

УДК 556.531:556.114

DOI <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2020.114.33>

ЕКОЛОГІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ РЕГУЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Писаренко П.В. – д.с.-г.н., професор, перший проректор,

Полтавська державна аграрна академія

Корчагін О.П. – аспірант кафедри екології,

збалансованого природокористування та захисту довкілля,

Полтавська державна аграрна академія

Враховуючи зростаючі темпи антропогенного евтрофування водоймищ, що є сьогодні глобальною екологічною проблемою, визначено необхідність у розробленні рекомендацій з управління процесом евтрофікації водоймищ на основі методів математичного моделювання з урахуванням сукупного впливу факторів середовища на стан водної екосистеми. Тому в роботі науково обґрунтовано кількісну оцінку формування продуктивності й можливості до самоочищення водних екосистем (на прикладі річки Ворскла) на основі математичного моделювання і даних моніторингу.

Змодельовано продукційно-деструкційні відносини у водній екосистемі в певній точці простору на основі врахування таких головних чинників, як: температура води, сонячна радіація, кольоровість води, вміст біогенних елементів фосфору, азоту, вміст важких металів, активна реакція середовища, біомаса фіто-, зоо- і бактеріопланктону. Проведено ідентифікацію розробленої моделі на основі натурних даних, зібраних у чотирьох точках річки Ворскла протягом травня – вересня 2019 р. за показниками первинної продукції та P/D-відношення. Встановлено, що практично у всіх випадках (крім с. Петрівка, Полтавського району) P/D більше 1, що вказує на проходження інтенсивного процесу евтрофікації та на необхідність очистки даних ділянок річки. На наступному етапі проведено моделювання змін евтрофної водойми, параметру P/D-відношення від меншого значення до більшого та визначено характеристику зміни параметрів моделі продукційно-деструкційних відносин у водній екосистемі.

Визначено, що запропоновану модель можна використовувати як у геоекологічних дослідженнях для прогнозування стану водної екосистеми за P/D- відношенням, так і для характеристики параметрів, що впливають на процес евтрофікації водоймища та їх лімітування. Проведені дослідження можуть використовуватися для розроблення програм охорони навколишнього природного середовища, охорони водних ресурсів місцевого та регіонального рівнів, реалізація яких дозволить покращити якість водних екосистем, зменшити еколого-економічні збитки за забруднення водних ресурсів.

Ключові слова: евтрофікація водоймищ, продукційно-деструкційні відносини, водна екосистема, моделювання, первинна продукція.

Pysarenko P.V., Korchahin O.P. Ecological substantiation of water eutrophication processes regulation

Considering the growing rate of water bodies anthropogenic eutrophication, which is a global ecological problem nowadays, we have defined the must of recommendations development for water eutrophication process control, based on methods of mathematical simulation, taking into account total influence of the environmental factors on an aquatic system condition. That is why our work scientifically substantiates the quantitative assessment of the productivity formation and the possibility of self-cleaning of the aquatic ecosystems (using the example of the river Vorskla) based on mathematical modelling and data monitoring.

We have modeled production-destructive relations in an aquatic ecosystem in certain points of space based on taking into consideration the following main factors: water temperature; solar radiation; water chromaticity; biogenic phosphorus, nitrogen and heavy metals; active reaction of the environment; phyto-, zoo- and bio plankton biomass. Identification of the developed model using full-scale data was carried out in four different places of river Vorskla during the period from May to September 2019 using the factors of primal production and P/D-relation. It is established that nearly in any case (excluding village Petrivka in Poltava region) the P/D-relation is greater than 1, which shows the origin of this intense eutrophication process and the purification need

of these river areas. As the following step, we are going to simulate the change of eutrophicated water and P/D-relation from the lower to higher value. Also, we will characterize parameters change of the production-destructive relations model in a water ecosystem.

It is determined that the suggested model can be used both in the geological exploration for predicting the state of the aquatic ecosystem after P/D-relation, and for characterizing parameters that influence the process of water eutrophication and their limitation. The research conducted may be used in developing programs of environmental protection, preservation of local and regional water resources, the implementation of which will allow us to increase the aquatic ecosystem quality, to lower the environmental and economic losses and reduce water pollution.

Key words: eutrophication of water bodies, production-destructive (P/D) relations, aquatic ecosystem, modelling, primary products.

Постановка проблеми. Низька стійкість водних об'єктів урбанізованих територій до постійного антропогенного навантаження приводить до зниження здібності гідробіоценозів до самовідновлення. Внаслідок цього багато з них мають високий рівень хімічного і бактеріологічного забруднення і не придатні навіть для господарсько-побутового та рекреаційного використання.

Одним із негативних наслідків перенасичення ґрунтів і водойм хімікатами є евтрофікація водоймищ, пов'язана з підвищеним вмістом азоту та фосфору, «цвітінням» водоростей, їх накопиченням, відмиранням, розкладанням з інтенсивним поглинанням кисню з води, що спричиняє задуху водойм і призводить до загибелі водної фауни. Враховуючи зростаючі темпи антропогенного евтрофування водоймищ, що є сьогодні глобальною екологічною проблемою, виникає потреба в дослідженні процесів продукційно-деструкційних відношень у водних екосистемах. Постає необхідність у розробленні рекомендацій з управління процесом евтрофікації водоймищ на основі методів математичного моделювання з урахуванням сукупного впливу факторів середовища на стан водної екосистеми.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У даний час у світі активно здійснюється розроблення теоретичних основ і пошук практичних заходів з боротьби з масовим розвитком ціанобактерій у поверхневих водоймах, що потребує глибокого аналізу та дослідження процесів евтрофікації.

Питання оцінки екологічного стану якості води та процесів евтрофікації водних екосистем вивчалось багатьма науковцями, зокрема такими, як: М. Клименко [1], А. Яцик [2], Ю. Израель [3], Дж. Ферейра [4], К. Яич [5], Дж. Клоерн [6], В. Сміс [7], Л. Бакер [8], І. Хорус [9], К. Лахті [10], О. Скулберг [11], Н. Авраменко [12]. Як зазначають Н.І. Хирсанов, Г.К. Осипов та інші [13, с. 145; 14, с. 79], втрата якості води тісно пов'язана з продукційно-деструкційними процесами в гідроекосистемах. Вивченню продуктивності річок присвячено цілу низку досліджень [15–20].

Аналіз результатів попередніх досліджень [17, с. 185] вказує на доцільність використання одним з основних індикаторів стану і трансформації природних екосистем відношення швидкостей процесів продукування і деструкції органічної речовини в системі. При цьому кризовий стан природної системи пов'язують із втратою її здатності продукувати органічну речовину в екосистемі, а «зловісне збільшення продуктивності» зумовлює антропогенну евтрофікацію водних екосистем [21, с. 35].

Незважаючи на те, що кількість запропонованих методів оцінок стану гідроекосистем досить велика, це питання до цього часу є проблемним і потребує одночасного вивчення всіх складників річкової екосистеми. Про масштаби труднощів рішення цього питання свідчить той факт, що в Україні немає єдиної методики, яка законодавчо затверджує той чи інший спосіб оцінки стану гідроекосистем і рекомендується до загального використання в роботі.

В останні роки з'явилися нові узагальнення й модельні уявлення, які описують процеси евтрофікації у водному середовищі й оцінку факторів, які їх зумовлюють [22, с. 38; 23, с. 125]. Також розробляються моделі факторної екології, які опитують вплив одного або декількох факторів на вказані проблеми [21, с. 32; 24, с. 130]. Водночас потребують подальшого дослідження проблеми сукупного врахування впливу факторів на продукційно-деструкційні відношення у водних екосистемах, що дозволить розробити моделі функціонування водних екосистем з урахуванням сукупної дії факторів фізичної, хімічної та біологічної природи.

Постановка завдання. Мета статті – науково обґрунтувати кількісну оцінку формування продуктивності й можливості до самоочищення водних екосистем (на прикладі річки Ворскла) на основі математичного моделювання і даних моніторингу.

Мета дослідження зумовила потребу комплексного використання методів: натурних та лабораторних досліджень, статистичного аналізу спостережень за елементами хімічного складу води (методи моніторингу поверхневих вод), сучасних технологій для екологічної оцінки якості води, математичних розрахункових методів (використовувалися теорії баз даних і методи статистичного, регресійного аналізу тощо), теоретичного аналізу та узагальнення отриманих результатів. При цьому основним методом дослідження було екологічне моделювання швидкостей обмінних процесів у водних екосистемах з урахуванням факторів, що впливають на них, а також системних компонентів хімічної і біологічної природи.

Виклад основного матеріалу дослідження. Однією з найбільших водойм на території Полтавської області є річка Ворскла. Для дослідження процесу евтрофікації води в р. Ворскла бралися проби на глибині 0,2–0,5 м від поверхні водойми, в різних районах м. Полтави та на околицях міста (травень–вересень 2019 р., всього чотири точки по 5 проб: Т. 1 – с. Петрівка, Полтавського р-ну; Т. 2 – м. Полтава, вул. Сакко, р-н Дублянщина; Т. 3 – м. Полтава, вул. Б. Хмельницького; Т. 4 – с. Нижні Млини, передмістя м. Полтава) між 12:00 та 17:00 годинами. Дослідження проводилося в сертифікованій лабораторії ПДАА по гідрофізичним, гідрохімічним та гідробіологічним показникам, усереднені дані яких за травень–вересень 2019 р. приведені на рис. 1.

Вплив зовнішніх факторів на екологічну систему не можна розглядати незалежно один від одного, так само як комбіновану дію не можна звести до суми діючих факторів. Тим більше складним завданням є кількісний опис реакції складної системи на комплексний вплив різних чинників.

Першочерговим завданням було вибрати оптимальну кількість факторів, що впливають на головні аспекти перетворення органічної речовини у водній екосистемі. На основі проведеного кореляційного аналізу 19 показників (рис. 1) встановлено, що більшість коефіцієнтів кореляції статистично значимі (за 95% довірчої ймовірності), хоча й невеликі по абсолютній величині.

У роботі були виділені такі головні чинники: температура води (t); сонячна радіація (I_0); кольоровість води (SD); вміст біогенних елементів фосфору, азоту (P, N); вміст важких металів (ZB); активна реакція середовища (pH); біомаса фіто-, зоо- і бактеріопланктону.

Для того щоб змодельювати продукційно-деструкційні відносини у водній екосистемі в певній точці простору, розглянемо загальну схему перетворення речовини в системі на рис. 2.

Ураховуючи встановлені взаємозв'язки, запропоновано модель продукційно-деструкційних відносин водної екосистеми (на прикладі р. Ворскла).

Для початку прийнято ряд припущень, які використані під час побудови зада- ної моделі:

1. Визначено, що основними гідробіонтами у водоймі є: фітопланктон (F), зоопланктон (Z) і бактерії (B), асоційовані з детритом (D). Риб і бентос на даному етапі не враховуємо.

2. Вважаємо, що вся розчинена органічна речовина, що утворилася в системі в результаті дихально-видільного процесу гідробіонтів або зовнішнього гідролізу бактерій, повторно не втягується в систему.

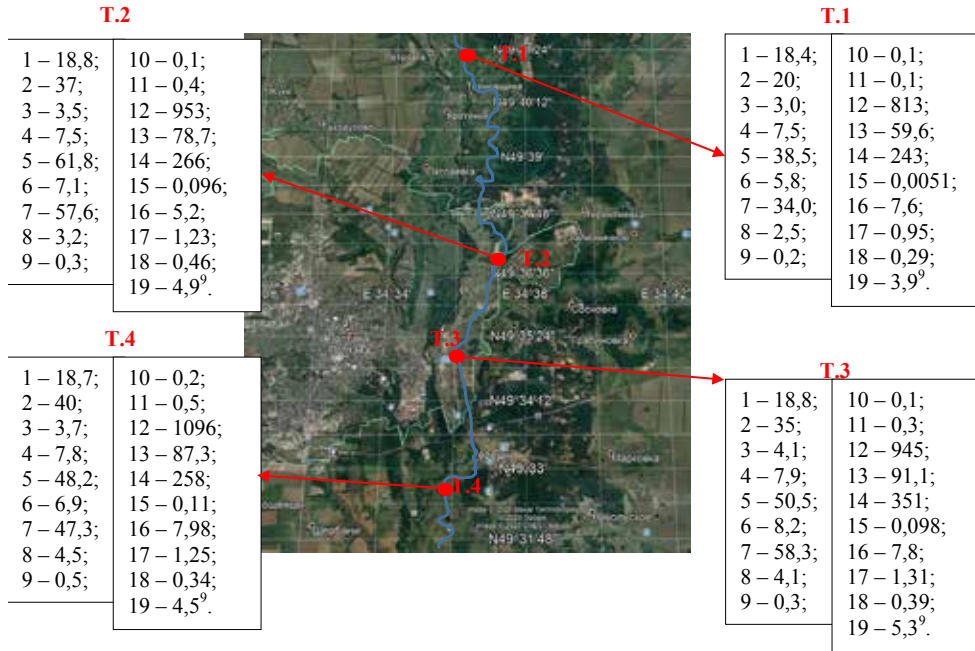


Рис. 1. Вміст речовин у різних районах річки Вороскли, 2019 р.:

- 1 – температура, °С; 2 – кольоровість, градуси; 3 – мутність, бали; 4 – рН; 5 – ХСК, мгО/дм³;
- 6 – БПК₅, мгО/дм³; 7 – нітрат-іони, мг/дм³; 8 – нітрит-іони, мг/дм³; 9 – свинець, мг/дм³;
- 10 – марганець, мг/дм³; 11 – залізо загальне, мг/дм³; 12 – сухий залишок, мг/дм³; 13 – хлориди, мг/дм³;
- 14 – сульфати, мг/дм³; 15 – нафтопродукти, мг/дм³; 16 – розчинний кисень;
- 17 – амоній-іони в перерахунку на азот амонійний, мг/дм³; 18 – фосфат-іони в перерахунку на мінеральний фосфор, мг/дм³; 19 – вміст водоростей

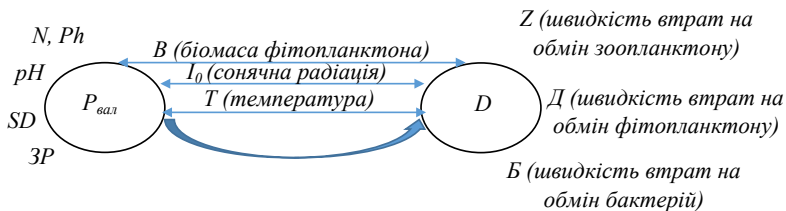


Рис. 2. Загальна схема впливу факторів середовища на продукційно-деструкційні відносини у водній екосистемі:

$P_{вал}$ – валова первинна продукція фітопланктону;
 D – деструкція органічної речовини фітопланктоном

3. Види фітопланктону, що мешкають в одному біотопі, набагато ближче один до одного за характером відгуку на вплив чинників, ніж одні й ті ж види, що мешкають у різних природних умовах. Принцип екотипів.

На першому етапі знайдемо валову первинну продукцію фітопланктону ($P_{\text{вал}}$) за формулою:

$$P_{\text{вал}} = (\mu_F + r_F) \times V, \quad (1)$$

де μ_F – інтенсивність чистого первинного біосинтезу фітопланктону, дїб^{-1} ; V – біомаса фітопланктону, мг сух. ваги/л ; r_F – інтенсивність витрат на обмін $r_F = \alpha \mu_F + \Delta_F$; Δ_F – емпіричний коефіцієнт; параметр α задається константою протягом року або є функцією освітленості.

Основним завданням було змоделювати якісні зміни інтенсивності первинного продукування (μ_F , дїб^{-1}) в залежності від спільного впливу зовнішніх факторів: температури води (t), сонячної радіації (I), вмісту біогенних елементів (N , Ph), вмісту у воді забруднюючих речовин, а саме важких металів (ZB), і активної реакції середовища (pH).

Причому весь набір факторів розділимо на дві категорії: ресурсні – світло, біогенні елементи й фізіологічні – температура, важкі метали і pH . Закони толерантності відносяться насамперед до фізіологічних факторів, а закони лімітування – виключно до ресурсних. У даній роботі використано принцип сукупної дії факторів Мітчерліха [24, с. 13]. Формулу для знаходження інтенсивності зростання фітопланктону запишемо у вигляді:

$$\mu_F = f(t) \cdot f(I) \cdot f(N) \cdot f(P) \cdot f(pH) \cdot f(ZB) \quad (2)$$

Основна ідея полягає в припущенні, що за відсутності лімітування зовнішніми факторами й за оптимальних фізіологічних умов інтенсивність первинного продукування середовища максимальна, тобто $\mu_F = \mu_{\text{max}}$. Ґрунтуючись на теоретичних передумовах [21, с. 31], приймаємо, що зв'язок між швидкістю розвитку і температурою за оптимальних умов має лінійний характер.

Скориставшись правилом сум температур (закону Бугера-Ламберта), отримаємо таку залежність для μ_{max} [24, с. 14]:

$$f(t) = \mu_{\text{max}} = 0,023 (t - 5), \quad (3)$$

де t – температура в конкретний момент часу. Видоспецифічність у даному випадку можна задати через «умовний біологічний нуль» t_0 , це температура, за якої $\mu = 0$, який у свою чергу пов'язаний з екологією кожного виду.

Для опису залежності продуктивності фітопланктону від світлових умов приймаємо рівняння гіперболи. Тоді $f(I)$ відповідно дорівнюватиме [14, с. 80]:

$$f(I) = \mu_{\text{max}} \cdot \frac{I}{K_I + I}, \quad (4)$$

де I – освітленість на глибині z ; K_I – константа напівнасичення по освітленості, тобто така величина I , за якої $\mu = \mu_{\text{max}}/2$.

Для того щоб задати вплив умісту біогенних елементів на питому швидкість росту фітопланктону, скористаємось найбільш поширеною формулою Моно-рівняння [17, с. 112]. Звідси $f(N, P)$ відповідно рівні:

$$f(N, P) = \mu_{\text{max}} \cdot \frac{N(P)}{K_N(P) + N(P)}. \quad (5)$$

Знаходження значень констант напівнасичення K_N і K_{Ph} проводиться відповідно до емпірично встановлених значень [24, с. 15].

Залежність μ від забруднюючих речовин, у даному випадку від вмісту у воді важких металів, було вирішено поставити на основі висновків, отриманих з експерименту Т.В. Замараєвої і А.А. Рудкова [25, с. 85]. Екстраполюючи отримані

в статті закономірності щодо поєднання температури води, рН і вмісту важких металів отримали чисельні залежності для розрахунку

$$f(3P) = f(Fe) \cdot f(Pb) \cdot f(Mn). \quad (6)$$

Для визначення параметра $f(\text{pH})$ було зроблено припущення, що такі параметри, як рН і μ , мають зворотну залежність. Це підтверджується такими теоретичними передумовами:

– вміст двоокису вуглецю знижується в разі збільшення рН води [26, с. 104], за рН = 8,5 кількість двоокису вуглецю настільки незначна, що практично може не братися до уваги. Зменшення CO_2 уповільнює фотосинтез, а, відповідно, і швидкість зростання фітопланктону.

– відзначено позитивний взаємозв'язок змісту іонів водню й оптичної щільності води на певних довжинах хвиль [27, с. 129]. За збільшення оптичної щільності зменшується кількість світла, яке надходить під воду, що в умовах дефіциту світла так само може бути причиною зниження μ .

Емпірично виведена така залежність:

$$m = 1416,9 \times e^{-1,4368 \times \text{pH}}. \quad (7)$$

Виходячи з передумови про екотип, допускаємо, що за середнього значення активної реакції середовища $f(\text{pH})$ буде дорівнювати 1, тобто не впливати на максимальну швидкість росту. У разі збільшення або зниження рН щодо середнього значення буде відбуватися відповідне збільшення або зменшення функції $f(\text{pH})$, яку розраховуємо за формулою:

$$f(\text{pH}) = \frac{\mu}{\mu_{\text{cp}}}. \quad (8)$$

У даному випадку $f(\text{pH})$ може бути як більше, так і менше одиниці, оскільки вона розрахована не щодо μ_{max} , а щодо μ_{cp} .

Наступним етапом був розрахунок швидкостей деструкції органічної речовини фіто (R_F), зоо-і бактеріопланктону:

$$R_F = r_F \cdot F; r_F = \alpha \cdot \mu_F + \Delta_F; \alpha = \epsilon \cdot \exp(-c \cdot I_0), \quad (9)$$

де Δ_F , ϵ , c – емпіричні коефіцієнти, I_0 – сонячна радіація, що надходить на поверхню;

$$R_Z = r_Z \cdot Z; r_Z = A_2 \cdot (W_Z) \cdot \exp(C_1 \cdot (T-20)), \quad (10)$$

де A_2 , β , C_1 – емпіричні константи, одержувані з рівняння залежності швидкості дихання від ваги окремих груп зоопланктону; W_Z – вага тіла (мг сух. маси); T – температура води;

$$R_B = r_B \cdot B; r_B = a/(1-a) \cdot \mu_B; \mu_B^{\text{max}} = a \cdot T^b; \mu = \mu_B^{\text{max}} \cdot (0.3 \cdot \ln(D) + 0.7), \quad (11)$$

де a – відношення витрат на обмін бактерій до величини валової бактеріальної продукції, a і b – емпіричні константи, T – температура води, D – вміст детриту в мг сух. маси/л.

Сумуючи їх, знаходимо загальну швидкість деструкції органічної речовини мікроскопічних членів системи D [24, с. 16].

За продукційно-деструкційним відношенням P/D судять про здатність водної екосистеми до самоочищення. Якщо це відношення <1 , то система здатна до самоочищення і справляється з навантаженнями на неї; якщо >1 , то система більшою мірою продукує органічну речовину, ніж може розкласти. Відношення «продукція/деструкція» змінюється всередині доби і по сезонах року [22, с. 37].

Ідентифікація розробленої моделі, так само як і підбір усіх необхідних коефіцієнтів, здійснювалися на натурних даних, зібраних у чотирьох точках річки Ворскла (рис. 3) протягом травня – вересня 2019 р.

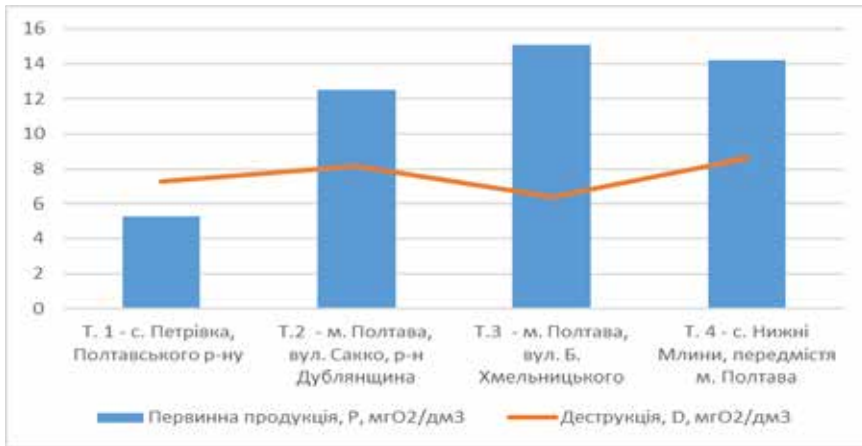


Рис. 3. Показники первинної продукції та деструкції на різних ділянках річки Ворскла, мгО₂/дм³

Проведено схожість розрахованих і фактичних даних по двох показниках: швидкості продукції $R_{вал}$ і P/D -відношення, по таких статистичних критеріях: критерій випадковості, критерій $0,674\sigma$ і коефіцієнт кореляції. За допомогою методики [17, с. 56] визначені такі показники формування первинної продукції та деструкції, що приведені в порівнянні з отриманими розрахунковими даними на рис. 4–5.

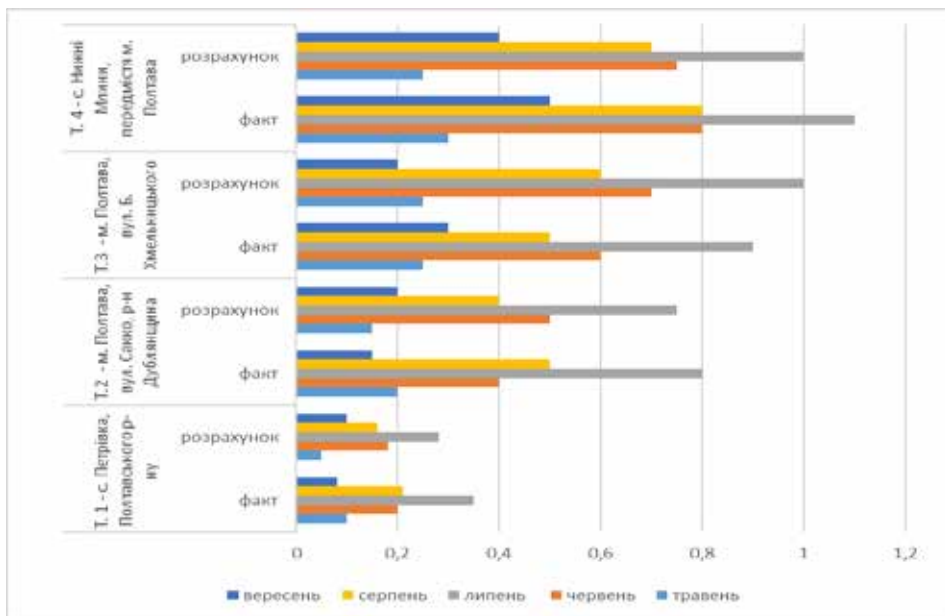


Рис. 4. Фактичні й розраховані за допомогою запропонованої моделі значення первинної продукції (мг сух.ваги/л·добу) в поверхневому горизонті р. Ворскли на чотирьох ділянках протягом травня-червня 2019 р.

Під час проведення розрахунків були запропоновані такі константи напівнасичення для вмісту фосфору, амонійного азоту і надходження сонячної радіації: $K_{Ph} = 0.007$ мг/л, $K_N = 0.030$ мг/л, $K_I = 12.0$ МДж / м²·добу; «умовний біологічний нуль» t_0 був прийнятий рівним 5°C, а константа в рівнянні розрахунку $\mu_{max} 1/S = 0.023$ (°C·добу)⁻¹.

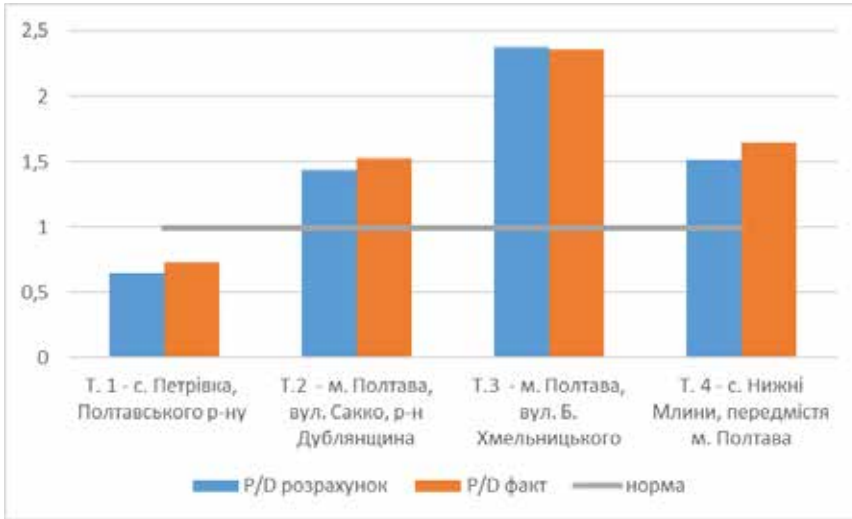


Рис. 5. Фактичне і розраховане за допомогою моделі значення P/D- відношення на різних ділянках річки Ворскла

Як видно з рис. 5, практично у всіх випадках (крім с. Петрівка, Полтавського району) P/D більше 1, що вказує на проходження інтенсивного процесу евтрофікації та необхідність очистки даних ділянок річки.

На наступному етапі проведено моделювання змін евтрофної водойми, параметру P/D-відношення від меншого значення до більшого та визначено характеристику зміни параметрів моделі продукційно-деструкційних відносин у водній екосистемі (табл. 1).

Таблиця 1

Зведена таблиця змін значень вхідних параметрів запропонованої моделі для п'яти ситуацій по величині P/D-відношення

Характер змін параметру	Початкові дані (с. Петрівка) P/D	№ ситуації (P/D)				
		№ 1 (1,01)	№ 2 (2,01)	№ 3 (3,01)	№ 4 (5,01)	№ 5 (5,01)
Біогенні речовини ↑ (вміст фосфору)	0,46 мг/дм ³	↑ 0,004	↑ 0,008	↑ 0,012	↑ 0,018	↑ 0,022
Біогенні речовини ↑ (вміст азоту)	1,25 мг/дм ³	↑ 0,026	↑ 0,052	↑ 0,078	↑ 0,104	↑ 0,13
Температура ↑	18 °C	22	24	28	32	36
Кольоровість води ↑	37 град.	0,500	1,100	2,200	4,300	8,600
pH ↓	7,50	7,200	6,400	5,800	5,200	4,400

Таким чином, запропоновану модель можна використовувати як у геоecологічних дослідженнях для прогнозування стану водної екосистеми за P/D-відношенням, так і для характеристики параметрів, що впливають на процес евтрофікації водоймища та їх лімітування.

Висновки і пропозиції. Розроблення методів моніторингу швидкостей масообміну між компонентами водних екосистем, моделювання процесів продукційно-деструкційних відносин, а також визначення їх залежності від параметрів, що на них впливають, є актуальною задачею регіональної системи управління якості довкілля. Тому запропонована модель може використовуватися для моніторингу та прогнозування евтрофікації водних екосистем, регулювання даного процесу на основі контролю вхідних параметрів та розробки рекомендацій щодо відновлення водних об'єктів. Тому проведені дослідження можуть використовуватися для розроблення програм охорони навколишнього природного середовища, охорони водних ресурсів місцевого та регіонального рівнів, реалізація яких дозволить покращити якість водних екосистем, зменшити збитки за забруднення водних ресурсів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Клименко М.О. Моніторинг довкілля : монографія. Київ : Академія, 2006. С. 124–136.
2. Яцик А.В., Шмаков В.А. Гідроекологія. Київ : Урожай, 2012. 193 с.
3. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. Москва : Гидрометеиздат, 1984. 560 с.
4. Ferreira J.G., Andersen J.H. Selection of criteria and indicators for eutrophication assessment by the MSFD. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* June. 2014. Vol. 93. № 2. P. 117–131.
5. Yang X., Wu X. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *J. Zhejiang Univ. Sci. B.* 2015. Vol. 9. № 3. С. 197–209.
6. Cloern J.E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2001. Vol. 210. P. 223–253.
7. Smith V.H., Joye S.B., Howarth R.W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 2016. Vol. 51. № 1. Part 2. P. 351–355.
8. Backer L.C. Cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs). *Developing a public health response Lake and Reservoir Management.* 2002. Vol. 18. P. 20–31.
9. Chorus I., Bartram J. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. *Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization.* Geneva, 1999. 354 p.
10. Lahti K. Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science and Technology.* 2014. Vol. 43. P. 225–228.
11. Skulberg O.M. Cyanobacteria/cyanotoxin research – Looking back for the future: The opening lecture of the 6th ICTC, Bergen, Norway. *Environmental Toxicology.* 2015. Vol. 20. № 3. P. 220–228.
12. Авраменко Н.І. Сезонна мінливість біогенних речовин у річці Ворскла. *Вісник Полтавської державної аграрної академії.* 2014. № 1. С. 115–120.
13. Хирсанов Н.И., Осипов Г.К. Управление эвтрофированием водоемов. Санкт-Петербург : Гидрометеиздат, 1993. 278 с.
14. Smith T.M., Miller J.R., Russell G.L. Seasonal oceanic heat transports computed from an atmospheric model and ocean temperature climatology. *Dynam. Atmos. Oceans.* 1989. Vol. 14. P. 77–92.
15. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Санкт-Петербург : Наука, 2000. 148 с.

16. Афанасьєв С.О. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану : автореф. дис. ... д-ра біол. наук : 03.00.17 ; Інститут гідробіології НАН України. Київ, 2011. 26 с.
17. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов : монография. Москва, 1960. 329 с.
18. Трилис В.В., Серета Т.М., Савицкий О.Л. Надходження органічних речовин в річкову екосистему (на прикладі модальної ділянки р. Віта). *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. ім. В. Гнатюка. Сер.: Біол.* Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 648–651.
19. Шелюк Ю.С. Порівняльно-флористичний аналіз різноманіття фітопланктону малих річок. *Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* Тернопіль, 2015. № 3–4 (64). С. 743–746.
20. Щербак В.І., Кузьмінчук Ю.С. Вплив фітопланктону на формування кисневого режиму річкової екосистеми. *Гидробиол. журн.* 2005. 41. № 1. С. 69–78.
21. Дмитриев В.В. Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов : автореф. дис. ... д-ра геогр. наук : 11.00.11. Санкт-Петербург, 2000. 52 с.
22. Толочик І.Л., Володимирець В.О. Видовий склад угруповань водоростей р. Стир в межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського нац. ун-ту ім. Л. Українки. Сер.: Біол. науки.* Луцьк, 2017. № 13 (362). С. 36–39.
23. Клименко О.М., Статник І.І. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь) : монографія. Рівне : НУВГП, 2012. 206 с.
24. Шарафутдинова Г.Ф. Моделирование продукционно-деструкционных отношений в озерных экосистемах : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : 25.00.36. Санкт-Петербург, 2013. 26 с.
25. Замаева Т.В., Рудкова А. А. Изучение зависимости скорости роста одноклеточных водорослей от температуры, кислотности среды и концентрации тяжелых металлов. *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем.* Ленинград, 1989. № 12. С. 114–135.