

ЕКОЛОГІЧНА ФІЗІОЛОГІЯ І БІОХІМІЯ ВОДНИХ РОСЛИН

УДК 574.64:582.23/26

Л.О. ГОРБАТЮК, к. т. н., ст. наук. співроб., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

О.О. ПАСІЧНА, к. б. н., ст. наук. співроб.,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна,
e-mail: ecorasichna@gmail.com

ОСОБЛИВОСТІ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ СИНТЕТИЧНИХ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН НА ГІДРОФІТИ (ОГЛЯД)

В огляді узагальнено наукові дані останніх років про деякі аспекти впливу синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) на водорості та вищі водні рослини. Зокрема проаналізовано інформацію про чутливість гідрофітів до дії СПАР, характер токсичних ефектів, які при цьому розвиваються, механізми токсичної дії СПАР на гідрофіти та їхню міжвидову взаємодію. Також розглянуто можливості використання гідрофітів для біодеградації СПАР у водних екосистемах.

Ключові слова: синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), водні екосистеми, водорості, водні рослини, гідрофіти, токсичність, біодеградація.

Роль синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) як токсикантів у водному середовищі привертає значну увагу у зв'язку зі зростаючими масштабами їхнього світового виробництва і застосування.

Більшість СПАР легко піддаються біодеградації, а їхня кількість значно зменшується під час вторинної обробки на очисних спорудах. Найбільше занепокоєння викликає скид неочищених або недостатньо очищених стоків, що містять значні концентрації СПАР. Незважаючи на високу ефективність видалення при очищенні стічних вод, певна частка СПАР завжди буде надходити у водні екосистеми внаслідок великих обсягів їхнього споживання, насамперед у складі детергентів та миючих засобів [20, 57].

Біологічні ефекти впливу СПАР на гідробіонтів в цілому, і гідрофіти зокрема, давно стали предметом досліджень [1, 2, 27], але до цього часу вивчені недостатньо. Досі залишаються питання у розумінні механізмів

Ц и т у в а н н я: Горбатюк Л.О., Пасічна О.О. Особливості токсичної дії синтетичних поверхнево-активних речовин на гідрофіти (огляд). *Гідробіол. журн.* 2024. Т. 60. № 4. С. 35—50.

токсичності СПАР, захисних реакцій гідрофітів на їхню дію, впливу супутніх речовин на ступінь токсичності, ролі водних рослин і водоростей у процесах деградації СПАР та багато інших, про що свідчить аналіз і узагальнення інформації наукових джерел останніх років, яким присвячено цей огляд.

Чутливість гідрофітів до дії СПАР. Токсичні ефекти дії СПАР на гідрофіти складні, різноманітні і залежні від індивідуальної чутливості або толерантності до їхнього впливу [3, 25]. Тому певна кількість робіт проводилася в напрямку з'ясування стійкості тих чи інших видів гідрофітів до дії різних представників СПАР.

В науковій літературі зазначається [27], що чутливість різних видів водоростей до певного СПАР може відрізнятися на три порядки, а вплив різних речовин на однакові види водоростей може варіювати на чотири порядки.

Отримано результати тестів, які засвідчили, що чутливість організмів різних трофічних рівнів до детергентів зменшується в ряду: остракоди > мікроводорості > бокоплавці > кладоцери > риби > макрофіти. Крім того встановлено, що види, які мешкають у тропіках, більш чутливі до СПАР у складі миючих засобів, ніж організми помірних кліматичних зон [50].

Дослідження, які були проведені з метою оцінки здатності до біологічного розкладання та токсичності катіонної СПАР додецилтриметиламонію хлориду у пробах морської води затоки Кадіс (Іспанія), показали, що стійкість мікроводоростей до дії СПАР знижувалась у наступному порядку: *Tetraselmis chuii* > *Nannochloropsis gaditana* > *Chaetoceros gracilis* ≈ *Isochrysis galbana* ≈ *Dunaliella salina*, тобто зелені мікроводорості *Tetraselmis chuii* виявились найбільш толерантними [42].

Порівняння чутливості прісноводних зелених водоростей *Pseudokirchneriella subcapitata* і *Scenedesmus subspicatus*, а також морських діатомових водоростей *Skeletonema costatum* і *Phaeodactylum tricornerutum* до кількох видів розповсюджених у поверхневих водах СПАР показало, що морські діатомові водорості були значно більш чутливими до їхньої дії, ніж прісноводні зелені. Більшість СПАР були визнані токсичними для *Pseudokirchneriella subcapitata* і дуже токсичними — для решти досліджених водоростей [40].

Наявні в літературі дані свідчать про те, що різні види водопериці (*Myriophyllum* spp.) виявляли значну толерантність до дії СПАР. Так встановлено, що перфтороктанова кислота, яка відноситься до дуже стійких СПАР, може мати токсичний вплив на водні рослини *Myriophyllum sibiricum* і *Myriophyllum spicatum*, але лише у відносно високих концентраціях (більше 30 мг/дм³) [15].

M. spicatum виявилась досить стійкою до дії аніонної СПАР лінійного алкілбензолсульфонату у концентраціях до 10 мг/дм³. Загибель *M. spicatum* наставала лише при 500 мг/дм³ алкілбензолсульфонату у водному середовищі. Характерно, що окисне пошкодження макрофіта, викликане токсичним стресом, через 28 днів було меншим, ніж через 14, ймовірно, внаслідок адаптивних змін [35]. Також не спостерігалось впливу аніонної

СПАР лінійного алкілетоксисульфату на *Myriophyllum aquaticum* навіть за найвищої дослідженої концентрації (10,18 мг/дм³) [36].

Розвиток токсичних ефектів у гідропітлів. Значна кількість достовірних експериментальних даних свідчить про токсичний вплив СПАР на гідробіонтів усіх трофічних рівнів [19, 26, 31].

За молекулярною будовою СПАР класифікуються на іоногенні (аніонні, катіонні, амфотерні) та неіоногенні сполуки. Серед аніонних СПАР найбільш поширеними у прісноводних середовищах є похідні лінійного алкілбензолсульфонату (LAS). Його токсичність для водних рослин і водоростей безпосередньо пов'язана з концентрацією, довжиною алкільного ланцюга і має видову специфіку.

В роботі [14] показано, що дія гомологів LAS на морські мікроводорості (*Nannochloropsis gaditana*, *Tetraselmis suecica*, *Rhodomonas salina* та *Isocrysis galbana*) призводила до пригнічення їхнього росту, прояв якого зростав зі збільшенням довжини вуглеводневого ланцюга і залежав від виду водоростей. З чотирьох досліджених видів найвищу чутливість до дії LAS продемонстрував *Rh. salina*.

Серед основних чинників, які зумовлювали токсичний ефект LAS у морських мікроводоростей (*Tetraselmis chuii*, *Rhodomonas salina*, *Chaetoceros* sp., *Isocrysis galbana* (T-iso), *Nannochloropsis gaditana*), відмічають також початкову щільність клітин і концентрацію токсиканту [9].

Виявлено, що аніонна СПАР FFD-6 (яка також є представником класу LAS) індукувала утворення колоній мікроводорості *Scenedesmus obliquus* у концентраціях, на кілька порядків нижчих (від 0,001 до 0,01 г/дм³) від тих, за яких спостерігалось пригнічення її росту (від 1 до 10 г/дм³). Припускають, що зрештою це може вплинути на міжвидові відносини, виживання видів і потік енергії у харчовому ланцюзі [37].

Дія порівняно низьких концентрацій LAS (≤ 10 мг/дм³) впродовж 12 днів стимулювала ріст синьозеленої водорості *Microcystis aeruginosa*, підвищувала її максимальну фотохімічну ефективність і максимальну швидкість транспорту електронів у клітинах. Натомість високі концентрації (20 мг/дм³) LAS призводили до пригнічення росту водорості і значного збільшення вмісту позаклітинного та внутрішньоклітинного мікроцистину. За висновками авторів, в евтрофних озерах присутність цієї СПАР може збільшити ризик «цвітіння» води і виділення мікроцистину [53].

Вивчення фізіологічних та ростових реакцій занурених макрофітів *Potamogeton perfoliatus* на дію різних концентрацій LAS показало, що в концентрації вище 10 мг/дм³ його вплив призводив до пригнічення росту, зниження вмісту фотосинтетичних пігментів та активності ферментів антиоксидантної системи рослин [62].

Встановлено, що катіонні СПАР є більш токсичними для водоростей порівняно з аніонними, ймовірно, завдяки наявності негативного заряду на поверхні клітин, що підвищує їхню сорбційну здатність [24].

При культивуванні *Chlorella vulgaris* у присутності 0,3 мг/дм³ катіонної СПАР цетилтриметиламонію хлориду ефективність пригнічення рос-

ту біомаси водоростей за 8 днів досягала 70,7%. При цьому відбувався плазмоліз клітин, деформація піреноїду та набрякання лізосом. Спостерігалось також зростання дзета-потенціалу клітин водоростей (з -12,5 мВ до -6,7 мВ), що призводило до уповільнення поглинання азоту і заліза та зниження активності кислої фосфатази [56].

Однак виявилось, що дія дуже низьких (≤ 10 нг/дм³) концентрацій цетилтриметиламоній хлориду на *Ch. vulgaris* F1068, навпаки, мала стимулюючий ефект (гормезис), який виявлявся у збільшенні вмісту поживних речовин і активності ферментів (глутамінсинтетаза, кисла фосфатаза, Н(+)-АТФаза, естераза), що забезпечують її метаболізм, та супроводжувався посиленням фотосинтетичної активності клітин водорості. Є перспективи того, що гормезис мікрowodоростей, індукований слідами СПАР, може бути використаний у розробці методів очистки природних та стічних вод [63].

Встановлено, що дія цетилтриметиламонію броміду перешкоджала процесу біологічного очищення стічних вод зеленою водорістю *Ch. vulgaris* внаслідок функціонального пригнічення її клітин. Збільшення концентрації цієї СПАР від 0 до 0,6 мг/дм³ призводило до значного зниження ефективності поглинання йонів NH₄⁺ і загального фосфору (з 88 до 18% та з 96 до 15%, відповідно), активності фотосинтезу та естераз [30].

Тести з визначення токсичності неіоногенних СПАР, похідних алкілполіглюкозидів, з використанням мікрowodорості *Selenastrum capricornutum* продемонстрували значну варіацію токсичного впливу структурно споріднених СПАР на основі глюкози. Токсичність алкілполіглюкозидів зростала зі зниженням критичної концентрації міцел, збільшенням довжини алкільного ланцюга та гідрофобності СПАР [23].

Деякі СПАР, зокрема фторовані сполуки, є метаболічно та хімічно інертними, стійкими до абіотичного і біотичного розкладання, а отже здатними до біонакопичення у водному середовищі. Серед них найбільш досліджені та найчастіше використовуються у широкому спектрі промислових і споживчих продуктів перфтороктанова кислота і перфтороктансульфонова кислота. Проте їхній вплив на гідрофіти до цього часу вивчений недостатньо [6].

Оцінка токсичності перфтороктансульфонової кислоти, проведена на зелених водоростях *Selenastrum capricornutum* і *Chlorella vulgaris* та плаваючому макрофіті *Lemna gibba*, показала, що пригнічення росту цих видів мало місце за концентрації токсиканта у середовищі відповідно 5,3, 8,2 і 6,6 мг/дм³ [5].

З'ясувалось, що вплив перфтороктанової кислоти в концентрації 100 нг/дм³ і 100 мкг/дм³ на мікрowodорість *Chlorella pyrenoidosa* через 6 днів призводив до пригнічення її росту, а протягом 12 днів — до негативного впливу на більшість генів, пов'язаних з фотосинтетичним метаболізмом, а також до зниження фотосинтетичної активності та вмісту хлорофілу [29].

Токсичні ефекти від спільної дії кількох типів СПАР. Дедалі частіше у різних продуктах і засобах застосовують комбінацію кількох типів СПАР

у пошуках синергічного ефекту між ними для посилення їхніх властивостей. Після використання залишки цих сумішей зазвичай потрапляють у водойми. Отже, актуальним питанням є оцінка токсичних ефектів від спільної дії різних за хімічною природою СПАР на біоту водойм, про що свідчить ряд публікацій. Так, наприклад, в експериментах зі спільного впливу на морську мікроводорість *Phaeodactylum tricornutum* аніонних (ефіркарбонівих похідних) і амфотерних (на основі оксиду аміну) СПАР виявлено, що деякі бінарні суміші продемонстрували меншу токсичність, ніж очікувалось, тобто їхня взаємодія мала антагоністичний характер [45].

Показано, що сумісна дія аніонної СПАР (додецилбензолсульфонату натрію) і катіонної СПАР (цетилтриметиламонію хлориду) на зелену водорість *Dunaliella bardawil* призводила до антагонізму та пом'якшення сумарної токсичності, внаслідок чого при культивуванні цієї водорості у бінарній системі за більш низьких концентрацій зазначених СПАР спостерігався ефект гормезису. При високих концентраціях суміші СПАР, навпаки, мало місце сильніше пригнічення активності каталази у клітинах водорості, ніж за впливу кожної сполуки окремо. Припускають, що вуглеводневі ланцюги сумішей СПАР мають більшу зв'язувальну дію на ферментативні структури водоростей, а отже, і підвищену здатність до їхньої денатурації [43].

Токсична дія СПАР на гідрофіти у присутності інших токсичних речовин. В забруднених природних водоймах СПАР зазвичай діють у присутності інших токсикантів (важких металів, нафтопродуктів, фенолів тощо), однак екологічні ризики їхнього поєднання для гідрофітів до цього часу вивчені недостатньо, тому становлять значний інтерес для дослідників.

Дослідження токсичності кадмію (Cd) та аніонної СПАР додецилбензолсульфонату натрію по відношенню до прісноводної зеленої водорості *Scenedesmus obliquus* у присутності або за відсутності фульвової кислоти показали, що Cd є більш токсичним, ніж СПАР, проте спільна дія Cd і додецилбензолсульфонату натрію мала синергічний ефект на водорість, який посилювався за присутності фульвової кислоти [61].

В науковій літературі наявні дані досліджень з вивчення спільної біологічної дії на водорість *Sc. obliquus* нанорозмірного нуль-валентного заліза (nZVI) і лінійного алкілбензолсульфонату (LAS). Показано, що сумарний пригнічуючий вплив на ріст водорості залежав як від концентрації досліджуваних речовин у водному середовищі, так і від їхнього співвідношення, змінюючись від синергічної взаємодії при співвідношенні заліза і LAS 4:1 до антагоністичного ефекту при їхній зворотній пропорції [8].

Зазвичай в евтрофних озерах LAS може зустрічатись у поєднанні з мікроцистином-LR — токсином, що продукується ціанобактеріями під час «цвітіння» води. Результати досліджень особливостей їхнього сумісного впливу на ріст і фізіологічні реакції ряски (*Lemna minor*) засвідчили, що LAS навіть при низьких концентраціях (до 0,3 мг/дм³) значно підви-

щував накопичення мікроцистину у рясці. Виявилось, що за більш низьких концентрацій мікроцистину і LAS ($\leq 0,1$ мг/дм³ + 1,0 мг/дм³) їхня взаємодія була синергічною, проте з підвищенням концентрації обох токсикантів синергія значно слабшала [52].

Дія аніонної СПАР — додецилсульфату натрію (SDS) та фенолу на ріст і фізіологічні реакції *Ceratophyllum demersum* призводила до значного зниження вмісту хлорофілу і розчинного білка як при індивідуальному, так і при комбінованому стресі. За концентрацій фенол+SDS $\leq 10 + 20$ мг/дм³ спостерігався антагоністичний ефект від їхнього взаємного впливу. При цьому в клітинах *C. demersum* значно зросла активність каталази, супероксиддисмутази і пероксидази для протидії окиснювальному стресу. Внаслідок антагонізму спільна дія SDS і фенолу у водному середовищі не пригнічувала ріст макрофітів більше, ніж кожен токсикант окремо, а найбільш адекватним показником комбінованої токсичності SDS і фенолу виявився вміст хлорофілу [32].

Досліджували також токсичний ефект взаємодії сульфосукцинатної СПАР докузату натрію з двома хлорованими сполуками триклозаном і 2,4,6-трихлорфенолом у їхніх бінарних і потрійних сумішах на ступінь пригнічення біолюмінесценції рекомбінантного штаму ціанобактерії *Anabaena* CPB4337 та ріст зеленої водорості *Pseudokirchneriella subcapitata*. За винятком останньої, бінарні суміші дослідженої СПАР з хлорованими сполуками показали синергічне підсилення токсичності докузату натрію для *Anabaena* CPB4337. Отже, існує потенційний токсичний ризик, пов'язаний зі спільною присутністю СПАР та інших забруднювальних речовин у водному середовищі [46].

Також було виявлено, що у комбінованих системах токсичність катіонної СПАР цетилтриметиламоній хлориду для зелених водоростей *Chlorella vulgaris* посилювалася низькими концентраціями ароматичних вуглеводнів, зокрема флуорантену, який здатен впливати на сорбцію СПАР клітинами водоростей. Отримані результати засвідчили, що катіонні СПАР та ароматичні вуглеводні мають синергетичний токсичний вплив на водну біоту [12].

Згодом можливий механізм спільної токсичності бінарних сумішей цетилтриметиламоній хлориду і флуорантену для *Ch. vulgaris* вивчали шляхом дослідження його субклітинного розподілу всередині клітин водорості. Було встановлено, що з підвищенням концентрації флуорантену в бінарній суміші до 50—200 мкг/дм³ синергічний ефект його взаємодії зі СПАР змінювався на антагонізм. Виявилось, що за низької концентрації флуорантену переважна його кількість зв'язувалася з цитозолем клітин *Ch. vulgaris*, проте зі зростанням концентрації до 200 мкг/дм³ більша частина флуорантену була зв'язаною з рештками клітин, а менша — з їхніми органелами. Припускають, що саме різний характер субклітинного розподілу флуорантену може вплинути на поглинання цетилтриметиламоній хлориду клітинами водоростей, а отже зумовити різний ступінь його токсичності [58].

Наявність СПАР може, у свою чергу, впливати на біодоступність поліциклічних ароматичних вуглеводнів. Показано, що за комбінованої дії суміші LAS і нафталіну у концентраціях ≥ 5 мг/дм³+5 мг/дм³ відповідно на *Hydrocharis dubia* рослини відчували окиснювальний стрес. В умовах короткочасного впливу (14 днів) основну роль у захисті макрофітів відігравали розчинні білки та супероксиддисмутаза, а за більш тривалого (28 днів) — важливу захисну функцію виконували розчинні цукри і аскорбатпероксидаза. Проте фізіологічна реакція *H. dubia* на дію комбінованих токсикантів була слабшою, ніж на вплив кожної сполуки окремо, внаслідок антагоністичного характеру їхньої взаємодії [7].

Механізми токсичної дії СПАР на гідрофіти. Розкриття механізмів токсичності СПАР для водних рослин та водоростей залишається пріоритетним напрямком досліджень останніх років, про що свідчить тематика наукових публікацій.

Так, зокрема зазначається, що фотосинтетичний апарат гідрофітів є вразливою системою, яка передусім стає мішенню токсичної дії різних класів СПАР [4].

Відомо і про залежне від концентрації зниження аутофлуоресценції хлорофілу в клітинах *Chlorella vulgaris* безпосередньо після 2-годинного впливу дикатіонної СПАР 12-5-12 Gemini (диметилдодециламоній бромід), що може свідчити про дисфункцію фотосинтетичної системи водорості. Отримано докази того, що за дії дослідженої СПАР *Ch. vulgaris* стає гіперчутливою до нормальних умов освітлення, сприймаючи їх як сильний світловий стрес, що призводить до загибелі значної кількості клітин від цукрового голодування та, ймовірно, вторинного пошкодження плазматичної мембрани [54].

Показано, що за дії катіонної СПАР цетилтриметиламоній хлориду на зелену мікроводорість *Ch. vulgaris* окиснювального стресу зазнає фотосистема II. Це призводить до ушкодження структури хлоропластів головним чином через утворення надмірної кількості активних форм кисню [60].

Методом атомно-силової мікроскопії в клітинах *Ch. vulgaris* F1068 виявлено морфологічні та структурні пошкодження фотосистеми II, які індуковані дією цетилтриметиламонію хлориду (0,6 мг/дм³). Встановлено, що активність білка (OEE2 або PsbP), який виконує функцію підсилювача виділення кисню та бере участь у перенесенні електронів, була значно пригнічена, а механізм токсичності цетилтриметиламонію хлориду для *Ch. vulgaris* F1068 полягав переважно в інгібуванні комплексу виділення кисню фотосистеми II [34].

Отримано багато доказів того, що сорбція клітинною мембраною є критичним параметром для прогнозування та розуміння екотоксичних ефектів СПАР для гідрофітів [47]. Вважають, що проникнення СПАР у клітину заважає мембранозалежним процесам, таким як енергетичний обмін і транспортування поживних речовин та кисню крізь мембрану [18, 25].

Для морських мікрводоростей різних таксономічних груп: зелених (*Tetraselmis levis* та *Dunaliella tertiolecta*), діатомових (*Thalassiosira pseudonana* та *Skeletonema costatum*) і динофітових (*Prorocentrum minimum*) показано, що токсична дія аніонної СПАР лінійного алкілбензолсульфонату (LAS) зумовлена сорбцією на біологічних мембранах клітин. За результатами досліджень зелені водорості виявились найменш чутливою таксономічною групою. Відносно низька чутливість зелених водоростей до дії LAS, ймовірно, зумовлена особливостями будови їхньої клітинної стінки, яка складається з мембраноподібної триламінарної оболонки з нижчими сорбційними властивостями, ніж клітини діатомових і динофітових водоростей [44].

Дослідження впливу LAS на занурені макрофіти *Chara vulgaris* показали, що мінімальна концентрація, яка викликала окиснювальні пошкодження клітин, становить 1,0 мг/дм³. У відповідь на дію СПАР в рослинах включався механізм активації антиоксидантів як ферментативної (супероксиддисмутаза, пероксидаза), так і неферментативної (каротиноїди та розчинні цукри) природи, які є важливими компонентами захисту клітин від окиснювального стресу [33].

Зростання активності антиоксидантних ферментів (каталази, супероксиддисмутази) як захисна реакція також спостерігалось у клітинах водорості *Chlorella vulgaris* за впливу катіонної СПАР цетилтриметиламоній хлориду [60]. Проте у разі тривалого впливу високих концентрацій СПАР потужність антиоксидантної системи водоростей може втратити спроможність протидіяти виробленню активних форм кисню, що призведе до окисного пошкодження білкових та ліпідних компонентів тилакоїдних мембран хлоропластів [22].

Привертають увагу роботи, спрямовані на розкриття молекулярної відповіді і механізмів токсичної дії перфторалкілфосфонових кислот — відносно нового класу фторвмісних СПАР, які все більше виявляються у поверхневих водах та стічних водах очисних споруд. На прикладі зеленої водорості *Chlamydomonas reinhardtii* показано, що вплив перфторхімічних сполук індукує в її клітинах окиснювальний стрес, протидія якому відбувається шляхом активації антиоксидантних ферментів, зокрема каталази і аскорбатпероксидази [49].

Транскриптомний аналіз дозволив з'ясувати механізм альгіцидної дії амфотерної СПАР кокамідопропілбетаїну на ріст діатомової мікрводорості *Skeletonema costatum*. Було встановлено, що зазначена речовина змінює метаболічні шляхи водорості таким чином, що експресії генів, пов'язаних з протеасомою, транспортерами АВС та метаболізмом амінокислот, значно активізуються, тоді як експресії генів, залучених до фотосинтезу, синтезу клітинної стінки, каскадів протеїнкіназ, що активуються мітогенами, та антиоксидантної системи, навпаки, знижуються [59].

Слід відмітити, що альгіцидні властивості деяких СПАР пропонуються використовувати для зменшення «цвітіння» води внаслідок розвитку водоростей у системах водопостачання, а також як альгіцидну домішку

до фарб проти обростання для різних фарбованих поверхонь, що занурені у воду або контактують з нею [54].

Виявлено, що деякі катіонні СПАР — похідні алкілтриметиламонію, зокрема його броміди, діють як ціаноциди, пригнічуючи фотосинтез і ріст ціанобактерій. З'ясування механізму токсичної дії цього класу СПАР показало, що внаслідок їхнього впливу відбувались значні деструктивні зміни клітинної ультраструктури ціанобактерій, а саме: пошкодження цілісності зовнішніх мембран, руйнування і дезорієнтація структури фотосинтетичних тилакоїдів, руйнування пептидогліканового шару між сусідніми клітинами та витікання внутрішньоклітинного вмісту [55].

Результати проведених досліджень вказують на можливість застосування СПАР на основі алкілтриметиламонію для контролю і управління процесами «цвітіння» природних водойм. Однак зазначається, що при цьому можуть виникнути певні проблеми, пов'язані, зокрема, з ризиком викиду ціанотоксинів у воду із деградованих клітин. Крім того, сполуки алкілтриметиламонію та продукти їхнього розкладу можуть бути шкідливими для інших гідробіонтів [11].

Виявилось, що важливу роль у захисті мікроводоростей від токсичного впливу СПАР відіграють позаклітинні полімерні субстрати. Встановлено, що підвищена кількість полісахаридів і білка у складі екзометаболітів *Chlorella vulgaris* F1068 захищає нормальні фізіологічні функції водоростей (включаючи проникність клітинної мембрани та активність глутамінсинтетази) від пошкодження катіонною СПАР цетилтриметиламоній хлоридом в концентраціях від 0,1 до 0,5 мг/дм³ завдяки ефективному утримуванию йонів амонію [28].

На думку авторів [10], для макрофітів *Lemna minor* і *Azolla filiculoides* ранньою реакцією на дію аніонної СПАР додецилсульфату натрію (SDS) можна вважати рівень продуктивності фітогормону етилену. Він діє як сигнальна молекула за низьких концентрацій токсиканту спільно з іншими сигнальними сполуками. Вплив SDS у перші три доби сприяв продукуванню етилену в *A. filiculoides* і, навпаки, гальмував його синтез у *L. minor*. Припускають, що різна роль етилену в захисній реакції цих видів може бути пов'язана з різними сигнальними шляхами, які рослини використовують для боротьби з абіотичним стресом.

Вплив СПАР на міжвидову взаємодію гідрофітів. Оскільки одну з центральних ролей у формуванні структури угруповань гідробіонтів відіграють міжвидові відносини, слід враховувати вплив різних класів СПАР на цей процес і брати до уваги при оцінці екологічного ризику СПАР для гідрофітів.

В літературі наявні повідомлення про те, що присутність деяких СПАР, зокрема катіонної бензалконію броміду і неіоногенної поліоксетилену нонілфенолового ефіру, у нелетальних концентраціях (10 і 100 мкг/дм³) перешкоджала захисту прісноводних водоростей *Scenedesmus obliquus* від споживання дафніями, послаблюючи утворення їхніх колоній. Припускають, що зниження здатності водоростей до утворення колоній за дії цих речовин могло виникнути внаслідок порушення у

сприйнятті хімічних сигналів обміну інформацією між видами, що належать до різних трофічних рівнів [65].

Імітуючи дію «інформаційних» хімічних речовин, що виділяються тваринами, аніонна СПАР додецилсульфат натрію (SDS) у низьких концентраціях може індукувати утворення колоній у зелених водоростей р. *Scenedesmus*, зменшуючи потік енергії вздовж пелагічного харчового ланцюга від *Scenedesmus* до безхребетних. Виявлено, що SDS за 72 год ініціював утворення колоній у трьох видів род. *Scenedesmaceae* (*Desmodesmus subspicatus*, *Scenedesmus acutus* і *Tetradesmus dimorphus*) у нелетальних для них концентраціях (0,1—10,0 мг/дм³). Таким чином, дія SDS на систему *Daphnia* — *Scenedesmaceae* викликає морфологічну реакцію водоростей при концентраціях, нижчих за ті, що спричиняють токсичний вплив. Отже, руйнівний вплив СПАР на взаємодію хижак — жертва слід розглядати в рамках оцінки екологічного ризику [39].

Недостатньо з'ясованим є також вплив СПАР на конкурентні відносини між різними видами водоростей. В роботі [64] показано, що *Microcystis aeruginosa* домінував над *Scenedesmus obliquus* при спільному культивуванні без додавання СПАР, тоді як додавання лінійного алкілбензолсульфонату у концентрації 20 мг/дм³ призводило до абсолютно протилежної конкуренції між ними. Так, ріст *Sc. obliquus* не зазнав суттєвого впливу в монокультурі, але збільшився на 75% при спільному вирощуванні, в той час як ріст *M. aeruginosa* за цих умов помітно пригнічувався. Ці результати свідчать про суттєвий вплив підвищених концентрацій СПАР на міжвидову конкуренцію у прісноводних екосистемах.

Можливості використання гідрофітів для біодеградації СПАР у водних екосистемах. Відомо, що завдяки своїм морфофункціональним особливостям вищі водні рослини і водорості здатні до біоаккумуляції і подальшої деградації різних за хімічною природою токсичних речовин. Тому дослідники значну увагу приділяють з'ясуванню ролі гідрофітів у процесах сорбції, накопичення і деструкції СПАР з метою їхнього використання для детоксикації забруднених водойм.

Експерименти з вивчення сорбції гомологів аніонної СПАР лінійного алкілбензолсульфонату (LAS) морськими мікрowodоростями *Nannochloropsis gaditana* і *Dunaliella salina* показали, що в перші чотири години впливу відбувається біоконцентрування СПАР клітинами досліджуваних організмів. Виявлено збільшення коефіцієнту сорбції зі зменшенням полярності гомологів LAS. *N. gaditana* показав вищі коефіцієнти сорбції, ніж *D. salina* для всіх досліджених сполук [48].

Оцінка здатності ряски (*Lemna minor*) до біодеградації LAS показала, що її ефективність зростала зі збільшенням концентрації LAS, біомаси рослин і температури. Оптимальний показник рН для видалення СПАР становив 7,0—8,5. Бензолсульфонатне кільце та п'ять гомологів сульфобенілкарбоксилату були ідентифіковані як проміжні продукти поступової деградації LAS. Зазначається, що під час цього процесу в клітинах ряски спостерігалась індукція ферментативних і неферментативних антиок-

сидантів, яким належить важлива роль у знешкодженні вільних радикалів, що утворюються за дії СПАР [38].

Доведено залежну від концентрації спроможність *L. minor* до поглинання і накопичення стійкої у водному середовищі перфтороктанової кислоти, що може бути використано для розробки фітотехнології детоксикації водойм, забруднених фторованими СПАР [41].

Повідомляється про успішне випробування недорогої та екологічно чистої технології із застосуванням мікродоростей для біотрансформації катіонної СПАР бензалконію хлориду. Ця речовина використовується для створення бар'єру від корозії металу і потрапляє у стічні води, що утворюються в процесі видобутку нафти та газу. З восьми відібраних штамів мікродоростей (*Rhodomonas salina*, *Nannochloropsis oculata*, *Emiliana huxleyi*, *Dunaliella tertiolecta*, *Isochrysis galbana*, *Tetraselmis suecica*, *Dunaliella salina* і *Phaeodactylum tricornutum*) найвищий ступінь вилучення (близько 100% у морській воді та 54% — у відпрацьованій технічній) продемонстрував вид *Tetraselmis suecica*, який визнаний найперспективнішим для біосорбції і подальшої трансформації бензалконію хлориду в стічних водах. Проміжні продукти деградації СПАР, що утворюються при цьому, мають значно нижчі амфифільні властивості і здатні випадати в осад у відпрацьованих промислових водах [21].

Методом іонізаційної маспектрометрії досліджено проміжні продукти, що утворюються в процесі біодеградації аніонної СПАР додецилбензолсульфонату натрію мікродорістю *Chlorella vulgaris*. Виділено три основних етапи цього процесу: окиснення з укороченням аліфатичного ланцюга, подальше окиснення з розкриттям циклу бензолних кілець і наступна деградація до малих неорганічних молекул, в кінцевому рахунку до води і діоксиду вуглецю [13].

Поліетоксилати нонілфенолу (NPnEO), основний клас неіоногенних СПАР, та їхні відносно стабільні метаболіти у значних кількостях потрапляють у водне середовище через їхнє масове застосування [16, 17]. Результати досліджень показали, що зелена водорість *Chlorella vulgaris* може ефективно видаляти ці сполуки з водної фази, а біоконцентрація та деградація забезпечують приблизно половину втрати їхньої кількості. Ступінь деградації загальних NPnEO за участі *Ch. vulgaris* становив 95,7%, і лише 1,1% залишалось у водній фазі, а інші 3,2% — у клітинах водоростей [51].

Висновки

Незважаючи на високу ефективність видалення СПАР при очищенні стічних вод, певна їхня частка потраплятиме у водні екосистеми внаслідок великих обсягів їхнього використання, насамперед у складі детергентів та миючих засобів.

Чутливість гідрофітів до дії СПАР має видову специфіку. Вважають, що вона зумовлена відмінностями у товщині і будові клітинної стінки, яка визначає різну здатність до сорбції і проникнення СПАР крізь клітинну мембрану.

Токсична дія СПАР на гідрофіти залежить від їхньої хімічної будови, концентрації і тривалості впливу. Одним з визначальних параметрів, що впливають на екотоксичність аніонних СПАР, є змінна довжина алкільного ланцюга.

Серед токсичних ефектів, що розвиваються у гідрофітів за дії СПАР, найчастіше спостерігається пригнічення росту, зменшення вмісту фотосинтетичних пігментів та зниження активності антиоксидантних ферментів.

Спільна дія кількох видів СПАР або їхня комбінація з іншими токсичними речовинами може мати як синергічний, так і антагоністичний сумарний вплив на гідрофіти, залежно від концентрації та хімічної природи діючих речовин.

Механізми токсичної дії СПАР переважно пов'язані з ураженням фотосинтетичного апарату водних рослин і водоростей, окиснювальним пошкодженням біополімерів клітинних мембран внаслідок утворення надмірної кількості активних форм кисню, деструктивними змінами клітинної ультраструктури та пригніченням активності ферментів антиоксидантного захисту.

Заслуговує на увагу і суттєвий вплив СПАР на міжвидову взаємодію, конкурентні відносини та здатність впливати на обмін інформацією між гідрофітами та представниками інших трофічних рівнів, що необхідно враховувати при оцінці екологічного ризику СПАР для гідрофітів.

Виявлена здатність гідрофітів до сорбції, концентрування і біодеградації різних видів СПАР відкриває можливості їхнього використання у фітотехнологіях детоксикації забруднених водойм.

Список використаної літератури

1. Паршикова Т.В., Веселовский В.В., Веселова Т.В., Дмитриева А.Г. Влияние поверхностно-активных веществ на функционирование фотосинтетического аппарата хлореллы. *Альгология*. 1994. Т. 4, № 1. С. 38—46.
2. Паршикова Т.В., Негруцкий С.Ф. Влияние поверхностно-активных веществ на водоросли (обзор). *Гидробиол. журн.* 1988. Т. 24, № 6. С. 46—58.
3. Azizullah A., Richter P., Häder D.-P. Toxicity assessment of a common laundry detergent using the freshwater flagellate *Euglena gracilis*. *Chemosphere*. 2011. Vol. 84, N 10. P. 1392—1400.
4. Azizullah A., Richter P., Häder D.-P. Photosynthesis and photosynthetic pigments in the flagellate *Euglena gracilis* — as sensitive endpoints for toxicity evaluation of liquid detergents. *J. Photochem. Photobiol. B*. 2014. Vol. 133. P. 18—26.
5. Boudreau T.M., Sibley P.K., Mabury S.A. et al. Laboratory evaluation of the toxicity of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on *Selenastrum capricornutum*, *Chlorella vulgaris*, *Lemna gibba*, *Daphnia magna*, and *Daphnia pulex*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2003. Vol. 44, N 3. P. 307—313.
6. Ceschin S., Bellini A., Scalici M. Aquatic plants and ecotoxicological assessment in freshwater ecosystems: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2021. Vol. 28, N 5. P. 4975—4988.
7. Chai L., Yang L., Zhang Y. et al. Antagonism or synergism? Responses of *Hydrocharis dubia* (Bl.) Backer to linear alkylbenzene sulfonate, naphthalene and their joint exposure. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2020. Vol. 200. Art. 110747.

8. Cheng R., Liu Y.-P., Chen Y.-H. et al. Combined effect of nanoscale zero-valent iron and linear alkylbenzene sulfonate (LAS) to the freshwater algae *Scenedesmus obliquus*. *Ecotoxicology*. 2021. Vol. 30, N 7. P. 1366—1375.
9. Debelius B., Forja J.M., Valls A.D., Lubián L.M. Effect of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) and atrazine on marine microalgae. *Mar. Pollut. Bull.* 2008. Vol. 57, N 6—12. P. 559—568.
10. Forni C., Braglia R., Harren F.J.M., Cristescu S.M. Stress responses of duckweed (*Lemna minor* L.) and water velvet (*Azolla filiculoides* Lam.) to anionic surfactant sodium-dodecyl-sulphate (SDS). *Aquat. Toxicol.* 2012. Vol. 110—111. P. 107—113.
11. Garcia M.T., Kaczerewska O., Ribosa I. Biodegradability and aquatic toxicity of quaternary ammonium-based gemini surfactants: Effect of the spacer on their ecological properties. *Chemosphere*. 2016. Vol. 154. P. 155—160.
12. Ge F., Xu Y., Zhu R. et al. Joint action of binary mixtures of cetyltrimethyl ammonium chloride and aromatic hydrocarbons on *Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2010. Vol. 73, N 7. P. 1689—1695.
13. Gu Y., Qiu Y., Hua X. et al. Critical biodegradation process of a widely used surfactant in the water environment: dodecyl benzene sulfonate (DBS). *RSC Adv.* 2021. Vol. 11, N 33. P. 20303—20312.
14. Hampel M., Moreno-Garrido I., Sobrino C. et al. Acute toxicity of LAS homologues in marine microalgae: esterase activity and inhibition growth as endpoints of toxicity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2001. Vol. 48, N 3. P. 287—292.
15. Hanson M.L., Small J., Sibley P.K. et al. Microcosm evaluation of the fate, toxicity, and risk to aquatic macrophytes from perfluorooctanoic acid (PFOA). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2005. Vol. 49, N 3. P. 307—316.
16. He N., Liu Z., Sun X. et al. Phytotoxicity, bioaccumulation, and degradation of nonylphenol in different microalgal species without bacterial influences. *Int. J. Mol. Sci.* 2020. Vol. 21, N 4. Art. 1338.
17. He N., Sun X., Zhong Y. et al. Removal and biodegradation of nonylphenol by four freshwater microalgae. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2016. Vol. 13, N 12. Art. 1239.
18. Heerklotz H. Interactions of surfactants with lipid membranes. *Q. Rev. Biophys.* 2008. Vol. 41, N 3—4. P. 205—264.
19. Ivanković T., Hrenović J. Surfactants in the environment. *Arh. Hig. Rada Toksikol.* 2010. Vol. 61, N 1. P. 95—110.
20. Jackson M., Eadsforth C., Schowanek D. et al. Comprehensive review of several surfactants in marine environments: Fate and ecotoxicity. *Environ. Toxicol. Chem.* 2016. Vol. 35, N 5. P. 1077—1086.
21. Jaén-Gil A., Ferrando-Climent L., Ferrer I. et al. Sustainable microalgae-based technology for biotransformation of benzalkonium chloride in oil and gas produced water: A laboratory-scale study. *Sci. Total. Environ.* 2020. Vol. 748. Art. 141526.
22. Jahns P., Holzwarth A.R. The role of the xanthophyll cycle and of lutein in photo-protection of photosystem II. *Biochim. Biophys. Acta.* 2012. Vol. 1817, N 1. P. 182—193.
23. Jurado E., Fernández-Serrano M., Núñez Olea J. et al. Acute toxicity of alkylpolyglucosides to *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* and microalgae: a comparative study. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2012. Vol. 88, N 2. P. 290—295.
24. Kaczerewska O., Martins R., Figueiredo J. et al. Environmental behaviour and ecotoxicity of cationic surfactants towards marine organisms. *J. Hazard. Mater.* 2020. Vol. 392. Art. 122299.
25. Könnicker G., Regelmann J., Belanger S. et al. Environmental properties and aquatic hazard assessment of anionic surfactants: physico-chemical, environmental fate and ecotoxicity properties. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2011. Vol. 74, N 6. P. 1445—1460.
26. Lechuga M., Fernández-Serrano M., Jurado E. et al. Acute toxicity of anionic and non-ionic surfactants to aquatic organisms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2016. Vol. 125. P. 1—8.

27. Lewis M. A. Chronic toxicities of surfactants and detergent builders to algae: a review and risk assessment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 1990. Vol. 20, N 2. P. 123—140.
28. Li F., Kuang Y., Liu N., Ge F. Extracellular polymeric substrates of *Chlorella vulgaris* F1068 weaken stress of cetyltrimethyl ammonium chloride on ammonium uptake. *Sci. Total. Environ.* 2019. Vol. 661. P. 678—684.
29. Li Y., Liu X., Zheng X. et al. Toxic effects and mechanisms of PFOA and its substitute GenX on the photosynthesis of *Chlorella pyrenoidosa*. *Sci. Total. Environ.* 2021. Vol. 765. Art. 144431.
30. Liang Z., Ge F., Zeng H. et al. Influence of cetyltrimethyl ammonium bromide on nutrient uptake and cell responses of *Chlorella vulgaris*. *Aquat. Toxicol.* 2013. Vol. 138—139. P. 81—87.
31. Liu H.Y., Liao B.H., Zhou P.H., Yu P.Z. Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate and alkylethoxylate to aquatic plants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2004. Vol. 72, N 4. P. 866—872.
32. Liu N., Wu Z. Growth and antioxidant response in *Ceratophyllum demersum* L. under sodium dodecyl sulfate (SDS), phenol and joint stress. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2018. Vol. 163. P. 188—195.
33. Liu N., Wu Z. Toxic effects of linear alkylbenzene sulfonate on *Chara vulgaris* L. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2018. Vol. 25, N 5. P. 4934—4941.
34. Liu N., Zhang H., Zhao J. et al. Mechanisms of cetyltrimethyl ammonium chloride-induced toxicity to photosystem II oxygen evolution complex of *Chlorella vulgaris* F1068. *J. Hazard. Mater.* 2020. Vol. 383. Art. 121063.
35. Liu Y., Liu N., Zhou Y. et al. Growth and physiological responses in *Myriophyllum spicatum* L. exposed to linear alkylbenzene sulfonate. *Environ. Toxicol. Chem.* 2019. Vol. 38, N 9. P. 2073—2081.
36. Lizotte R.E., Dorn P.B., Steinriede R.W. et al. Ecological effects of an anionic C12-15 AE-3S alkylethoxysulfate surfactant in outdoor stream mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 2002. Vol. 21, N 12. P. 2742—2751.
37. Lürling M. Effects of a surfactant (FFD-6) on *Scenedesmus* morphology and growth under different nutrient conditions. *Chemosphere.* 2006. Vol. 62, N 8. P. 1351—1358.
38. Masoudian Z., Salehi-Lisar S.Y., Norastehnia A., Tarigholizadeh S. Duckweed potential for the phytoremediation of linear alkylbenzene sulfonate (LAS): identification of some intermediate biodegradation products and evaluation of antioxidant system. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2022. Vol. 109, N 2. P. 364—372.
39. Oda Y., Sakamoto M., Miyabara Y. Colony formation in three species of the family *Scenedesmaceae* (*Desmodesmus subspicatus*, *Scenedesmus acutus*, *Tetradesmus dimorphus*) exposed to sodium dodecyl sulfate and its interference with grazing of *Daphnia galeata*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2022. Vol. 82, N 1. P. 37—47.
40. Pavlič Z., Vidaković-Cifrek Z., Puntarić D. Toxicity of surfactants to green microalgae *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Scenedesmus subspicatus* and to marine diatoms *Phaeodactylum tricornerutum* and *Skeletonema costatum*. *Chemosphere.* 2005. Vol. 61, N 8. P. 1061—1068.
41. Pietrini F., Passatore L., Fischetti E. et al. Evaluation of morpho-physiological traits and contaminant accumulation ability in *Lemna minor* L. treated with increasing perfluorooctanoic acid (PFOA) concentrations under laboratory conditions. *Sci. Total. Environ.* 2019. Vol. 695. Art. 133828.
42. Quiroga J.M., Sibila M. Á., Egea-Corbacho Á. Biodegradability and toxicity of dodecyl trimethyl ammonium chloride in sea water. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2021. Vol. 28, N 38. P. 53239—53248.
43. Qv X.-Y., Jiang J.-G. Toxicity evaluation of two typical surfactants to *Dunaliella bardawil*, an environmentally tolerant alga. *Environ. Toxicol. Chem.* 2013. Vol. 32, N 2. P. 426—433.

44. Renaud F., Oberhänsli F., Teyssié J-L. et al. Sorption-desorption kinetics and toxic cell concentration in marine phytoplankton microalgae exposed to linear alkylbenzene sulfonate. *Mar. Pollut. Bull.* 2011. Vol. 62, N 5. P. 942—947.
45. Ríos F., Lechuga M., Lobato-Guarnido I., Fernández-Serrano M. Antagonistic toxic effects of surfactants mixtures to bacteria *Pseudomonas putida* and marine microalgae *Phaeodactylum tricornutum*. *Toxics* 2023. Vol. 11, N 4. Art. 344.
46. Rosal R., Rodea-Palomares I., Boltes K. et al. Ecotoxicological assessment of surfactants in the aquatic environment: combined toxicity of docusate sodium with chlorinated pollutants. *Chemosphere*. 2010. Vol. 81, N 2. P. 288—293.
47. Rosen M. J., Li F., Morrall S.W., Versteeg D.J. The relationship between the interfacial properties of surfactants and their toxicity to aquatic organism. *Environ. Sci. Technol.* 2001. Vol. 35, N 5. P. 954—959.
48. Sáez M., Gómez-Parra A., González-Mazo E. Bioconcentration of linear alkylbenzene sulfonates and their degradation intermediates in marine algae. *Fresenius J. Anal. Chem.* 2001. Vol. 371, N 4. P. 486—490.
49. Sanchez D., Houde M., Douville M. et al. Transcriptional and cellular responses of the green alga *Chlamydomonas reinhardtii* to perfluoroalkyl phosphonic acids. *Aquat. Toxicol.* 2015. Vol. 160. P. 31—38.
50. Sobrino-Figueroa A. Toxic effect of commercial detergents on organisms from different trophic levels. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. Vol. 25, N 14. P. 13283—13291.
51. Sun H.-W., Hu H.-W., Wang L. et al. The bioconcentration and degradation of nonylphenol and nonylphenol polyethoxylates by *Chlorella vulgaris*. *Int. J. Mol. Sci.* 2014. Vol. 15, N 1. P. 1255—1270.
52. Wang Z., Xiao B., Song L. et al. Responses and toxin bioaccumulation in duckweed (*Lemna minor*) under microcystin-LR, linear alkylbenzene sulfonate and their joint stress. *J. Hazard. Mater.* 2012. Vol. 229—230. P. 137—144.
53. Wang Z., Zhang J., Song L. et al. Effects of linear alkylbenzene sulfonate on the growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa* isolated from Lake Dianchi. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015. Vol. 22, N 7. P. 5491—5499.
54. Winnicki K., Łudzik K., Żabka A. et al. Anti-algal activity of the 12-5-12 gemini surfactant results from its impact on the photosynthetic apparatus. *Sci. Rep.* 2021. Vol. 11. P. 1—12. Art. 2360.
55. Wu X., Viner-Mozzini Y., Jia Y. et al. Alkyltrimethylammonium (ATMA) surfactants as cyanocides - Effects on photosynthesis and growth of cyanobacteria. *Chemosphere*. 2021 Vol. 274. Art.129778.
56. Xu Y., Ge F., Tao N.-G. et al. Growth inhibition and mechanism of cetyltrimethyl ammonium chloride on *Chlorella vulgaris*. *Huan Jing Ke Xue*. 2009. Vol. 30, N 6. P. 1767—1772.
57. Ying G.-G. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. *Environ. Int.* 2006. Vol. 32, N 3. P. 417—431.
58. Yu F., Ge F., Zhou W. et al. Subcellular distribution of fluoranthene in *Chlorella vulgaris* with the presence of cetyltrimethylammonium chloride. *Chemosphere*. 2013. Vol. 90, N 3. P. 929—935.
59. Zhang B., Hu S., Sun S. et al. Transcriptomic analysis provides insights into the algicidal mechanism of cocamidopropyl betaine against the red tide microalgae *Skeletonema costatum*. *Mar. Environ. Res.* 2023. Vol. 183. Art. 105838.
60. Zhang H., Liu N., Zhao J. et al. Disturbance of photosystem II-oxygen evolution complex induced the oxidative damage in *Chlorella vulgaris* under the stress of cetyltrimethylammonium chloride. *Chemosphere*. 2019. Vol. 223. P. 659—667.
61. Zhang Y., Yang R., Wang S. et al. Influence of humic substances on the toxic effects of cadmium and SDBS to the green alga *Scenedesmus obliquus*. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2019. Vol. 68. P. 94—100.

62. Zhou J., Wu Z., Yu D. et al. Toxicity of linear alkylbenzene sulfonate to aquatic plant *Potamogeton perfoliatus* L. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. Vol. 25, N 32. P. 32303—32311.

63. Zhou Q., Li F., Ge F. et al. Nutrient removal by *Chlorella vulgaris* F1068 under cetyltrimethyl ammonium bromide induced hormesis. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016. Vol. 23, N 19. P. 19450—19460.

64. Zhu W., Chen H., Guo L., Li M. Effects of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) on the interspecific competition between *Microcystis* and *Scenedesmus*. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016. Vol. 23, N 16. P. 16194—16200.

65. Zhu X., Wang Z., Yunfei Sun Y. et al. Surfactants at environmentally relevant concentrations interfere the inducible defense of *Scenedesmus obliquus* and the implications for ecological risk assessment. *Environ. Pollut.* 2020. Vol. 261. Art. 114131.

Надійшла 12.01 2024

L.O. Gorbatiuk, PhD (Tech.), Senior Researcher, Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ludmila.horbatiuk@gmail.com

O.O. Pasichna, PhD (Biol.), Senior Researcher,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: ecopasichna@gmail.com

PECULIARITIES OF TOXIC EFFECT OF SYNTHETIC SURFACTANTS ON HYDROPHYTES (A REVIEW)

The review summarizes scientific data of recent years on some aspects of the impact of synthetic surfactants on algae and higher aquatic plants. In particular, the information on the sensitivity of hydrophytes to the action of surfactants, the nature of the toxic effects that develop, the mechanisms of the toxic effect of surfactants on hydrophytes and their interspecies interaction has been analyzed. The possibilities of using of hydrophytes for biodegradation of surfactants in aquatic ecosystems are also considered.

Key words: *synthetic surfactants, aquatic ecosystems, algae, aquatic plants, hydrophytes, toxicity, biodegradation.*