



ДЕРЖАВНА СЛУЖБА  
ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ  
ВЛАСНОСТІ  
УКРАЇНИ

УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **88189** (13) **U**  
(51) МПК (2014.01)  
**G01N 33/00**

## (12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

<p>(21) Номер заявки: <b>u 2013 08232</b></p> <p>(22) Дата подання заявки: <b>01.07.2013</b></p> <p>(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: <b>11.03.2014</b></p> <p>(46) Публікація відомостей про видачу патенту: <b>11.03.2014, Бюл.№ 5</b></p>	<p>(72) Винахідник(и): <b>Висоцька Олена Володимирівна (UA), Порван Андрій Павлович (UA), Беспалов Юрій Гаврилович (UA), Жолткевич Григорій Миколайович (UA), Носов Костянтин Валентинович (UA), Утєвський Андрій Юрійович (UA), Кобрін Віталій Миколайович (UA)</b></p> <p>(73) Власник(и): <b>ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ РАДІОЕЛЕКТРОНІКИ, пр. Леніна, 14, м. Харків, 61166 (UA)</b></p>
---	--

## (54) СПОСІБ ДІАГНОСТИКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ

### (57) Реферат:

Спосіб діагностики екологічного стану водної екосистеми полягає у виборі екологічних ознак, що характеризують стан досліджуваної екосистеми, включають їх у формулу, за якою визначають екологічний стан водної системи. Визначають стан екосистеми дистанційно за спектральними параметрами тестових біологічних об'єктів та якісними візуальними ознаками з подальшим використанням математичного апарату, для чого, шляхом фотографування з подальшою комп'ютерною обробкою зображень фітобентосу та фітоперифітону на природних та штучних субстратах, визначають на зображеннях поверхні цих субстратів значення компонентів R, G і B колірної моделі RGB, а потім відношення значень G компонентів до значень B компонентів, а також відношення значень R компонентів до значення G компонентів, визначають траєкторію системи, діагностують екологічний стан системи.

UA 88189 U



Корисна модель належить до галузі екології, а саме до дистанційних способів діагностики екологічного стану водоймищ, зокрема, порушень гомеостазу водної екосистеми, таких, що створюють загрозу виникнення у водоймищі токсичних сірководневих зон, внаслідок анаеробного розкладу мертвої органічної речовини.

5 Відомі способи дистанційного зондування земної поверхні, що дозволяють вивчати стан біопродуційних процесів на великих площах, зокрема - на великих площах важкодоступної місцевості [Финиченко Е.Н., Дмитриев В.В. Моделирование параметров вегетации водно-болотной растительности с использованием спутниковых и наземных данных // Материалы Восьмой Всероссийской открытой ежегодной конференции "Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса" Москва ИКИ РАН, 15-19 ноября 2010 года; Михайлов С.И. Новые возможности дистанционного зондирования для мониторинга растительного покрова и сельскохозяйственных угодий // Материалы Девятой Всероссийской открытой ежегодной конференции "Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса" Москва ИКИ РАН, 14-18 ноября 2011 года]. Ці способи дозволяють отримати інформацію щодо стану рослинності на великих теренах і акваторіях, але не дають змоги діагностувати стани екологічних систем водоймищ, в яких характер біопродуційних процесів призводить до накопичення сірководню та інших продуктів анаеробного розкладу мертвої органічної речовини.

Найбільш близьким і вибраним як найближчий прототип є спосіб диференціації мезотрофного і евтрофного стану прісних непроточних водойм [патент РФ № 2369091, МПК А01Н13/00 (2006.01), С12R1/89, опубл. 10.10.2009], що передбачає реєстрацію трьох біотичних і трьох абіотичних показників, розрахунок показника трофності та визначення екологічного стану водойми за величиною показника трофності, як біотичні показники реєструють кількість водоростей виду *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) W. Et G.S. West, *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. var. *Quadricauda*, *Trachelomonas volvocinopsis* Swir., як абіотичні показники реєструють середньодекадну температуру повітря, кількість опадів за декаду і прозорість води у водоймі, показник трофності розраховують за формулою

$$ПТ=4,0905+0,14876 \times X_1+0,20044 \times X_2-0,15546 \times X_3+0,01369 \times X_4+0,03178 \times X_5-1,18615 \times X_6,$$

де ПТ - показник трофності;

30  $X_1$ -ln кількість клітин водорості *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) W. Et G.S. West у 1 мл проби води (кл./мл);

$X_2$ -ln кількість клітин водорості *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. var. *Quadricauda* у 1 мл проби води (кл./мл);

$X_3$ -ln кількість клітин водорості *Trachelomonas volvocinopsis* Swir. у 1 мл проби води (кл./мл);

35  $X_4$  - середньо декадна температура повітря, °С;

$X_5$  - кількість опадів за 1 декаду, мм;

$X_6$  - прозорість води, бали,

при цьому значенні показника трофності, що менше або дорівнює 3,6, водойму вважають мезотрофною, а при значенні показника трофності більше 3,6 - евтрофною.

40 Недоліком зазначеного способу є неможливість діагностування порушення гомеостазу водної екосистеми, яке призводить до накопичення у водоймищі сірководню та інших продуктів анаеробного розкладу мертвої органічної речовини.

В основу корисної моделі поставлена задача створення можливості дистанційної діагностики порушення гомеостазу водної екосистеми, яке призводить до накопичення в водоймищі сірководню та інших продуктів анаеробного розкладу мертвої органічної речовини.

45 Поставлена задача вирішується тим, що спосіб діагностики екологічного стану водної екосистеми, який полягає у виборі екологічних ознак, що характеризують стан досліджуваної екосистеми, включають їх у формулу, за якою визначають екологічний стан водної системи, згідно з корисною моделлю, дистанційно визначають стан екосистеми за спектральними параметрами тестових біологічних об'єктів та якісними візуальними ознаками з подальшим використанням математичного апарату, для чого, шляхом фотографування з подальшою комп'ютерною обробкою зображень фітобентосу та фітоперифітону на природних та штучних субстратах, визначають на зображеннях поверхні цих субстратів значення компонентів R, G і B колірної моделі RGB, а потім відношення значень G компонентів до значень B компонентів, а також відношення значень R компонентів до значення G компонентів, ці дані формують масив спостережень  $\tilde{A}$  у вигляді матриці розміром  $4 \times m$ , де m - кількість спостережень, розраховують кореляційну матрицю Спірмана  $\Xi$  між параметрами у матриці спостережень  $\tilde{A}$  та кореляційну матрицю Спірмана  $\tilde{\Xi}$  між рядками мінору В, що визначається як цикл траєкторії динамічної

системи, потім мінімізують значення функції  $D = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=i+1}^4 (\tau_{ij} - \rho_{ij})^2$ , де  $\tau_{ij}$  - елемент матриці  $\Xi$ ,  $\rho_{ij}$  -

елемент матриці  $\tilde{\Xi}$ , будують з використанням значень відношень значень G компонентів до значень B компонентів, а також відношення значень R компонентів до значення G компонентів, вимірених для фітоперифітону і фітобентосу, умовно еталонну траєкторію системи для різних екологічних станів водної екосистеми, з подальшим збереженням у базі даних ПК, далі при обстеженні певної діагностованої водної екосистеми фіксують притаманну їй множину значень відношень значень G компонентів до значень B компонентів, а також відношення значень R компонентів до значення G компонентів, вимірених для фітоперифітону і фітобентосу, зіставляють ці дані з умовно еталонними траєкторіями систем, побудованих для різних екологічних станів водної екосистеми, визначивши траєкторію системи, значення параметрів якої найбільш подібні до таких, що спостерігаються у певній діагностованій водній екосистемі, і діагностують її екологічний стан за результатами такого визначення.

У таблиці 1 наведена динаміка спектральних параметрів фітоперифітону і фітобентосу за відсутності підгосторої токсичності, зумовленої накопиченням сірководню внаслідок анаеробного розкладу органіки (контрольний варіант).

У таблиці 2 наведена динаміка спектральних параметрів фітоперифітону і фітобентосу під впливом підгосторої токсичності, зумовленої накопиченням сірководню внаслідок анаеробного розкладу органіки (дослідний варіант).

На кресленні зображено розподіл значень параметра R/G-бентос на прибережних ділянках фіордів Шпіцбергена.

Спосіб, що заявляється, здійснюють таким чином.

Екологічний стан водної екосистеми описується наступною системою отриманих за допомогою цифрової фотографії спектральних ознак  $A_i$ :  $A_1$  - обчислені для фітоперифітону відношення значень G компонентів до значень B компонентів,  $A_2$  - обчислені для фітобентосу відношення значень G компонентів до значень B компонентів,  $A_3$  - обчислені для фітоперифітону відношення значень R компонентів до значень G компонентів,  $A_4$  - обчислені для фітобентосу відношення значень R компонентів до значення G компонентів.

На першому кроці отримується матриця спостережень екологічного стану водної екосистеми у довільні (випадкові) моменти часу:

$$\tilde{A} = \begin{pmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1m} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2m} \\ a_{31} & a_{32} & \dots & a_{3m} \\ a_{41} & a_{42} & \dots & a_{4m} \end{pmatrix}, (1)$$

де  $a_{ij}$  - значення ознаки  $i$  ( $i = \overline{1,4}$ ) для спостереження  $j$  ( $j = \overline{1,m}$ ).

На другому кроці визначаються еталонні ознаки  $B_i$  ( $i = \overline{1,4}$ ). Кожна еталонна ознака відповідає спектральній ознаці фітобентосу або фітоперифітону, тобто  $B_1$  відповідає обчисленому для фітоперифітону відношенню значень G компонентів до значень B компонентів,  $B_2$  - обчисленому для фітобентосу відношенню значень G компонентів до значень B компонентів,  $B_3$  - обчислені для фітоперифітону відношення значень R компонентів до значення G компонентів,  $B_4$  - обчисленому для фітобентосу відношенню значень R компонентів до значення G компонентів.

Вважаємо, що кожна еталонна ознака є динамічною величиною, тобто приймає деякі значення у дискретні моменти часу  $t=0, 1, 2, \dots$ .

Через  $B_i(t)$  ( $i = \overline{1,4}$ ,  $t=0, 1, 2, \dots$ ) позначимо значення еталонної ознаки  $i$  у момент часу  $t$ .  $B_i(t)$  ( $i = \overline{1,4}$ ) є цілочисельними значеннями від 1 до K, де K - кількість рівнів варіювання еталонної ознаки.

Якщо у початковий момент часу  $t=0$  еталонні ознаки приймають значення  $B_i(0)$  ( $i = \overline{1,4}$ ), то стани динамічної системи еталонних ознак у моменти часу  $t=0, 1, 2, \dots$  можна представити у вигляді нескінченної вправо матриці B:

$$B = \begin{pmatrix} B_1(0) & B_1(1) & B_1(2) & \dots \\ B_2(0) & B_2(1) & B_2(2) & \dots \\ B_3(0) & B_3(1) & B_3(2) & \dots \\ B_4(0) & B_4(1) & B_4(2) & \dots \end{pmatrix}. (2)$$

Функція переходу F від стану системи еталонних ознак у момент часу t до стану у момент t+1 визначається наступним алгоритмом.

Методом експертних оцінок задаються матриці розмірністю 4×4 верхнього C\* і нижнього C порогів, що визначають в подальшому функцію переходів. Для елементів c<sub>i,j</sub> і c\*<sub>i,j</sub> матриць C і C\*

5 відповідно, для всіх i, j повинно виконуватися  $1 \leq c_{i,j} < c_{i,j}^* \leq K$ , при цьому  $c_{i,j}^* - c_{i,j} \geq 2$ . Введемо множину  $\Omega = \{-, 0, +\}$ . Будемо вважати, що між кожною парою еталонних ознак системи V<sub>i</sub> і V<sub>j</sub> (i та j можуть співпадати), існує відношення із множини  $\Omega \times \Omega$ , яке можна записати як  $\Lambda(V_i, V_j) = (\omega_{i,1}, \omega_{i,2})$ , де  $\omega_{i,1}, \omega_{i,2}$  - елементи з множини  $\Omega$ , що відповідають парі (i, j).

10 У випадку i=j виконується  $\omega_{i,1} = \omega_{i,2}$ . Відношення  $\Lambda$  має властивість: з  $\Lambda(V_i, V_j) = (\omega_{i,1}, \omega_{i,2})$  випливає  $\Lambda(V_j, V_i) = (\omega_{i,2}, \omega_{i,1})$ . Тобто відносини між V<sub>i</sub> і V<sub>j</sub> відновлюються по відносинам між V<sub>j</sub> і V<sub>i</sub>.

Вважаємо, що в момент часу t система знаходиться у стані (V<sub>1</sub>(t), V<sub>2</sub>(t), V<sub>2</sub>(t), V<sub>4</sub>(t)).

Для визначення функцій переходу F знайдемо числа f<sub>i</sub> (i = 1, 4).

Числа f<sub>i</sub> визначаються з наступних трьох умов:

15 1) якщо  $\Lambda(V_i, V_i) = (-, u)$ , де u - довільний елемент множини  $\Omega$ , тоді

$$f_i = \begin{cases} -1, & \text{якщо } V_i(t) > c_{ij}^*, \\ 0, & \text{якщо } c_{ij} + 1 \leq V_i(t) \leq c_{ij}^* - 1, \\ 1, & \text{якщо } V_i(t) < c_{ij} \end{cases};$$

2) якщо  $\Lambda(V_i, V_i) = (+, u)$ , тоді

$$f_i = \begin{cases} -1, & \text{якщо } V_i(t) > c_{ij}, \\ 0, & \text{якщо } c_{ij}^* - 1 \leq V_i(t) \leq c_{ij} + 1, \\ 1, & \text{якщо } V_i(t) < c_{ij}^* \end{cases};$$

3) якщо  $\Lambda(V_i, V_i) = (0, u)$ , тоді f<sub>i</sub>=0.

20 Перехід від стану V<sub>i</sub>(t) до стану V<sub>i</sub>(t+1) відбувається за правилом:

$$V_j(t+1) = \begin{cases} \max\{V_j(t) - 1, 1\}, & \text{якщо } \min_{1 \leq i \leq n} \{f_i\} = -1, \\ V_j(t), & \text{якщо } \min_{1 \leq i \leq n} \{f_i\} = 0, \\ \min\{V_j(t) + 1, K\}, & \text{якщо } \min_{1 \leq i \leq n} \{f_i\} = 1. \end{cases}$$

Оскільки при заданих умовах кількість можливих станів системи дорівнює K<sup>4</sup>, починаючи з деякого моменту T траєкторія системи стає періодичною, тобто виконується V<sub>i</sub>(t)=V<sub>i</sub>(t+T) для усіх j та будь-якого t ≥ t<sub>0</sub> для деякого моменту часу t<sub>0</sub> ≥ 0 і деякого цілого T.

25 На третьому кроці обчислюється кінцевий мінор  $\tilde{B}$  матриці B, який визначає динаміку перебігу екологічного стану водної екосистеми починаючи з моменту t<sub>0</sub>.

$$\tilde{B} = \begin{pmatrix} V_1(t) & V_1(t+1) & \dots & V_1(t+T-1) \\ V_2(t) & V_2(t+1) & \dots & V_2(t+T-1) \\ V_3(t) & V_3(t+1) & \dots & V_3(t+T-1) \\ V_4(t) & V_4(t+1) & \dots & V_4(t+T-1) \end{pmatrix}. \quad (3)$$

На четвертому кроці обчислюється кореляційна матриця Спірмена для ознак  $\tilde{A}$ .

$$\Xi = \begin{pmatrix} 1 & \rho_{12} & \rho_{13} & \rho_{14} \\ \rho_{21} & 1 & \rho_{23} & \rho_{24} \\ \rho_{31} & \rho_{32} & 1 & \rho_{34} \\ \rho_{41} & \rho_{42} & \rho_{43} & 1 \end{pmatrix}, \quad (4)$$

30 де ρ<sub>ij</sub> - коефіцієнт кореляції Спірмена між ознакою i та ознакою j.

На п'ятому обчислюється кореляційна матриця Спірмена між рядками мінору (3):

$$\tilde{\Xi} = \begin{pmatrix} 1 & \Gamma_{12} & \Gamma_{13} & \Gamma_{14} \\ \Gamma_{21} & 1 & \Gamma_{23} & \Gamma_{24} \\ \Gamma_{31} & \Gamma_{32} & 1 & \Gamma_{34} \\ \Gamma_{41} & \Gamma_{42} & \Gamma_{43} & 1 \end{pmatrix}. \quad (5)$$

На шостому кроці розраховується міра близькості  $D$  (яка є мірою адекватності моделі досліджуваному явищу) між матрицями  $\Xi$  та  $\Xi$ :

$$D = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=i+1}^4 (r_{ij} - p_{ij})^2.$$

Таким чином, кожному масиву спостережень, що містить ознаки  $A_i$ , системі відносин між компонентами динамічної системи  $B$ , і початковим умовам динамічної системи ( $B_1(0)$ ,  $B_2(0)$ ,  $B_3(0)$ ,  $B_4(0)$ ) ставиться у відповідність невід'ємна величина  $D$ . Ідентифікація стану полягає у виборі системи відносин між компонентами динамічної системи і початкових умов ( $B_1(0)$ ,  $B_2(0)$ ,  $B_3(0)$ ,  $B_4(0)$ ), які мінімізують величину  $D$ . Параметри моделі, які дають мінімальне значення  $D$ , вважаються найбільш близькими до характеристик реальної системи.

Після чого будують умовні еталонні траєкторії системи для різних екологічних станів, які зберігаються у базі даних. Далі при обстеженні певної діагностованої водної екосистеми фіксують притаманну їй множину значень відношень значень  $G$  компонентів до значень  $B$  компонентів, а також відношення значень  $R$  компонентів до значення  $G$  компонентів, виміряних для фітоперифітону і фітобентосу. Потім за допомогою бази даних зіставляють певні, вибрані для даного випадку, такі, що підлягають перевірці на статистичну значимість, властивості цієї множини з умовно еталонними траєкторіями систем, побудованих для різних екологічних станів водної екосистеми. Визначають траєкторію системи, значення параметрів якої найбільш подібні, у сенсі цих властивостей, до властивостей, що спостерігаються у певній діагностованій водній екосистемі, і діагностують її екологічний стан за результатами такого визначення.

Можливість за допомогою запропонованого способу діагностування екологічного стану водної екосистеми, який створює порушення біобезпеки, пов'язане з накопиченням у водоймищі сірководню та інших продуктів анаеробного розкладу мертвої органічної речовини підтверджується наведеним нижче прикладом його здійснення в умовах лабораторного експерименту і спостережень за природними екосистемами фіордів о. Шпіцберген. У лабораторному експерименті за допомогою дискретного моделювання динамічної системи ДМДС були отримані для дослідного і контрольного варіантів і занесені в базу даних ПК умовно еталонні траєкторії системи, що відбивають динаміку спектральних параметрів фітоперифітону і фітобентосу, які мали розвиток на штучних субстратах.

Йдеться про отримані шляхом цифрової фотографії з подальшою комп'ютерною обробкою отриманих значень компонентів  $R$ ,  $G$  і  $B$  колірної моделі RGB наступні параметри: обчислені для фітоперифітону відношення значень  $G$  компонентів до значень  $B$  компонентів (далі - "G/B-перифітон"), обчислені для фітобентосу відношення значень  $G$  компонентів до значень  $B$  компонентів (далі - "G/B-бентос"), обчислені для фітоперифітону відношення значень  $R$  компонентів до значень  $G$  компонентів (далі "R/G-перифітон"), обчислені для фітобентосу відношення значень  $R$  компонентів до значення  $G$  компонентів (далі "R/G-бентос").

Контрольний та дослідний варіанти експерименту здійснювали в пластикових акваріумах ємністю 4,5 л, заповнених водою з тимчасових водоймищ, таких, що в них не спостерігалися ознаки накопичення сірководню та інших токсичних продуктів анаеробного розкладу мертвої органічної речовини, у заплаві ріки Сіверський Донець поблизу біологічної станції Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна біля села Гайдари (Зміївський район Харківської області, Україна).

В обох варіантах в акваріуми вміщували штучні субстрати для фітопланктону та фітобентосу, виконані з двостороннього металізованого пластику у вигляді півциліндричних пластинок довжиною 120 мм і діаметром 100 мм, таким чином, що нижня поверхня цих пластинок була опуклою. У дослідному варіанті до акваріуму вміщували у пластиковій відкритій з одного боку пробірці 10 г донного мулу з виразним запахом сірководню. Протягом 24 діб, через дві доби на третю, при природному сонячному освітленні здійснювали цифрове фотографування фітоперифітону і фітобентосу. На отриманих таким чином зображеннях, шляхом комп'ютерної обробки, отримувалися вищезазначені спектральні параметри:

- G/B-перифітон,
- G/B-бентос,
- R/G-перифітон,
- R/G-бентос.

За допомогою ДМДС були отримані для дослідного і контрольного варіантів і занесені в базу даних ПК умовно еталонні траєкторії системи, що відбивають динаміку цих спектральних параметрів.

В таблицях 1 і 2 презентований вигляд умовно еталонних траєкторій для контрольного і дослідного варіантів. У стовпчиках, які відповідають умовним крокам у часі - значення

параметрів (від 1 до 3 умовних балів - згідно з вибраним значенням K=3). З порівняння таблиць 1 і 2 можна зробити висновки щодо діагностичних ознак, котрі дозволяють розрізнити стан гомеостазу водної екосистеми, в якому не виникає накопичення токсичних продуктів анаеробного розкладу мертвої органічної речовини (далі - "нормальний гомеостаз") від стану гомеостазу водних екосистем, в якому цей негативний з точки зору біобезпеки ефект присутній (далі - "порушений гомеостаз"). Порівняння умовно еталонних траєкторій систем, презентованих у таблицях 1 і 2, дозволяє, зокрема, зробити висновок, згідно з яким діагностичною ознакою порушеного гомеостазу (дослідний варіант лабораторного експерименту) є розкид значень параметра R/G-бентос менш значний (1-2 умовних бали), ніж у контролі, - себто у випадку нормального гомеостазу(1-3 умовних бали).

Для підтвердження цього висновку аналізувався вплив порушеного гомеостазу на розкид значень параметра "R/G-бентос". Цей вплив був, шляхом цифрової фотографії фітобентосу з подальшою комп'ютерною обробкою зображень, зафіксований спостереженнями, проведеними А.Ю. Утевським влітку 2010 року у межах програми Першої Української арктичної експедиції на фіордах Шпіцбергена:

- на ділянках, де внаслідок викликаного глобальними кліматичними змінами порушення гомеостазу водної екосистеми наявне було накопичення сірководню;
- на ділянках, де таке явище не спостерігалось.

Різниця в розкиді значень параметра R/G-бентос на цих ділянках презентована на фігурі, з якої видно, що порушення гомеостазу водної екосистеми викликає зменшення розкиду цього параметра. Тест Манна-Уїтні свідчить про статистичну значимість (p=0,0002) цього ефекту.

Таким чином, наведений приклад здійснення підтверджує можливість за допомогою запропонованого способу діагностування станів водної екосистеми, яке дозволяє зробити висновки, що мають практичне значення з точки зору біобезпеки, приміром, щодо наявності в водоймищах сірководню та інших токсичних та шкідливих для здоров'я людини продуктів анаеробного розкладу мертвої органічної речовини.

Соціально-економічний ефект способу, що заявляється, полягає в створенні можливості на основі фактичного матеріалу, зібраного також і дистанційними способами на великих площах (зокрема - на великих площах важкодоступної місцевості), визначити наявність порушення гомеостазу водних екосистем, яке створює загрозу виникнення біологічної небезпеки, пов'язаної з погіршенням санітарно-гігієнічних умов життя людини.

Таблиця 1

Контрольний варіант

G/B-перифітон	1	1	1	2	2	2	2	1	1
G/B-бентос	1	1	1	2	3	3	3	2	1
R/G-перифітон	1	1	1	2	2	2	2	1	1
R/G-бентос	1	2	3	3	3	2	1	1	1
Умовні кроки у часі	1	2	3	4	5	6	7	8	9

Таблиця 2

Дослідний варіант

G/B-перифітон	1	2	3	3	3	2	1	1	1
G/B-бентос	1	1	1	2	2	2	2	1	1
R/G-перифітон	1	1	1	2	3	3	3	2	1
R/G-бентос	1	1	1	2	2	2	2	1	1
Умовні кроки у часі	1	2	3	4	5	6	7	8	9

35

ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

Спосіб діагностики екологічного стану водної екосистеми, який полягає у виборі екологічних ознак, що характеризують стан досліджуваної екосистеми, включають їх у формулу, за якою визначають екологічний стан водної системи, який **відрізняється** тим, що визначають стан екосистеми дистанційно за спектральними параметрами тестових біологічних об'єктів та якісними візуальними ознаками з подальшим використанням математичного апарату, для чого,

40

шляхом фотографування з подальшою комп'ютерною обробкою зображень фітобентосу та фітоперифітону на природних та штучних субстратах, визначають на зображеннях поверхні цих субстратів значення компонентів R, G і B колірної моделі RGB, а потім відношення значень G компонентів до значень B компонентів, а також відношення значень R компонентів до значення

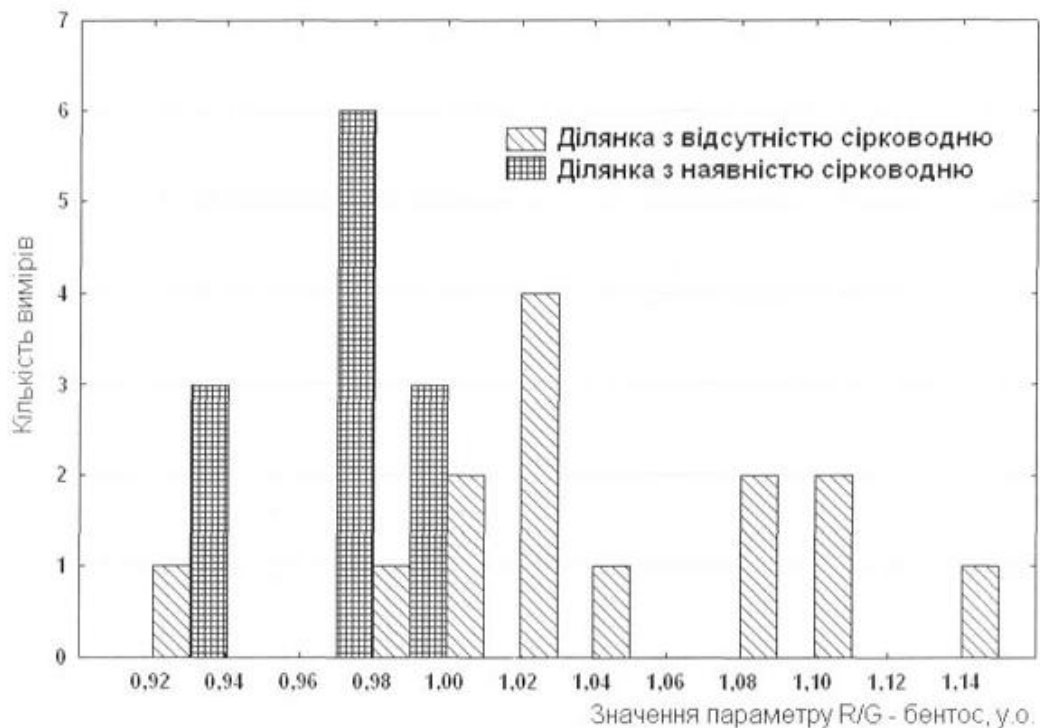
5 G компонентів, ці дані формують масив спостережень  $\tilde{A}$  у вигляді матриці розміром  $4 \times m$ , де  $m$  - кількість спостережень, розраховують кореляційну матрицю Спірмана  $\Xi$  між параметрами у матриці спостережень  $\tilde{A}$  та кореляційну матрицю Спірмана  $\tilde{\Xi}$  між рядками мінору  $\tilde{B}$ , що визначається як цикл траєкторії динамічної системи, потім мінімізують значення функції

$$D = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=i+1}^4 (r_{ij} - \rho_{ij})^2, \text{ де } r_{ij} - \text{елемент матриці } \Xi, \rho_{ij} - \text{елемент матриці } \tilde{\Xi}, \text{ будують з}$$

10 використанням значень відношень значень G компонентів до значень B компонентів, а також відношення значень R компонентів до значення G компонентів, виміряних для фітоперифітону і фітобентосу, умовно еталонну траєкторію системи для різних екологічних станів водної екосистеми, з подальшим збереженням у базі даних ПК, далі при обстеженні певної діагностованої водної екосистеми фіксують притаманну їй множину значень відношень значень

15 G компонентів до значень B компонентів, а також відношення значень R компонентів до значення G компонентів, виміряних для фітоперифітону і фітобентосу, зіставляють ці дані з умовно еталонними траєкторіями систем, побудованих для різних екологічних станів водної екосистеми, визначивши траєкторію системи, значення параметрів якої найбільш подібні до таких, що спостерігаються у певній діагностованій водній екосистемі, і діагностують її

20 екологічний стан за результатами такого визначення.



Комп'ютерна верстка В. Мацело

Державна служба інтелектуальної власності України, вул. Урицького, 45, м. Київ, МСП, 03680, Україна

ДП "Український інститут промислової власності", вул. Глазунова, 1, м. Київ – 42, 01601