

С. М. Кватернюк<sup>1</sup>

## КОНТРОЛЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СТІЧНИХ ВОД ЗА ДОПОМОГОЮ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНОГО МЕТОДУ ТА БІОІНДИКАЦІЇ ПО ФІТОПЛАНКТОНУ

<sup>1</sup>Вінницький національний технічний університет

*Вдосконалено метод та розроблено засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод, що дозволяє забезпечити екологічну безпеку. Кількість мультиспектральних вимірювальних каналів та робочі довжини хвиль засобу контролю вибрані на основі результатів покрокової множинної регресії. Розраховано похибки вимірювань токсичності і достовірність контролю. Отримане значення достовірності контролю підтверджує можливість використання розробленого засобу у спеціалізованих лабораторіях природоохоронних організацій.*

**Ключові слова:** мультиспектральний контроль, токсичність, стічні води, біоіндикація.

### Вступ

Виробнича діяльність може приводити до хімічного забруднення води та зміни її хімічного складу. При цьому відбувається зниження якості води і збільшення екологічної небезпеки та відповідних ризиків для здоров'я населення. Це викликає проблему необхідності контролю інтегральних показників забруднення вод та їх токсичності.

Екотоксикологічний державний контроль здійснюється з метою регулярного спостереження за дотриманням нормативів якості навколишнього середовища і попередження потрапляння токсичних речовин у водні об'єкти. При цьому токсичність — це міра прояву отруйної дії різноманітних хімічних сполук і їх сумішей. Токсичність — один з важливих факторів, що визначає якість води і дає уявлення про небезпеку за її використання. Контроль токсичності є необхідною складовою частиною комплексної системи контролю якості води. Визначення токсичності методом біотестування, полягає у проведенні аналізів за допомогою живих тест-організмів. Результати оперативно сигналізують про небезпечний вплив хімічного забруднення на життєдіяльність організмів, причому не за окремими компонентами, а за їх сумішшю досить часто невідомої природи. Токсичні ефекти, зареєстровані методами біотестування, включають комплексний синергічний, антагоністичний і додаткові впливи всіх хімічних, фізичних і біологічних компонентів, присутніх у досліджуваній воді, що несприятливо впливають на фізіологічні, біохімічні та генетичні функції тест-організмів. Токсичність, що встановлюється методами біотестування, є інтегральним показником забруднення природних середовищ [1].

Актуальність теми зумовлена необхідністю підвищення достовірності контролю токсичності стічних вод та оцінювання комплексного впливу забруднювальних хімічних речовин на водну екосистему.

З метою забезпечення екологічної безпеки стічних вод необхідне створення системи контролю їх токсичності, що дозволить оцінювати ефективність роботи очисних споруд та обґрунтувати способи очищення стічних вод, визначати гранично допустимі скиди для промислових об'єктів, оцінювати екологічний стан природних вод, оцінювати токсичність хімічних матеріалів, оцінювати ефективність природоохоронних заходів на території промислового об'єкта.

Для досягнення вказаної мети необхідно розв'язати такі задачі:

- здійснити аналіз існуючих методів та засобів контролю токсичності;
- вдосконалити метод та засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод;
- здійснити експериментальні дослідження токсичності;
- оцінити похибки вимірювань індексу токсичності та достовірність контролю.

## Методика контролю токсичності за допомогою біоіндикації та аналіз існуючих методів і засобів контролю токсичності

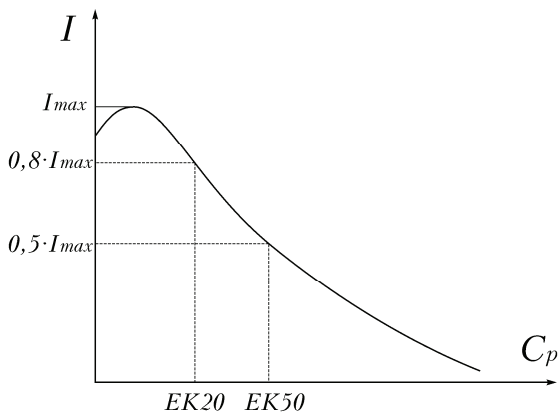


Рис. 1. Залежність зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі

Критерії токсичності (індекс токсичності) — достовірне кількісне значення тест-параметра, на підставі якого робиться висновок про токсичність води. Серед тест-параметрів найчастіше використовуються виживання, плодючість, придушення ферментативної і метаболічної активності організмів. Тест-реакція — це зміна будь-якого біохімічного, морфологічного, поведінкового або функціонального показника у тест-об'єкта під впливом токсикантів або їх сумішей. Графік залежності зміни тест-параметра від концентрації забруднювальних речовин у досліджуваній пробі наведено на рис. 1.

Індекс токсичності ( $T$ ) є безрозмірною величиною і визначається за формулою

$$T = 100 \% \frac{I_c - I_e}{I_c}, \quad (1)$$

де  $I_e$  і  $I_c$  — відповідно, значення тест-параметр контрольної і досліджуваної проби за фіксованого часу експозиції досліджуваного розчину з тест-об'єктом.

Обробку результатів вимірювань токсичності виконують шляхом розрахунку середньоарифметичного значення величини індексу токсичності  $T$  для серії досліджуваних проб. При цьому виконуються не менше трьох вимірювань для кожної досліджуваної проби у короткий у порівнянні з експозицією час.

Ступінь токсичності повинна виражатися трьома граничними рівнями індексу токсичності:

- допустимий рівень (індекс токсичності  $T < 20\%$ ),
- середній рівень (індекс токсичності  $20\% \leq T < 50\%$ ),
- високий рівень (індекс токсичності  $T \geq 50\%$ ).

При цьому середня ефективна концентрація (ЕК50), це концентрація токсичної речовини, що викликає зміну тест-реакції на 50% за встановлених умов експозиції протягом заданого терміну спостережень. Якщо під тест-реакцією вважається загибель 50% тест-об'єктів, то в цьому випадку така концентрація токсичної речовини буде відповідати середній летальній концентрації (ЛК50). Крім того, концентрація токсичної речовини, що викликає зміну тест-реакції на 20% відповідає ЕК20, а у випадку загибелі 20% тест-об'єктів — ЛК20. У англомовній літературі використовуються позначення LC20 та LC50, відповідно.

Для біологічної оцінки токсичності води існують низка методів і засобів з використанням різноманітних тест-організмів. Зокрема, у роботі [2] запропоновано пристрій для біологічної оцінки токсичності води, що підраховує кількість тест-організмів у лічильній камері. У якості тест-організмів використовуються дафнії, тест-параметр — чисельність дафній  $N$  (шт.).

У роботі [3] запропоновано пристрій для біологічної оцінки токсичності води, що реєструє рух стулок молюсків. Як тест-організми використовуються молюски, тест-параметр — відносна кількість молюсків із закритими стулками  $F_N$  (%).

У роботах [4, 5] запропоновано пристрої для оцінювання токсичності стічних вод, що включає резервуар для розміщення риб-індикаторів, які переміщуються з однієї частини резервуару у іншу в залежності від токсичності води. Як тест-організми використовуються риби, тест-параметр — відносна кількість риб, що вийшли із зони переважного перебування  $F_N$  (%).

У роботі [6] вдосконалено лазерно-доплерівський пристрій для дослідження рухомих живих мікроорганізмів, наприклад, інфузорій (*Tetrahymena pyriformis*), тест-параметр — середня швидкість руху частинок  $V_{\text{ср}}$  (мкм/с), рухливість (частка клітин, що рухаються)  $R$  (%).

У роботах [7, 8] запропоновано спосіб визначення токсичності водних розчинів за станом хроматину клітин людини, заснований на дослідженні тест-об'єкта в контрольній і досліджуваній пробах водних розчинів з подальшою оцінкою токсичності за порівнянням біологічних показників. Як тест-організми використовуються клітини букального епітелію людини, тест-параметр — серед-

ня кількість гранул гетерохроматину у ядрах клітин  $N$  (шт).

Загальним недоліком описаних існуючих методів і засобів контролю токсичності є низька достовірність контролю пов'язана з недостатньою точністю вимірювання тест-параметрів. Крім того, досить значний вплив на життєдіяльність тест-об'єктів здійснюють різноманітні зовнішні фактори — освітлення, температура тощо.

### Метод та засіб мультиспектрального контролю токсичності стічних вод з використанням біоіндикації за фітопланктоном

Метод біотестування за фітопланктоном ґрунтується на визначенні зміни інтенсивності розмноження водоростей у разі впливу токсичних речовин, що містяться в досліджуваній воді у порівнянні з контрольною. Параметром інтенсивності розмноження є коефіцієнт приросту чисельності клітин водоростей.

Короткочасне біотестування (96 год) дозволяє визначити наявність гострої токсичної дії води у досліджуваній пробі на фітопланктон, а тривале біотестування (14 діб) — наявність хронічної токсичної дії.

Тест-параметром є достовірне зниження коефіцієнта приросту чисельності клітин в досліджуваній воді у порівнянні з контролем. Як тест-об'єкт використовується культура водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Breb або *Chlorella vulgaris* Beijer. Фітопланктон вирощують на штучному живильному середовищі Успенського № 1 з таким складом:  $\text{KNO}_3$  — 25 мг/л,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  — 25 мг/л,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  — 25 мг/л,  $\text{K}_2\text{CO}_3$  — 34,5 мг/л,  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  — 100 мг/л. Живильне середовище, розчини окремих солей і мікроелементів стерилізують у автоклаві протягом 45...60 хв за 1 атм. Колби для культивування водоростей стерилізують сухим жаром протягом 1 год за 180 °С. Культуру водоростей вносять в стерильну колбу з живильним середовищем в кількості, що дає світло-зелене забарвлення. Після посіву колбу закривають стерильною ватно-марлевою пробкою і ковпачком з пергаментного паперу. Культивують водорості за цілодобового освітлення лампами денного світла, освітленість 2000...3000 лк. Культуру водоростей періодично перемішують, струшуючи 1—2 рази на добу. Оптимальна температура для вирощування водоростей 18...20 °С. Для посіву використовують 5—7-добову культуру водоростей, що знаходиться в стадії експоненційного зростання [1].

Для визначення наявності гострої або хронічної дії досліджуваної води на водорості розраховують коефіцієнт приросту чисельності клітин фітопланктону в контрольній і досліджуваній пробі води

$$I_c = \frac{N_c}{N_0}; \quad I_e = \frac{N_e}{N_0}, \quad (2)$$

де  $N_e$  — чисельність клітин водоростей у досліджуваній пробі води через заданий проміжок часу, кл/мл;  $N_c$  — чисельність клітин водоростей в контрольній і досліджуваній пробі води через заданий проміжок часу, кл/мл;  $N_0$  — початкова чисельність клітин, кл/мл.

Підставивши формулу для визначення тест-параметра — коефіцієнта приросту чисельності клітин фітопланктону (2) у вираз для розрахунку індексу токсичності (1), отримаємо:

$$T = 100 \% \frac{N_c - N_e}{N_c}. \quad (3)$$

Для вимірювання концентрації частинок фітопланктону у пробах води використаємо мультиспектральний метод, який полягає у відборі проб, визначенні якісного та кількісного складу завислих частинок за допомогою проточного мультиспектрального телевізійного вимірювального аналізу частинок неперервної дії, порівнянні отриманих даних з нормованими значеннями. При цьому формують мультиспектральні зображення поверхні досліджуваної проби води з розсіювальними частинками фітопланктону на довжинах хвиль від 300 до 1100 нм за допомогою широкосмугової ПЗЗ-камери, барабанного вузькосмугового оптичного фільтра, що перемикається, та джерела освітлення з рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм. Далі на основі отриманих даних за допомогою комп'ютера проводять аналіз мультиспектральних зображень та здійснюють опосередковане вимірювання концентрації частинок фітопланктону у кожному фрагменті зображення з використанням регресійного рівняння, яке пов'язує концентрацію частинок фітопланкто-

ну з результатами мультиспектральних вимірювань. Аналогічне перетворення відбувається під час вимірювання концентрації частинок фітопланктону у контрольній пробі. Після цього персональний комп'ютер обчислює індекс токсичності за формулою (3). Для контролю токсичності приймається рішення, чи перевищує індекс токсичності граничний рівень.

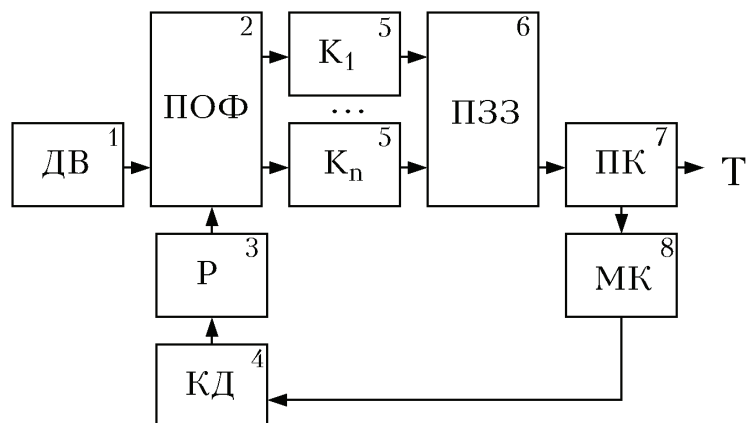


Рис. 2. Структурна схема засобу мультиспектрального контролю токсичності стічних вод з використанням біоіндикації по фітопланктону персонального комп'ютера 7. Кроковий двигун КД 4 підключений до персонального комп'ютера ПК 7 через мікроконтролер МК 8.

Під час контролю токсичності можуть бути такі варіанти прийняття рішення, щодо токсичності досліджуваної проби:

1) якщо  $T < 20\%$ , то досліджувана проба не є токсичною (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі не перевищують ЕК20); якщо  $T \geq 20\%$ , то досліджувана проба токсична (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі перевищують ЕК20);

2) якщо  $T < 50\%$ , то досліджувана проба не є сильнотоксичною (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі не перевищують середню ефективну концентрацію (ЕК50)); якщо  $T \geq 50\%$ , то досліджувана проба сильнотоксична (концентрації токсичних речовин у досліджуваній пробі перевищують середню ефективну концентрацію (ЕК50)).

### Опрацювання експериментальних результатів

Експериментальні дослідження токсичності здійснено з використанням модельного водного середовища з частинками фітопланктону у яке додано різні концентрації забруднювальної хімічної речовини Butyl cellosolve (етиленгліколь монобутіловий ефір). Речовина використовується, як розчинник у багатьох областях, зокрема:

- у складі чорнил і очисних засобів;
- у хімічній і нафтовій галузях для виготовлення захисних засобів для виробів з натуральної шкіри, в процесі виготовлення засобів для боротьби з розливом нафти, піни для гасіння вогню;
- у косметичній і побутової хімії застосовується як інгредієнт у складі косметики, рідкого мила, розчинників та ін.
- у сільському господарстві додається до складу гербіцидів і інсектицидів;
- додається в автомобільне паливо як присадка, що не дає можливості утворення льоду;
- для розчинення ацетатів і нітратів целюлози, природних і синтетичних смол, полівінілацетату;
- для розведення алкідних смол і видалення лакофарбових покриттів.

Ця хімічна речовина може потрапити у довкілля у стічних водах промислових підприємств, а також у складі промислових та побутових відходів.

У відповідності з Директивою 2001/58/ЕС на хімічні речовини розробляють паспорт безпеки у якому вказується інформація, що стосується летальної концентрації для певних тест-об'єктів, а також дані про біоаккумуляцію та швидкість розкладання у навколишньому середовищі. Для досліджуваної забруднювальної хімічної речовини у паспорті безпеки вказано, що вона легко розкладається у навколишньому середовищі. Що ж стосується токсичності для довкілля, то вказано  $EK50 = 835$  мг/л для дафній (*Daphnia magna*) при тестуванні протягом 48 годин,  $EK50 = 911$  мг/л для зелених водоростей при тестуванні протягом 96 годин,  $LK50 = 1490$  мг/л для сонячного окуня (*Lepomis macrochirus*) при тестуванні протягом 96 годин [9].

Результати мультиспектральних вимірювань чисельності частинок фітопланктону (*Chlorella vulgaris* Beijer., тестування протягом 14 діб) у досліджуваних і контрольній пробі в залежності від концентрації забруднювальної речовини, а також розраховані значення індексу токсичності для кожної з проб зведено у табл. 1. Залежності концентрації частинок фітопланктону, а також індексу токсичності у досліджуваних пробах від концентрації забруднювальної речовини показано на рис. 3.

Таблиця 1

Результати мультиспектральних вимірювань токсичності

Дослід	C, мг/л	N, тис.кл./мл	T, %	Довжина хвилі, нм							
				315	364	400	440	490	540	670	315
Контроль	0	26	0	12	16	18	20	18	23	14	17
1	1,68	9,86	62,08	10	11	11	14	12	16	9	12
2	0,84	16,1	38,08	9	10	11	13	11	15	10	10
3	0,672	17,6	32,31	10	13	14	16	16	20	12	14
4	0,546	18,9	27,31	20	28	31	36	33	37	37	41
5	0,42	20,4	21,54	9	12	13	16	14	19	11	13
.....											
50	0,1	24,5	5,77	12	17	19	22	20	25	17	14

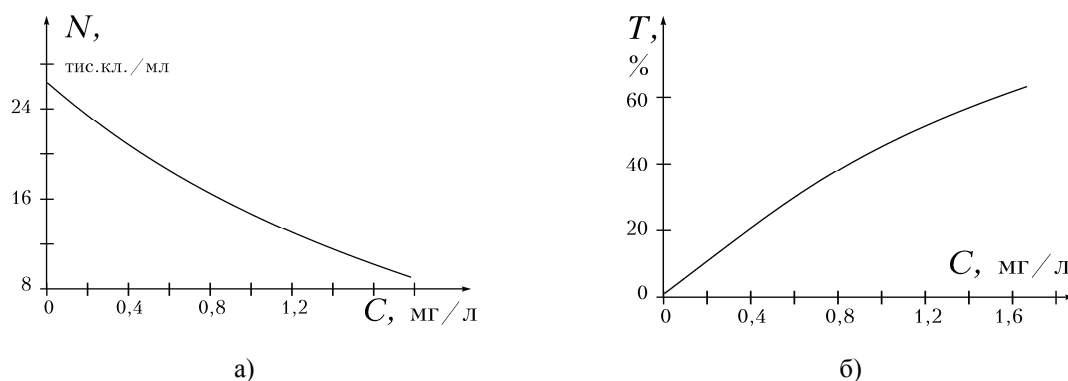


Рис. 3. Залежності концентрації у досліджуваних пробах від концентрації забруднювальної речовини:  
а — частинок фітопланктону; б — індексу токсичності

Для отримання регресійного рівняння, що пов'язує результати мультиспектральних вимірювань і концентрацію частинок фітопланктону у пробах, використовуємо покрокову множинну регресію у програмі STATISTICA 6.0. Використаємо процедуру множинної регресії з покроковим включенням змінних, що здійснює вибір незалежних змінних на кожному кроці додаючи чи видаляючи їх з моделі, виходячи із заданого користувачем критерію. Незалежна змінна включається у модель, якщо критерій Фішера  $F > 1$ , і виключається з моделі, якщо  $F = 0$ . На основі даних табл. 1 виконано покрокову множинну регресію у 6 кроків, поступово додаючи змінні, зважаючи на їх внесок у точність визначення концентрації частинок. Результати розрахунків методичної похибки вимірювання  $\delta_m$  на кожному кроці множинної регресії та значення критерію Фішера  $F$  і коефіцієнта множинної регресії  $R_m$  наведено у табл. 2.

Таблиця 2

Результати розрахунку множинної регресії для опорядкованого вимірювання концентрації частинок з покроковим додаванням змінних

$n$	$\lambda$ , нм	$F$	$\delta_m$ , %	$R_m$
1	540	1,054	5,090	0,387
2	540; 490	8,448	2,889	0,878
3	540; 490; 440	6,234	2,837	0,908
4	540; 490; 440; 400	25,724	1,314	0,986
5	540; 490; 440; 400; 315	43,045	0,917	0,995
6	540; 490; 440; 400; 315; 670	704,975	0,208	0,999

Після виконання множинної регресії отримано таке регресійне рівняння:

$$N = -2,8798 + 8,6 \cdot M_{540} - 9,0 \cdot M_{490} - 5,6 \cdot M_{440} + 6,45 \cdot M_{400} - 1,1 \cdot M_{315} + 0,977 \cdot M_{670}, \quad (4)$$

де  $N$  — концентрація частинок фітопланктону,  $M_i$  — результати мультиспектральних вимірювань.

Проаналізуємо інструментальну складову похибки мультиспектральних вимірювань за використання ПЗЗ камери типу MDC140BW на основі фотоматриці Sony ICX285AL з розрядністю 12-bit та співвідношенням сигнал/шум 66 дБ [10]. При цьому складова похибки, зумовлена наявністю шумів та випадкових завад у ПЗЗ камері

$$\delta_{noise\ ccd} = 100\% / \left(10^{D_{s/n}/20}\right), \quad (5)$$

де  $D_{s/n}$  — співвідношення сигнал/шум фотоматриці.

Похибка квантування  $\delta_{ADC\ ccd}$  за великої кількості розрядів може бути описана рівномірним законом розподілу, що відповідає рівній щільності ймовірності похибки квантування в межах  $\pm h_k/2$ , де  $h_k$  — крок квантування

$$\Delta_{ADC\ ccd} = \pm \frac{u_{ref}}{2^n - 1}; \quad \delta_{ADC\ ccd} = \frac{\Delta_{ADC\ ccd}}{u_{ref}} \cdot 100\%, \quad (6)$$

де  $u_{ref}$  — опорна напруга,  $n$  — розрядність АЦП.

Середньоквадратичне значення похибки квантування [11]

$$\delta_{SD\ ADC\ ccd} = \frac{\delta_{ADC\ ccd}}{\sqrt{12}}. \quad (7)$$

Визначимо випадкову складову інструментальної похибки вимірювання мультиспектральних параметрів за умови, що похибки квантування і похибки, зумовлені наявністю шумів та випадкових завад є статистично незалежними:

$$\delta_{rand.\ Mi} = \sqrt{\delta_{noise\ ccd}^2 + \delta_{ADC\ ccd}^2}. \quad (8)$$

Випадкова складову інструментальної похибки для опосередкованого вимірювання концентрації частинок визначається випадковими складовими похибки вимірювання у кожному зі спектральних каналів, які потрапили у загальне регресійне рівняння, а також складовими, що враховують кореляційний зв'язок між мультиспектральними параметрами [12]

$$\delta_{instr.} = \sqrt{\sum_{i=1}^N \delta_{rand.\ Mi}^2 + 2 \sum_{i=1}^N \sum_{j < i} R_{ij} \delta_{rand.\ Mi} \delta_{rand.\ Mj}}, \quad (9)$$

де  $\delta_{rand.\ Mi}$ ,  $\delta_{rand.\ Mj}$  — випадкова складову похибки у  $i$ -му і  $j$ -му каналі;  $R_{ij}$  — коефіцієнт кореляції між мультиспектральними параметрами;  $N$  — загальна кількість каналів.

В цій формулі  $j \neq i$ , оскільки члени з  $j = i$  вже враховані в сумі  $\sum_{i=1}^N \delta_{rand.\ Mi}^2$ , а границя  $j < i$  встановлена для того, щоб використовувати лише ті члени, які лежать нижче діагоналі кореляційної матриці тому, що вона є симетричною і  $R_{ij} \delta_{rand.\ Mi} \delta_{rand.\ Mj} + R_{ji} \delta_{rand.\ Mj} \delta_{rand.\ Mi} = 2R_{ij} \delta_{rand.\ Mi} \delta_{rand.\ Mj}$ .

Загальна похибка вимірювань концентрації буде визначатись сумою інструментальної і методичної похибок

$$\delta_{genN} = \delta_{instr.} + \delta_m. \quad (10)$$

Оскільки результат вимірювання індексу токсичності обчислюється за формулою (3), а похибки вимірювання концентрації досліджуваної і контрольної проби незалежні і випадкові, то похибка вимірювання індексу токсичності може бути визначена за формулою

$$\delta_T = \sqrt{\delta_{Nc}^2 + \delta_{Ne}^2}. \quad (11)$$

Після розрахунків за формулами (5)—(11), отримано загальну похибку вимірювання індексу токсичності 0,751%.

Достовірність вимірювального контролю відображає ступінь об'єктивності отриманих результатів у порівнянні з істинним значенням вимірюваної величини. Достовірність контролю складається з інструментальної та методичної достовірності

$$D = D_m \cdot D_{instr.} \quad (12)$$

де  $D_m$  — методична достовірність;  $D_{instr.}$  — інструментальна достовірність.

Розглянемо інструментальну достовірність контролю

$$D_{instr.} = 1 - \alpha - \beta, \quad (13)$$

де  $\alpha$  — інструментальна помилка першого роду;  $\beta$  — інструментальна помилка другого роду.

Контрольованим параметром у цій роботі є індекс токсичності. Ці вимірювання проводяться з певною похибкою  $\Delta$ . Закони розподілу контрольованого параметру (індексу токсичності) і похибки вимірювання близькі до нормального закону розподілу, що перевірено за допомогою критерію Пірсона. Отримані значення  $\chi_T^2 = 0,95$  та  $\chi_{\Delta T}^2 = 0,86$  підтверджують цю гіпотезу.

Відповідно, помилки 1-го та 2-го роду визначаються таким чином:

$$\alpha = \int_{T_A}^{T_B} f(T) \left[ \int_{T_A-\Delta}^{T_A} \varphi(\Delta) d\Delta + \int_{T_B}^{T_B+\Delta} \varphi(\Delta) d\Delta \right] dT; \quad (14)$$

$$\beta = \int_{T_B}^{T_B+\Delta} f(T) \left[ \int_{T_B-\Delta}^{T_B} \varphi(\Delta) d\Delta \right] dT + \int_{T_A-\Delta}^{T_A} f(T) \left[ \int_{T_A}^{T_A+\Delta} \varphi(\Delta) d\Delta \right] dT, \quad (15)$$

де  $f(T)$  — щільність розподілу ймовірностей індексу токсичності;  $\varphi(\Delta)$  — щільність розподілу ймовірностей похибок вимірювання;  $T_A$ ,  $T_B$  — границі допуску індексу токсичності.

Границі допуску задамо в межах 5% відхилення від значення індексу токсичності, що відповідає достовірному визначенню контрольованого параметра. В результаті отримаємо значення  $\alpha = 0,028$ ,  $\beta = 0,014$ . А достовірність контролю  $D_{instr.} = 0,958$ .

Методична достовірність визначається таким чином:

$$D_m = \frac{K}{K_{\Sigma}}, \quad (16)$$

де  $K$  — кількість врахованих параметрів;  $K_{\Sigma}$  — кількість параметрів, які впливають на прийняття рішення.

Оскільки під час контролю індексу токсичності значення методичної достовірності можна прийняти за 1, то достовірність вимірювального контролю повністю визначається інструментальною достовірністю.

## Висновок

У роботі вдосконалено метод мультиспектрального контролю токсичності стічних вод, що дозволяє забезпечити екологічну безпеку. При цьому розраховано помилки першого і другого роду та достовірність контролю, що склали, відповідно,  $\alpha = 0,028$ ,  $\beta = 0,014$  та  $D = 0,958$ . Отримане значення достовірності контролю підтверджує можливість використання розробленого засобу контролю токсичності у екологічних, санітарно-гігієнічних і токсикологічних лабораторіях екологічних інспекцій та промислових об'єктів для контролю ступеня інтегральної токсичності стічних вод, водних витяжок з об'єктів навколишнього середовища (грунти і донні відкладення), різних хімічних матеріалів.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Балтиев Ю. С. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности) / Ю. С. Балтиев, Г. П. Усов. — М. : Военное издательство. — 2005. — 119 с.
2. Патент України № 7631 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01). Пристрій для біологічної оцінки токсичності води / Смельяненко В. В., Крайнюкова А. М., Алексашин Л. І., Кілячков П. П. ; заявл. 09.12.1987; опубл. 26.12.1995; Бюл. № 4. — 4 с.
3. Трусевич В. В. Автоматизированный биомониторинг водной среды с использованием реакций двустворчатых моллюсков / В. В. Трусевич, П. В. Гайский, К. А. Кузьмин // Морской гидрофизический журнал. — 2010. — № 3. — С. 75—83.

4. Патент України № 8520 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01). Пристрій для оцінки токсичності стічних вод / Антонов С. В., Крайнюкова А. М., Беліченко Ю. П., Васенко О. Г., Катріченко Г. М.; заявл. 15.07.1982; опубл. 30.09.1996; Бюл. № 3. — 6 с.
5. Патент України №8529 A01K 61/00 G01N 33/18 (2006.01). Пристрій для оцінки токсичності стічних вод / Г. М. Катріченко, О.Г. Васенко, А.М. Крайнюкова, С.В. Антонов // заявл. 19.02.1981; опубл. 30.09.1996; Бюл. № 3. — 6 с.
6. Лазерно-доплерівський пристрій для оцінки токсичності та біологічної активності хімічних речовин / В.І. Мацківський, С.І. Чернишов, В.В. Ластовський // Патент України №45481 G01N 33/48 (2006.01) G01P 3/36 (2006.01) / заявл. 10.08.1999; опубл. 15.04.2002; Бюл. № 4. — 16 с.
7. Shckorbatov Y. G. He-Ne laser light induced changes in the state of chromatin in human cells / Y. G. Shckorbatov // Naturwissenschaften. — 1999. — V. 86, No 9. — P. 452—453.
8. Chromatin structure and the state of human organism / Y. G. Shckorbatov, L. A. Zhuravleva, V. V. Navrotskaya at al. // Cell Biol. Internat. — 2005. — V. 29. — P. 77—81.
9. Butyl Cellosolve. Comet Chemical Company Ltd. Safety data sheet. [Electronic resource]. — Access mode: <http://www.cometchemical.com/MSDS/Butyl%20CellosolveEN.pdf>.
10. ScopeTek Product Manual / SCOPETEK. — 2015. — 116 p.
11. Булатов В. Н. Элементы и узлы информационных и управляющих систем (основы теории и синтеза): учеб. пос. / В. Н. Булатов. — Оренбург : ГОУ ВПО ОГУ, 2002. — 200 с.
12. Денисенко В. Суммирование погрешностей измерений в системах автоматизации / В. Денисенко // Современные технологии автоматизации. — 2012. — № 1. — С. 92—100.

Рекомендована кафедрою екології та екологічної безпеки ВНТУ

Стаття надійшла до редакції 29.11.2017

**Кватернюк Сергій Михайлович** — докторант, канд. техн. наук, доцент кафедри екології та екологічної безпеки, e-mail: [serg.kvaternuk@gmail.com](mailto:serg.kvaternuk@gmail.com).

Вінницький національний технічний університет, Вінниця

**S. M. Kvaterniuk<sup>1</sup>**

## Control of Ecological Safety of Sewage with the Help of Multispectral Method and Bioindication on Phytoplankton

<sup>1</sup>Vinnitsia National Technical University

*The method has been improved and the means of multispectral control of wastewater toxicity has been developed, which makes it possible to ensure ecological safety. The number of multispectral measuring channels and the operating wavelengths of the monitoring means are selected based on the results of the stepwise multiple regression. The errors in the measurement of toxicity and the reliability of the control are calculated. The received value of reliability of the control confirms the possibility of using the developed means in specialized laboratories of environmental organizations.*

**Keywords:** multispectral control, toxicity, sewage, bioindication.

**Kvaterniuk Serhii M.** — Doctoral Student, Cand. Sc. (Eng.), Assistant Professor of the Chair of Ecology and Ecological Safety, e-mail: [serg.kvaternuk@gmail.com](mailto:serg.kvaternuk@gmail.com)

**С. М. Кватернюк<sup>1</sup>**

## Контроль экологической безопасности сточных вод с помощью мультиспектрального метода и биоиндикации по фитопланктону

<sup>1</sup>Вінницький національний технічний університет

*Усовершенствован метод и разработано средство мультиспектрального контроля токсичности сточных вод, позволяющее обеспечить экологическую безопасность. Количество мультиспектральных измерительных каналов и рабочие длины волн средства контроля выбраны на основе результатов пошаговой множественной регрессии. Рассчитаны погрешности измерения токсичности и достоверность контроля. Полученное значение достоверности контроля подтверждает возможность использования разработанного средства в специализированных лабораториях природоохранной организации.*

**Ключевые слова:** мультиспектральный контроль, токсичность, сточные воды, биоиндикация.

**Кватернюк Сергей Михайлович** — докторант, канд. техн. наук, доцент кафедры экологии и экологической безопасности, e-mail: [serg.kvaternuk@gmail.com](mailto:serg.kvaternuk@gmail.com)