагальнені результати експериментальних робіт зі створення штучних рифів у регіональних природних умовах Одеського узбережжя в ХХ столітті. Проаналізовано міжнародний досвід створення штучних рифів із заданими властивостями та розглянуто особливості застосування математичного моделювання хвильових про-цесів у разі проектування штучних рифів.

Одним з перспективних напрямів є створення на Одеському узбережжі штучних рифів комбінованого при-значення: альтернативний варіант реконструкції та ремонту гідротехнічних споруд; хвилегасні та берегозахисні споруди пристосовані також для заселення водними організмами і продукування наносів та уламкового матері-алу для живлення берегової зони.

Викладено результати дослідження взаємодії трьох варіантів штучних рифів з полем вітрових хвиль. Засто-сована хвильова модель третього покоління SWAN version 41.10. Вхідними параметрами моделі є: розрахункові параметри хвиль хвиленебезпечних напрямків 4% забезпеченості в режимі, цифрова модель рельєфу дна, гли-бина розташування та геометричні параметри штучних рифів.

За результатами моделювання встановлено, що досліджені варіанти штучних рифів виконують хвилезахисну функцію. Залежно від співвідношення глибини та геометричного місця розташування хвилегасні (берегозахисні) функції виконують не тільки окремі споруди, а їх сукупність – рифовий комплекс.

Спостерігається зменшення висоти хвиль на 0,1–0,2 м у місці їх розташування. Придонні хвильові орбітальні швидкості мають максимальні значення на гребнях ШР, мінімальні – на відстані 0,25 довжини набігаючої штор-мової хвилі від споруди. За цих значень не буде розмиватися матеріал гребенів розміром ≥ 10 –20 мм та ≥ 4 –10 мм основи ШР.

Ключові слова: моделювання, поле хвиль, Одеське узбережжя, штучний риф, SWAN.

Вступ

Одними з актуальних сучасних проблем північ-но-західної частини Чорного моря є деградація вод-них екосистем, погіршення якості прибережних вод та руйнування морських берегів. Запобігання цим ризикам, які виникли внаслідок господарської діяль-ності, дослідниками бачиться в комплексній біоло-гічній меліорації водного середовища (Александров

2008; Виноградов и др. 2014; Воробьева и др. 2019, Крючков и др. 2017). Перспективним натеper є засто-сування в комплексі біологічної меліорації екологіч-ного методу (природних аналогів), який ґрунтується на закономірностях, пов'язаних із життєдіяльністю водних організмів у сприятливих природних або штучно створених умовах. Як показали багаторічні дослідження і міжнародний практичний досвід,

одним з ефективних рішень є спорудження штучних рифів (ШР) (Искусственные рифы ... 1990; Fabi et al. 2015; Sato 1985). Згідно із сучасними уявленнями, ШР – доволі гнучкий інструмент, який може виконувати одночасно декілька функцій (Александров 2008; Fabi et al. 2015; What is ...; Seaman 2019), приваблення риб і концентрація безхребетних; роль штучного субстрату, сприятливого для відкладення ікри і прикріплення личинок та іншої молоді; створення притулку для молоді риб та інших тварин; створення оптимальних штучних умов існування водних організмів; біофільтр для очищення води від забруднюючих речовин та замулення; захист від дії хвиль і течій; виконання берегозахисної функції; привабливість для дайвінгу, фрідайвінгу та інших водних видів спорту.

ШР незалежно від конструкції та призначення споруджуються шляхом розміщення у водній екосистемі твердого субстрату. Тому вони можуть бути за характером свого впливу біологічно негативними, нейтральними та позитивними (Зайцев 1983; Кузнецов и др. 2015; Шахин 2019; Kim et al. 2021). Одним із негативних наслідків створення ШР є вторинне забруднення водного середовища, наприклад, у разі їх руйнування. В іншому випадку прогнозовані біопозитивні властивості, конструкція та матеріали, зміна і контроль абіотичних факторів середовища забезпечують стійкість та високу ефективність споруди (Fabi et al. 2015). Вони досягаються у разі врахування таких аспектів, як: геологічна стабільність середовища; глибина розташування та параметри ШР; вітро-хвильові умови та режим течій; літодинамічні процеси; солоність та інші океанологічні процеси і характеристики водного середовища, в якому буде розташовано ШР.

Розмір ШР більшою мірою визначається його ієрархічною підпорядкованістю: окремий ШР – 800–1000 м³, група ШР – 8000–10000 м³, рифовий комплекс – 80000–100000 м³ (Александров 2008; Зайцев 1987; Fabi et al. 2015). Мінімальний розмір ШР відповідає мінімальному масовому об'єму – 400 м³ (Sato 1985). Окремі ШР можуть бути представлені скелями (брилами), штучними кубами, рифболами та ін. Розрізняють структурний об'єм і внутрішній об'єм ШР. Під структурним об'ємом розуміють об'єм матеріалу споруди. Внутрішній об'єм – життєвий простір водних організмів, сукупність вільного простору в ШР. Під час проектування залежно від призначення ШР співвідношення між об'ємами змінюється або для досягнення стійкості споруди, або посилення біопозитивного ефекту. Більш вагоме значення, ніж структура та дизайн ШР, має зменшення розмірів елементів їх конструкції та встановлення залежно від напрямку переважаючих на акваторії течій.

У кожному випадку під час проектування враховується оптимальна поверхня та матеріал ШР. До матеріалу висуваються такі вимоги (Fabi et al. 2015; De Rijcke and Maarten 2021; Sato 1985), як:

- стабільність та вага (щонайменше подвійна питома вага морської води; альтернативою є фізичне встановлення структури на якір на дні);
- довговічність (опір хімічним і фізичним чинникам впливу водного середовища на споруди впродовж часу не менше мінімальної тривалості життя виду, для якого створюється ШР ≥ 30 років);
- інертність (уникання забрудненню і біоакмулюванню забруднень у довкіллі і водних організмах);
- придатність для колонізації придонними угрупованнями;
- економічність.

Наведений стислий огляд публікацій показав, що перелік характеристик та вимог до ШР значний, що ускладнює проектування цих структур. Одним з методів визначення абіотичних параметрів водного середовища та коригування параметрів ШР, прийняття експертних рішень є, наприклад, математичне моделювання хвильових процесів. Застосування такого методу дозволяє прогнозувати експлуатацію ШР впродовж певного відрізка часу, навіть за обмеженості вхідних параметрів моделі (De Rijcke and Maarten 2021; Kim et al. 2021). Результат моделювання визначається якістю і повнотою вхідних даних та калібруванням застосованої моделі, особливо в регіональних і локальних умовах.

У зв'язку з цим потрібно проаналізувати досвід створення ШР у північно-західній частині Чорного моря. Природні умови і видовий склад водних організмів тут суттєво відрізняються від умов акваторій Світового океану, де традиційно споруджуються і експлуатуються ШР. У північно-західній частині Чорного моря ШР створювалися переважно в минулому сторіччі з урахуванням сучасних на той час теоретичних і практичних розробок. З експериментальним характером створення структур пов'язані різна глибина їх встановлення, застосовані матеріали, конструктивні особливості та параметри. Географія створення ШР тут доволі значна та охоплює природні умови лиманів, заток та відкритого моря (табл. 1).

Аналіз формування зооценозів трьох ШР, споруджених на Одеському узбережжі (Алексеев и др. 1987), та дослідження фітообрастання твердих субстратів (Миничева и др. 1998) показали, що найбільш сприятливими для чорноморських видів є активні поверхні з понтичного вапняку. Атрактивні властивості бетону та гуми займають проміжний стан, гладкі поверхні з граніту виявилися несприятливими для формування зоо- і фітоценозів.

Таблиця 1

Історія створення і параметри ШР у північно-західній частині Чорного моря

Рік	Місце встановлення	Глибина	Матеріал	Параметри	Джерело
1980	Чорне море, північно-західна частина, Дністровський лиман	?	1000 автомобільних покриттів	4500 м ²	Гончаров 1981
1982	Чорне море, північно-західна частина, на захід від входу до Малого Аджалицького лиману	0–1,0 м	Різнорідні ґрунти, облямування брилами вапняку	50000 м ²	Зайцев и Яценко 1983
1982?	Чорне море, північно-західна частина, Одеське узбережжя	1,5–2,0 м	Хвилем розпластаного типу, гранітне відсіпання накрите решітчастими бетонними секціями	?	Александров 2008
1983	Чорне море, північно-західна частина, Одеське узбережжя, м. Великий Фонтан	11,0 м	Конструкція «Риф»: 9 6-метрових металічних труб діаметром 20 см, вертикально закріплених у бетонній плиті (основі) з габаритами 2 м х 2 м	20 конструкцій (80 м ²)	Витюк и др. 1987
1985	Чорне море, північно-західна частина, Одеська затока, м. Північний Одеський	3,5–4,0 м	Багатоярусна конструкція, 160 автомобільних покриттів	5 м х 5 м х 2 м (25 м ²)	Александров 2008
2002	Чорне море, північно-західна частина, Одеська затока, с. Крижанівка	?	Збірна конструкція, 120 автомобільних покриттів	?	Чекотун и Цыкало

Таким чином, головні закономірності, сформульовані вітчизняними дослідниками під час натурних спостережень у разі експериментального будівництва ШР на Одеському узбережжі, відповідають отриманим на інших акваторіях Світового океану. Застосування методу математичного моделювання окремо в публікаціях не розглянуто, що може являти новизну дослідження.

Об'єктом дослідження є штучні рифи. Предмет дослідження – взаємодія штучних рифів з хвиловим полем залежно від їх розташування.

Головною метою проведеного дослідження є отримання закономірностей взаємодії штучних рифів у регіональних природних умовах Одеського узбережжя з хвиловим полем за результатами математичного моделювання.

Матеріали та методи досліджень

Дослідження взаємодії ШР з хвиловим полем виконано для ділянки узбережжя північно-західної частини Чорного моря, яка знаходиться у складі Одеського берегозахисного комплексу (рис. 1).

Під час дослідження ШР використано обмежений перелік вихідних даних моделювання, який включав у себе:

- гідрометеорологічні умови акваторії;
- рельєф дна;
- глибину розташування та геометричні параметри ШР;
- розмір ШР (ієрархічність).

У цьому дослідженні геологічна будова, донні відклади, матеріал та характер поверхні, дані про внутрішній об'єм ШР у разі моделювання не були враховані, оскільки потребують додаткового дослідження та застосування інших моделей.

Інформація про гідрометеорологічні умови акваторії досліджень отримана з довідників та публікацій (Гидрометеорологические условия ... 2012; Виноградов и др. 2014; Тучковенко и Сахненко 2008). Хвиленебезпечними для акваторії досліджень є вітри північно-східного (ПнС), східного (С) та південно-східного напрямків (ПдС). Їх повторюваність протягом середньостатистичного року дорівнює 7,6%, 9,2% та 12,5% відповідно (Гидрометеорологические условия ... 2012).

З огляду літератури, що наведений вище, відомо, що довговічність ШР повинна становити не менше 30 років, тому під час їх проєктування потрібно виконувати такі ж розрахунки характеристик вітрових хвиль, як для берегозахисних споруд. Параметри вітрових хвиль хвиленебезпечних напрямків розраховані відповідно до обов'язкового додатку 1 БНіП (СНіП 1986) графічно за номограмами та перевірені розрахунком за формулами (Лаппо и др. 1990). Вхідні параметри вітрового хвилювання моделі представлені в таблиці 2.

Дослідження взаємодії поля вітрових хвиль з ШР виконано із застосуванням хвильової моделі третього покоління SWAN (SWAN 2016). На відміну від БНіП, у SWAN реалістично моделюються процеси взаємодії

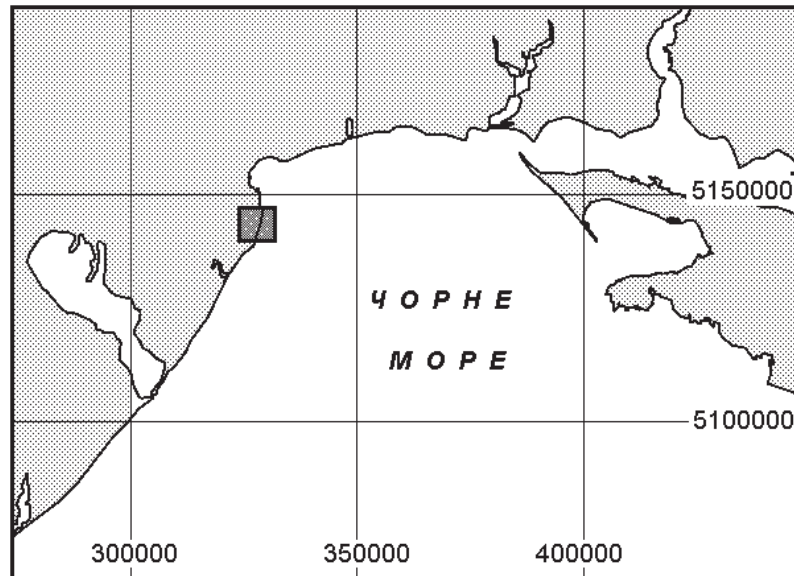


Рис. 1. Карта-схема місцезорозташування ділянки досліджень (позначено квадратом, система координат: WGS 84 / UTM zone 36N)

Таблиця 2

Розрахункові параметри вітру та хвиль 4% забезпеченості

Румби	Швидкість вітру, W_{10} , м/с	Висота хвиль, $H_{13\%}$, м	Ср. довжина, λ , м	Період, T , с
ПнС	24,0	1,98	28,0	4,30
С	22,0	1,93	34,8	4,75
ПдС	23,0	2,98	48,3	5,63

хвилювання зі складним рельєфом дна та гідротехнічними спорудами, які мають складні контури. Це дозволяє моделювати ШР як низько гребеневі структури (НГС) (De Rijcke and Maarten 2021). У SWAN використовується характерна або значуща висота хвиль (H_s). Вона визначається як середня з 1/3 найбільш високих хвиль та відповідає забезпеченості близько 13% (Лаппо и др. 1990; Леонтьев 2001). За розрахунковою швидкістю вітру 4% забезпеченості були отримані вхідні модельні параметри вітрових хвиль 13% забезпеченості в кінці зони генерації на глибинах 15–20 м.

Однією зі складових частин моделювання поля вітрових хвиль на ділянці розташування ШР є створення якісної цифрової моделі рельєфу дна (ЦМРД). Практика створення ШР зазвичай базується на вимірюванні глибин різної детальності (Кузнецов и др. 2015; Fabi et al. 2015). Використання результатів промірів для побудови ЦМРД дозволяє отримати актуальний рельєф дна і передати суттєві деталі його будови. У разі використання гідрографічних і топографічних карт на якість ЦМРД впливає їх масштаб та вік (Нарожная и Буряк 2016). У разі створення ЦМРД вирішується питання вкладання

сіток з різною деталізацією глибин – детальної сітки на ділянці розташування споруди і більшої за площею крупної сітки розрахункової області. Застосування вкладених сіток дозволяє зменшити похибки розрахунків на «мокрих межах» моделі. Малий розмір вічка дозволяє наблизити параметри моделі до фізичних розмірів ШР, але може знизити «адекватність» моделювання. У разі крупної розрахункової сітки у SWAN передбачена можливість врахування позамасштабних перешкод. У дослідженні використана розрахункова регулярна дрібна сітка з розміром вічка 2 м x 2 м (рис. 2). Наявні гідротехнічні споруди задаються SWAN як позамасштабні об'єкти.

Моделювалось три варіанти ШР (рис. 3): А – ШР сховище, може бути альтернативним варіантом ремонту ушкоджених ділянок гідротехнічних споруд; Б – окремі ШР у вигляді ланцюга модулів – орієнтирів; В – рифовий комплекс. На досліджуваній акваторії відбувається пересування маломірних суден та інших плавзасобів. У зв'язку з цим параметри ШР не повинні створювати небезпеку для судноплавства. Вибрано модельні розміри ШР (варіанти А, Б), які відповідають мінімальному масовому

об'єму 400 м³. Вони задані на ЦМРД прямо шляхом моделювання глибин на дрібній сітці. Варіант (А) моделювався у вигляді споруди розмірами 10 м х 10 м з гребенем на рівні гребню підводного хви-

лелому. Варіант (Б) моделювався у вигляді ланцюга окремих рифів розмірами 20 м х 20 м та висотою над оточуючим дном 1 м. ШР варіант (В) має висоту над дном 1 м, ширину – 10–20 м та довжину 100 м.

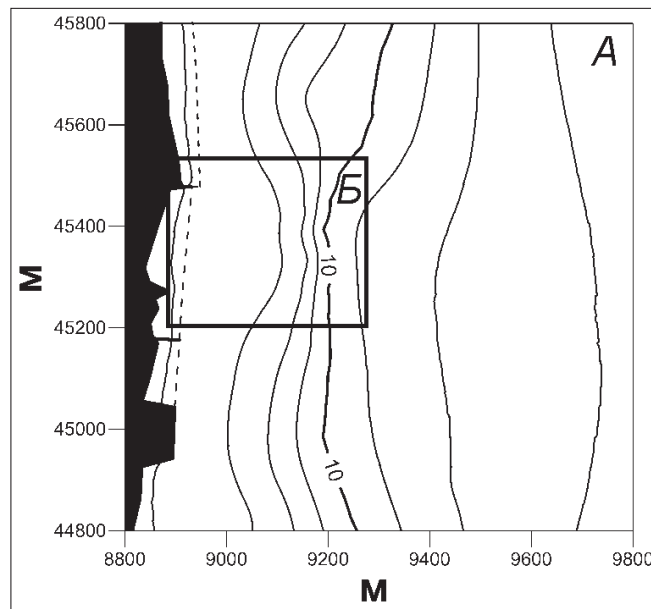


Рис. 2. Цифрова модель рельєфу дна розрахункової області: А – велика сітка, Б – вклдана дрібна сітка (крок ізобат 2 м)

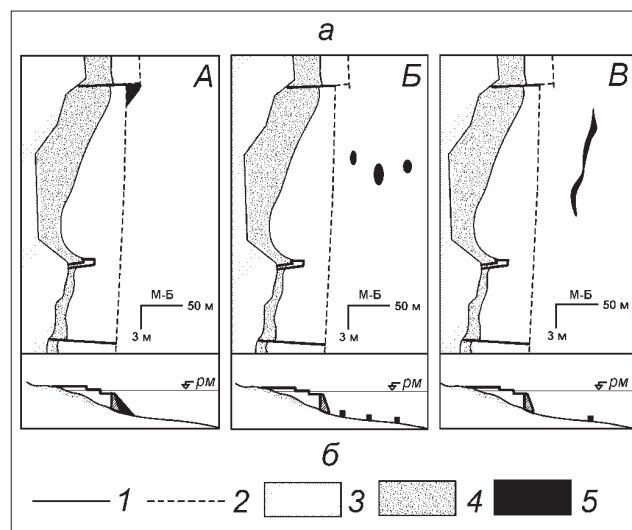


Рис. 3. Планове положення (а) та поперечний профіль від берега через захищену акваторію в море (б) варіантів розміщення ШР (А, Б, В – пояснення в тексті): 1 – буні; 2 – підводний хвилелом; 3 – берег; 4 – штучний пляж; 5 – ШР

Результати та обговорення

Моделювання хвильового поля на рельєфі із заданими параметрами та розташуванням ШР

виконано для розрахункового шторму 4% забезпеченості в режимі, можливого на акваторії дослідження 1 раз у 25 років. Зважаючи на це, отримані

результати моделювання відповідають екстремальним умовам, тому дозволяють дослідити берегозахисну функцію споруди та побіжно оцінити її стійкість в умовах екстремального хвилювання. Для цього аналізуються висоти значних хвиль (H_s , м) та середньоквадратичне значення максимальної придонної орбітальної швидкості (U_b , м/с), які враховуються в більшості гідравлічних і гідротехнічних розрахунків.

ШР (варіант А). Взаємодія поля вітрових хвиль з підводним хвилеломом складної конфігурації у разі зведення ШР (варіант А) представлена на рисунку 4. Відзначається зменшення висот хвиль у місці розташування ШР на 0,1–0,2 м у разі штормів ПнС та С напрямків. Найбільший хвилегасний ефект, а відповідно й берегозахисний, відзначається у разі шторму ПдС напрямку. Висота значущих хвиль у місці розташування ШР у цій штормовій ситуації зменшується на 0,3–0,4 м. У всіх штормових ситуаціях H_s над гребенем ШР не перевищує 1 м.

Одним з вірогідних негативних проявів взаємодії поля вітрових хвиль зі спорудою є, як можна побачити з рисунку 4, формування відбитих хвиль. Осо-

бливо погіршується хвильова ситуація споруди у разі шторму С напрямку. Це потенційно може привести до зростання висоти хвиль на підходах до споруди.

Максимальні розрахункові придонні орбітальні швидкості досягають над гребенем ШР у всіх штормових ситуаціях 1,1 м/с. Зростання U_b над гребенем споруди пов'язане з їх обваленням. Без ШР U_b дорівнюють 0,6–0,8 м/с. На відстані 0,25 довжини набігаючої вітрової хвилі від ШР U_b дорівнюють, як і без споруди, залежно від напрямку шторму – 0,7–0,9 м/с. Отримані розрахункові придонні швидкості є допустимими нерозмиваючими для матеріалу розміром ≥ 20 мм для ділянки гребня та > 5 –10 мм на прилеглому дні. Для збереження цілісності гребня споруди та запобігання розмиву дна в її основі потрібно використовувати матеріал не менше зазначеного розміру.

ШР (варіант Б). За наявності на дні ШР (варіант Б) відзначається зменшення висот хвиль на акваторії їх розташування та в тильній частині між спорудами та підводним хвилеломом (рис. 5). Наявність ланцюга ШР призводить до зменшення H_s з 1,3–1,4 м до 1,2 м. Довжина зони з послабленим хвилюванням у затиллі споруд дорівнює 50–55 м.

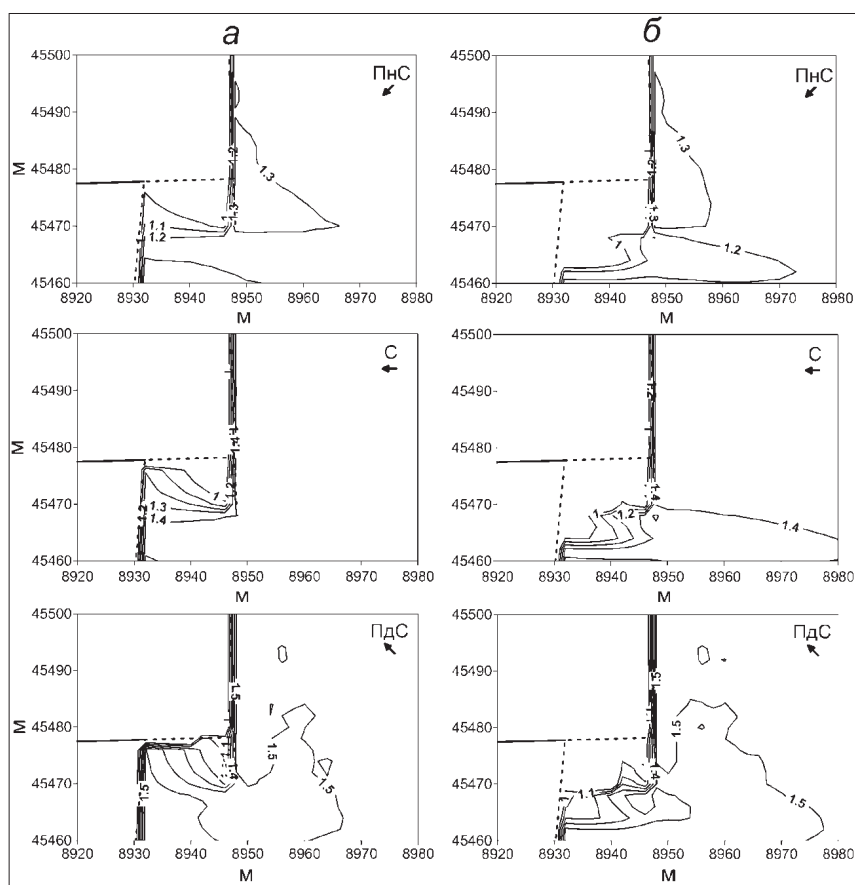


Рис. 4. Висота значущих хвиль (H_s , м) у штормах різного напрямку : а – вихідний рельєф дна, б – рельєф дна з ШР (варіант А)

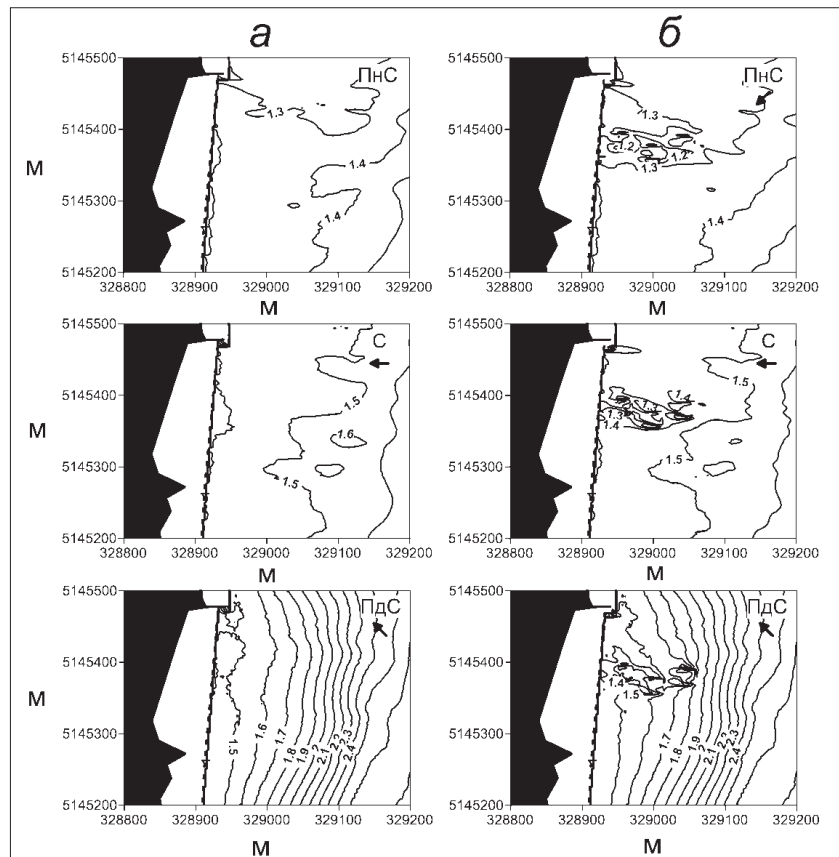


Рис. 5. Висота значущих хвиль (H_s , м) у штормах різного напрямку: а – вихідний рельєф дна, б – рельєф дна з ШР (варіант Б)

При цьому можна помітити, що вплив глибини розташування ШР на H_s проявляється як сумісна дія всього рифового комплексу. В зв'язку з цим для практики берегозахисту цікавим є дослідження оптимального співвідношення глибини та геометричного місця розташування ШР, за якого закладені, наприклад берегозахисні функції, виконують не тільки окремі споруди, а їх сукупність – рифовий комплекс.

Зведення ланцюгу ШР супроводжується диференціацією значень U_b на різних ділянках дна. Значення придонних орбітальних хвильових швидкостей зростають від 0,6 м/с у разі відсутності споруд до 0,9 м/с за їх наявності. На дні з незмінним рельєфом придонні орбітальні хвильові швидкості дорівнюють у модельованих штормових ситуаціях 0,6–0,8 м/с. Під час будівництва ШР між окремими спорудами значення U_b зменшуються до 0,5–0,6 м/с. Над гребнями ШР залежно від напрямку шторму U_b зростають до 0,7–1,0 м/с. На відстані 0,25 довжини вітрової хвилі придонні швидкості залишаються такими ж, як і на дні з незмінним рельєфом – 0,6–0,8 м/с. У зоні малих значень H_s за ланцюгом ШР U_b зменшуються з 0,7–0,8 м/с до 0,6 м/с.

Такі значення U_b та їх розподіл на дні можуть вказувати на ймовірний розвиток різноспрямованих

процесів розмиву, акумуляції та транзиту донного матеріалу на обмежених за площею ділянках. Виходячи з отриманих розрахункових значень U_b , розмір матеріалу гребня та основи ШР (варіант Б) не повинні бути меншими за 8–10 мм.

ШР (варіант В). Моделювання ШР (варіант В) дозволило дослідити взаємодію поля набігаючих хвиль з низькогребеневою спорудою (НГС), розташованої перед підводним хвилеломом. Таке поєднання підводного хвилелому з НГС цікаве з точки зору їх комбінації у вигляді східчастої підводної берегозахисної або наносотримуючої структури. Як видно з рисунка 6, наявність ШР (варіант В) призводить до зменшення висоти хвиль на 0,1–0,2 м для модельованих штормових ситуацій у місці їх розташування. Хвилегасний ефект НГС найбільш помітний у разі розвитку ПдС шторму. Над гребнем ШР відбувається обвалення хвиль, при цьому ізолінія $H_s = 1,4$ м зміщується в море. В тилу споруди, перед підводним хвилеломом, висоти значущих хвиль не змінюються. Поле хвиль між ШР та хвилеломом стає більш упорядкованим. Можна побачити, що за наявності ШР зникають окремі ділянки високих хвиль, які переміщуються до гребня підводного хвилелому.

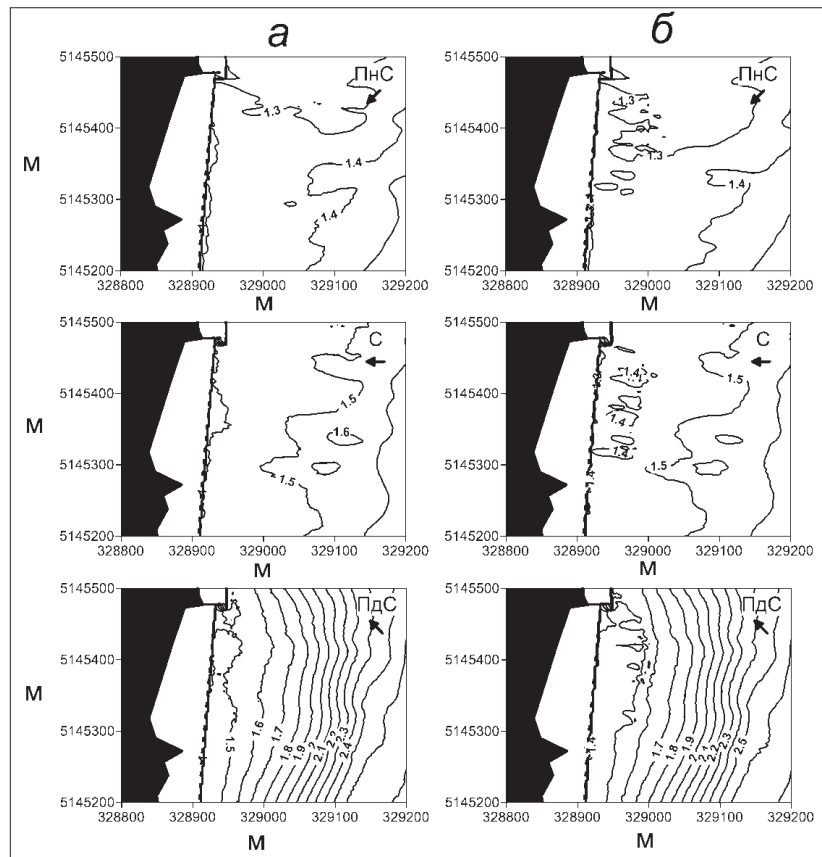


Рис. 6. Висота значущих хвиль (H_s , м) у штормах різного напрямку: а – вихідний рельєф дна, б – рельєф дна з ШР (варіант Б)

На відміну від поля вітрових хвиль, придонні орбітальні швидкості порівняно з незмінним рельєфом дна змінюються тільки у разі розвитку С шторму. U_b дорівнюють 0,6–0,8 м/с. У разі С шторму вони зростають з 0,7 м/с до 0,8 м/с. Це пов'язано з більш інтенсивною трансформацією хвиль, які підходять до споруди по нормалі. Цим значенням U_b відповідає розмір матеріалу, який не буде розмиватися, 4–8 мм.

Висновки

Застосування математичного моделювання гідрологічних процесів, зокрема вітрового хвилювання, на кожному з етапів створення ШР дозволяє оптимізувати їх параметри, розташування на дні та забезпечити тривалу експлуатацію.

Як показало проведене дослідження, залежно від співвідношення глибини та геометричного місця розташування, ієрархічної підпорядкованості берегозахисні (хвильгасні) функції виконують

не тільки окремі споруди, а їх сукупність – рифовий комплекс.

Моделювання взаємодії трьох варіантів ШР показало, що їхня взаємодія з набігаючими хвилями відрізняється залежно від конкретної штормової ситуації. Загальним є зменшення висоти хвиль на 0,1–0,2 м у місці розташування ШР. Для розподілу U_b відзначається диференціація значень – максимальні значення відзначаються на гребенях ШР, мінімальні – на відстані 0,25 довжини набігаючої штормової хвилі від споруди. У разі цих значень U_b не буде розмиватися матеріал гребенів розміром ≥ 10 –20 мм та ≥ 4 –10 мм основи ШР. Досліджені варіанти ШР виконують хвилезахисну функцію.

Отримані результати підтверджують застосовність математичного моделювання хвильових процесів у комплексі заходів проектування та дослідження ШР.

Список використаних джерел

1. Александров Б.Г. Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Черного моря : монография. Киев : Наукова думка, 2008. 175 с.
2. Алексеев Р.П., Зайцев Ю.П., Синегуб И.А. Формирование зооценоза различных искусственных рифов в северо-западной части Черного моря. *Искусственные рифы для народного хозяйства* : тезисы докладов Все-

союзной конференции. Москва, 2–4 декабря 1987 г., Москва, 1987. С. 57–59.

3. Виноградов А.К., Богатова Ю.И., Синегуб И.А. Экология морских портов (Черноморско-Азовский бассейн) : монография. Одесса : Астропринт, 2014. 568 с.

4. Витюк А.В., Губанов В.В., Зайцев Ю.П. Модульная установка «Риф» для промышленного выращивания мидий и мелиорации морской среды. *Искусственные рифы для рыбного хозяйства* : тр. Всесоюз. конф. (Москва, 2–4 дек. 1987 г.). Москва, 1987. С. 76–78.

5. Воробьева Л.В., Кулакова И.И., Бондаренко А.С., Портянко В.В. Контактные зоны Черного моря: мейофауна литоконтра северозападного шельфа : монография. Одесса : «Фенікс», 2019. 196 с.

6. Гончаров А.Д. Способ повышения продуктивности прибрежных биоценозов моря и приморских водоемов. *Рыбное хозяйство*. 1981. № 7. С. 42–44.

7. Зайцев Ю.П., Яценко В.А. Экологические аспекты гидротехнического строительства в прибрежной зоне моря. *Биология моря*. Владивосток. 1983. № 5. С. 62–66.

8. Зайцев Ю.П. Искусственные рифы – инструмент управления экологическими процессами в прибрежной зоне моря. *Искусственные рифы для рыбного хозяйства* : тез. докл. Всесоюз. конф. (Москва, 2–4 декабря 1987 г.). Москва, 1987. С. 3–5.

9. Гидрометеорологические условия морей Украины / Ильин Ю.П. и др. Севастополь : НПП «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2012. Том 2: Черное море. 421 с.

10. Искусственные рифы для рыбного хозяйства. *ВНИРО* : Сб. науч. тр. Москва, 1990. 237 с.

11. Крючков В.Г., Туркулова В.Н., Буряк Н.М. Экологические и экономические предпосылки создания морского комплексного сооружения для выращивания в поликультуре двусторчатых моллюсков и рыб. *Труды ЮЗНИИРО*. 2017. Т. 54. С. 167–179.

12. Кузнецов В.В., Кузнецова Е.Н., Гончаров С.М., Попов С.Б., Белорусцева С.А., Митителло А.В. Оценка влияния искусственного рифа на пресноводное сообщество гидробионтов. *Труды ВНИРО*. 2015. Т. 155. С. 69–78.

13. Лаппо Д.Д., Стрекалов С.С., Завьялов В.К. Нагрузки и воздействия ветровых волн на гидротехнические сооружения. Теория. Инженерные методы. Расчеты. Ленинград : Изд-во ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева, 1990. 432 с.

14. Леонтьев И.О. Прибрежная динамика: волны, течения, потоки наносов : монография. Москва : ГЕОС, 2001. 272 с.

15. Минчева Г.Г., Гусляков Н.Е., Ковтун О.А. Особенности формирования морского микро- и макроперифитона на твердых субстратах различного типа. *Гидробиологический журнал*. 1998. Т. 34. № 3. С. 61–67.

16. Нарожная А.Г., Буряк Ж.А. Морфометрический анализ цифровых моделей рельефа Белгородской области разной степени генерализации. *Научные ведомости БГУ. Серия Естественные науки*. 2016. Вып. 37. № 25 (246). С. 169–178.

17. СНиП 2.06.04-82. Нагрузки и воздействия на гидротехнические сооружения (волновые, ледовые и от судов). (Чинный с 01.01.84 р.). Москва : ЦИТП Госстроя СССР, 1986. 40 с.

18. Тучковенко Ю.С., Сахненко О.И. Комплексное моделирование динамики вод в прибрежной зоне моря при различных ветро-волновых условиях. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2008. № 3. С. 202–212.

19. Чекотун А.А., Цыкало А.Л. Создание искусственного рифа и наблюдения за ним в 2002–2003 гг. Биологоэкологический и технико-экономический анализ различных конструкций искусственных рифов. URL: www.artificialreefs.ru/articles/pokryshki_rif_ua.html (дата звернення: 22.05.2021).

20. Шахин В.М. Искусственные проницаемые рифы – новый тип берегозащитных сооружений. *Строительство и техногенная безопасность*. 2019. № 17(69). С. 211–214.

21. De Rijke Maarten. Artificial reefs. URL: http://www.coastalwiki.org/wiki/Artificial_reefs (дата звернення: 03.11.2021)

22. Fabi G., Scarcella G., Spagnolo A., Bortone S., Charbonnel E., Goutayer J., Gachon C. Practical Guidelines for the Use of Artificial Reefs in the Mediterranean and the Black Sea. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2015. 84 p.

23. Kim H.-D., Kim K.-H., Shim K.-T., Oh H. Applicability Study of a Sunken Vessel as an Artificial Reef in a High Wave Energy Zone. *Energies*. 2021. 14(14). 4374. URL: <http://dx.doi.org/10.3390/en14144374>.

24. What is an artificial reef? National Ocean Service : *website*. URL: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/artificial-reef.html> (дата звернення: 15.05.2021).

25. Sato O. Scientific rationales for fishing reef design. *Bull. Mar. Sci.* 1985. 37. P. 329–335.

26. Seaman W. Artificial Reefs. *Encyclopedia of Ocean Sciences* / Eds. J. Kirk Cochran, J.H. Bokuniewicz, P.L. Yager. Elsevier, 2019. Pp. 662–670.

27. SWAN (Version 41.10, June 2016). Scientific and Technical documentation. Delft University of Technology, Environmental Fluid Mechanics Section. URL: <http://www.swan.tudelft.nl>.

References

1. Aleksandrov, B.G. (2008). *Gidrobiologicheskie osnovy upravleniya sostojaniem pribrezhnyh jekosistem Chernogo morja* [Hydrobiological

basics of management the state of the coastal ecosystems of the Black Sea]. Kiev: Naukova dumka [in Russian].

2. Alekseev, R.P., Zajcev, Ju.P., Sinegub, I.A. (1987). Formirovanie zoocenoza razlichnyh iskusstvennyh rifov v severo-zapadnoj chasti Chernogo morja [Formation of zoocenosis of various artificial reefs in the North-Western part of the Black Sea]. *Artificial reefs for the national economy: All-Union Conference*, Moscow, pp. 57–59 [in Russian].
3. Vinogradov, A.K., Bogatova, Yu.I. & Sinegub, I.A. (2012). *Ekosistemy akvatorii morskikh portov Chernomorsko-Azovskogo bassejna: Vvedenie v ekologiyu morskikh portov* [Ecosystems water areas sea ports Black Sea Azov pool: Introduction in ecology sea ports]. Odessa: Astroprint [in Russian].
4. Vitjuk, A.V., Gubanov, V.V., Zajcev, Ju.P. (1987). Modul'naja ustanovka "Rif" dlja promyshlennogo vyrashhivaniya midij i melioracii morskoy sredy [Modular plant "Rif" for industrial cultivation of mussels and reclamation of the marine environment]. *Artificial reefs for fisheries: All-Union. conf.*, Moscow, pp. 76–78 [in Russian].
5. Vorob'eva, L.V., Kulakova, I.I., Bondarenko, A.S., Portjanko, V.V. (2019). *Kontaktnye zony Chernogo morja: mejofauna litokontura severozapadnogo shel'fa: monografija* [Contact zones of the Black Sea: meiofauna of the lithocontour of the North-Western shelf: monograph]. Odessa: "Feniks" [in Russian].
6. Goncharov, A.D. (1981). Sposob povysheniya produktivnosti pribrezhnyh biocenozov morja i primorskih vodoemov [A method for increasing the productivity of coastal biocenoses of the sea and coastal water bodies]. *Fish industry*, 7, pp. 42–44 [in Russian].
7. Zajcev, Ju.P., Jacenko, V.A. (1983). Jekologicheskie aspekty gidrotehnicheskogo stroitel'stva v pribrezhnoj zone morja [Environmental aspects of hydrotechnical construction in the coastal zone of the Sea]. *Marine Biology, Vladivostok*, 5, pp. 62–66 [in Russian].
8. Zajcev, Ju.P. (1987). Iskustvennye rify – instrument upravleniya jekologicheskimi processami v pribrezhnoj zone morja [Artificial reefs are a tool for managing ecological processes in the coastal zone of the Sea]. *Artificial reefs for fisheries, All-Union. conf.*, Moscow, pp. 3–5 [in Russian].
9. *Gidrometeorologicheskie uslovija morej Ukrainy*. (2012). Tom 2: Chernoe more [Hydrometeorological conditions of the Ukrainian seas. Vol. 2. The Black Sea]. Sevastopol': NPC "JeKOSI-Gidrofizika".
10. *Iskustvennye rify dlja rybnogo hozjajstva*. (1990). [Artificial reefs for fisheries]. VNIRO, Coll. of sci. papers, Moscow [in Russian].
11. Kryuchkov, V.G. Turkulova, V.N., Buryak N.M. (2017). Jekologicheskie i jekonomicheskie predposylki sozdaniya morskogo kompleksnogo sooruzheniya dlja vyrashhivaniya v polikul'ture dvustvorchatyh molljuskov i ryb. [Ecological and economic prerequisites of the marine complex construction for bivalve molluscs and fish culture in polyculture]. *Trudy YugNIRO*, 54, pp. 167–169 [in Russian].
12. Kuznecov, V.V., Kuznecova, E.N., Goncharov, S.M., Popov, S.B., Belorusceva, S.A., Mititello A.V. (2015). Ocenka vlijanija iskusstvennogo rifa na presnovodnoe soobshhestvo gidrobiontov [Assessment of the impact of an artificial reef on the freshwater community of aquatic organisms]. *Trudy VNIRO*, 155, pp. 69–78 [in Russian].
13. Lappo, D.D., Strekalov, S.S., Zavyalov, V.K. (1990). *Nagruzki i vozdeystviya vetrovyih voln na gidrotehnicheskie sooruzheniya*. [Load and the influence of wind waves on the waterworks]. Saint-Petersburg: VNIIG im. B.E. Vedeneeva [in Russian].
14. Leont'ev, I.O. (2001). *Pribrezhnaja dinamika: volny, techeniya, potoki nanosov* [Coastal dynamics: waves, currents, sediment flows]. Moscow: GEOS (Publ.) [in Russian].
15. Mincheva, G.G., Gusliakov, N.E., Kovtun, O.A. (1998). Osobennosti formirovaniia morskogo mikro- i makroperifitona na tverdykh substratakh razlichnogo tipa. [Features of the formation of marine micro- and macrophytoperiphyton on solid substrates of various types]. *Hydrobiological Journal*. 34(3). Pp. 61–67 [in Russian].
16. Narozhnaia, A.H., Buriak, Zh.A. (2016). Morfometrycheskiy analiz tsifrovyykh modeley reliefa Belhorodskoy oblasti raznoy stepeni generalizatsii [Morphometric analysis of digital elevation models of the Belgorod region of varying degrees of generalization], *Scientific reports BELSU, Series Natural Sciences*, 25 (246), Iss. 37, pp. 169–178 [in Russian].
17. SNiP 2.06.04-82. (1995). *Nagruzki i vozdeystviya na gidrotehnicheskie sooruzheniya (volnovye, ledovye i ot sudov)* [The loads and action to hydraulic engineering (wave, ice and from courts)]. Moscow: CITP, Gosstroy (USSR) [in Russian].
18. Tuchkovenko, Y.S., Sakhnenko, O.I. (2008). Kompleksnoe modelirovanie dinamiki vod v pribrezhnoj zone morja pri razlichnyh vetro-volnovykh usloviyah [The modeling of the water dynamic on the beach zone under the different wave-wind conditions]. *Ukrainian hydrometeorological Journal*, 3, pp. 202–212 [in Russian].
19. Chekotun, A.A., Cykalo, A.L. Sozdanie iskusstvennogo rifa i nabljudeniya za nim v 2002–2003 gg. Biologojekologicheskij i tehniko-jekonomicheskij analiz razlichnyh konstrukcij iskusstvennyh rifov. [Creation of an artificial reef and observation of it in 2002–2003. Biological and ecological and technical and economic analysis of various structures of artificial reefs]. Retrieved from: www.artificialreefs.ru/articles/pokryshki_rif_ua.html (Last accessed: 22.05.2021) [in Russian].
20. Shakhin, V.M. (2019). Iskustvennye pronicaemye rify – novyj tip beregozashhitnyh sooruzhenij [Artificial permeable reef – a new type of waterproof structures]. *Construction and industrial safety*, 17(69), pp. 211–214 [in Russian].
21. De Rijke Maarten. Artificial reefs. Retrieved from: http://www.coastalwiki.org/wiki/Artificial_reefs (Last accessed: 03.11.2021).

22. Fabi, G., Scarcella, G., Spagnolo, A., Bortone, S., Charbonnel, E., Goutayer, J. Gachon, C. (2015). Practical Guidelines for the Use of Artificial Reefs in the Mediterranean and the Black Sea. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 84 p.
23. What is an artificial reef? National Ocean Service website. Retrieved from: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/artificial-reef.html> (Last accessed: 15.05.2021).
24. Kim, H.-D., Kim, K.-H., Shim, K.-T., & Oh, H. (2021). Applicability Study of a Sunken Vessel as an Artificial Reef in a High Wave Energy Zone. *Energies*, 14(14), 4374. Retrieved from: <http://dx.doi.org/10.3390/en14144374>.
25. Sato, O. (1985). Scientific rationales for fishing reef design. *Bull. Mar. Sci.*, 37, pp. 329–335.
26. Seaman, W. (2019). Artificial Reefs. *Encyclopedia of Ocean Sciences*. / J.K. Cochran, J.H. Bokuniewicz, P.L. Yager (Eds.), Elsevier, pp. 662–670.
27. SWAN (Version 41.10, June 2016). Scientific and Technical documentation. Delft University of Technology, Environmental Fluid Mechanics Section. Retrieved from: <http://www.swan.tudelft.nl>.

MODELING THE INTERACTION OF ARTIFICIAL REEFS WITH A WAVE FIELD (CASE STUDY: ODESSA COAST)

Murkalov O.B., PhD

Odessa I.I. Mechnikov National University
ugeocoast@gmail.com

Ryzhko V.Ye., senior biologist LHRPA
SE “CHORNOMORNDIPROEKT”

Kalinichenko W.I., Head of the Laboratory LHRPA
SE “CHORNOMORNDIPROEKT”

One of the prospective areas of today's marine and oceanic resource management is creation of artificial reefs. Artificial reefs do not represent a universal solution to environmental problems of water areas; their creation serves as a comprehensive flexible approach to restoration of aquatic ecosystems. Natural conditions and species composition of aquatic organisms in the North-Western part of the Black Sea significantly differ from conditions in the World Ocean area, where artificial reefs are traditionally built and used.

This article presents generalized results of experiments featuring creation of artificial reefs in natural regional conditions of the Odessa coast in the 20th century. The international experience in creating artificial reefs with preset properties was analyzed, and peculiarities of applying mathematical modeling of wave processes when designing artificial reefs were reviewed.

One of the prospective areas is to create combined-purpose artificial reefs on the Odesa coast: an alternative option of reconstructing and repairing hydraulic engineering structures; coast protection structures suitable for population with aquatic organisms and capable of producing alluviums and debris for nourishment of the coastal area.

The interaction of three artificial reef variants with a wind wave field was studied. The modeling was done using a third-generation SWAN wave model, version 41.10. The model's input parameters included: design parameters of waves in hazardous wave directions 4% occurrence in regime, a digital model of the submarine relief, the depth of location and geometric parameters of artificial reefs.

The modeling has revealed that the analyzed artificial reef variants perform the wave protection function. Depending on the ratio between the depth and geometric location, wave protection functions could be performed not only by individual structures but by their entirety: a reef complex.

A decrease in the wave height by 0.1–0.2 m was observed in the place where the structures are located. Benthic orbital wave speed is the highest on the wave crest, and low at the distance of 0.25 of the length of an oncoming storm wave from the structure. With these figures, the material of crests with the fineness of 10–20 mm and the bottom of artificial reefs with the fineness of 4–10 mm will not be eroded.

Key words: modeling, wave field, Odessa coast, artificial reef, SWAN.

INVESTIGATION OF STARRY STURGEON *ACIPENCER STELLATUS* IN THE BLACK SEA AND SEA OF AZOV FOR ACIV-E INFECTION

Rud Yu.P. – PhD, Senior Research Scientist

Institute of Fisheries of the National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine
rudziknew@ukr.net

Bushuiev S.H. – PhD, Senior Research Scientist

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
bsg1956@gmail.com

Khabarov V. – engineer

Institute of Fisheries and Marine Ecology,
khabarovnauka@gmail.com

Hrytsyniak I.I. – D.Sc., Director

Institute of Fisheries of the National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine
info.iforgua@gmail.com

Buchatsky L.P. – D.Sc., Leading Research Scientist

Institute of Fisheries of the National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine
iridolpb@gmail.com

Specific sturgeon nucleocytoplasmic large DNA viruses (sNCLDV) infect several species of the *Acipenseridae* family. sNCLDV have previously been referred to as unclassified members of the family *Iridoviridae*. They have recently been moved from *Iridoviridae* to *Mimiviridae* family. One of these viruses, *Acipenser iridovirus-European* (AcIV-E), is present in farms across Europe where it has occasionally caused mild to severe losses in sturgeons. In this study, we provide data on AcIV-E search in a susceptible species such as starry sturgeon (*Acipenser stellatus*) from the Black sea and Sea of Azov. In 2020, starry sturgeons were sampled in Odessa region of the Black Sea and Zaporizhzhia region of the Sea of Azov. None of the sampled fish demonstrated pathological signs of disease and were healthy upon visual observation all individuals. Total DNA was extracted and submitted to a generic PCR targeting different fragments of major capsid protein (MCP) gene of AcIV-E. No virus-specific products were obtained in any starry sturgeon sample from both seas, while the expected products of MCP gene fragments as well as the fragments of beta-actin gene in control reactions were successfully amplified using fish and viral DNA of AcIV-E isolated from Siberian sturgeon in 2018–2019. Although AcIV-E is difficult to identify in asymptomatic wild fish, but it probably can play a role in starry sturgeon pathology across the Black Sea basin. A high risk of virus spread to wild populations is possible since this virus was identified in sturgeon farms upstream the Dnipro river. Therefore, AcIV-E, even in the presence of other pathogens, should be studied in sturgeon hatcheries as well as in possible vectors of disease, but the huge area of inspection could be a challenge.

Key words: iridovirus, starry sturgeon, Black Sea.

Viruses are the most abundant among all marine organisms and have been recognized as causative agents of diseases in bacteria, protists, mollusks, crustaceans, fish and mammals. Studies of marine viruses have become an important and independent field in marine biology, driven by a growing awareness of the significant and diverse role of viruses in the marine ecosystem (Munn 2006).

Viruses can restrict aquaculture production dramatically. For example, viruses cause significant eco-

nomic losses in sturgeons, in both aquaculture and wild populations. Sturgeon nucleocytoplasmic large DNA viruses (sNCLDV) have been found to infect several species of the *Acipenseridae* family. These viruses are present in hatchery-reared and wild sturgeon populations across the North America and Europe and pose a potential disease risk (Mugetti et al. 2020a). sNCLDV have previously been referred to as unclassified members of the family *Iridoviridae*. The first iridovirus to

infect sturgeon was identified in the 1980s in North America, where the disease of white sturgeon (*A. transmontanus*) (WSIV) was observed (Hedrick et al. 1990). Other iridoviruses have since been found in the North America in different sturgeon species: MRSIV (Kurobe et al. 2010), NV (Clouthier et al. 2013), SNSV (Lapatra et al. 2014), BCWSV (Clouthier et al. 2015). AcIV-E was identified in Europe in six sturgeon species: Russian (*A. gueldenstaedtii*), Siberian (*A. baerii*), Adriatic (*A. naccarii*), Starry (*A. stellatus*), Sterlet (*A. ruthenus*) and Beluga (*Huso huso*) (Bigarre et al. 2017; Mugetti et al. 2020b). The overall epidemiological situation is poor and remains unclear, since lack of disease control and active fish trade allowed the virus to spread to different regions of Europe. To date, AcIV-E has been identified in France (Bigarre et al. 2017), Italy (Ciulli et al. 2016), Sweden (Axen et al. 2018), Poland (Stachnik et al. 2019), and Ukraine (Rud et al. 2020).

Aquaculture is becoming an increasingly important sector of agriculture and production of sturgeons is an essential part of it. In this study, we describe the data regarding AcIV-E search in starry sturgeon (*A. stellatus*) in the Black Sea and Sea of Azov in Ukraine with a purpose to identify the virus and to analyze its possible distribution.

Materials and Methods

Sample collection. In 2020, a total of 15 fish samples were collected from alive starry sturgeons near Odessa and Berdyansk, Zaporizhzhia regions during trawl catch of sprat (*Sprattus sp.*) that was characterized by high selectivity of production of the main object and insignificant by-catches of other non-target species. By-catches of Red Book species, such as starry sturgeon, have been recorded. Actions in this situation are determined by the Rules of Fisheries in the Black Sea Basin and the annual fishing regime. By-catches of sturgeon and other species were considered incidental, caught fish released into the water live. Before the release of sturgeons, smears were taken from their gills, mouth, barbels and skin of head using sterile inoculating loop which was rinsed in 1.5 collection tube with DNA/RNA-Shield solution. Smears were sampled from the skin, gills and mouth in purpose to obtain the upper layers of epithelium. Sampling did not affect fish viability as well as no physical damage was inflicted on the fish. Fish parameters were recorded and alive starry sturgeons were released back into the Sea. The samples were collected from individual fish and transported on ice to the laboratory and processed immediately.

DNA extraction. The collected samples from individual fish were used for total DNA extraction. DNA was purified using Quick-DNA Miniprep Kit (ZymoResearch) as described in the manufacturer's protocol.

PCR. Conventional PCR (cPCR) was performed using primer sets specific to different fragments

of AcIV-E major capsid protein (MCP) gene: set A (oPVP339-oPVP340), set B (oPVP341-oPVP344), and set C (oPVP341-oPVP345) (Bigarre et al. 2017). Additionally, each DNA sample was tested with primers specific to reference sturgeon beta-actin gene (Burcea et al. 2018). All samples showed positive results for beta-actin gene suggesting sufficient DNA quality. In control reactions, the DNA sample of AcIV-E from infected Siberian sturgeon was used. cPCR reactions were performed in 25 µl with 250 ng of total DNA, 0.2 µM of each primer of a pair and DreamTaqGreen PCR master mix (ThermoFisher Scientific). The following cycles were applied: one step of 8 min at 95°C, followed by 35 cycles at 94°C for 30 sec, 54°C for 30 sec, 72°C for 30 sec, and a final extension at 72°C for 10 min (Bigarre et al. 2017). A volume of 20 µl was run on a precasted 2% agarose gel (Sigma-Aldrich) for 30 min before observation under UV.

Results

In 2020, 15 samples of starry sturgeon were collected in the framework of the scientific study for the fish stock assessment in the Black Sea. None of the fish caught demonstrated pathological signs of any disease and all individuals were healthy upon visual observation. The average size of starry sturgeons from the Black Sea were 42.3/52.5 cm (standard/total length) (Table). The same procedure was carried out in the Sea of Azov, where starry sturgeons of average length of 57.6/63.0 cm were caught during a monitoring in 2020. All the fish were apparently healthy without obvious external signs of any disease (Table 1).

None of the sampled starry sturgeon from both the Black and Azov seas were positive for the AcIV-E. Using different sets of primers specific to different portions of MCP gene, we failed to amplify the corresponding fragments of viral DNA (Fig. 1a). It should be noted that the sensitivity of the primer sets used was sufficiently high, and all primers in a dilution experiment of viral DNA obtained from infected Siberian sturgeon were able to amplify the expected fragments with low DNA concentration. As a result, 535 bp for the set C were successfully amplified in control samples (Fig. 1a). The reference beta-actin gene was amplified in all samples, indicating proper DNA quality (Fig. 1b).

Discussion

In this study, we attempted to identify AcIV-E in wild populations of the starry sturgeon from the Black Sea and the Sea of Azov. According to recent publications, AcIV-E is usually identified in fish with signs of the disease and in the vast majority of cases it occurs at sturgeon farms rather than in wild stocks. In addition, fish age also plays a role in virus detection. Virus mainly affects fingerlings, but no signs of the disease appear in fish of older age groups.

Table 1

Samples of sturgeons tested for AcIV-E using cPCR: BS – the Black Sea; SA – Sea of Azov;
Nd, not determined; - negative result; + positive result

Sample No.	Host species	Origin	Size, cm	AcIV-E	Beta-actin	Genbank
1	Starry sturgeon	BS	41/51	-	+	Nd
2	Starry sturgeon	BS	44/53	-	+	Nd
3	Starry sturgeon	BS	44/55	-	+	Nd
4	Starry sturgeon	BS	39/49	-	+	Nd
5	Starry sturgeon	BS	40/52	-	+	Nd
6	Starry sturgeon	BS	46/55	-	+	Nd
7	Starry sturgeon	SA	70/76	-	+	Nd
8	Starry sturgeon	SA	75/82	-	+	Nd
9	Starry sturgeon	SA	72/79	-	+	Nd
10	Starry sturgeon	SA	51/56	-	+	Nd
11	Starry sturgeon	SA	41/45	-	+	Nd
12	Starry sturgeon	SA	43/47	-	+	Nd
13	Starry sturgeon	SA	54/59	-	+	Nd
14	Starry sturgeon	SA	48/53	-	+	Nd
15	Starry sturgeon	SA	64/70	-	+	Nd
16	Siberian sturgeon	Dnipro	12/15	+	+	MT645223

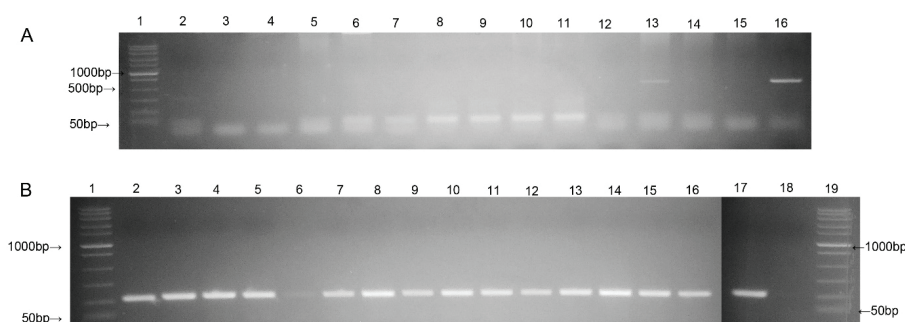


Fig. 1. Detection of AcIV-E in starry sturgeon (*A. stellatus*) by generic PCR (1A): 1 – Fast DNA ladder N3238S (New England BioLabs), 2 – control reaction (all components without DNA), 3–8 – samples from the Black Sea, 9–15 – samples from the Sea of Azov, 16 – AcIV-E, isolate of *A. baerii* UA 1/2018 (fragment of MCP gene - 535 bp); Amplification of the reference beta-actin gene (161 bp) on all samples (1B): 1, 19 – Fast DNA ladder N3238S (New England BioLabs), 2–7 – samples from the Black Sea, 8–16 – samples from the Sea of Azov, 17 – DNA sample of AcIV-E infected Siberian sturgeon, 18 – control reaction (all components without DNA)

In our study, all studied fish apparently of 2–5 years old appeared to be healthy. Therefore, the chances to identify the AcIV-E in these fish were not high. Another important factor is that the samples were collected from alive fish, and therefore it was not possible to select internal organs such as the heart, kidney and spleen, or even gills, which are also target organs for virus.

All samples were collected and stored in accordance with the recommendations for virological testing and delivered to the laboratory in time. Starry sturgeons were carefully tested using different sets of sensitive primers specific for the MCP gene of AcIV-E (Bigarre

et al. 2017). We were unable to identify the viral DNA using high-sensitivity PCR tests, but instead, the control DNA was amplified successfully. Just like in 2018, when the AcIV-E was firstly detected in a Siberian sturgeon in Ukrainian farms, only specific PCR was used (Rud et al. 2020). But in that case, the most important factor of positive results in AcIV-E diagnosis was the stocking density of fish at the farms. Aside from PCR, there is no other method for virus diagnosis. AcIV-E does not propagate on cell cultures, therefore, developing new methods for its diagnosis, perhaps even more sensitive, is now a challenge (Pallandre et al. 2019).

The densities of starry sturgeon populations in the sea and at fish farms are dramatically different. Accordingly, when an infection occurs at a fish farm, the virus spreads rapidly and results in high morbidity and mortality. The likelihood of effective transmission of AcIV-E between susceptible species in the sea is extremely low. However, despite this, the threat still exists. Firstly, there are several farms for starry sturgeon reproduction for restocking in the Black Sea region. Secondly, the virus was identified in Ukraine at farms that have connections with rivers of the Dnipro basin and, consequently, the Black Sea. Thirdly, there is currently no data available on the spread of AcIV-E in the Black Sea countries where sturgeon aquaculture is actively developing. The main goal of sturgeon aquaculture is to increase the production of black caviar and to achieve this goal, several sturgeon species are usually cultivated at the same farm. Therefore, virus-susceptible species are kept together. Taking into account the national programs for the restoration of endangered sturgeon species in the Black Sea basin, there is a real threat for wild sturgeon populations to be infected with an emerging AcIV-E. The infection may not manifest itself in acute form, but may adversely affect vital processes, including reproduction, and transmit the virus to offspring. Therefore, in our opinion, it would be advisable to carry out surveillance procedures of farms participating in sturgeon stocking programs in order to minimize the risk of disease spread.

As it was shown previously, one European isolate of AcIV-E is closely related to NV detected in Canada (95% identity) (Bigarre et al. 2017). It demonstrates the presence of two well-formed strains of sturgeon iridoviruses in Europe: the newest AcIV-E strain and the Namao Virus (NV), which most likely was introduced to Europe by importing white sturgeon (*A. transmontanus*) or other species. The AcIV-E strain probably poses different virulence, although the data are insufficient. There are two AcIV-E variants identified in Europe using SNPs technique (Bigarre et al. 2017). Both var1 and var2 carry unique sequences in the MCP gene. Analysis of the RFC gene within a single viral population also indicates the presence of two AcIV-E variants (Pallandre et al. 2018). The PCR-HRM was used to monitor the virus in France. The most commonly

encountered was the var2, one or occasionally mixed with the var1. Interestingly, the var1 was never found alone (Pallandre et al. 2019). Therefore, other regions of Europe, including Danube countries, should be monitored.

The lack of sufficient viral DNA sequences, as well as morphological characteristics that differ from classical iridoviruses complicate current classification of sNCLDV (Hedrick et al. 1990; Clouthier et al. 2013; Kurobe et al. 2011). In addition, according to recent data, there is a close genetic link between the MCP genes of NV, AcIV-E and *Cafeteria roenbergensis virus* (CroV), a giant virus from the *Mimiviridae* family (Clouthier et al. 2013). The striking relationship of sNCLDV to *Mimiviridae* was confirmed by genomic analysis (Clouthier et al. 2018). AcIV-E can thus be renamed as ESMV (*European sturgeon mimivirus*). The complete sequences of sturgeon iridoviruses could be important for determining the relationships between sNCLDV and *Mimiviridae* family.

The total trade of caviar and sturgeon products worldwide increased to 180.000 tonnes in 2016 (FAO 2018). One of the key factors of sturgeon aquaculture development is availability of national and international programs for the conservation of these endangered species with a purpose to restore their populations (Bronzi, Rosenthal 2014). It is very important to constantly monitor viral diseases at fish farms, which grow fish for restocking of natural waters, as there is a high risk of transmission of dangerous diseases from aquaculture species to natural ones, which can significantly worsen the overall epizootic situation. No less important is the diagnosis of infectious agents in natural populations of valuable and endangered species, including sturgeons. In this research, we tried to identify one of the most dangerous viruses for sturgeon – AcIV-E in the starry sturgeon population in the Black Sea and the Sea of Azov, which can initiate monitoring studies on the ecology of this pathogen and could help to assess the biological risks of sNCLDV for sturgeon wild populations and aquaculture in the future.

Acknowledgements

This study was supported by NAAS of Ukraine in the framework of the project “Investigation of molecular and biological properties and phylogenetic characteristics of fish pathogens” (0116U001219).

References

1. Axén, C., Vendramin, N., Toffan, A. (2018). Outbreak of Mortality Associated with Acipenser Iridovirus European (AcIV-E) Detection in Siberian Sturgeon (*Acipenser baerii*) Farmed in Sweden. *Fishes*, 3: 42. Retrieved from: <https://doi.org/10.3390/fishes3040042>.
2. Bigarré, L., Lesne, M., Lautraite, A., et al. (2017). Molecular identification of iridoviruses infecting various sturgeon species in Europe. *Journal of Fish Diseases*, 40:105–118. DOI: 10.1111/jfd.12498.
3. Bronzi, P., Rosenthal, H. (2014). Present and future sturgeon and caviar production and marketing: a global market overview. *Journal of Applied Ichthyology*, 30:1536–1546. Retrieved from: <https://doi.org/10.1111/jai.12628>.

4. Burcea, A., Popa, G.-O., Florescu, I.E., et al (2018). Expression Characterization of Six Genes Possibly Involved in Gonad Development for Stellate Sturgeon Individuals (*Acipenser stellatus*, Pallas 1771). *Hindawi International Journal of Genomics*, Article ID 7835637. Retrieved from: <https://doi.org/10.1155/2018/7835637>.
5. Ciulli, S., Volpe, E., Sirri, R., et al. (2016). Outbreak of mortality in Russian (*Acipenser gueldenstaedtii*) and Siberian (*Acipenser baerii*) sturgeons associated with sturgeon nucleocytoplasmic large DNA virus. *Veterinary Microbiology*, 191:27–34. DOI: 10.1016/j.vetmic.2016.05.012.
6. Clouthier, S.C., Vanwalleghem, E., Copeland, S., et al. (2013). A new species of nucleocytoplasmic large DNA virus (NCLDV) associated with mortalities in Manitoba lake sturgeon *Acipenser fulvescens*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 102:195–209. DOI: 10.3354/dao02548.
7. Clouthier, S.C., Vanwalleghem, E., Anderson E.D. (2015). Sturgeon nucleocytoplasmic large DNA virus phylogeny and PCR tests. *Diseases of Aquatic Organisms*, 117:93–106. DOI: 10.3354/dao02937.
8. Clouthier, S., Anderson, E., Kurath, G., Breyta, R. (2018). Molecular systematics of sturgeon nucleocytoplasmic large DNA viruses. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 128:26–37. DOI: 10.1016/j.ympev.2018.07.019.
9. FAO. 2018. The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 – Meeting the sustainable development goals. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
10. Hedrick, R.P., Groff, J.M., McDowell, T., Wingfield, W.H. (1990). An iridovirus infection of the integument of the white sturgeon *Acipenser transmontanus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 8:39–44. DOI: 10.3354/dao008039.
11. Kurobe, T., Kwak, K.T., Macconnell, E., et al. (2010). Development of PCR assays to detect iridovirus infections among captive and wild populations of Missouri River sturgeon. *Diseases of Aquatic Organisms*, 93:31–42. DOI: 10.3354/dao02284.
12. Kurobe, T., Macconnell, E., Hudson, C., et al. (2011). Iridovirus infections among Missouri River sturgeon: initial characterization, transmission, and evidence for establishment of a carrier state. *Journal of Aquatic Animal Health* 23:9–18. DOI: 10.1080/08997659.2011.545697.
13. Lapatra, S.E., Groff, J.M., Keith, I., et al. (2014). Case report: concurrent herpesviral and presumptive iridoviral infection associated with disease in cultured shortnose sturgeon, *Acipenser brevirostrum* (L.), from the Atlantic coast of Canada. *Journal of Fish Diseases*, 37:141–147. DOI: 10.1111/jfd.12147.
14. Mugetti, D., Pastorino, P., Menconi, V., et al., (2020). Two new sturgeon species are susceptible to Acipenser Iridovirus European (AcIV-E) infection. *Pathogens*, 9:156. DOI: 10.3390/pathogens9030156.
15. Mugetti, D., Pastorino, P., Menconi, V., et al., (2020). The old and the new on viral diseases in sturgeon. *Pathogens*, 9:146. DOI: 10.3390/pathogens9020146.
16. Munn, C.B. (2006). Viruses as pathogens of marine organisms – From bacteria to whales. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 86:453. DOI: <https://doi.org/10.1017/S002531540601335X>
17. Pallandre, L., Lesne, M., de Boissésou, C. et al. (2018). Acipenser iridovirus-European encodes a replication factor C (RFC) sub-unit. *Archives of Virology*, 163:2985. Retrieved from: <https://doi.org/10.1007/s00705-018-3963-y>.
18. Pallandre, L., Lesne, M., de Boissésou, C., et al. (2019). Genetic identification of two Acipenser iridovirus-European variants using high-resolution melting analysis. *Journal of Virological Methods*, 265:105–112. Retrieved from: <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2018.12.006>.
19. Rud, Y., Bigarré, L., Pallandre, L., Briand, F.-X., Buchatsky, L., 2020. First genetic characterization of sturgeon mimiviruses in Ukraine. *Journal of Fish Diseases*, 43(11):1391–1400. Retrieved from: <https://doi.org/10.1111/jfd.13239>.
20. Stachnik, M., Matras, M., Borzym, E., et al. (2019). Identification and molecular characterisation of iridoviruses of sturgeon in Poland. In: *Proceedings of the 19th International Conference on Diseases of Fish and Shellfish*, Porto, Portugal, 9–12 September 2019. Abstract 100-P, p. 344.

ДОСЛІДЖЕННЯ ВІРУСУ AcIV-E У СЕВРЮГИ *ACIPENSER STELLATUS* У ЧОРНОМУ ТА АЗОВСЬКОМУ МОРЯХ

Рудь Ю.П., к.б.н., с.н.с.

Інститут рибного господарства НААН
rudziknew@ukr.net

Бушуєв С.Г., к.б.н., с.н.с

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»
bsg1956@gmail.com

Хабаров В., інженер

Інститут рибного господарства та екології моря
khabarovnauka@gmail.com

Грициняк І.І., д.с.-г.н., професор, директор

Інститут рибного господарства НААН
info.iforgua@gmail.com

Бучацький Л.П., д.б.н., професор, провід.н.с.

Інститут рибного господарства НААН
iridolpb@gmail.com

Специфічні осетрові нуклеоцитоплазматичні великі ДНК-вмісні віруси (sNCLDV) інфікують декілька видів з родини *Acipenseridae*. sNCLDV раніше відносили до неklasифікованих представників родини *Iridoviridae*. Нещодавно їх перенесли до родини вірусів *Mimiviridae*. Один із цих вірусів, *Acipenser iridovirus-European* (AcIV-E), присутній у господарствах по всій Європі, де іноді спричиняє помірні або навіть чималі втрати осетрових. У цьому дослідженні ми наводимо дані ідентифікації вірусу AcIV-E у чутливого до виду – севрюги (*Acipenser stellatus*) з Чорного та Азовського морів. У 2020 році було відібрано зразки від севрюги в Одеській та Запорізькій областях в акваторіях Чорного та Азовського морів відповідно. Жодна з відібраних риб не демонструвала патологічних ознак захворювання, і у разі візуального спостереження всі особини були здорові. Зі зразків виділяли загальну ДНК та проводили ПЛР з використанням праймерів, націлених на різні фрагменти гена основного капсидного білка (MCP) вірусу AcIV-E. У жодному з досліджуваних зразків севрюги з обох морів не виявлено вірусоспецифічний генетичний матеріал, тоді як у контрольних реакціях очікувані продукти фрагментів гена MCP, а також фрагменти гена бета-актину були успішно ампліфіковані зі зразків ДНК риби та вірусу AcIV-E, виділеного від сибірського осетра в 2018–2019 роках. Хоча AcIV-E важко ідентифікувати у безсимптомних риб з природних популяцій, імовірно, вірус може відігравати свою роль у патології севрюги у басейні Чорного моря. Високий ризик поширення вірусу на природні популяції можливий, оскільки вірус був виявлений у осетрових господарствах, що базуються на річці Дніпро. Тому AcIV-E навіть за присутності інших патогенних мікроорганізмів слід досліджувати в риборозплідниках осетрових риб, а також у можливих векторах хвороби, але величезна площа моніторингу може бути проблемою.

Ключові слова: іридовірус, севрюга, Чорне море.

АКТИНОБАКТЕРІЇ ОБРОСТАННЯ ТВЕРДИХ СУБСТРАТІВ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ ЧОРНОГО МОРЯ

Страшнова І.В. – к.т.н., с.н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, fabiyanska@ukr.net

Коротаєва Н.В. – к.б.н., н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Потапенко К.С. – аспірант

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Васильєва Н.Ю. – к.б.н., с.н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Чабан М.М. – інженер

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Штеніков М.Д. – к.б.н., н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Лісютін Г.В. – м.н.с.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Іваниця В.О. – член-кор. НАНУ, д.б.н., проф.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова

Дослідження діяльності та взаємодії морських мікроорганізмів з іншими організмами забезпечують розуміння функціонування біогеохімічних процесів, харчових ланцюгів і симбіозу. У членів морського мікробіому є також корисні властивості, які можуть бути використані для пошуку та виробництва нових продуктів і розробки нових процесів у галузі морської біотехнології. Особливо перспективними в цьому аспекті є представники актинобактерій, виділені із різноманітних джерел морського середовища. Мета роботи – ізолювати актинобактерії із біологічних обростань підводних бетонних споруд і природного черепашнику Одеської затоки, визначити їх основні біологічні властивості та біологічну різноманітність. У результаті із обростань черепашнику і бетонних поверхонь виділено відповідно 20 і 19 штамів актинобактерій, що характеризувалися морфологічною варіабельністю у рості на поживних середовищах (МПА, ВА, ККА, ISP-1–ISP-6), формуючи субстратний і повітряний міцелій. Деякі штами синтезували водорозчинні і меланоїдні пігменти на відповідних середовищах. Більшість штамів добре росли у присутності NaCl у концентрації, меншій 9%, причому штами, виділені із обростань бетону, є стійкішими до цього хімічного агенту. Ізольовані штами утилізували різні вуглецеві субстрати, демонструючи значну метаболічну активність і спроможність. Найбільш вживаним субстратом для всіх виділених штамів була лактоза, найменш придатним – ксилоза (лише 35,0% штамів, виділених із черепашнику, і 21,6% штамів із обростань бетону метаболізували цей вуглевод). Попередня ідентифікація виділених штамів актинобактерій за визначенням спектрів жирних кислот дозволила встановити, що майже всі вони є представниками роду *Streptomyces*. Отже, вперше з Одеської затоки Чорного моря ізолювано актинобактерії, охарактеризовано морфологічні, культуральні та фізіолого-біохімічні властивості отриманих штамів, попередньо визначено їх таксономічний склад та перспективи використання для пошуку продуцентів біологічно активних сполук.

Ключові слова: Чорне море, Одеська затока, біологічні обростання, актинобактерії, біологічні властивості.

Вступ

Наприкінці двадцятого століття морська мікробіологія стала галуззю морських досліджень, яка стрімко розвивається. Нові інструменти і методи

молекулярної біології і біоінформатики привели до дивовижних відкриттів багатства і різноманітності морського мікробіому і його ролі в екології моря в глобальному масштабі. Дослідження взаємодії

морських мікробів з іншими організмами забезпечують розуміння функціонування біогеохімічних процесів, харчових ланцюгів і симбіозу. Нарешті, у морських мікроорганізмів є такі корисні властивості, як виробництво нових корисних біологічно активних метаболітів, які можна використати у сфері біотехнології для потреб людини.

Останніми роками спостерігається зростання наукового інтересу до вивчення морських мікроорганізмів, оскільки морське середовище є не досить використаним джерелом для виділення нових мікроорганізмів, здатних продукувати активні вторинні метаболіти. Серед таких мікроорганізмів особливий інтерес викликають актинобактерії, оскільки відомо, що вони продукують хімічно різноманітні сполуки з широким спектром біологічної активності (Sathiyaseelan and Saranraj 2016; Maria, Sharmili and Anbumalarnathi 2018; Subramani and Sipkema 2019).

Незважаючи на те, що актинобактерії можуть бути виділені із різних об'єктів морського середовища, чисельність їх там незначна, більшість із них погано ростуть на поживних середовищах у лабораторних умовах. Таксономічне положення майже половини колекції актинобактерій морського походження не можна визначити навіть до рівня роду, що підтверджує оригінальність їх популяцій (Ward and Bora 2006).

Існує небезпідставна думка, що морські актинобактерії потрапляють у море із суші і знаходяться там у вигляді метаболічно неактивних спор. Тому вивчення вторинних метаболітів актинобактерій, виділених з моря, часто призводить до виявлення раніше відомих сполук, описаних як метаболіти наземних актиноміцетів (Dhakal et al. 2017). Проте, за даними багатьох авторів, у автохтонних морських актинобактерій метаболіти з новими структурами виявляються досить часто (Subramani and Aalbersberg 2012; Manivasagan et al. 2013; Ettoumia et al. 2016).

У цьому відношенні з урахуванням еколого-геохімічних особливостей Чорне море є унікальним. Тому виявлення і виділення актиноміцетів із об'єктів Чорного моря сприятиме вивченню екологічної ролі актинобактерій у морському середовищі, їх різноманітності, розподілу, умов культивування та еволюційних механізмів пристосування до життя в морі. Ці аспекти біології морських актиноміцетів повинні бути зрозумілі для того, щоб повніше оцінити потенціал цих бактерій до продукції нових біологічно активних метаболітів.

Мета роботи – ізолювати актинобактерії із біологічних обростань бетонних споруд і природного черепашнику Одеської затоки, визначити їх основні біологічні властивості та біологічну різноманітність.

Матеріали та методи досліджень

Матеріалом для дослідження були проби обростань природного черепашнику (6 зразків)

і бетонних поверхонь (7 зразків), зібрані на глибині 0,2–1,0 м у червні–липні 2020 р. в Одеській затоці Чорного моря в районі Гідробіологічної станції Одеського національного університету імені І.І. Мечникова (Одеса, Україна, 46°27'01''N 30°46'14''E). Зразки проб збирали шляхом зіскобу стерильним скальпелем біологічного обростання зазначених поверхонь та поміщали у стерильний посуд. Перед посівом на щільні поживні середовища проби поміщали у стерильну морську воду (100 мл) у колбах і струшували на шейкері (New Brunswick; режим 150 об/хв, 28°C, 30 хв.). Отримані суспензії в одному варіанті перед посівом прогрівали за температури 50°C впродовж 15 хв., в іншому – посів здійснювали без термічної обробки. Для посіву суспензії об'ємом 0,1 мл рівномірно розподіляли по поверхні поживного середовища.

Для ізоляції актинобактерій використано такі поживні середовища, як: Гаузе 2, Чапека, Ешбі, крохмаль-аміачний і ґрунтовий агарі (Білявська 2018). Усі середовища готували на морській воді і добавляли антибіотик налідиксову кислоту у концентрації 10 мг/л для запобігання росту супутньої мікробіоти. Посіви на всі середовища здійснювали у 3 повторях. Інкубацію проводили за температури 28°C упродовж 14–21 доби.

Наявність росту актинобактерій визначали візуально, відзначаючи колонії з типовим міцелієм (субстратним і повітряним), або колонії, які мали складчасту поверхню. Також враховували пігментацію поживного середовища і колоній.

Колонії, характерні для актинобактерій, відсівали і субкультивували на таких середовищах, як: Гаузе 2, вівсяний агар (ВА) і крохмаль-казеїновий агар (ККА), доводячи до стану чистої культури. Інкубацію проводили за температури 28°C протягом 7–10 діб. Чисті ізоляти зберігали за температури 4°C до подальшого використання.

У отриманих ізолятів вивчали морфологічні, фізіологічні, біохімічні та хемотаксономічні властивості:

- морфологію і характер росту досліджували на середовищах м'ясо-пептонний агар (МПА), Гаузе 2, ВА, ККА і на середовищах ISP (ISP-1–ISP-7), відповідно до Міжнародного проєкту *Streptomyces* (ISP) (Shirling and Gottlieb 1966), протягом 14–21 доби за 28°C;

- синтез меланоїдних пігментів досліджували на середовищах ISP-6 і ISP-7, культивуючи протягом 14–21 доби за 28°C;

- морфологію клітин вивчали у разі мікроскопії фіксованих препаратів, забарвлених водним розчином фуксину (світловий мікроскоп, x1500);

- відношення до хлориду натрію (NaCl) визначали на середовищі МПА з різними концентраціями

NaCl (1,0; 2,0; 5,0; 7,0; 9; 12,0%). Інкубацію проводили впродовж 14 діб за 28°C. Наявність росту реєстрували візуально;

– утилізацію джерел вуглецю досліджували на мінімальному середовищі ISP 9. Джерелами вуглецю слугували глюкоза, фруктоза, галактоза, гліцерол, лактоза та ксилоза, рамноза, манітол, сорбітом, маноза, арабіноза і цукроза, які додавали окремо до розплавленого мінімального середовища, що не містить вуглеводів, для отримання кінцевої концентрації 1% і розливали у стерильні чашки Петрі. Після застигання середовищ здійснювали посів отриманих ізолятів. Інкубацію проводили протягом 14–21 доби за 28°C. Ріст штамів на різних джерелах вуглецю оцінювали як «добрий», «помірний» і «поганий» (Anderson and Wellington 2001; Балагурова, Козырицкая и Иутинская 2003);

– визначення вмісту жирних кислот проводили згідно з MIS Operating Manual. Для аналізу спектрів жирних кислот актинобактерії вирощували у 20 мл середовища Tryptic soy broth за 28°C та 150 об/хв. упродовж 3 діб.

Для ідентифікації досліджуваних штамів за порівняння спектрів жирних кислот використовували бібліотеку Sherlock Microbial Identification System (MIDI Sherlock version 6.2, MIDI database ACTIN6) (Sasser 2006; MIS ... 2012).

Усі дослідження проведено в трьох повторях. Кластеризацію сукупних культуральних, фізіологічних та біохімічних даних здійснювали за допомогою функції rect.hclust, яка дозволяє виділити статистично значущі кластери.

Результати та обговорення

Із обростань черепашнику було виділено 20 (Lim 2.1, Lim 2.2 ... Lim 12.3), а із обростань бетонних поверхонь 19 (Conc 19, Conc 20 ... Conc 44) ізолятів актинобактерій. Найбільше актинобактерій виросло на орга-

нічному середовищі Гаузе 2. У разі посівів зразків проб на щільні середовища Чапека, Ешбі, крохмаль-аміачний і ґрунтовий агари актинобактерії майже не росли (на чашках були виявлені поодинокі колонії).

Декількаразові пересіви на МПА, вівсяний агар (ВА), Гаузе 2 і крохмаль-казеїновий агар (ККА) дали змогу отримати чисті культури виділених ізолятів і вивчити культурально-морфологічні властивості. Ізольовані актинобактерії характеризувалися різноманітною морфологією колоній, що залежала не тільки від складу середовищ і віку культур, а й зумовлена плеоморфізмом (включаючи морфологічну варіабельність) видів актинобактерій, у тому числі гетерогенністю популяції у середині одного виду. На рис. 1 продемонстровано відмінності в морфології колоній штаму Lim 7.1 на різних за складом поживних середовищах.

У таблиці 1 як приклад наведено морфологічні ознаки колоній штаму Lim 3.3, виділеного із обростань черепашнику, і штаму Conc 42, виділеного із обростань бетонних поверхонь.

Відомо, що багатьом представникам мікросвіту властивий плеоморфізм, виняток не становлять і актинобактерії, які у разі росту на поживних середовищах демонструють значну різноманітність структурних характеристик колоній. Так, деякі автори (Yanti, Setyawati and Kurniatuhadi 2019) зазначають, що актиномицети, виділені з мангрового осаду, ростуть на середовищах різного складу, утворюючи різноманітні колонії, що відрізняються повітряним міцелієм, краєм і висотою субстратного міцелію, кольором зрілої спори, наявністю ексудату, пігментами та текстурою колоній. Про плеоморфізм актинобактерій ідеться і в повідомленні Е. Jayashanth (2015), в якому автор детально описує морфологічні варіанти різних представників актинобактерій.



а)



б)

Рис. 1. Колонії актинобактерій штаму Lim 7.1 на:
а) МПА; б) вівсяному агарі

Таблиця 1

Ознаки колоній ізолятів актинобактерій

Середовище	Lim 3.3	Conc 42
МПА	Бежеві колонії з білувато-бежевим повітряним міцелієм	Колонії бежевого кольору із темно-сірим повітряним міцелієм
ВА	Темно-бежеві колонії з коричневою пігментацією колоній і середовища	Колонії світло бежевого кольору із темно-сірим повітряним міцелієм
Гаузе 2	Світло-бежеві колонії з білувато-бежевим повітряним міцелієм	Колонії темно-бежевого кольору із темно-сірим повітряним міцелієм
ККА	Темно-бежеві колонії із сіруватою пігментацією повітряного міцелію	Колонії темно-коричневого кольору із темно-сірим повітряним міцелієм

Зауважимо, що колонії деяких штамів, які утворили субстратний міцелій, легко знімаються з поживних середовищ, інші – міцно врастають в агарове середовище.

Під час дослідження росту і ознак колоній актиноміцетів із використанням середовищ ISP відзначено ріст більшості штамів, ізольованих з обростань черепашику, на всіх використаних середовищах (табл. 2).

Таблиця 2

Характеристика росту штамів актиноміцетів, ізольованих із обростань з черепашику на середовищах ISP

Штам	ISP-1	ISP-2	ISP-3	ISP-4	ISP-5	ISP-6	ISP-7	ISP-9
Lim 2.1	+	+	+	+	+	-	+	+
Lim 2.2	+	+	±	+	+	-	+	+
Lim 3.1	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 3.2	+	+	+	+	+	-	+	+
Lim 3.3	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 3.4	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 4	+	+	±	+	+	-	+	+
Lim 5.1	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 5.2	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 6.1	+	+	+	+	+	±	+	+
Lim 6.2	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 7.1	±	±	±	+	+	-	+	-
Lim 7.2	+	±	±	+	+	-	+	+
Lim 9.1	+	+	+	+	+	-	+	+
Lim 9.2	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 10	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 12.1	+	+	+	+	+	-	+	+
Lim 12.2	+	+	+	+	+	+	+	+
Lim 12.3	+	+	+	+	+	-	+	+
Lim Sb	+	+	+	+	+	-	+	+

Примітка: «+» – наявність цільного росту; «+» – слабкий ріст; «-» – відсутність росту; * – здатність утворювати водорозчинний пігмент; ** – здатність утворювати меланоїдні пігменти.

Однак деякі штами виявились досить примхливими. Зокрема, йдеться про штами Lim 7.1 та Lim 7.2, ріст яких на середовищах ISP-1, ISP-2 і ISP-3 був бідним та спостерігався із затримкою, незважаючи на те, що ці середовища є повноцінними і рекомендуються для культивування актиноміцетів (Qinyuan Li et al. 2016; Maria, Sharmili and Anbumalarnathi 2018). Цей факт свідчить про те, що специфічні умови морського середовища впливають на фізіологію актинобактерій. Водночас на базовому середовищі ISP-9 досить активний ріст реєстрували для всіх штамів, крім Lim 7.1.

На ISP середовищах спостерігали різнокольорову пігментацію субстратного міцелію, формування та пігментацію повітряного міцелію, а також здатність виділених штамів синтезувати меланоїдні

пігменти, які визначали на пептон-дріжджовому середовищі із залізом (ISP-6) і тирозиновому агарі (ISP-7). Наприклад, штами Lim 3.1, Lim 3.2, Lim 3.3 та Lim 3.4 характеризувались як пігментацією повітряного міцелію, так і продукцією водорозчинних пігментів від темно-бежевого до темно-коричневого кольору за культивування на середовищах ISP-1, ISP-2, ISP-3 та ISP-4. Для штамів Lim 9.2, Lim 12.2 та Lim 12.3 відзначено утворення водорозчинних пігментів лише на окремих середовищах. Загалом, 35,0% штамів, виділених із обростань черепашику, синтезують водорозчинні пігменти.

У цей же час синтез меланоїдних пігментів чорного кольору на середовищі ISP-6 реєстрували лише для штамів Lim 3.1, Lim 3.4 та Lim 12.2, що становить 15,0% від усіх штамів, ізо-

льованих із черепашнику. Здатність до утворення меланоїдних пігментів у мікроорганізмів часто розцінюється як захисна реакція на антропогенне забруднення, спричинене різними політантами (Dastager et al. 2006; Panchanathan et al. 2013). Варто зазначити, що більшість штамів не росли на середовищі ISP6 – Lim 2.1, Lim 2.2, Lim 3.2, Lim 4, Lim 7.1, Lim 7.2, Lim 9.1, Lim 9.2. 12.1 та Lim 12.3. На противагу цьому, всі штами росли на середовищі ISP7, але не продукували меланоїдні пігменти.

Для штамів, ізолюваних з обростань з бетону, характерна більш темна пігментація субстратного міцелію на середовищах ISP. Здатність до формування водорозчинних пігментів відзначена для штамів Conc 27.1, Conc 36, Conc 41, Conc 42 та Conc 43, що становить 26,3% від усіх штамів. Усі штами із обростань бетону не росли на середовищі ISP6 і росли на ISP7, але меланоїдні пігменти не синтезували (табл. 3).

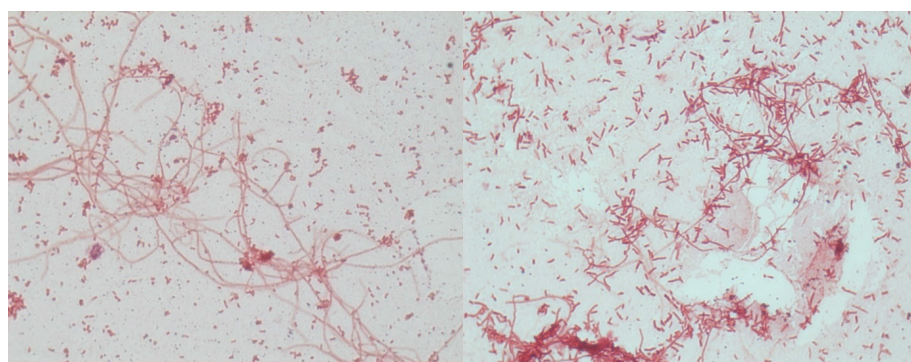
Морфологію клітин виділених актинобактерій визначали, проводячи мікроскопію фіксованих препаратів, забарвлених фуксином (рис. 2).

Таблиця 3

Характеристика росту штамів актиноміцетів, ізолюваних із обростань з бетону на середовищах ISP

Штам	ISP-1	ISP-2	ISP-3	ISP-4	ISP-5	ISP-6	ISP-7	ISP-9
Conc 19	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 20	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 21	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 22	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 24	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 26	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 27.1	+*	+*	+*	+*	+	-	+	+
Conc 27.2	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 28.2	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 29	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 30	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 32	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 36	+*	+*	+*	+*	+	-	+	+
Conc 37	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 38	+	+	+	+	+	-	+	+
Conc 41	+*	+*	+*	+*	+	-	+	+
Conc 42	+*	+*	+*	+*	+	-	+	+
Conc 43	+*	+*	+*	+*	+	-	+	+
Conc 44	+	+	+	+	+	-	+	+

Примітка: «+» – наявність цільного росту; «-» – відсутність росту; * – здатність утворювати водорозчинний пігмент.



Lim 3.3

Lim 7.2

Рис. 2. Морфологія клітин актинобактерій штамів Lim 3.3, Lim 7.2 (світловий мікроскоп, x1500)

Як правило, клітини більшості актинобактерій представлені короткими паличками невеликих розмірів, розташованих поодинокі, парами у ланцюжках,

V-подібно, хаотично. Окрім того, поряд з короткими паличками в препаратах траплялись ниткоподібні клітини. Клітини деяких досліджених штамів були

у вигляді кокоподібних форм. У препаратах одночасно могли спостерігати різні форми клітин: від кокоподібних до нитчастих.

Оптимальний температурний діапазон росту всіх виділених штамів актинобактерій був у межах від 28 до 37°C.

З урахуванням того, що досліджувані актинобактерії ізолювані з морського середовища, дореч-

ним було дослідити їх відношення до різних концентрацій хлориду натрію. Здебільшого стійкість до NaCl притаманна актинобактеріям, які мешкають у морських екосистемах, і може розглядатись як непрямий доказ їх автохтонного морського походження (Yan Cai et al. 2009). Результати, отримані у разі визначення відношення виділених актинобактерій до хлориду натрію, наведено на рис. 3, 4.

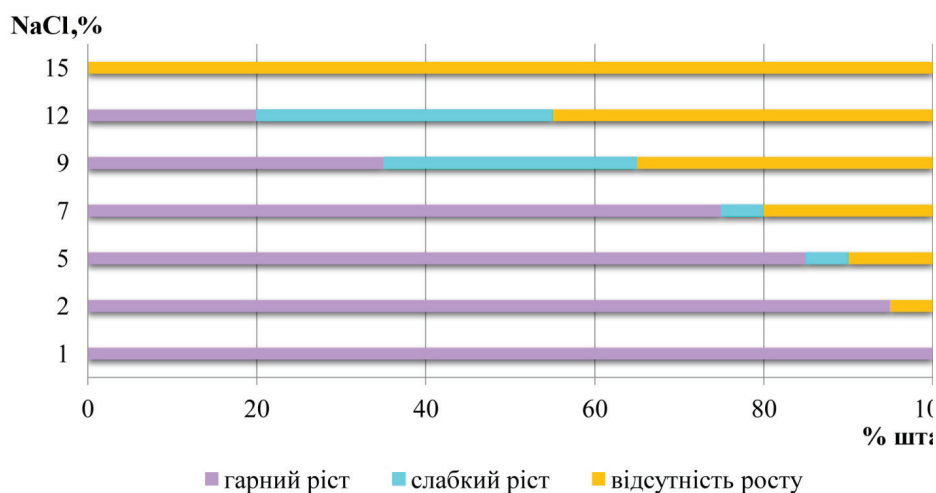


Рис. 3. Частка штамів актинобактерій, ізолюваних із обростань черепашнику, толерантних до різних концентрацій NaCl

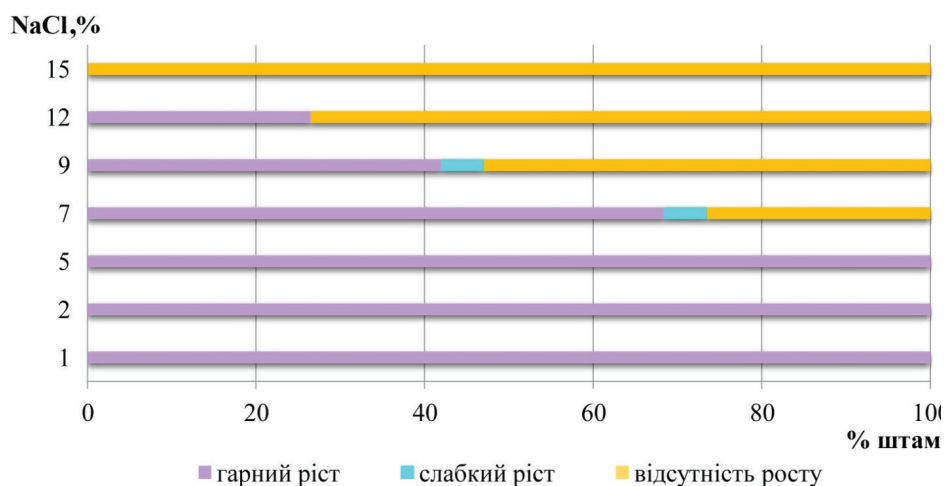


Рис. 4. Частка штамів актинобактерій, ізолюваних із обростань бетону, толерантних до різних концентрацій NaCl

Ізолювані актинобактерії росли за граничної концентрації NaCl 12,0%. У разі такої концентрації фіксували ріст 20,0% штамів, ізолюваних із черепашнику, і 26,5% штамів, ізолюваних з бетонних споруд. Цілком імовірно, що ці штами є автохтон-

ними, і морське середовище є для них природним середовищем існування, хоча можливим є і те, що такі актинобактерії в морі можуть бути і алохтонними, тобто привнесеними із суходолу, і перебувають там, зберігаючи свою життєздатність у вигляді

спор. Наші міркування і припущення підтверджуються й іншими дослідниками. Так, наприклад, у роботі Antony-Babu et al. (2008) ідеться про те, що види *Streptomyces* мають космополітичне розповсюдження, оскільки вони утворюють безліч спор, які легко диспергуються, а в публікації Anderson and Wellington (2001) обговорюється, що ці нитчасті бактерії добре адаптовані до морського середовища.

У разі додавання 5,0% NaCl гарний ріст демонстрували 85,0% штамів, ізолюваних з обростань

черепашнику, і 100,0% штамів, ізолюваних з бетону; у разі додавання 7,0% NaCl відповідно 75,0% і 68,5%; у разі додавання 9,0% NaCl гарний ріст відзначено для 35,0% штамів із черепашнику і 42,0% штамів із бетону. Найменш стійкими до NaCl виявились штами Lim 9.1 та Lim 9.2.

Встановлено, що виділені штами актинобактерій здатні залучати у свій метаболізм різні джерела вуглецю. Усі використані вуглецеві субстрати споживалися бактеріями штамів із черепашнику і штамів із бетонних споруд (рис. 5, 6).

Джерело вуглецю

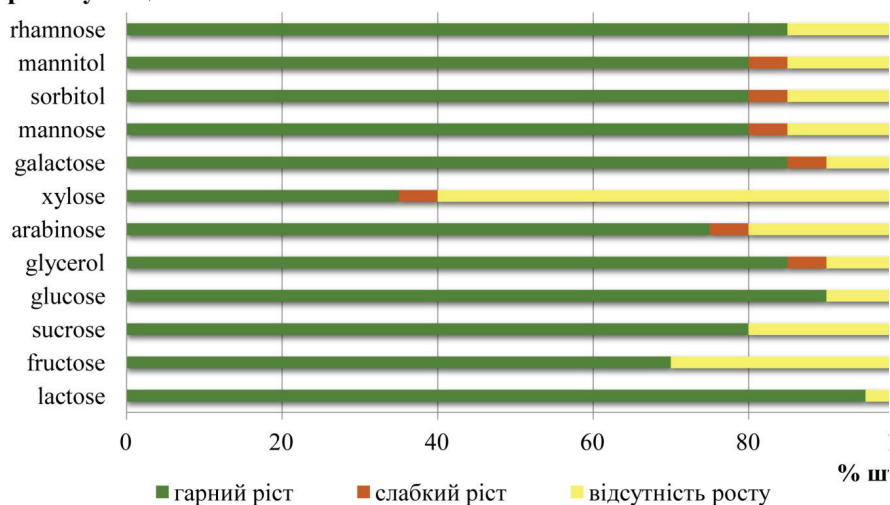


Рис. 5. Частка штамів актинобактерій, ізолюваних із обростань черепашнику, здатних до ферментації джерел вуглецю

Джерело вуглецю

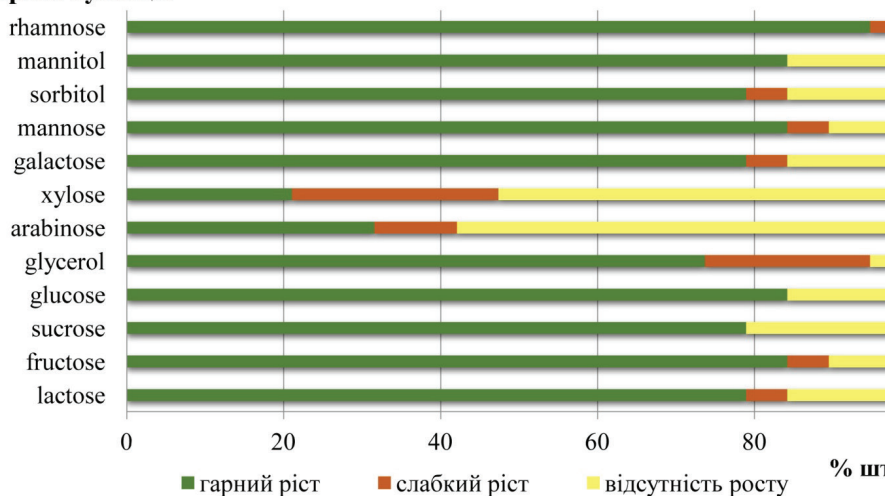


Рис. 6. Частка штамів актинобактерій, ізолюваних із обростань бетону, здатних до ферментації джерел вуглецю

За результатами проведених досліджень максимальна кількість штамів (85,0–95,0%), ізольованих із обростань черепашнику, росте у присутності лактози, глюкози, гліцеролу, галактози та рамнози. Здатність рости у присутності ксилози продемонстрували лише 35,0% штамів.

Виходячи з отриманих даних, найкращим вуглецевим субстратом для виділених актинобактерій була лактоза. За спроможністю бути метаболізованими актинобактеріями із черепашнику джерела вуглецю можна розташувати у такому порядку (від найспоживанішого до найменш придатного): лактоза > глюкоза > гліцерол/галактоза/рамноза > цукроза/манноза/манітол/сорбітом > арабіноза > фруктоза > ксилоза.

Для штамів, ізольованих з обростань бетону, максимально сприятливим вуглеводом для росту виявилась рамноза – 94,7%. Більше 80,0% штамів демонстрували гарний ріст у разі додавання у середовище фруктози, глюкози, маннози та манітолу. Мінімальна кількість штамів (31,6% та 21,6% відповідно) росли у присутності арабінози та ксилози.

За ступенем утилізації актинобактеріями, ізольованими з обростань бетону, використані вуглецеві субстрати можна розташувати у такому порядку: рамноза > глюкоза/фруктоза/манноза/мані-

тол > цукроза/сорбітол/галактоза > гліцерол > арабіноза > ксилоза.

Іншими дослідниками також показано, що найменш придатним середовищем для росту актинобактерій є середовище з ксилозою (Сищикова 2014).

Використання різних джерел вуглецю штамми актинобактерій, виділеними із поверхонь обростань Чорного моря, свідчить про широкі метаболічні можливості.

Результати кластеризації, проведеної на підставі сукупних культуральних, фізіологічних та біохімічних характеристик досліджених штамів, наведено на рисунку 7. У такому разі спостерігаємо формування двох окремих кластерів, причому великий кластер 2 розпадається на два підкластери. Співвідношення штамів актиноміцетів, ізольованих з різних поверхонь обростання в кластері 1 кластері 2 рівномірно. Однак слід зазначити, що до підкластера 1 кластера 2 входять тільки штами актинобактерій, ізольовані з поверхонь обростання черепашнику. Однак, незважаючи на деякі відмінності, більшість виділених із різних джерел штамів актинобактерій за результатами кластеризації узагальнених даних можна віднести до однієї сукупності на основі подібності культуральних, фізіологічних та біохімічних характеристик (рис. 7).

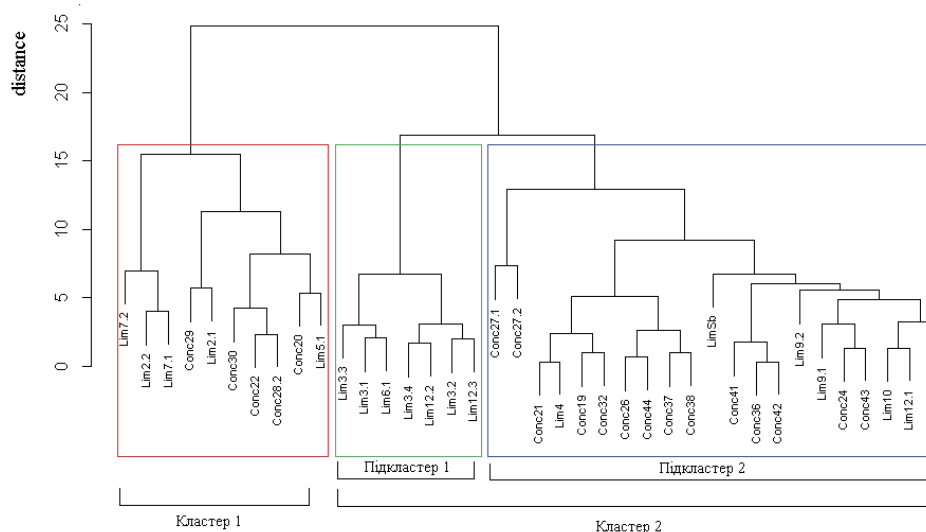


Рис. 7. Дендрограма результатів кластеризації за сукупними культуральними, біохімічними та фізіологічними характеристиками актинобактерій

Примітка: кластеризація даних здійснювалася за допомогою функції rect.hclust, яка дозволяє виділити статистично значущі кластери (для розрахунку матриці відстані використовували метод "canberra", метод кластеризації "complete").

Відомо, що ідентифікація актинобактерій не до кінця відпрацьована. Це пояснюється, з одного боку, ототожненням видів із так званими «типовими» штамми стрептоміцетів, з іншого – описом нових видів без урахування внутрішньовидової мінливості. Дослі-

дження показали (Валагурова, Козырицкая и Иутинская 2003), що завдяки мінливості у межах виду трапляються численні різновиди, які є, по суті, варіантами, природними або штучними мутантами з властивостями, відмінними від материнського штаму.

Одним із підходів до попередньої ідентифікації актинобактерій, принаймні до роду, є порівняння їх жирнокислотних спектрів (Kroppenstedt 1985). За отриманими результатами нами встановлено, що виділені із Одеської затоки актинобактерії належать до двох родів *Streptomyces*

і *Nocardiopsis*. Майже всі виділені штами як із черепашнику, так із бетону є представниками роду *Streptomyces* (табл. 4), що характеризувалися досить високою морфологічною варіабельністю, утворюючи різні морфотипи колоній у разі росту на поживних середовищах.

Таблиця 4

Таксономічний склад виділених актинобактерій

Рід	Штами з обростань черепашнику		Штами з обростань бетону	
	Кількість штамів, абс.	% від загальної кількості	Кількість штамів, абс.	% від загальної кількості
<i>Streptomyces</i>	19	95,0	18	95,0
<i>Nocardiopsis</i>	1	5,0	1	5,0

Результати попередньої ідентифікації виділених штамів актинобактерій за жирнокислотними спектрами узгоджуються із даними кластеризації за вивченими властивостями, наведеними на рисунку 7, і свідчать про приналежність виділених штамів до однієї сукупності.

Остаточна ідентифікація виділених штамів буде проведена з урахуванням молекулярно-генетичних характеристик за результатами секвенування 16S рРНК.

Висновки

1. Із біологічних обростань черепашнику і бетону, зібраних у червні–липні 2020 р. у районі Гідробіологічної станції ОНУ імені І.І. Мечни-

кова, виділено 20 і 19 штамів актинобактерій відповідно.

2. Ізольовані штами актинобактерій характеризувалися морфологічним плеоморфізмом у разі росту на поживних середовищах. Деякі штами синтезували водорозчинні і меланоїдні пігменти.

3. Більшість виділених штамів проявили толерантність до хлориду натрію.

4. Дослідженням актинобактерій притаманна значна метаболічна активність, пов'язана із дисиміляцією широкого спектра джерел вуглецю.

5. Більшість ізольованих штамів актинобактерій за результатами попередньої ідентифікації віднесені до роду *Streptomyces*.

Список використаних джерел

- Білявська Л.О. Актинобактерії роду *Streptomyces* і їхні метаболіти у біорегуляції рослин : дис. ... док. біол. наук : 03.00.07. Київ, 2018. 485 с.
- Валагурова Е.В., Козырицкая В.Е., Иутинская Г.А. Актиномицеты рода *Streptomyces*, описание видов и компьютерная программа их идентификации. Киев : Наукова думка, 2003. 618 с.
- Сищикова О.В. Біологічні властивості та таксономічний склад стрептоміцетів природних ґрунтів техноземів Криворіжжя. *Мікробіологія і біотехнологія*. 2014. № 1. С. 91–104.
- Alice Maria B.F., Aruna Sharmili S., Anbumalaramathi J. Isolation and characterization of actinomycetes from marine soil. *MOJ Biol Med*. 2018. Vol.31.6.P.221–225.Doi:10.15406/mojbm.2018.03.00103.
- Anderson A.S., Wellington E.M.H. The taxonomy of *Streptomyces* and related genera. *Journal Systematic and Evolution Microbiology*. 2001. Vol. 51 (3). P. 797–814. URL: <https://doi.org/10.1099/00207713-51-3-797>.
- Antony-Babu S., Stach J.E., Goodfellow M. Genetic and phenotypic evidence for *Streptomyces* *griseus* ecovars isolated from a beach and dune sand system. *AntonieVan Leeuwenhoek*. 2008. Vol. 94 (1). P. 63–74.
- Dastager S.G., Li W.J., Dayanand A. et al. Separation, identification and analysis of pigment (melanin) production in *Streptomyces*. *African Journal of Biotechnology*. 2006. Vol. 5 (8). P. 1131–1134.
- Dhakal D., Pokhrel A.R., Shrestha B., Sohng J.K. Marine Rare Actinobacteria: Isolation, Characterization, and Strategies for Harnessing Bioactive Compounds. *Frontiers in Microbiology*. 2017. Vol. 8 (1106). P. 1–13. DOI: 10.3389/fmicb.2017.01106.
- Ettoumia B., Chouchanec H., Guesmia A. et al. Diversity, ecological distribution and biotechnological potential of Actinobacteria inhabiting seamounts and non-seamounts in the Tyrrhenian Sea. *Microbiological Research*. 2016. No. 186–187. P. 71–80. DOI: 10.1016/j.micres.2016.03.006.
- Jayashanth E. Actinobacteria – morphology, physiology, biochemistry, diversity and Industrial Applications of genus *Actinobacteria* : Microbiology Assignment, 2015. P. 1–16. DOI: 10.13140/RG.2.1.2632.5928.

11. Kroppenstedt R.M. Fatty acid and menaquinone analysis of actinomycetes and related organisms. *Chemical Methods in Bacterial Systematics* / M. Goodfellow, D.E. Minnikin. Academic Press, London, 1985. P. 173–199.
12. Manivasagan P., Venkatesan J., Sivakumar K., Kim S.K. Marine actinobacterial metabolites: current status and future perspectives. *Microbiological Research*. 2013. Vol. 168 (6). P. 311–332. DOI: 10.1016/j.micres.2013.02.002.
13. Maria A.B.F., Sharmili A.S., Anbumalaramathi J. Isolation and characterization of actinomycetes from marine soil. *MOJ Biol Med*. 2018. Vol. 3 (6). P. 221–225. DOI: 10.15406/mojbm.2018.03.00103.
14. MIS Operation Manual. www.midi-inc.com. September. 2012. Newark.
15. Panchanathan M., Jayachandran V., Se-Kwon Kim. Introduction to Marine Actinobacteria. *Marine microbiology* / Se-Kwon Kim. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2013. P. 1–19. URL: <https://doi.org/10.1002/9783527665259.ch01>.
16. Qinyuan Li, Xiu Chen, Yi Jiang, Chenglin Jiang. Cultural, Physiological, and Biochemical Identification of Actinobacteria, Actinobacteria – Basics and Biotechnological Applications, Dharumadurai Dhanasekaran and Yi Jiang, IntechOpen, 2016. URL: <http://dx.doi.org/10.5772/61462>.
17. Sasser M. Bacterial identification by gas chromatographic analysis of fatty acid methyl esters (GC-FAME). Technical Note 101. Newark, DE: MIDI. 2006.
18. Sathiyaseelan K., Saranraj P. Antagonistic activity of marine actinobacteria – a review. *Indo-Asian Journal of Multidisciplinary Research*. 2016. Vol. 2. I. 4. P. 698–717.
19. Shirling E.B., Gottlieb D. Methods for characterization of *Streptomyces* species. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 1966. Vol. 16. P. 313–40.
20. Subramani R., Aalbersberg W. Marine actinomycetes: An ongoing source of novel bioactive metabolites. *Microbiol. Res.* 2012. Vol. 167. P. 571–580.
21. Subramani R., Sipkema D. Marine Rare Actinomycetes: A Promising Source of Structurally Diverse and Unique Novel Natural Products. *Marine Drugs* 2019. Vol. 17 (249). P. 1–35. DOI: 10.3390/md1705024.
22. Ward A.C, Bora N. Diversity and biogeography of marine actinobacteria. *Curr Opin Microbiol*. 2006. Vol. 9. P.279–286.
23. Yan Cai, Q. Xue, Zhan-quan Chen, Rong Zhang. Classification and Salt-tolerance of Actinomycetes in the Qinghai Lake Water and Lakeside Saline Soil. *Journal of Sustainable Development*. 2009. Vol. 2 No 1. P. 107–110. DOI: 10.5539/JSD.V2N1P107.
24. Yanti A.H., Setyawati T.R., Kurniatuhadi R. Composition and Characterization of Actinomycetes Isolated from Nipah Mangrove Sediment, Gastrointestinal and Fecal Pellets of Nipah Worm (Namalycastis Rhodhocorde). *International Conference of Mangroves and Its Related Ecosystems: OP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 2019. P. 1–11. DOI: 10.1088/1755-1315/550/1/012003.

References

1. Bilyavs'ka, L.O. (2018). Aktynobakteriyyi rodu *Streptomyces* i yikhni metabolity u bioregulyatsiyi roslyn [*Actinobacteria of the genus Streptomyces and their metabolites in plant bioregulation*]: dis. ... doc. biol. nauk. Kyiv. 485 p. [in Ukrainian].
2. Valagurova, E.V., Kozyritskaya, V.E., Iutinskaya, G.A. (2003). Aktinomitsety roda *Streptomyces*, opisanie vidov i komp'yuternaia programma ikh identifikatsii [*Actinomycetes of the genus Streptomyces, description of species and computer program for their identification*]. Kiev: Naukova dumka. 618 p. [in Russian].
3. Syschchykova, O.V. (2014). Biologichni vlastyvy ta taksonomichniy sklad streptomitsetyv pryrodnykh gruntiv tekhnosmiv Kryvorizhzhya [Biological properties and taxonomic composition of streptomycetes of natural soils of Kryvyi Rih techno-soils]. *Mikrobiologiya i Biotechnologiya*, 1, 91–104 [in Ukrainian].
4. Alice Maria, B.F., Aruna, Sharmili S., Anbumalaramathi, J. (2018). Isolation and characterization of actinomycetes from marine soil. *MOJ Biol Med*, 3, 6, 221–225. DOI: 10.15406/mojbm.2018.03.00103.
5. Anderson, A.S., Wellington, E.M.H. (2001). The taxonomy of *Streptomyces* and related genera. *Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51, 3, 797–814. Retrieved from: <https://doi.org/10.1099/00207713-51-3-797>.
6. Antony-Babu, S., Stach, J.E., Goodfellow, M. (2008). Genetic and phenotypic evidence for *Streptomyces griseus* ecovars isolated from a beach and dune sand system. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 94 (1), 63–74.
7. Dastager, S.G., Li, W.J., Dayanand, A. et al. (2006). Separation, identification and analysis of pigment (melanin) production in *Streptomyces*. *African Journal of Biotechnology*, 5 (8), 1131–1134.
8. Dhakal, D., Pokhrel, A.R., Shrestha, B., Sohng J.K. (2017). Marine Rare Actinobacteria: Isolation, Characterization, and Strategies for Harnessing Bioactive Compounds. *Frontiers in Microbiology*, 8 (1106), 1–13. DOI: 10.3389/fmicb.2017.01106.
9. Ettoumia, B., Chouchane, H., Guesmia, A. et al. (2016). Diversity, ecological distribution and biotechnological potential of Actinobacteria inhabiting seamounts and non-seamounts in the Tyrrhenian Sea. *Microbiological Research*, 186–187, 71–80. DOI: 10.1016/j.micres.2016.03.006.
10. Jayashanth, E. (2015). Actinobacteria – morphology, physiology, biochemistry, diversity and Industrial Applications of genus *Actinobacteria*

- : Microbiology Assignment, 1–16. DOI: 10.13140/RG.2.1.2632.5928.
11. Kroppenstedt, R.M. (1985). Fatty acid and menaquinone analysis of actinomycetes and related organisms. *Chemical Methods in Bacterial Systematics* / M. Goodfellow, D.E. Minnikin. Academic Press, London, 173–199.
12. Manivasagan, P., Venkatesan, J., Sivakumar, K., Kim, S.K. (2013). Marine actinobacterial metabolites: current status and future perspectives. *Microbiological Research*, 168 (6), 311–332. DOI: 10.1016/j.micres.2013.02.002.
13. Maria, A.B.F., Sharmili, A.S., Anbumalar-mathi, J. (2018). Isolation and characterization of actinomycetes from marine soil. *MOJ Biol Med.* 3 (6), 221–225. DOI: 10.15406/mojbm.2018.03.00103.
14. MIS Operation Manual. www.midi-inc.com. September. 2012. Newark.
15. Panchanathan, M., Jayachandran, V., Se-Kwon, Kim. (2013). Introduction to Marine Actinobacteria. *Marine microbiology* / Se-Kwon Kim. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 1–19. Retrieved from: <https://doi.org/10.1002/9783527665259.ch01>.
16. Qinyuan, Li, Xiu, Chen, Yi, Jiang, Chenglin, Jiang. (2016). Cultural, Physiological, and Biochemical Identification of Actinobacteria, Actinobacteria – Basics and Biotechnological Applications, Dharumadurai Dhanasekaran and Yi Jiang, IntechOpen. Retrieved from: <http://dx.doi.org/10.5772/61462>.
17. Sasser, M. (2006). Bacterial identification by gas chromatographic analysis of fatty acid methyl esters (GC-FAME). Technical Note 101. Newark, DE: MIDI.
18. Sathiyaseelan, K., Saranraj, P. (2016). Antagonistic activity of marine actinobacteria – a review. *Indo-Asian Journal of Multidisciplinary Research*, 2, 4, 698–717.
19. Shirling, E.B., Gottlieb, D. (1966). Methods for characterization of *Streptomyces* species. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 16, 313–40.
20. Subramani, R., Aalbersberg, W. (2012) Marine actinomycetes: An ongoing source of novel bioactive metabolites. *Microbiol. Res.*, 167, 571–580.
21. Subramani, R., Sipkema, D. (2019). Marine Rare Actinomycetes: A Promising Source of Structurally Diverse and Unique Novel Natural Products. *Marine Drugs*, 17, 249, 1–35. DOI: 10.3390/md1705024.
22. Ward, A.C., Bora, N. (2006). Diversity and biogeography of marine actinobacteria. *Curr Opin Microbiol.*, 9, 279–286.
23. Yan, Cai, Q., Xue, Zhan-quan, Chen, Rong, Zhang. (2009). Classification and Salt-tolerance of Actinomycetes in the Qinghai Lake Water and Lakeside Saline Soil. *Journal of Sustainable Development*, 2, 1, 107–110. DOI: 10.5539/JSD.V2N1P107.
24. Yanti, A.H., Setyawati, T.R., Kurniatuhadi, R. (2019). Composition and Characterization of Actinomycetes Isolated from Nipah Mangrove Sediment, Gastrointestinal and Fecal Pellets of Nipah Worm (*Namalycastis Rhodhocorde*): International Conference of Mangroves and Its Related Ecosystems: OP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 1–11. DOI: 10.1088/1755-1315/550/1/012003.

ACTINOBACTERIA OF GROWTH OF SOLID SUBSTRATES OF THE ODESA GULF OF THE BLACK SEA

Strashnova I.V., PhD, Senior Researcher
Odesa I.I. Mechnikov National University
fabiyanska@ukr.net

Korotaeva N.V., PhD, Researcher
Odesa I.I. Mechnikov National University

Potapenko K.S., Postgraduate Student
Odesa I.I. Mechnikov National University

Vasylieva N.Yu., PhD, Senior Researcher
Odesa I.I. Mechnikov National University

Chaban M.M., Engineer
Odesa I.I. Mechnikov National University

Shtenikov M.D., PhD, Researcher
Odesa I.I. Mechnikov National University

Lisyutin G.V., Researcher
Odesa I.I. Mechnikov National University

Ivanytsia V.O., Corresponding Member of NAS of Ukraine, DSc (Biology), Professor
Odesa I.I. Mechnikov National University

Studies of the activity and interaction of marine microorganisms with other organisms provide an understanding of the functioning of biogeochemical processes, food chains and symbiosis. Marine microbiome members also have useful properties that can be used to search for and produce new products and develop new processes in marine biotechnology. Representatives of actinobacteria isolated from various sources of the marine environment are especially promising in this aspect. The aim of the study was to isolate actinobacteria from biological overgrowth of concrete structures and natural shellfish of the Odesa Bay, to determine their main biological properties and biological diversity. As a result, 20 and 19 strains of actinobacteria were isolated from the overgrowth of shell rock and concrete surfaces, respectively. The isolated bacteria were characterized by morphological variability during growth on nutrient media (MPA, OA, SCA, ISP-1 – ISP-6), forming substrate and aerial mycelium. Some strains synthesized water-soluble and melanoid pigments on appropriate media. Most strains grew well in the presence of NaCl at a concentration of less than 9%, and the strains isolated from concrete fouling are more resistant to this chemical agent. Isolated strains utilized various carbon substrates, demonstrating significant metabolic activity and capacity. The most commonly used substrate for all isolated strains was lactose, the least suitable – xylose (only 35,0% of strains isolated from shell rock, and 21,6% of strains from concrete overgrowth metabolized this carbohydrate). Preliminary identification of isolated strains of actinobacteria by determining the spectra of fatty acids defined that almost all of them are members of the genus *Streptomyces*. At the first actinobacteria were isolated from the Odesa Bay of the Black Sea, morphological, cultural and physiological-biochemical properties of the obtained strains were characterized. Their taxonomic composition and prospects of use for the search for producers of biologically active substances have been preliminarily determined.

Key words: Black Sea, Odesa Bay, biological fouling, actinobacteria, biological properties.

ЕВМЕЙОБЕНТОСНІ РАКОПОДІБНІ НА ПЛАСТИКОВОМУ СМІТТІ В ПРИБЕРЕЖНІЙ ЧАСТИНІ М. МАЛИЙ ФОНТАН (ОДЕСЬКА ЗАТОКА, ЧОРНЕ МОРЕ)

Узун О.Є. – пров.інж.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

biolena17@gmail.com

Портянко В.В. – к.б.н., м.н.с.

ДУ «Інститут морської біології Національної академії наук України»

portianko_valentyn@ukr.net

У статті наведено результати дослідження евмейобентосних ракоподібних на поверхні пластикового сміття в прибережній акваторії пляжу біля м. Малий Фонтан в Одеській затоці (північно-західна частина Чорного моря). Було визначено видовий склад, щільність та біомасу евмейобентосних ракоподібних на пластиковому смітті, зібраному у липні та жовтні 2018 року з прибережної акваторії мису. Евмейобентосні організми становили майже 80% від щільності у складі мейофауни та формувалися переважно за рахунок ряду Harpacticoida (Copepoda) та класу Ostracoda. Частка евмейобентосу від загальної щільності мейобентосу в липні складала 36,05%, а у жовтні – 58,08%. Показники біомаси евмейобентосу майже не відрізнялись в різні місяці збору матеріалу. Частка гарпактикоїдних копепод складала понад 80%, а остракод – до 15%.

На пластиковому смітті було виявлено 14 таксонів мейобентосу. Було зареєстровано 9 видів остракод, асоційованих з пластиковим сміттям, що належать до 5 родин. Найбільш розповсюдженими видами остракод на обростаннях пластикового сміття виявилися *Hemicytherura bulgarica* (Klie, 1937), *Paradoxostoma variable* (Baird, 1835) та *Xestoleberis decipiens* Mueller, 1894. Фауна гарпактикоїдних копепод на пластиковому смітті з прибережної акваторії мису налічувала 16 видів, що відносяться до 10 родин. Серед них *Ameira parvula parvula* (Claus, 1866), *Canuella perplexa* (Scott T. et A., 1893), *Dactylopusia tisboides* (Claus, 1863), *Ectinosoma melaniceps* (Boeck, 1845) та *Harpacticus littoralis* (Sars G. O., 1910) були найбільш масовими видами.

Угрупування мейобентосу на обростаннях пластикового сміття подібні до різноманітні організмів, сформованого на інших штучних і природних субстратах Одеської затоки, проте відрізняються значно меншою щільністю та значеннями біомаси. Евмейобентосні ракоподібні представлені масовими видами, що мешкають у прибережній зоні української частини північно-західного шельфу Чорного моря.

Ключові слова: штучні субстрати, пластиковий субстрат, мейобентос, Ostracoda, Harpacticoida, Copepoda, обростання.

Вступ

Контурні біотопи зі специфічними угрупованнями організмів відіграють значну роль у функціонуванні водних екосистем, репродукції гідробіонтів та є чутливими до зовнішніх впливів (Zaitsev, Alexandrov and Minicheva 2006). Прибережна частина моря постійно зазнає впливу різних забруднень, одним з яких є пластикове сміття. Пластикові вироби, які потрапляють у море, через деякий час заселяються організмами зоо- та фітообростань. Після появи перших організмів обростателів з'являються топічно і трофічно асоційовані з ними види (Kiessling, Gutow and Thiel 2015). Найбільш розповсюдженими групами зообентосу на пластиковому субстраті є мохуватки, рако-

подібні, молюски та кнідапії (Kiessling, Gutow and Thiel 2015).

Джерелом потрапляння великої кількості пластикового сміття у морське середовище є річки (Lebreton et al. 2017). Північно-західна частина Чорного моря характеризується унікальними гідрологічними та гідрохімічними умовами, сформованими під впливом чотирьох великих річок: Дніпро, Південний Буг, Дністер і Дунай (Zaitsev, Alexandrov and Minicheva 2006). Попередня первинна оцінка угруповань обростань пластикового сміття в Одеській затоці показала, що на цьому новому типі субстрату формується широке видове різноманіття бентосних організмів, включаючи мейобентос (Snigirova, Uzun and Portyanko 2020).

Мейобентосні організми є важливою ланкою у трофічних ланцюгах, зокрема вони вносять значний внесок у формування кормової бази для молоді донних риб (Schücker et al. 2013; Воробьева и др. 2004). Розрізняють евмейобентосні організми, які на всіх життєвих стадіях входять до складу мейобентосу, та псевдомейобентосні, які є тимчасовим компонентом мейофауни (Hullings and Gray 1971; Giere 2009). Гарпактикоїдні (Harpacticoida, Copepoda) та черепашкові раки (Ostracoda) становлять значний відсоток від щільності та біомаси у складі евмейобентосу, а їхні кількісні та якісні показники можна використовувати для біоіндикації стану прибережних екосистем (Ruiz et al. 2005; Schornikov, Zenina and Ivanova 2015).

У прибережних районах північно-західної частини Чорного моря мейобентосні угруповання на різних субстратах добре вивчені (Vorobyova and Kulakova 2009; Vorobyova, Bondarenko and Izaak 2008; Воробьева и др. 2019; Одесский регион ... 2017). Мейобентос заселяє всі типи твердих субстратів, в тому числі на субстрати штучного походження (Воробьева 1999а). У Чорноморському регіоні дослідження обростання пластику ще тільки починаються, але вже є опис цього субстрату як нового біотопу для Чорного моря (Snigirova, Sapozhnikov and Kalinina 2019). Попередня первинна ревізія організмів мейобентосу, асоційованих з пластиковим сміттям в Одеській затоці, показала наявність 17 видів гарпактикоїдних копепод та 13 видів остракод (Snigirova, Uzun and Portyanko 2020). Вже за тиждень після занурення у водне середовище на пластиковому субстраті починає формуватися видове різноманіття, що представлено переважно

діатомовими водоростями (Sapozhnikov et al. 2021).

Метою цієї роботи було дослідити видовий склад, щільність та біомасу евмейобентосних ракоподібних для визначення їх ролі в угрупованнях мейобентосу на пластиковому смітті в прибережній частині м. Малий Фонтан Одеської затоки.

Матеріал та методи досліджень

Збір пластикового сміття було проведено на пляжі біля мису Малий Фонтан Одеської затоки у північно-західній частині Чорного моря (координати 46,441315; 30,772851) у липні та жовтні 2018 року (рис. 1). Обрана локація антропогенно навантажена та є постійною точкою моніторингу Гідробіологічної станції Одеського національного університету імені І.І. Мечникова.

Пластикове сміття було відібрано дайвером за допомогою легководолазної техніки на трьох розрізах по глибинах (1-2 м, 3-4 м та 5-6 м). Донна поверхня трансект представлена піщаним дном з каменями природного походження, а акваторія обраного пляжу захищена системами траверсів та хвилеломів, які є штучним твердим субстратом. На кожному розрізі з трансекти 50 м паралельно береговій лінії відбиралися знайдені пластикові пляшки та поліетиленові плівки різних форм і розмірів, кожен з яких окремо під водою розмішували у поліетиленові пакети з метою запобігання втрати гідробіонтів. Організми, зібрані з певної площі кожної окремої одиниці пластикового сміття, вважалися 1 пробой. Чисельність бентосних організмів була перерахована на 1 м² в залежності від площі поверхні пластикового сміття. Знайдене сміття транспортували до лабораторії ДУ «Інститут морської біології НАН України».

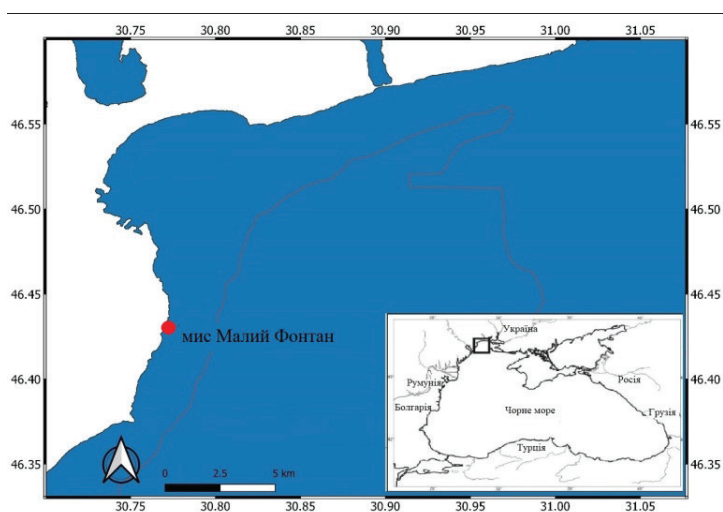


Рис. 1. Карта-схема району відбору проб пластикового сміття у 2018 р. в Одеській затоці (північно-західна частина Чорного моря)

У лабораторних умовах з кожної отриманої проби пластикового сміття зішкрябали обростання. Після змиву бентосних організмів з поверхні пластикового сміття поліетиленові пакети та тверді уламки були розрізані на фрагменти правильних форм, розміри яких вимірювали для визначення площі їхньої поверхні.

Обростання промили через систему сит для поділу на фракції за розміром гідробіонтів. Мейобентосна фракція відділена верхнім ситом з розміром вічка 1 мм, а в якості нижнього сита використовували млиновий газ з розміром вічка 70 мкм. Всього було досліджено 16 проб мейобентосу, асоційованого з пластиковим сміттям, що достатньо лише для попереднього аналізу. Отриману пробу мейобентосу фіксували 4% буферним розчином формальдегіду та забарвлювали «Бенгальським рожевим» (Hullings and Gray 1971).

Для підрахунку чисельності мейобентосних організмів об'єм проби доводили до 100 мл. За допомогою штемпель-піпетки (об'ємом 1 мл) відбирали 10 мл проби у камеру Богорова. У камері підраховували кількість організмів різних таксонів мейобентосу. Біомаса мейобентосних організмів визначалася методом номограм (Численко 1968; Воробьева и Торгонская 1998). За попереднім аналізом мейобентос, асоційований з обростанням різних типів повер-

хонь пластикового сміття є подібними (Snigirova, Uzun and Portyanko 2020), тому всі отримані проби мейобентосу було поєднано в одну вибірку.

Із кожної проби відбиралися не менше 50-ти екземплярів гарпактикоїд для ідентифікації видового складу та всі остракоди. Відібрані організми зберігалися в епіндорфах у 90% розчині етилового спирту. Ідентифікацію евмейобентосних організмів проводили під мікроскопом зі збільшенням $\times 200$ – 400 з використанням визначників (Apostolov and Marinov 1988; Wells 1976; Грига 1969; Шорников 1969).

Результати та обговорення

На пластиковому смітті в акваторії м. Малий Фонтан було виявлено 6 таксонів евмейо- (Foraminifera, Harpacticoida, Nematoda, Ostracoda, Halacaridae, Turbellaria) та 8 таксонів псевдомейобентосу (Oligochaeta, Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda, Balanus, Isopoda, Amphipoda та Insecta).

У липні кількісно переважали організми псевдомейобентосу, частка яких складала 63,95%, натомість у жовтні домінуюча частка належала евмейобентосним організмам (58,08%) (рис. 2). Значення середньої щільності загального мейобентосу у липні та жовтні відрізнялися не значно і становили 45127 ± 12736 екз. $\cdot$ м⁻² та 46287 ± 13256 екз. $\cdot$ м⁻² відповідно.

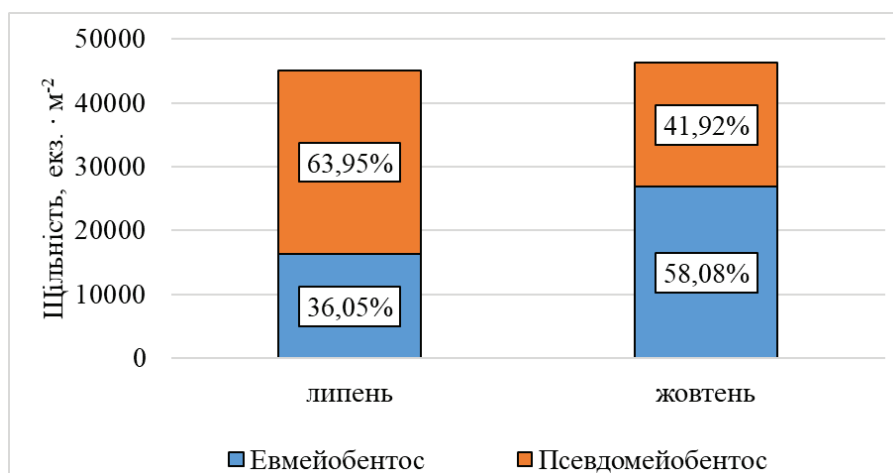


Рис. 2. Відсотковий внесок компонентів мейобентосу у показники середньої щільності на пластиковому смітті в липні та жовтні 2018 р. на м. Малий Фонтан (Одеська затока, Чорне море)

Частка щільності ракоподібних (гарпактикоїдних копепод та остракод) в угрупованнях евмейобентосу на обростаннях пластикового сміття, зібраного біля м. Малий Фонтан, сумарно складає майже 80% (рис. 3). Також важливу роль у формуванні щільності угруповань евмейобентосу відіграють нематоди, частка яких становить 18,41%,

в той час як відсотковий внесок інших таксонів досить незначний та не перевищує 3%. Значення середньої щільності гарпактикоїдних копепод у липні становило 10988 ± 2320 екз. $\cdot$ м⁻², а в жовтні – 12094 ± 3891 екз. $\cdot$ м⁻². Середня щільність черепашкових раків в липні складала 4333 ± 1075 екз. $\cdot$ м⁻², а в жовтні 5436 ± 1731 екз. $\cdot$ м⁻².

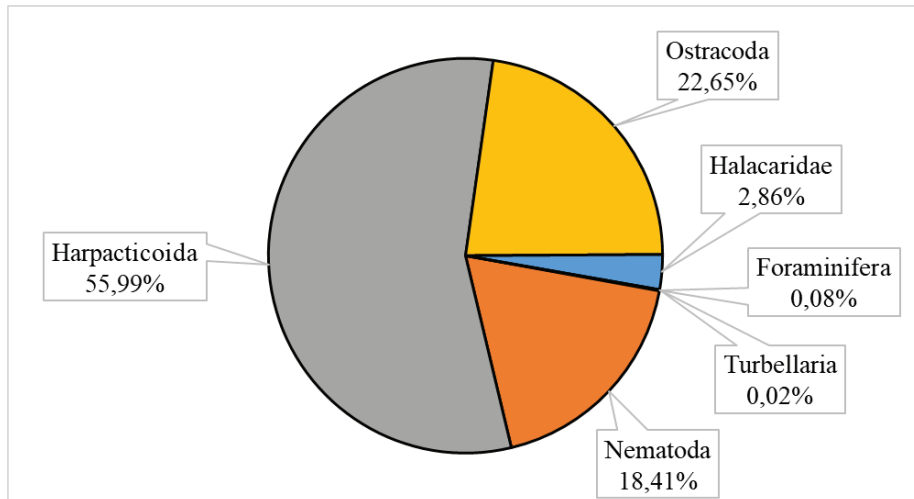


Рис. 3. Відсотковий внесок таксонів у показник середньої щільності евмейобентосу на пластиковому смітті у 2018 р. на м. Малий Фонтан (Одеська затока, Чорне море)

Середня біомаса псевдомейобентосу у липні була вищою, ніж в жовтні, та складала $1848,25 \pm 275,3$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$ і $1373,75 \pm 174,6$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$ відповідно (рис. 4). В різні місяці збору матеріалу середні значення біомаси евмейобентосу були майже однакові та в 6–8 разів нижче показників псевдомейобентосу,

а їхні значення становили $211,29 \pm 47,3$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$ і $230,07 \pm 54,6$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$ відповідно. Біомаса мейобентосу на пластиковому смітті м. Малий Фонтан формувалася за рахунок переважно псевдомейобентосних організмів, які перевищували за цим показником евмейобентосні таксони.

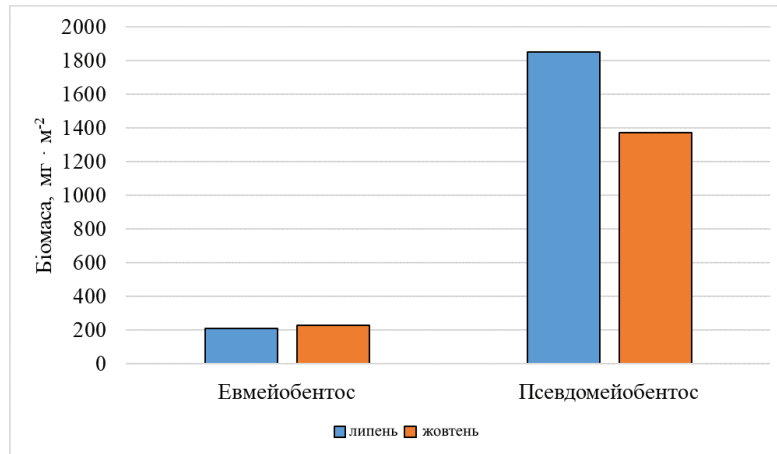


Рис. 4. Співвідношення значень середньої біомаси компонентів мейобентосу на пластиковому смітті у липні та жовтні 2018 р. на м. Малий Фонтан (Одеська затока, Чорне море)

Частка гарпактикоїдних копепод в біомасі евмейобентосу складала 83,28% у липні та 84,44% в жовтні (рис. 5). Значення біомаси гарпактикоїд коливалися в межах $175,96 \pm 37,81$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$ в липні та $193,5 \pm 11,54$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$ в жовтні. Біомаса остракод у липні складала $28,16 \pm 8,64$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$ та була трохи меншою, ніж в жовтні – $32,8 \pm 9,42$ $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2}$. Їхня частка у біомасі евмейобентосу становить 13,33%

в липні та 14,31% в жовтні. Сумарний відсотковий внесок інших евмейобентосних таксонів у показниках біомаси не перевищував у липні 3,39%, а в жовтні – 1,25%. Біомаса евмейобентосу на пластиковому смітті була сформована переважно за рахунок ракоподібних, на відміну від значень показників щільності, де значну роль також відігравали нематоди.

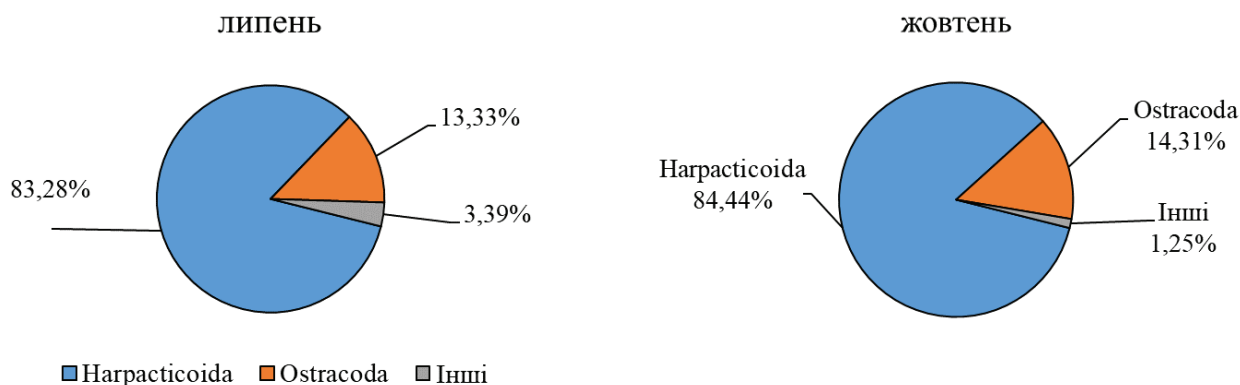


Рис. 5. Відсотковий внесок таксонів у показники середньої біомаси евмейобентосу на пластиковому смітті у липні та жовтні 2018 р. на м. Малий Фонтан (Одеська затока, Чорне море)

На пластиковому смітті на м. Малий Фонтан було виявлено 25 видів евмейобентосних ракоподібних (табл. 1). Представники класу Ostracoda були представлені 9 видами, що нале-

жать до 5 родин. Фауна гарпактикоїдних копе-под налічувала 16 видів на пластиковому смітті з прибережної акваторії мису, що відносяться до 10 родин.

Таблиця 1

Список видів остракод і гарпактикоїд та їхня зустрічальність на пластиковому смітті у 2018 р. на м. Малий Фонтан (Одеська затока, Чорне море)

Таксони евмейобентосу		Зустрічальність, %
Ostracoda		
Cytheruridae	<i>Hemicytherura bulgarica</i> (Klie, 1937)	87,50
	<i>Semicytherura euxinica</i> (Caraion, 1967)	25,00
Leptocytheridae	<i>Leptocythere devexa</i> Schornikov, 1966	31,25
	<i>Leptocythere multipunctata</i> (Seguenza, 1983)	18,75
Loxoconchidae	<i>Loxoconcha pontica</i> Klie, 1937	31,25
Paradoxostomatidae	<i>Cytherois cepa</i> Klie, 1937	12,50
	<i>Paradoxostoma variabile</i> (Baird, 1835)	81,25
Xestoleberididae	<i>Xestoleberis aurantia</i> (Baird, 1838)	37,50
	<i>Xestoleberis decipiens</i> Mueller, 1894	87,50
Harpacticoida, Copepoda		
Ameiridae	<i>Ameira parvula parvula</i> (Claus, 1866)	87,50
Miraciidae	<i>Amphiascus cinctus</i> (Claus, 1866)	18,75
Canuellidae	<i>Canuella perplexa</i> (Scott T. et A., 1893)	87,50
Dactilopusiidae	<i>Dactylopusia tisboides</i> (Claus, 1863)	93,75
	<i>Paradactylopodia brevicornis</i> (Claus, 1866)	43,75
Ectinosomatidae	<i>Ectinosoma melaniceps</i> (Boeck, 1845)	93,75
Cletodidae	<i>Enchydrosoma sordidum</i> (Monard, 1926)	43,75
Harpacticidae	<i>Harpacticus flexus</i> (Brady et Robertson D., 1873)	43,75
	<i>Harpacticus littoralis</i> (Sars G. O., 1910)	87,50
	<i>Harpacticus obscurus</i> (Scott T., 1895)	43,75
Laophontidae	<i>Heterolaophonte stroemii stroemii</i> (Baird, 1837)	31,25
	<i>Heterolaophonte uncinata</i> (Czerniavski, 1868)	12,50
	<i>Laophonte elongata elongata</i> (Boeck, 1873)	12,50
Normanellidae	<i>Normanella serrata</i> (Por, 1959)	6,25
Tisbidae	<i>Tisbe bulbisetosa</i> (Volkmann-Rocco, 1972)	25,00
	<i>Tisbe marmorata</i> (Volkmann-Rocco, 1973)	25,00

Найбільше розповсюдженими видами остракод на обростаннях пластикового сміття виявилися *Hemicytherura bulgarica* (Klie, 1937), *Paradoxostoma variabile* (Baird, 1835) та *Xestoleberis decipiens* Mueller, 1894, зустрічальність яких склала понад 80%. Серед гарпактикоїдних копепод на пластику в акваторії м. Малий Фонтан найчастіше зустрічалися *Ameira parvula parvula* (Claus, 1866), *Canuella perplexa* (Scott T. et A., 1893), *Dactylopusia tisboides* (Claus, 1863), *Ectinosoma melaniceps* (Boeck, 1845) та *Harpacticus littoralis* (Sars G.O., 1910).

Тверді поверхні, що потрапляють у водне середовище, формують субстрат для прикріплення бентосних організмів з трофічно та топічно асоційованими з ними видами (Harms 1990). Видовий склад морських безхребетних на обростаннях твердих поверхонь регулюється поєднанням факторів, які включають тип субстрату, його орієнтацію відносно дна у водному просторі та сезон занурення (Siddik et al. 2018).

У липні в щільності мейобентосу на пластиковому смітті з акваторії м. Малий Фонтан відмічалася висока частка псевдомейобентосних організмів, заселення субстратів якими відбувається тільки після осідання їхньої рухомої планктонної стадії життєвого циклу. Швидкість колонізації значною мірою залежить від фізичних та біохімічних характеристик поверхні, від щільності личинок у навколишньому середовищі та гідродинамічних характеристик (Lehaitre, Delauney and Comperre 2008).

Обростання є оселищами для мейобентосних організмів з високими показниками видового різноманіття і чисельності угруповань (Hicks 1986; Bell 1983). За індексом подібності Брея-Кертиса мейобентос на пластиковому субстраті майже на 70% відрізняється від угруповань, сформованих на природних поверхнях (Snigirova, Uzun and Portyanko 2020).

В угрупованнях мейобентосу, асоційованих з обростаннями твердих поверхонь, домінуючими групами є переважно ракоподібні (Beckley 1982; Coull et al. 1983). На обростаннях пластикового сміття Одеської затоки у складі евмейобентосу переважають ракоподібні класу Ostracoda та ряду Harpacticoida (Copepoda), сумарна частка в щільності яких складає майже 80%, а у біомасі – понад 96%. Проте варто зазначити, що значення показників їхньої щільності та біомаси нижчі, ніж в угрупованнях обростань природного походження (Vorobyova et al. 2016; Узун 2015).

Середні значення щільності гарпактикоїдних копепод на штучних поверхнях траверсів можуть досягати 40000 екз. $\cdot$ м⁻² (Vorobyova

et al. 2016), що майже в 4 рази більше, ніж на пластиковому субстраті, де вони становили від 10988 екз. $\cdot$ м⁻² до 12094 екз. $\cdot$ м⁻². Біомаса гарпактикоїд на пластикових поверхнях коливалися в межах 175,96-193,5 мг. $\cdot$ м⁻² та була в середньому в 4 рази меншою від цих значень на природних поверхнях, де досягала 768 мг. $\cdot$ м⁻² (Portianko 2017).

Щільність остракод на пластиковму смітті в Одеській затоці схожа до цього показника на траверсах та хвеломах, де значення коливаються в межах від 2000 екз. $\cdot$ м⁻² до 8000 екз. $\cdot$ м⁻², але в 2,5-14 разів менша порівняно з обростаннями природних твердих субстратів, де їхня щільність перевищує 13000 екз. $\cdot$ м⁻² та може досягати 70000 екз. $\cdot$ м⁻² (Vorobyova et al. 2016; Узун 2015). Біомаса остракод на пластиковому смітті складала в середньому 28,16-33,7 мг. $\cdot$ м⁻² та була майже втричі меншою, ніж на природних твердих субтратах (Узун 2015).

Видовий склад евмейобентосних ракоподібних на обростаннях пластикового сміття схожий до різноманіття, сформованого на штучних і природних субстратах Одеської затоки, та представлений масовими видами, що мешкають у прибережних зонах української частини північно-західної частини Чорного моря (Portianko 2017; Воробьева и др. 2017).

Попередні дослідження видової структури та кількісних характеристик гідробіонтів на поверхнях пластикових матеріалів в північно-західній частині Чорного моря показали, що на цьому типі субстрату формується багате видами угруповання бентосних обростань (Aytaç, Pogojeva and Simeonova 2020). Досі маловивченими залишаються процеси взаємодії пластику з біотою. Дослідження структури обростань пластикових матеріалів потребують подальшого більш детального вивчення екологічних особливостей окремих таксонів на різних етапах сукцесії та порівняльного аналізу з угрупованнями, що формуються на інших типах твердих поверхонь як штучного, так і природного походження.

Висновки

Евмейобентосні ракоподібні становили значний відсоток (близько 80%) у формуванні показників щільності та біомаси евмейобентосу на пластиковому смітті, зібраному в прибережній акваторії м. Малий Фонтан.

Середня щільність гарпактикоїдних копепод у липні становила 10988 $\pm$ 2320 екз. $\cdot$ м⁻², а в жовтні – 12094 $\pm$ 3891 екз. $\cdot$ м⁻². Середня щільність рачків класу Ostracoda в липні складала 4333 $\pm$ 1075 екз. $\cdot$ м⁻², а в жовтні – 5436 $\pm$ 1731 екз. $\cdot$ м⁻². Значення біомаси гарпактикоїд колива-

лися в межах $175,96 \pm 37,81$ мг·м⁻² в липні та $193,5 \pm 11,54$ мг·м⁻² в жовтні. Біомаса остракод у липні складала $28,16 \pm 8,64$ мг·м⁻² та була трохи меншою, ніж в жовтні – $32,8 \pm 9,42$ мг·м⁻². Порівняння отриманих результатів щодо комплексів евмейобентосних ракоподібних на пластиковому смітті з літературними даними показало, що щільність та біомаса евмейобентосних ракоподібних можуть до 14 разів бути меншими від цих значень на природних твердих поверхнях. На пластиковому смітті було знайдено 16 видів гарпактикоїдних копепод та 9 видів остракод. Видове

різноманіття формувалося за рахунок широко розповсюджених видів ракоподібних.

Подяка. Автори щиро вдячні дайверу, провідному інженеру Олександру Петровичу Куракіну (ДУ «Інститут морської біології» НАН України) за збір проб пластикового сміття.

Фінансування. Виконання досліджень було профінансовано Національним фондом досліджень України в рамках конкурсного проєкту науково-дослідних робіт у 2018 році № Ф83/88-2018 «Вивчення впливу пластикових матеріалів на донні морські угруповання».

Список використаних джерел

1. Apostolov A., Marinov T. Fauna Bulgarica. T. 18: Copepoda, Harpacticoida. Sofia : Aedibus Academiae Scientiarum Bulgaricae, 1988. 384 с.
2. Aytan Ü., Pogojeva M., Simeonova A. Marine Litter in the Black Sea. Istanbul, Turkey. *Turkish Marine Research Foundation (TUDAV)*. 2020. № 56. 361 p.
3. Beckley L.E. Studies on the littoral seaweed epifauna of St. Croix Island. 3. *Gelidium pristoides* (Rhodophyta) and its epifauna. *South African journal of zoology*. 1982. Vol. 17. P. 3–10.
4. Bell S.S. An experimental study of the relationship between below-ground structure and meiofaunal taxa. *Marine Biology*. 1983. Vol. 76. P. 33–39.
5. Coull B., Creed E., Eskin R., Montagna P., Palmer M., Wells J. Phytoplankton meiofauna from the rocky intertidal at Murrells Inlet, South Carolina. *Transactions of the American Microscopical Society*. 1983. Iss. 102. № 4. P. 380–389. DOI: 10.2307/3225851.
6. Giere O. Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments, 2nd edition. Berlin, Heidelberg : Springer-Verlag, 2009. DOI: 10.1007/b106489.
7. Harms J. Marine plastic litter as an artificial hard bottom fouling ground. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. 1990. Vol. 44. P. 503–506.
8. Hicks G.R.F. Meiofauna associated with rocky shore algae. *The Ecology of Rocky Coasts* / P.G. Moore, R. Seed (eds). New York : Columbia University Press, 1986. P. 36–56.
9. Hulings N.C., Gray J.S. A Manual for the Study of Meiofauna. *Smithsonian Contributions to Zoology*. 1971. № 78. P. 1–84.
10. Kiessling T., Gutow L., Thiel M. Marine litter as a habitat and dispersal vector. Berlin: Springer, 2015. P. 141–181.
11. Lebreton L. C. M., van der Zwet J., Damsteeg J-W., Slat B., Andrady A., Reisser J. River plastic emissions to the world's oceans. *Natural Communications*. 2017. № 8:15611. P. 1–10. DOI: 10.1038/ncomms15611.
12. Lehaitre M., Delauney L., Compere C. Biofouling and underwater measurements. *Real-time coastal observing systems for marine ecosystem dynamics and harmful algal blooms: theory, instrumentation and modelling* / Eds. M. Babin, C. S. Roesler, J. J. Cullen. Paris : Unesco publishing, 2008. P. 463–493.
13. Portianko V.V. Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) of mussel beds and macroalgae on the rocky substrates in the north-western Black Sea. *Vestnik zoologii*. 2017. Vol. 51. №5. P. 407–412. DOI: 10.1515/vzoo-2017-0048.
14. Ruiz F., Abat M., Bodergat A. M., Carbonel P., Rodriguez-Lazaro J., Yasuhara M. Marine and brackish-water ostracods as sentinels of anthropogenic impacts. *Earth-Science Reviews*. 2005. Vol. 72. P. 89–111.
15. Sapozhnikov P., Salimon A., Korsunsky A., Kalinina O., Ilyina O., Statnik E., Snigirova A. Plastic in the Aquatic Environment: Interactions with Microorganisms. *Plastics in the Aquatic Environment – Part I: Current Status and Challenges. – The handbook of the environmental chemistry* / F. Stock, G. Reifferscheid, N. Brennholt, E. Kostianaia (eds.). Cham, Switzerland: Springer Nature Switzerland AG, 2021. Vol. 111. P. 197–254. DOI: 10.1007/698_2021_747.
16. Schornikov E., Zenina M., Ivanova E. Ostracods as indicators of the aquatic environmental conditions on the northeastern Black Sea shelf over the Past 70 Years. *Russian Journal of Marine Biology*. 2015. № 40. P. 455–464. DOI: 10.1134/S1063074014060200.
17. Schükel S., Sell A.F., Kihara T.C., Koeppen A., Krönke I., Reiss H. Meiofauna as food source for small-sized demersal fish in the southern North Sea. *Helgolander Marine Research*. 2013. Iss. 67. P. 203–218. DOI: 10.1007/s10152-012-0316-1.
18. Siddik A.A., Al-Sofyani A.A., Ba-Akdah M.A., Satheesh S. Invertebrate recruitment on artificial substrates in the Red Sea: role of substrate type and orientation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 2018. Vol. 99. Iss. 4. P. 741–750.
19. Snigirova A.A., Sapozhnikov Ph.V., Kalinina O.Yu. Marine litter as a new contact biotope for the Black Sea. *International scientific conference «Achievements in studies of marginal effect in water ecosystems and their practical significance»*: Book of abstracts. Odessa-Istanbul, 2019. P. 49.

20. Snigirova A., Uzun E., Portyanko V. Colonizing of bottom marine litter by benthic organisms in the northwestern Black Sea (Gulf of Odessa). *Marine Litter in the Black Sea* / Eds. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova. Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 2020. No: 56. P. 247–267.
21. Vorobyova L., Bondarenko O., Izaak O. Meiobenthic polychaetes in the northwestern Black Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 2008. Vol. 37. № 1. P. 43–55. DOI: 10.2478/v10009-007-0039-9.
22. Vorobyova L., Kulakova I. Contemporary state of the meiobenthos in the western Black Sea. Odessa : Astroprint, 2009. 126 p.
23. Vorobyova L., Kulakova I., Bondarenko O., Portyanko V., Uzun E. Meiofauna of the periphytal of the Odessa coast Ukraine. *Journal Black Sea Mediterranean Environment*. 2016. Vol. 22. № 1. P. 60–73.
24. Wels J.B.J. Keys to aid in the identification of marine harpacticoid copepods. The Aberdeen University Press Ltd., 1976. 215 p.
25. Воробьева Л.В. Динамика заселения мейофауной субстратов искусственного и естественного происхождения в морской среде. *Гидробиологический журнал*. 1999а. Вып. 35. № 1-3. С. 14–19.
26. Воробьева Л.В. Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей. Киев : Наукова думка, 1999. 300 с.
27. Воробьева Л.В., Виноградов А.К., Нестерова Д.А., Настенко Е.В., Гарлицкая Л.А. Условия формирования кормовой базы рыб в северо-западной части Черного моря. *Экология моря*. 2004. Вып. 65. С. 5–14.
28. Воробьева Л.В., Кулакова И.И., Бондаренко А.С., Портянко В.В. Контактные зоны Черного моря: мейофауна литоконтура северо-западного шельфа: монография. Одесса : Фенікс, 2019. 196 с.
29. Воробьева Л.В., Торгонская О.А. Энергетические характеристики мейобентоса Жебриянской бухты. *Экология взморья украинской дельты Дуная*. Одесса: Астропринт, 1998. С. 275–289.
30. Грига Р.Е. Отряд гарпактицида Harpacticoida. *Определитель фауны Черного и Азовского морей* / Отв. ред. В.А. Водяницкий. Киев : Наукова думка, 1969. Т. 2. С. 56–152.
31. Зайцев Ю.П., Александров Б.Г., Миничева Г.Г. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. Киев : Наукова думка, 2006. 701 с.
32. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали: монография / Л.В. Воробьева, И.И. Кулакова, И.А. Синегуб и др.; отв. ред. Б. Г. Александров. Одесса, 2017. 324 с.
33. Узун Е.Е. Количественные характеристики ракушковых раков (Crustacea, Ostracoda) Одесского морского региона (Чёрное море). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія*. 2015. Вип. 3-4(64): Спеціальний вип.: Гідроєкологія. С. 672–675.
34. Численко Л.Л. Номограммы для определения веса водных организмов по размерам и форме тела (морской мейобентос и планктон). Ленинград : Наука, 1968. 106 с.
35. Шорников Е.И. Подкласс остракода, или ракушковые раки, – Ostracoda. *Определитель фауны Черного и Азовского морей* / Отв. ред. В.А. Водяницкий. Киев : Наукова думка, 1969. Т. 2. С. 163–260.

References

1. Apostolov, A., Marinov, T. (1988). *Fauna Bulgarica. T. 18: Copepoda, Harpacticoida*. Sofia: Aedibus Academiae Scientiarum Bulgaricae.
2. Aytan, Ü., Pogojeva, M., Simeonova, A. 2020. *Marine Litter in the Black Sea*. Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 56.
3. Beckley, L.E. (1982). Studies on the littoral seaweed epifauna of St. Croix Island. 3. *Gelidium pristoides* (Rhodophyta) and its epifauna. *South African journal of zoology*, 17, 3–10.
4. Bell, S.S. (1983). An experimental study of the relationship between below-ground structure and meiofaunal taxa. *Marine Biology*, 76, 33–39.
5. Chislenko, L.L. (1968). Nomogrammy dlia opredeleniia vesa vodnykh organizmov po razmeram i forme tela (morskoi meiobentos i plankton) [Nomograms for measurement mass of aquatic organisms by the body size and shape]. Leningrad: Nauka [in Russian].
6. Coull, B., Creed, E., Eskin, R., Montagna, P., Palmer, M., Wells, J. (1983). Phytal meiofauna from the rocky intertidal at Murrells Inlet, South Carolina. *Transactions of the American Microscopical Society*, 102(4), 380–389. DOI: 10.2307/3225851.
7. Giere, O. (2009). *Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments, 2nd edition*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, DOI: 10.1007/b106489.
8. Griga, R.E. (1969). Otriad harpaktitcida Harpacticoida [Order harpaktitcida Harpacticoida]. *Opredelitel fauny Chernogo i Azovskogo morei – Keys to the fauna of the Black and Azov seas*. Ed. V.A. Vodianitskii. Kiev: Naukova Dumka, Vol. 2 [in Russian].
9. Harms, J. (1990). Marine plastic litter as an artificial hard bottom fouling ground. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 44, 503–506.
10. Hicks, G.R.F. (1986). Meiofauna associated with rocky shore algae. *The Ecology of Rocky Coasts*. P.G. Moore, R. Seed (eds). New York: Columbia University Press.
11. Hulings, N.C., Gray, J.S.A (1971). Manual for the Study of Meiofauna. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 78, 1–84.
12. Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M. (2015). *Marine litter as a habitat and dispersal vector*. Berlin: Springer.

13. Lebreton, L. C. M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Natural Communications*, 8:15611, 1–10. DOI: 10.1038/ncomms15611.
14. Lehaitre, M., Delauney, L., Compere, C. (2008). Biofouling and underwater measurements. *Real-time coastal observing systems for marine ecosystem dynamics and harmful algal blooms: theory, instrumentation and modelling*. M. Babin, C. S. Roesler, J. J. Cullen (eds.). Paris: Unesco publishing.
15. Portianko, V.V. (2017). Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) of mussel beds and macroalgae on the rocky substrates in the north-western Black Sea. *Vestnik zoologii*, 51(5), 407–412. DOI: 10.1515/vzoo-2017-0048.
16. Ruiz, F., Abat, M., Bodergat, A.M., Carbonel, P., Rodriguez-Lazaro, J., Yasuhara, M. (2005). Marine and brackish-water ostracods as sentinels of anthropogenic impacts. *Earth-Science Reviews*, 72, 89–111.
17. Sapozhnikov, P., Salimon, A., Korsunsky, A., Kalinina, O., Ilyina, O., Statnik, E., Snigirova, A. (2021). Plastic in the Aquatic Environment: Interactions with Microorganisms. *Plastics in the Aquatic Environment - Part I: Current Status and Challenges*. – *The handbook of the environmental chemistry*. F. Stock, G. Reifferscheid, N. Brennholt, E. Kostianaia (eds.). Cham, Switzerland: Springer Nature Switzerland AG, 111. DOI: 10.1007/698_2021_747.
18. Schornikov, E. (1969). Podklass ostrakoda, ili rakushkovye raki, – Ostracoda [Subclass ostracoda, or sodd shrimps, – Ostracoda]. *Opredelitel fauny Chernogo i Azovskogo morei – Keys to the fauna of the Black and Azov seas*. Ed. V. A. Vodianitskii. Kiev: Naukova Dumka, Vol. 2 [in Russian].
19. Schornikov, E., Zenina, M., Ivanova, E. (2015). Ostracods as indicators of the aquatic environmental conditions on the northeastern Black Sea shelf over the Past 70 Years. *Russian Journal of Marine Biology*, 40, 455–464. DOI: 10.1134/S1063074014060200.
20. Schückel, S., Sell, A.F., Kihara, T.C., Koeppen, A., Krönke, I., Reiss, H. (2013). Meiofauna as food source for small-sized demersal fish in the southern North Sea. *Helgoland Marine Research*, 67, 203–218. DOI: 10.1007/s10152-012-0316-1.
21. Siddik, A.A., Al-Sofyani, A.A., Ba-Akdah, M.A., Sathesh, S. (2018). Invertebrate recruitment on artificial substrates in the Red Sea: role of substrate type and orientation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(4), 741–750.
22. Snigirova, A.A., Sapozhnikov, Ph.V., Kalinina, O.Yu. (2019). Marine litter as a new contact biotope for the Black Sea. *International scientific conference «Achievements in studies of marginal effect in water ecosystems and their practical significance»: Book of abstracts*. Odessa-Istanbul.
23. Snigirova, A., Uzun, E., Portyanko, V. (2020). Colonizing of bottom marine litter by benthic organisms in the northwestern Black Sea (Gulf of Odessa). *Marine Litter in the Black Sea*. Ü. Aytan, M. Pogojeva, A. Simeonova (eds.). Istanbul, Turkey: Turkish Marine Research Foundation (TUDAV), 56.
24. Uzun, E.E. (2015). Kolichestvennye kharakteristiki rakushkovykh rakov (Crustacea, Ostracoda) Odesskogo morskogo regiona (Chernoe more) [Quantitative characteristics of seed shrimps (Crustacea, Ostracoda) of the Odessa sea region (Black Sea)]. *Naukovi zapysky Ternopilskoho natsionalnoho pedahohichnoho universytetu imeni Volodymyra Hnatiuka. Ser. Biologiya – Scientific notes of the Ternopil National Pedagogical University named after Volodymyr Hnatiuk. Ser. Biology*, 3–4 (64), special issue: Hydroecology, 672–675 [in Russian].
25. Vorobyova L.V., Vinogradov A.K., Nesterova D.A., Nastenka E.V., Garlitckaia L.A. (2009). Usloviia formirovaniia kormovoi bazy ryb v severo-zapadnoi chasti Chernogo moria [Conditions of the forming fish food base in the north-western part of the Black sea]. *Ekologiya moria – Ecology of the sea*, 65, 5–14 [in Russian].
26. Vorobyova, L.V. (1999). *Meiobentos ukrainskogo shelfa Chernogo i Azovskogo morei [Meiobenthos of the Ukrainian shelf of the Black and Azov seas]*. Kyiv: Naukova dumka [in Russian].
27. Vorobyova, L.V. (1999a) Dinamika zaseleniia meiofaunoi substratov isskustvennogo i estestvennogo proiskhozhdeniia v morskoi srede [Dynamics of the colonization by meiofauna artificial and natural origin substrates in marine environment]. *Gidrobiologichskii zhurnal – Hydrobiological journal*, 35(1–3), 14–19 [in Russian].
28. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Bondarenko, O.S., Portianko V.V. (2019). *Kontaktnye zony Chernogo moria: meiofauna litokontura severo-zapadnogo shelfa: monografiia [Contacts zones of the Black Sea: meiofauna of the litocontour of the north-western shelf: monograph]*. Odessa: Fenix [in Russian].
29. Vorobyova, L.V., Kulakova, I.I., Synohub, I.O., Polishchuk, L.M., Nesterova, D.A., Bondarenko, O.S., et al. (2017). *Odeskyi rehion Chornoho moria: hidrobiologhiia pelahiali i bentali [Odessa region of the Black Sea: hydrobiology of pelagic and bental]*. Alexandrov B. G. (Ed.). Odessa: Astroprint [in Russian].
30. Vorobyova, L.V., Torgonskaia, O.A. (1998). Energeticheskie kharakteristiki meiobentosa Zhebrianskoi bukhty [Energy characteristics of the meiobenthos of the Zhebriyan Bay]. *Ekologiya vzmoria ukrainskoi delty Dunaia – Ecology of the seaside of the Ukrainian Danube delta*. Odessa: Astroprint [in Russian].
31. Vorobyova, L., Bondarenko, O., Izaak, O. (2008). Meiobenthic polychaetes in the northwestern Black Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 37(1), 43–55. DOI: 10.2478/v10009-007-0039-9.
32. Vorobyova, L., Kulakova, I. (2009). *Contemporary state of the meiobenthos in the western Black Sea*. Odessa: Astroprint.
33. Vorobyova, L., Kulakova, I., Bondarenko, O., Portyanko, V., Uzun, E. (2016). Meiofauna of the periphytal

of the Odessa coast Ukraine. *Journal Black Sea Mediterranean Environment*, 22(1), 60–73.

34. Wels, J.B.J. (1976). *Keys to aid in the identification of marine harpacticoid copepods*. The Aberdeen University Press Ltd.

35. Zaitsev, Y.P., Alexandrov, B.G., Minicheva G.G. (2006). *Severo-zapadnaya chast Chernogo morya: biologiya i ekologiya [Northwestern part of the Black Sea: biology and ecology]*. Kiev: Naukova Dumka [in Russian].

EUMEIOBENTHIC CRUSTACEANS ON THE PLASTIC LITTER IN THE NEARSHORE WATER AREA OF THE CAPE MALYI FONTAN (ODESA GULF, BLACK SEA)

Uzun O.Ye., leading engineer

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
biolenal7@gmail.com

Portianko V.V., PhD, Junior researcher

Institute of Marine Biology of the National Academy of Sciences of Ukraine
portianko_valentyn@ukr.net

In the article there are research results of the eumeiobenthic crustaceans on the plastic litter surface in the nearshore Cape Malyi Fontan water area in Odesa Gulf (north-western Black Sea). Species diversity, density and biomass of eumeiobenthic crustaceans were determined on the plastic litter collected in July and October 2018 in the nearshore cape aquatic zone. Eumeiobenthic organisms made up grate percentage in meiobenthos and were represented by order Harpacticoida (Copepoda) and class Ostracoda. The eumeiobenthos percentage of the total meiobenthos density in July made up 36.05% and in October – 58,08%. The indexes of the eumeiobenthos biomass almost didn't distinct in the different months of the sampling. The percentage of the harpacticoids copepods was more 80%, and ostracods – up to 15%.

On the plastic litter 14 meiobenthos taxa were registered. Were identified 9 ostracodes species, associated with plastic marine litter, that are from 5 families. Most widespread species of ostracodes on the fouling of the plastic litter were *Hemicytherura bulgarica* (Klie, 1937), *Paradoxostoma variable* (Baird, 1835) and *Xestoleberis decipiens* Mueller, 1894. Fauna of harpacticoid copepods on the plastic litter from coastal cape waters consists of 16 species belongs to 10 families. Among them *Ameira parvula parvula* (Claus, 1866), *Canuella perplexa* (Scott T. et A., 1893), *Dactylopusia tisboides* (Claus, 1863), *Ectinosoma melaniceps* (Boeck, 1845) та *Harpacticus littoralis* (Sars G. O., 1910) were most common.

Meiobenthos assemblages on the plastic litter fouling are similar to the diversity, formed on the artificial and natural substrates of the Odesa Gulf, but distinct from the last much lower density and biomass values. Eumeiobenthic crustaceans represented by widespread species, inhabiting in the nearshore water zone of the Ukrainian part of the north-western Black Sea.

Key words: artificial substrates, plastic substrate, meiobenthos, Ostracoda, Harpacticoida, Copepoda, fouling.

ПОПЕРЕДНІ ПІДСУМКИ ВИВЧЕННЯ СУХОГО ЗАЛИШКУ МЕДУЗИ *RHIZOSTOMA PULMO* (MACRI, 1778) МЕТОДОМ ІНФРАЧЕРВОНОЇ СПЕКТРОСКОПІЇ

Дячков М.В. – к.фарм.н., завідувач лабораторії генетичних досліджень
Інститут рибного господарства та екології моря
mykhailodiachkov1984@gmail.com

Дем'яненко К.В. – к.б.н., заст. директора з наукової роботи
Інститут рибного господарства та екології моря

Софронов Д.С. – к.х.н., н.с.
ДНУ Інститут «Монокристалів» НАН України

У зв'язку зі збільшенням повідомлень про потенціал використання медуз в області фармації, медицини, косметології, аграрному секторі, біотехнології та як продукту харчування, за допомогою інфрачервоного спектрального аналізу було досліджено сухий залишок медузи *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778). Виявлений в ньому колаген, який подібний до колагену інших видів медуз та деяких риб.

Ключові слова: медуза, ІЧ-спектроскопія, колаген, екстракція.

Вступ

Медузи – найстаріші багатоклітинні істоти на Землі, проте їх детальне вивчення було розпочато лише у середині минулого століття (Choudhary et al. 2019). Відомо, що медузи – це невід'ємна складова частина екосистеми морів та океанів, вони використовуються як сировина для виготовлення продуктів харчування, а також є джерелом біологічно активних речовин із різноманітним спектром дії (Leung et al. 2020).

Наша робота спрямована на визначення наявності білкових компонентів сухої маси медузи *R. pulmo* методом інфрачервоної (ІЧ) спектроскопії.

Матеріал та методи досліджень

Для експерименту на узбережжі Бердянської затоки (46°45.66'N, 36°46.04'E) Азовського моря було відібрано зразки медуз ($n=3$). Спеціалістами Інституту рибного господарства та екології моря медузу було ідентифіковано як *R. pulmo* (Macri, 1778) (рис. 1).

Висушування тварин здійснювали згідно з методикою (Emadodin et al. 2020), але з деякими змінами, а саме: зібрані медузи були промиті дистильованою водою та висушені за постійної температури + 60°C (4-5 діб) без попередньої гомогенізації.

Екстракцію проводили в дистильованій воді, а також в етиловому спирті (96%) при 50°C протягом 2-х годин. Далі суспензію центрифугували, відбирали та упарювали надосадову рідину. Отриманий залишок аналізували.

Вимірювання інфрачервоного спектру екстракту *R. pulmo* проводили у таблетці бромиду калію на Фур'є ІЧ спектрометрі Spectrum One (PerkinElmer).

Результати та обговорення

Маса відібраних особин становила 1220, 1260 та 2120 гр., а розмір куполу становив 24, 21 та 40 см відповідно. Отриманий сухий залишок використаних медуз становив 2,24% від їх живої маси.

Спираючись на попередні дослідження ІЧ спектру інших видів медуз, можна зробити висновок, що основна маса компонентів, які можна побачити у ІЧ спектрі *R. pulmo*, характерні для колагену (Felician et al. 2019).

Так, у спектрі сухого залишку медузи (2а) спостерігається широка полоса поглинання в областях 3000 cm^{-1} – 3600 cm^{-1} , із максимумом при 3387 cm^{-1} , яку можна віднести до амід-А колагену (Felician et al. 2019). Полоси амід-В ми бачимо в областях 2924 cm^{-1} та 2860 cm^{-1} . Коливання Амід-І спостерігаємо у 1646 cm^{-1} , амід-ІІ у межах області 1550 cm^{-1} – 1210 cm^{-1} та амід-ІІІ у межах області 1210 cm^{-1} – 1039 cm^{-1} (Krishnamoorthi et al. 2017). Схожі полоси поглинання можна спостерігати на малюнках 2b (водний екстракт) та 2c, проте спиртовий екстракт медузи не містить вираженого сигналу в області амід-ІІІ колагену.

Висновки

Результати ІЧ аналізу сухого залишку *R. pulmo* виявили наявність у ньому колагену, подібного до колагену інших видів медуз та деяких риб. Колаген із медуз Азовського моря, ймовірно, може бути використаний як альтернатива колагену ссавців у харчових продуктах, косметології, біомедичних матеріалах, аграрному секторі.

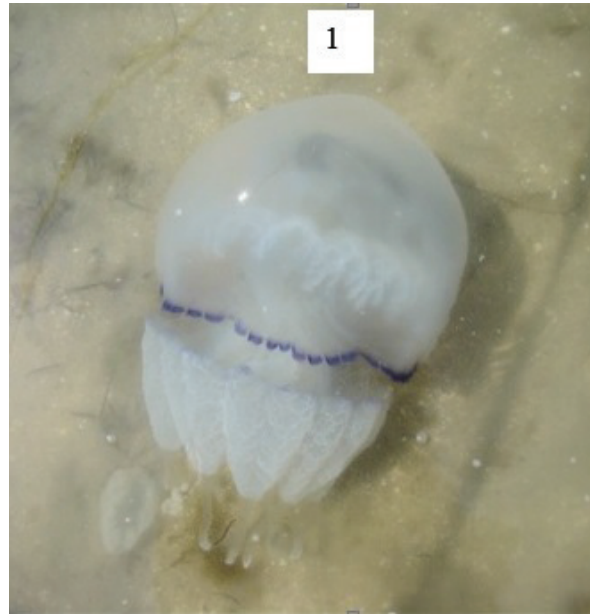


Рис. 1. Медуза *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778)

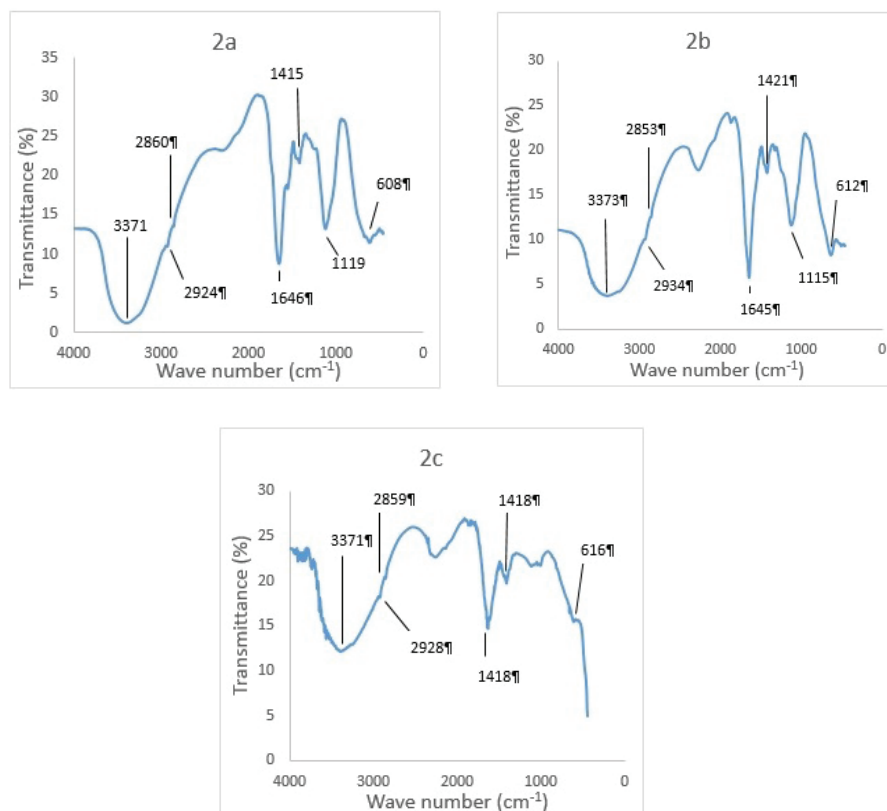


Рис. 2. Результати ІЧ аналізу сухого залишку медузи *R. pulmo* (2a), водного (2b) та спиртового (2c) екстрактів з сухого залишку медузи

Список використаних джерел

1. Choudhary I., Hwang D.H., Lee H., Yoon W.D., Chae J., Han C.H., Yum S., Kang C., Kim E. Proteomic Analysis of Novel Components of *Nemopilema nomurai* Jellyfish Venom: Deciphering the Mode of Action. *Toxins*. 2019. 11(3):153.
2. Leung T.C.N., Qu Z., Nong W., Hui J.H.L., Ngai S.M. Proteomic Analysis of the Venom of Jellyfishes *Rhopilema esculentum* and *Sanderia malayensis*. *Marine Drugs*. 2020. 18(12):655.
3. Emadodin I., Reinsch T., Ockens R-R., Taube F. Assessing the Potential of Jellyfish as an Organic Soil Amendment to Enhance Seed Germination and Seedling Establishment in Sand Dune Restoration. *Agronomy*. 2020. 10(6):863.
4. Felician F.F., Yu R.H., Li M.Z., Li C.J., Chen H.Q., Jiang Y., Tang T., Qi W.Y., Xu H.M. The wound healing potential of collagen peptides derived from the jellyfish *Rhopilema esculentum*. *Chinese Journal of Traumatology*. 2019. 22(1):12–20.
5. Krishnamoorthi J., Ramasamy P., Shanmugam V., Shanmugam A. Isolation and partial characterization of collagen from outer skin of *Sepia pharaonis* (Ehrenberg, 1831) from Puducherry coast. *Biochemistry and Biophysics Reports*. 2017. 10:39–45.

References

1. Choudhary, I., Hwang, D.H., Lee, H., Yoon, W.D., Chae, J., Han, C.H. et al. (2019). Proteomic Analysis of Novel Components of *Nemopilema nomurai* Jellyfish Venom: Deciphering the Mode of Action. *Toxins*, 11(3), 153.
2. Leung, T.C.N., Qu, Z., Nong, W., Hui, J.H.L., Ngai, S.M. (2020). Proteomic Analysis of the Venom of Jellyfishes *Rhopilema esculentum* and *Sanderia malayensis*. *Marine Drugs*, 18(12), 655.
3. Emadodin, I., Reinsch, T., Ockens, R-R., Taube, F. (2020). Assessing the Potential of Jellyfish as an Organic Soil Amendment to Enhance Seed Germination and Seedling Establishment in Sand Dune Restoration. *Agronomy*, 10(6), 863.
4. Felician, F.F., Yu, R.H., Li, M.Z., Li, C.J., Chen, H.Q., Jiang, Y. et al. (2019). The wound healing potential of collagen peptides derived from the jellyfish *Rhopilema esculentum*. *Chinese Journal of Traumatology*, 22(1), 12-20.
5. Krishnamoorthi, J., Ramasamy, P., Shanmugam, V., Shanmugam, A. (2017). Isolation and partial characterization of collagen from outer skin of *Sepia pharaonis* (Ehrenberg, 1831) from Puducherry coast. *Biochemistry and Biophysics Reports*, 10, 39-45.

PRELIMINARY RESULTS OF INFRARED SPECTROSCOPY INVESTIGATION OF THE DRY RESIDUE *RHIZOSTOMA PULMO* (MACRI, 1778) JELLYFISH

Diachkov M.V., PhD

Institute of Fisheries and Marine Ecology
mykhailodiachkov1984@gmail.com

Demianenko K.V., PhD, Deputy Director of Research

Institute of Fisheries and Marine Ecology

Sofromov D.S., PhD, Researcher

“Institute for Single Crystals” of National Academy of Sciences of Ukraine

Number of reports of the jellyfish potential use in different fields: pharmacy, medical sciences, cosmetology, agriculture, biotechnology and nutrition currently increase. Thus, dry jellyfish residue of *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1778) was investigated by infrared spectral analysis. As a result, collagen, which is similar to the collagen of other species of jellyfish and some fish, was found.

Key words: medusa, IR-spectroscopy, collagen, extraction.

НОТАТКИ

Наукове періодичне видання

МОРСЬКИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ ЖУРНАЛ

**MARINE
ECOLOGICAL
JOURNAL**

**МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ**

**Том XV
ном. 2 • 2021**

Коректура • Ізак В. В.
Комп'ютерна верстка • Ковальчук Ю. В.

Формат 60x84/8. Гарнітура Times New Roman.
Папір офсет. Цифровий друк. Ум.-друк. арк. 11,39.
Підписано до друку 20.12.2021.
Замов. № 1221/516. Наклад 100 прим.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»
65101, Україна, м. Одеса, вул. Інглєзі, 6/1
Телефон +38 (048) 709 38 69, +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 6424 від 04.10.2018 р.

Scientific publication

MARINE ECOLOGICAL JOURNAL

**МОРСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНИЙ
ЖУРНАЛ**

**МОРСКОЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ
ЖУРНАЛ**

**Vol. XV
No. 2 - 2021**

Format 60x84/8. Times New Roman Font.
Offset. Digital printing. Conventional printed sheet 11,39.
Passed for printing: 20.12.2021.
Order № 1221/516. Edition of 100 copies.

Publishing House "Helvetica"
65101, Ukraine, Odessa, st. Englezi, 6/1
Phone +38 (048) 709 38 69, +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08
E-mail: mailbox@helvetica.ua
Certificate of publishing entity
ДК № 6424 as of 04.10.2018