

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА РОЛІ МІКРООРГАНІЗМІВ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В ТРАНСФОРМАЦІЇ КСЕНОБІОТИКІВ НА ПРИКЛАДІ ЧОРНОГО МОРЯ

М. О. ПАВЛОВСЬКА, аспірантка, Національний університет біоресурсів і природокористування України, науковий співробітник, Державна Установа Національний антарктичний науковий центр МОН України
E-mail: mawwwa88@gmail.com

Л. І. СОЛОМЕНКО, кандидат біологічних наук, доцент кафедри загальної екології та безпеки життєдіяльності, Національний університет біоресурсів і природокористування, Київ, Україна
E-mail: sollud@nubip.edu.ua

Є. П. ПРЕКРАСНА, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Державна Установа Національний антарктичний науковий центр МОН України
E-mail: preckrasna@gmail.com

Анотація. Стаття містить аналітичний огляд сучасного бачення проблеми забруднення ксенобіотиками водного середовища на прикладі Чорного моря, як особливо вразливого до впливу забруднюючих речовин, оскільки воно є об'єктом напівзакрытого типу й отримує значну кількість річкового стоку з Дунаю, Дніпра та Дністра.

Згідно з даними проєкту ПРООН ЕМБЛАС у зразках води Чорного моря було виявлено 80 різних видів забруднюючих речовин, з-поміж яких 17 типів пестицидів, концентрація яких перевищувала норму як у відкритих водах, так і в межах шельфової зони.

Показано, що надходження ксенобіотиків призводить до таксономічних та функціональних змін угруповань мікроорганізмів водного середовища. Потіки поліароматичних вуглеводнів у морських екосистемах перебувають під впливом мікробної деструкції та біологічного насосу, що попереджає накопичення забруднюючих речовин у харчових ланцюгах.

У цьому огляді узагальнено дані щодо надходження ксенобіотиків до водної товщі та донних осадів водної екосистеми. Подано аналіз відомих досліджень щодо участі мікроорганізмів у процесах трансформації та траслокації забруднюючих речовин різного походження, що виявляють ксенобіотичні властивості. Також обґрунтовано актуальність дослідження функціональної відповіді угруповань мікроорганізмів водного середовища на надходження ксенобіотиків на прикладі екосистеми Чорного моря.

Ключові слова: водна екосистема, ксенобіотики, пестициди, трансформація, траслокація, угруповання мікроорганізмів.

Актуальність.

Серед забрудників водного середовища найбільше виявлено синтетичних забруднюючих речовин, які потрапляють сюди внаслідок господарської діяльності людини. Серед них пестициди та добрива, які використовуються в сільськогосподарській діяльності, а також синтетичні сполуки промислового походження – фармацевтичні речовини, фарбники, розчинники, антипірени тощо [3]. Ці речовини потрапляють до водного середовища як у мікроконцентраціях (від нг/л до мкг/л), так і високих концентраціях (від мкг/л до мл/л) [2], виявляючи властивості ксенобіотиків, залишаючись довгий час стійкими до дії абіотичних та біотичних чинників.

Чорне море є особливо вразливим до забруднення ксенобіотиками через його напівзакритий характер і значний річковий сток. Чорне море фактично ізольоване від інших морських водойм і сполучене лише із Середземним морем через канал Босфор. До поверхневих вод надходить значна маса води із дренажного басейну, що включає регіони із сільськогосподарським та іншим антропогенним впливом у континентальній Європі [4]. Отже, завдяки річковому стоку до морської екосистеми Чорного моря потрапляє значна кількість алохтонного матеріалу, близько половини якого надходить із річки Дунай [5], а решта переважно з річок Дніпра та Дністра. Крім річкового стоку джерелами забруднення акваторії Чорного моря є аварії на танкерах, видобування нафти на морському шельфі та транспортування нафтопродуктів [6].

Зазначені чинники призводять до постійного забруднення Чорного моря, що загрожує біорізноманіттю через появу в морських організмів набутої та

хронічної токсичності, акумуляцію в екосистемі, втрату оселищ і в результаті несе негативні наслідки для людського здоров'я. Особливу небезпеку становлять стійкі органічні забрудники (СОЗ), а саме такі речовини, як хлоорганічні пестициди, поліхлорбіфеніли, поліароматичні вуглеводні та ін. Використання вказаних речовин заборонено в багатьох країнах через їх токсичність, стійкість та біоаккумуляцію. Ці речовини виявляють властивості ксенобіотиків, залишаючись у середовищі впродовж тривалого часу після їхнього надходження в незмінному стані [7], спричиняючи негативний вплив на гідробіонтів та на харчові ланцюги загалом.

Згідно з останніми даними [8, 9, 10] поточна екологічна та епідеміологічна ситуація в чорноморському регіоні є несприятливою, особливо в прибережних зонах. Забруднення ксенобіотиками є однією із серйозних екологічних проблем і одним з основних дескрипторів екологічного статусу морських водойм ЄС згідно з Рамковою Директивою Морської Стратегії ЄС [11].

Стійкі органічні забрудники можуть вважатися постійними компонентами екосистеми Чорного моря, оскільки їх регулярно виявляли в зразках морської води впродовж останніх 20 років. Так, було виявлено аценафтен, пірилен, пірен, флуорантрен, фенанатрен, 1,2-бензопірен, 11,12-бензофлуорантрен та кризен, що відомі як канцерогенні ПАВ [12]. У 2002 році [13] було показано, що концентрація ПАВ у донних осадах Чорного моря є незначною, за винятком дослідних станцій, розташованих у дельті Дунаю, Одеській бухті та дельті ріки Сочі, що пов'язують із вищим антропогенним навантаженням у цих ділянках акваторії.

У 1998 році Tunger et al. 1998 виявили, що з турецького узбережжя Чорного

моря надходять хлоровані біфеніли та хлорорганічні пестициди. Ці дані було підтверджено дослідженнями [14], які показали наявність дихлордифенілтрихлоретану, олддріну, ліндану, а-гексахлоргексану, d-гексахлоргексану та гептахлор епоксиду в донних осадах вздовж турецького узбережжя. Значні концентрації олддріну, діелдріну, гептахлор епоксиду, ліндану, сульфату ендосульфану та гексахлорбензолу було виявлено в зразках донних осадів, молюсків та зразках морської води [15].

За даними, отриманими в рамках проекту ЕМБЛАС у 2017 році, органічні забруднюючі речовини, пестициди та ксенобіотики було виявлено, як у воді, так і в донних осадах у межах усього регіону досліджень. Так, концентрації важких металів загалом не перевищували норму (EQS, встановлена Директивою ЄС 2013/39/EU), однак концентрація ртуті перевищувала норму на 63 % станцій. Забруднення важкими металами вважається однією з пріоритетних екологічних проблем, оскільки іони металів є стійкими до процесу мікробної деструкції.

Загалом під час дослідницької експедиції ЕМБЛАС-2017 у зразках морської води було виявлено 80 різних видів забруднюючих речовин, з-поміж яких 17 типів пестицидів. Так, пропазин та карбоксин були присутні у всіх досліджених зразках у середній концентрації 3,8 та 4,0 нг/л, відповідно. Сумарна концентрація ізомерів гексахлоргексану в морській воді перевищувала максимально допустимі концентрації на 29 із 33 досліджених станцій. Було виявлено тренд до зменшення, як кількості ксенобіотиків так і їхні концентрації від шельфових зон до відкритих вод. Відповідно, найвищі концентрації та різноманітність ксенобіотиків було виявлено в районі дельти Дунаю [9].

Концентрація ксенобіотиків у зразках донних осадів була загалом вищою, ніж у морській воді [9]. Найбільш забрудненими виявилися донні осади, відібрані на станціях у районі дельти Дунаю. У районі українського шельфу спостерігалось перевищення допустимих концентрацій хлорорганічних сполук, пірену, конгенерів поліхлорфбіфенілу. Сумарні концентрації ізомерів гексахлоргексану перевищували норму на 29 станціях із 33.

Екологічна оцінка впливу ксенобіотиків на мікробоценоз водної екосистеми. Відомо, що постійне надходження ксенобіотиків до морського середовища призводить до зміни таксономічного та функціонального складу мікробних угруповань [16, 17]. Мікробна деструкція та біологічний насос контролюють глобальні потоки поліароматичних вуглеводнів у морських екосистемах внаслідок впливу на процеси седиментації частинок та вилучення через біоаккумуляцію [18].

Здатність до функціональної відповіді на забруднення середовища ксенобіотиками була показана для представників багатьох таксономічних груп, таких як α -Proteobacteria, β -Proteobacteria, γ -Proteobacteria, Actinobacteria, Bacilli, Clostridium [19, 20, 18], які широко представлені в мікробних угрупованнях Чорного моря.

Прокаріоти, що здатні до деструкції органічних забруднюючих речовин можуть використовувати їх, як джерело вуглецю, або розкладати ксенобіотики без використання їх, як субстрату для росту, активуючі специфічні ферменти – ди- та монооксигенази або дигідрохлоріази [21, 22]. Такі перетворення мають значну роль у процесі вилучення ксенобіотиків із харчових ланцюгів екосистеми, оскільки, утворені внаслідок мікробних трансформацій речови-

ни, є часто менш токсичними, ніж вихідні сполуки [22, 19, 23, 24, 18]. Крім того, мікробне розщеплення довголанцюгових полімерних сполук на оліго- та мономери робить їх доступними для засвоєння іншими організмами.

Роль мікроорганізмів у розкладі ксенобіотиків. На розклад пестицидів у морському середовищі впливає багато чинників, таких як: структура пестицидів (молекулярна маса, просторова структура, тип замішувача) [25] та параметри довкілля (температура, солоність, рН, концентрація кисню, вуглекислого газу та субстрату) [26, 27], адже дія ферментів бактерій залежить

насамперед від оптимальної температури, рН та концентрації субстрату.

У процесі мікробного розкладу пестицидів у першій фазі залучено 3 основні групи ферментів: гідролази, естерази та оксидази зі змішаною функцією. У другій фазі ключову роль відіграє група глутатіон-S-трансфераз [33]. Вказані групи ферментів каталізують такі метаболічні реакції, як гідроліз, окиснення, окиснення аміногрупи (NH_2) до нітрогрупи, включення гідроксильної групи до бензенового кільця, дегалогенація, заміщення сульфуру киснем, розщеплення ароматичного кільця тощо (табл. 1).

1. Участь ферментів у процесі мікробної деструкції ксенобіотиків [28]

Фермент	Організм	Пестицид
Оксиредуктази	<i>Pseudomonas</i> sp. LBr <i>Agrobacterium</i> strain T10	Гліфосат
Моноксигенази:		
ESd	<i>Mycobacterium</i> sp.	Ендосульфат
Ese	<i>Arthrobacter</i> sp.	Ендосульфат, альдрін, ДДТ
Cyp1A1/1 ^{a2}	<i>Rats</i>	Атразін, норфлуразон та ізопротурон
Cyp76B1	<i>Helianthus tuberosus</i>	Лінурон, хлортолурон та ізопротурон
P450	<i>Pseudomonas putida</i>	Гексахлорбензен, пентахлорбензен
Диоксигенази	<i>Pseudomonas putida</i>	Трифуралін
E3	<i>Lucilia cuprina</i>	Синтетичні піретроїди, фосфотрієстер
Фосфотриєстерази: OPH/OpdA	<i>Agrobacterium radiobacter</i> <i>Pseudomonas diminuta</i> <i>Flavobacterium</i> sp.	Фосфотрієстер
Дегалогенази: LinB	<i>Sphingobium</i> sp. <i>Shingomonas</i> sp.	Гексахлоргексан (β та δ ізомери)
AtzA	<i>Pseudomonas</i> sp. ADP	Гербіцид глоро-S-тразін
TrzN	<i>Nocardioide</i> sp.	Гербіцид глоро-S-тразін
LinA	<i>Sphingobium</i> sp. <i>Shingomonas</i> sp.	Гексахлоргексан (γ ізомер)
TfdA	<i>Ralstonia eutropha</i>	2,4 – дихлорфеноксиоцтова кислота
DMO	<i>Pseudomonas maltophilia</i>	Дикамба

2. Якісний склад мікробної деструкції пестицидів [28]

Таксономічна група	Назва пестициду
<i>Pseudomonas</i>	Олдрін, хлорпірифос, ендрін, ендосульфат, гексахлоргексан, монокротофос, ДДТ [29, 30], кумафос [30], діазінон, паратіон-метил та паратіон [29, 30]
<i>Bacillus</i>	Хлорпірифос, гліфосат, паратіон-метил, монокротофос, паратіон [29, 30], кумафос [30], ДДТ, діазінон, діедрин, ендосульфат, ендрін [29]
<i>Alcaligenes</i>	Хлорпірифос [29], ендосульфат [29, 30]
<i>Flavobacterium</i>	Діазінон, гліфосат, паратіон-метил, паратіон [29]

Загалом процес розкладу пестицидів можна поділити на 3 фази. Під час першої фази молекули субстрату зазнають модифікацій через окиснення, відновлення чи гідроліз, унаслідок чого утворюється нова сполука, яка є зазвичай краще розчинною у воді та менш токсичною [27]. Друга фаза полягає в кон'югації сполуки пестициду чи його похідної з цукром чи амінокислотою, що покращує її розчинення у воді та знижує токсичність. Упродовж третьої фази відбувається перетворення метаболітів на вторинні кон'югати, які не є токсичними. Роль мікроорганізмів у цих процесах полягає в продукуванні відповідних ферментів – гідролаз, оксигеназ, пероксидаз тощо [27].

Згідно з багатьма дослідженнями представники роду *Pseudomonas* є найефективнішими в плані мікробної деструкції органічних забруднюючих речовин, у тому числі пестицидів. Було показано, що *Pseudomonas* можуть розкладати гербіцид арохлор 1242 на 99,8 % [28]. Здатність до розкладу пестицидів була також експериментально показана для представників *Bacillus*, *Alcaligenes* та *Flavobacterium* (табл. 2). Проте, лише комбіновані консорції мікроорганізмів здатні до ефективного розкладу пестицидів за короткий проміжок часу [29].

Необхідно звернути увагу на те, що на відміну від органічних забрудню-

ючих речовин, важкі метали не підлягають деструкції завдяки хімічним та біологічним процесам, а лише трансформції в менш токсичну форму [31]. Серед адаптаційних механізмів, які розвинулись у мікроорганізмів, що існують у забрудненому токсичними металами середовищі, здатність до біосорбції, біоаккумуляції та біотрансформації.

Одним із механізмів детоксикації є зміна валентності металів через ферментативне відновлення. Так, ртуть органічна ліаза – фермент стійких до ртуті бактерій, трансформує метилртуть у двовалентну руть (Hg (II)), токсичність якої в сотню разів нижча [31]. Іншим механізмом є зв'язування токсичних металів із метал-тіонеїновими білками [32] похідними глутатіону, такими як фітохелатин. Ці хелатори зв'язуються з токсичними металами і спряють мікробній адсорбції та транспорту іонів металів. Також, можливим механізмом є трансформація металів у леткий стан, що стосується лише селену Se та ртуті Hg. Бактеріальний фермент MerA забезпечує перехід Hg(II) до легкої форми Hg(0) [33]. Є досвід застосування процесу мікробного відновлення Se(V) до Se(0) для ремедіації забруднених вод та ґрунтів [33]. Стійкість до токсичних металів була експериментально показана для представників роду *Bacillus* (*Bacillus cereus*, *Bacillus circulans*), а також для *Brevibacterium casei* [32].

Висновки.

Стійкі органічні забруднюючі речовини регулярно виявляють у водах та донних осадах Чорного моря впродовж останніх 20 років. Згідно з останніми даними, отриманими в рамках проєкту ЕМБЛАС у 2016 та 2017 рр., в акваторії Чорного моря було виявлено широкий спектр ксенобіотиків, а концентрації хлорорганічних сполук (таких як гексахлоргексан) перевищували максимально допустимі на всіх станціях відбору. Відомо, що трансформація ксенобіотиків морськими мікробними угрупованнями має значне екологічне значення, оскільки запобігає акумулюванню забруднюючих речовин у трофічних ланцюгах. Так, було експериментально показано, що в цьому процесі залучені такі таксономічні групи прокариот: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Alcanigenes*, *Flavobacterium*, які широко представлені у мікробних угрупованнях Чорного моря. Перебіг процесу мікробної трансформації ксенобіотиків у морському середовищі залежить від низки факторів: структури забруднюючої речовини, температури, солоності, концентрації кисню у воді тощо. За процес мікробної деструкції пестицидів відповідають оксиредуктази, монооксигенази, діоксигенази, фосфотриєстерази та дегалогенази. Водночас, на відміну від органічних забруднюючих речовин, важкі метали не підлягають мікробній деструкції, а лише трансформації в менш токсичну форму завдяки ферментативному відновленню, біосорбції та біоаккумуляції.

Отже, попередні дослідження свідчать про важливу екологічну роль угруповань мікроорганізмів у процесі виведення забруднюючих речовин із трофічних ланцюгів. Проте,

детальні механізми цього процесу є недостатньо вивченими через гетерогенність умов кожного окремого водного середовища. Саме тому є актуальним дослідження відповіді мікробних угруповань Чорного моря на антропогенний вплив та вивчення механізмів його самовідновлення.

Посилання.

1. Atashgahi, S., Shetty, S. A., Smidt, H., & de Vos, W. M. (2018). Flux, Impact, and Fate of Halogenated Xenobiotic Compounds in the Gut. *Frontiers in physiology*, 9, 888 <https://doi.org/10.3389/fphys.2018.00888>
2. Schwarzenbach R. P., Escher B. I., Fenner K., Hofstetter T. B., Johnson C. A., Von Gunten U., et al. . (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313, 1072–1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
3. Fetzner S. (2002). Biodegradation of xenobiotics. In Doelle H W, Rokem S, Berovic M (eds.) *Biotechnology. Volume 10. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. EOLSS Publishers Co. Ltd., Oxford. pp. 215–246
4. Diamanti, K.S., Alygizakis, N.A., Nika, M.C. et al. Assessment of the chemical pollution status of the Dniester River Basin by wide-scope target and suspect screening using mass spectrometric techniques. *Anal Bioanal Chem* 412, 4893–4907 (2020). <https://doi.org/10.1007/s00216-020-02648-y>
5. Shimkus, K.M., Trimonis, E.S., (1974). Modern sedimentation in Black Sea. In: Degens, E.T., Ross, D.A. (Eds.). *The Black Sea—Geology, Chemistry, and Biology*, vol. 20. Am. Assoc. Pet. Geol. Mem, pp. 249–279
6. Readman, J. W., Fillmann, G., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J. P., Catinni, C., & Mee, L. D. (2002). Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00189-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00189-8)
7. Smith, J. N., Lee, K., Gobeil, C., & Macdonald, R. W. (2009). Natural rates of sediment

- containment of PAH, PCB and metal inventories in Sydney Harbour, Nova Scotia. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.029>
8. Slobodnik et al., Scientific Report, National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016, EU/UNDP Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea – Phase II (EMBLAS-II), ENPI/2013/313- 169, http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2018/08/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2016_ScReport_Final3.pdf, accessed on 12 May 2021
 9. Slobodnik et al., Scientific Report, National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2017, EU/UNDP Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea – Phase II (EMBLAS-II), ENPI/2013/313-169, http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2019/07/EMBLAS-II_NPMS_JOSS_2017_ScReport_FinDraft2.pdf, November 2018, accessed on 12 May 2021
 10. Slobodnik J., Alygizakis N., Oswald P., Oswaldova M., Nika M-C., Vrana B., Prokes R., Stoica E., Pavlovska M., Prekrasna I., Dykyi E., and Thomaidis N. 2019. EMBLAS - Improving Environmental Monitoring in the Black Sea. *Norman Bulletin*: 6, https://www.norman-network.net/sites/default/files/files/bulletins/Bulletin_Norman_n%C2%B06_octobre2019_06_11_2019.pdf, accessed on 12 May 2021
 11. European Commission. 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. *Off. J. Eur. Union*, 164 (2008), pp. 19-40
 12. Javier Castro-Jiménez, Naiara Berrojalbiz, Jan Wollgast, Jordi Dachs. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Mediterranean Sea: Atmospheric occurrence, deposition and decoupling with settling fluxes in the water column. *Environmental Pollution*, Elsevier, 2012, 166, pp.40-47. [ff10.1016/j.envpol.2012.03.003](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.003)
 13. Baquero, F., García-Rodríguez, JA., García de Lomas, J., Aguilar, L. (1999). The Spanish Surveillance Group for Respiratory Pathogens. Antimicrobial resistance of 1,113 *Streptococcus pneumoniae* isolates from patients with respiratory tract infections in Spain: results of a 1-year (1996–1997) multicenter surveillance study. *Antimicrob Agents Chemother*, 43, 357–359 <https://doi.org/10.1128/AAC.43.2.357>
 14. Bakan, G., & Ariman, S. (2004). Persistent organochlorine residues in sediments along the coast of mid Black Sea Region of Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 1031–1039 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.005>
 15. Ozkoc, H.B., Bakan, G. & Ariman, S. (2007). Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides along the Black Sea coast. *Environ Geochem Health* 29, 59–68 <https://doi.org/10.1007/s10653-006-9064-y>
 16. Atlas, R. M., & Hazen, T. C. (2011). Oil biodegradation and bioremediation: A tale of the two worst spills in U.S. history. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es2013227>
 17. Kostka, J. E., Teske, A. P., Joye, S. B., & Head, I. M. (2014). The metabolic pathways and environmental controls of hydrocarbon biodegradation in marine ecosystems. In *Frontiers in Microbiology*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00471>
 18. Duran, R., & Cravo-Laureau, C. (2016). Role of environmental factors and microorganisms in determining the fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment. In *FEMS Microbiology Reviews*. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuw031>
 19. Louvado, A., Gomes, N. C. M., Simões, M. M. Q., Almeida, A., Cleary, D. F. R., & Cunha, A. (2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons in deep sea sediments: Microbe-pollutant interactions in a remote environment. In *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.048>
 20. Chakraborty, J., & Das, S. (2016). Molecular perspectives and recent advances in mi-

- crobial remediation of persistent organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6887-7>
21. Hidalgo, K. J., Sierra-Garcia, I. N., Dellagnezze, B. M., & de Oliveira, V. M. (2020). Metagenomic Insights Into the Mechanisms for Biodegradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Oil Supply Chain. *Frontiers in microbiology*, 11, 561506. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.561506>
 22. Muangchinda, C., Chavanich, S., Viyakarn, V., Watanabe, K., Imura, S., Vangnai, A. S., & Pinyakong, O. (2015). Abundance and diversity of functional genes involved in the degradation of aromatic hydrocarbons in Antarctic soils and sediments around Syowa Station. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3721-y>
 23. Isaac, P., Lozada, M., Dionisi, H. M., Estévez, M. C., & Ferrero, M. A. (2015). Differential expression of the catabolic nahAc gene and its effect on PAH degradation in *Pseudomonas* strains isolated from contaminated Patagonian coasts. *International Biodeterioration and Biodegradation*. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.08.011>
 24. Liu, Q., Tang, J., Bai, Z., Hecker, M., & Giesy, J. P. (2015). Distribution of petroleum degrading genes and factor analysis of petroleum contaminated soil from the Dagang Oilfield, China. *Scientific Reports*. <https://doi.org/10.1038/srep11068>
 25. Mahro B., Müller R., Kasche V. (2012). Bioavailability—The Key Factor of Soil Bioremediation. *Treat. Contam. Soil*:181–195. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04643-2_13
 26. Sartoros C., Yerushalmi L., Béron P., Guiot S.R. (2015). Effects of Surfactant and Temperature on Biotransformation Kinetics of Anthracene and Pyrene. *Chemosphere*. 61:1042–1050. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.061>
 27. Huang, Y., Xiao, L., Li, F., Xiao, M., Lin, D., Long, X., & Wu, Z. (2018). Microbial degradation of pesticide residues and an emphasis on the degradation of cypermethrin and 3-phenoxy benzoic acid: A review. *Molecules*. 23(9):2313. <https://doi.org/10.3390/molecules23092313>
 28. Laura, M., Snchez-Salinas, E., Dantn Gonzalez, E., & Luisa, M. (2013). Pesticide Biodegradation: Mechanisms, Genetics and Strategies to Enhance the Process. In *Biodegradation - Life of Science*. <https://doi.org/10.5772/56098>
 29. Verma, J. P., Jaiswal, D. K., & Sagar, R. (2014). Pesticide relevance and their microbial degradation: a-state-of-art. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9341-7>
 30. Upadhyay, L. S. B., & Dutt, A. (2018). Microbial detoxification of residual organophosphate pesticides in agricultural practices. In *Microbial Biotechnology*. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6847-8_10
 31. Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., & Ruan, C. (2010). A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. In *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.113>
 32. Стійкість мікроорганізмів природних екосистем до репрезентативних токсичних металів [Текст] : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.07 / Прекрасна Євгенія Петрівна ; НАН України, Ін-т мікробіології і вірусології ім. Д. К. Заболотного. - Київ, 2016. - 22 с.: рис. http://irbis-nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbuv/cgiirbis_64.exe?&I21DBN=EC&P21DBN=EC&S21STN=1&S21REF=10&S21FMT=fullwebr&C21COM=S&S21CNR=20&S21P01=0&S21P02=0&S21P03=I&S21COLORT-ERMS=0&S21STR=%D0%A0%D0%90424357
 33. Siddiquee, S., Rovina, K., & Azad, S. Al. (2015). Heavy Metal Contaminants Removal from Wastewater Using the Potential Filamentous Fungi Biomaspesticides: A Review. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*. <https://doi.org/10.4172/1948-5948.1000243>

Pavlovska M., Solomenko L., Prekrasna IE (2021). ECOLOGICAL EVALUATION OF AQUATIC MICROORGANISMS ROLE IN XENOBIOTICS TRANSFORMATION WITH THE REFERENCE TO THE BLACK SEA. BIOLOGICAL SYSTEMS: THEORY AND INNOVATION, 12(1): 66-74. <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/editor/submission/15097>. <https://doi.org/10.31548/biologiya2021.01.007>.

Abstract. *The present analytical review is dedicated to the current perspective of the issue of the Black sea xenobiotics pollution. The Black sea is extremely vulnerable to pollution impact, as it is a semi-closed water-body under the influence of significant inflow from the Danube, Dnipro and Dnister rivers.*

According to the recent data from the UNDP EMBLAS project 80 types of organic pollutants were identified in the Black Sea water samples. Those included 17 pesticides with the concentration above the safety thresholds both in the offshore and in the coastal waters.

It has been previously shown that xenobiotics' inflow results in taxonomic and functional shift of microbial communities inhabiting aquatic environment. Microbial-mediated degradation and biological pump control the polycyclic aromatic hydrocarbons' flux in marine ecosystems, which prevents their accumulation in the food web.

The data on xenobiotics pollution in both water column and sediments is summarized in the present review. The recent studies targeting the microbial communities' role in biotransformation and translocation of substances with xenobiotic behavior are analyzed. The significance and topicality of the case-studies focusing on aquatic microbial communities functional response towards xenobiotics' pollution is highlighted and the Black Sea ecosystem is suggested as the plausible example for addressing the above mentioned issues.

Keywords: *aquatic ecosystem, xenobiotics, pesticides, transformation, translocation, microbial communities.*
