

УДК (UDC): 504.453

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2021-24-04>

Р. В. ПОНОМАРЕНКО¹, д-р техн. наук, с.н.с. **Л. Д. ПЛЯЦУК**², д-р техн. наук, проф.,

Ю. В. БУЦ³, д-р техн. наук, доц.

¹Національний університет цивільного захисту України
вул. Чернишевська, 94, м. Харків, 61023, Україна

²Сумський державний університет

вул. Римського-Корсакова, 2, м. Суми, 40007, Україна

³Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця
проспект Науки, 9А, м. Харків, Україна, 61166

e-mail: prv@nuczu.edu.ua
l.plyacuk@ecolog.sumdu.edu.ua
butsyura@ukr.net

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-6300-3108>
<https://orcid.org/0000-0001-7032-1721>
<https://orcid.org/0000-0003-0450-2617>

ЗМІНИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВОГО ВОДНОГО ОБ'ЄКТА В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Мета. Визначення адекватності математичної моделі для аналізу прогнозування зміни загального вмісту аніонів в умовах басейну Дніпра.

Методи. Статистичні, математичне моделювання.

Результати. Виконано ретроспективний аналіз та математичне моделювання, за даними проб контрольного забору води р. Дніпро в межах Басейнового управління водними ресурсами по 12 постам за період з 2010 по 2019 роки. Розглянуто підхід до визначення балансу забруднюючої речовини, що міститься в поверхневому водному об'єкті, який враховує його бічне надходження, за рахунок техногенного впливу та процес розпаду у водному середовищі. Випадкова зміна бічних припливів викликає флуктуації коефіцієнтів розпаду та надходження забруднюючої речовини. Виведено стохастичне рівняння балансу речовини, на основі якого може бути побудоване рівняння для щільності розподілу її концентрації. Рішення рівняння показало, що щільність розподілу підпорядковується логнормальному закону розподілу. Цей підхід застосований до аналізу часових рядів показників суми аніонів в воді поверхневого водного об'єкта. Підтверджено придатність логнормального закону розподілу, а також знайдені параметри розподілів. Виявлено, що для загального вмісту аніонів розподіл розщеплюється на дві логнормальні гілки, одна – для високих, інша – для низьких значень показників. Розглянуто застосування статистичних розподілів для ймовірного прогнозування екстремальних значень показників.

Висновки. Розрахована ймовірність перевищення (забезпеченість) нормативних меж, продемонстровано можливість її використання для цілей гідрохімічного нормування. В подальшому запропонований підхід, може стати предметом досліджень щодо аналізу часових рядів інших забруднюючих речовин, що надходять до поверхневого водного об'єкта, внаслідок техногенного навантаження.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: водний об'єкт, техногенне навантаження, часовий ряд, стохастична модель, логнормальний розподіл

Ponomarenko R.V.¹, **Plyatsuk L.D.**², **Buts Y.V.**³

¹National University of Civil Defense of Ukraine, street Chernyshevskaya, 94, Kharkiv, 61023, Ukraine

²Sumy State University, street Rimsky-Korsakov, 2, Sumy, 40007, Ukraine

³Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics, 9a Ave.- Science, Kharkiv, 61166, Ukraine

CHANGES IN THE ECOLOGICAL STATUS OF THE SURFACE WATER BODY UNDER MAN-MADE CONDITIONS

Purpose. Determining the adequacy of a mathematical model for analyzing the prediction of changes in the total anion content in the Dnieper basin.

Methods. Statistical analysis and mathematical modeling.

Results. A retrospective analysis and mathematical modeling based on samples of control water intake of the Dnieper River within the Basin Water Resources Management at 12 posts for the period from 2010 to 2019.

© Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Буц Ю. В., 2021



This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

The approach to determining the balance of the pollutant contained in the surface water body, which takes into account its lateral inflow, due to man-made impact and the process of decomposition in the aquatic environment. Accidental change of lateral inflows causes fluctuations of coefficients of disintegration and receipt of polluting substance. The stochastic equation of the balance of matter is derived, on the basis of which the equation for the density distribution of its concentration can be constructed. The solution of the equation showed that the density of the distribution obeys the lognormal distribution law. This approach is used to analyze the time series of the sum of anions in the water of a surface water body. The suitability of the lognormal distribution law is confirmed, and the distribution parameters are found. It was found that for the total content of anions the distribution is split into two lognormal branches, one - for high, the other - for low values. The application of statistical distributions for probabilistic prediction of extreme values of indicators is considered.

Conclusions. The probability of exceeding (providing) normative limits is calculated, the possibility of its use for the purposes of hydrochemical rationing is demonstrated. In the future, the proposed approach may be the subject of research on the analysis of time series of other pollutants entering the surface water body, due to man-made load on it.

KEY WORDS: water body, man-caused load, time series, stochastic model, lognormal distribution

Пономаренко Р. В.¹, Пляцук Л. Д.², Буц Ю. В.³

¹Національний університет громадянської захисти України, ул. Чернышевская, 94, г. Харьков, 61023, Украина

²Сумской государственной университет, ул. Римского-Корсакова, 2, г. Сумы, 40007, Украина

³Харьковский национальный экономический университет имени Семена Кузнеця, проспект Науки, 9А, г. Харьков, 61166, Украина

ИЗМЕНЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНОГО ВОДНОГО ОБЪЕКТА В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Цель. Определение адекватности математической модели для анализа прогнозирования изменения общего содержания анионов в условиях бассейна Днепра.

Методы. Статистический анализ и математическое моделирование,

Результаты. По данным проб контрольного забора воды р. Днепр в пределах бассейнового управления водными ресурсами по 12 постам за период с 2010 по 2019 годы. Рассмотрен подход к определению баланса загрязняющего вещества, содержащегося в поверхностном водном объекте, который учитывает его боковое поступления за счет техногенного воздействия и процесс распада в водной среде. Выведено стохастическое уравнение баланса вещества, на основе которого может быть построено уравнение для плотности распределения ее концентрации. Этот подход применен к анализу временных рядов показателей суммы анионов в воде поверхностного водного объекта. Выявлено, что для общего содержания анионов распределение расщепляется на две логнормального ветви, одна - для высоких, другая - для низких значений показателей.

Выводы. Рассчитана вероятность превышения (обеспеченность) нормативных границ, продемонстрирована возможность ее использования для целей гидрохимического нормирования. В дальнейшем предложенный подход, может стать предметом исследований по анализу временных рядов других загрязняющих веществ, поступающих к поверхностному водного объекта, в результате техногенной нагрузки.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: водный объект, техногенная нагрузка, временной ряд, стохастическая модель, логнормальное распределение

Вступ

Поверхневі водні об'єкти являють собою стратегічний, життєво важливий природний ресурс, що має особливе значення. Вони є національним багатством кожної країни, однією з природних основ її економічного розвитку. Вони забезпечують усі сфери життя і господарської діяльності людини, визначають можливості розвитку промисловості й сільськогосподарства, розміщення населених пунктів, організації відпочинку й оздоровлення людей.

Україна належить до держав з недостатнім забезпеченням водними ресурсами. Водні

природні ресурси України – це, насамперед, місцевий і транзитний стік річок, водні запаси озер, штучних водойм і підземних горизонтів.

При здійсненні водогосподарської політики в нашій країні впродовж багатьох десятиліть вода ніколи не розглядалася як основа життєзабезпечення природних екосистем і людини, не враховувався і не прогнозувався економічний стан водних систем і їхній вплив на біорізноманіття. Традиційно вода розглядалася і використовувалась тільки як господарський ресурс для промислового і сільськогосподарського виробництва, отримання

електроенергії, а також для скидання стічних вод, що додатково впливало на зниження природно-екологічного потенціалу водних ресурсів.

Інтеграція України до Європейського Економічного Співробітництва і Світової організації торгівлі передбачає формування та реалізацію збалансованої політики переходу України до сталого розвитку. Саме тому забезпечення наших громадян, галузей економіки доброякісною водою є одним з пріоритетних завдань соціально-економічної політики для України.

На сьогоднішній день розвиваються різні підходи до розрахунку показників якості води поверхневих водних об'єктів [1-3, 7-9]. Для отримання динамічного прогнозу, що описує зміну показників протягом певного періоду, зазвичай застосовують імітаційні моделі, в основі яких лежать моделі формування стоку з водозбірної території, доповнені блоками виносу супутніх забруднюючих речовин (ЗР) [4, 5]. Розроблено моделі внутрішньо вододійових процесів, які направлені розрахунок динаміки фітопланктону і біогенних речовин [6, 10-14]. У той же час, для задач прогнозування зміни якості води, а також вмісту ЗР в поверхневих водних об'єктах, в наслідок техногенного навантаження, небезпечних для водних екосистем, доцільно використовувати великомасштабні моделі, які охоплюють водозбір в цілому і містять параметри, що залежать від структури водозбору. У таких моделях можна в явному вигляді врахувати стохастичні процеси, перейти до імовірнісного опису та отримати розподілу ймовірностей досліджуваних величин. Подібний підхід використаний

в [6, 9] для вивчення статистичних розподілів ряду показників якості води, включаючи групу мікробіологічних показників, фітопланктон, каламутність, кольоровість. Поряд з цим була досліджена зміна витрат водотоків і вплив, який вона чинить на показники якості води поверхневого водного об'єкта. В основі цього підходу лежить макродинаміка надходження забруднюючих речовин з водозбірної території в поверхневий водний об'єкт, за рахунок їх безперервного накопичення на водозборі. Важливість теоретичних уявлень полягає в тому, що вони вказують на спосіб обробки часових рядів показників якості води. У статті підхід, що розвивається авторами, застосовується для умов річки Дніпро.

Для статистичного аналізу на першому етапі обрано загальний вміст аніонів, на основі даних системи моніторингу Державного агентства водних ресурсів України.

Зазвичай для статистичних прогнозів використовують набір стандартних розподілів ймовірностей, вибираючи з них ті, які в достатній мірі узгоджуються з емпіричними даними. При цьому вибір типу розподілу враховує фізико-хімічні закономірності процесів але не дозволяє давати змістовну інтерпретацію результатів.

На відміну від запропонованого підходу, в роботі статистичний розподіл не підбирається, а виводиться з розгляду макродинаміки процесу, врахування стохастичності переходу до статистичного ансамблю і рішенням рівняння для щільності розподілу. На цій основі дається інтерпретація отриманих результатів для показників якості води, що аналізується.

Методика дослідження

Для визначення адекватності математичної моделі прогнозування зміни загального вмісту аніонів в умовах басейну Дніпра проведено ретроспективний аналіз зміни вмісту суми аніонів в воді Дніпра з подальшим виведенням стохастичного рівняння балансу їх суми та побудовою рівняння для щільності розподілу їх концентрації.

Дослідження проводились за даними проб контрольного забору води р. Дніпро в

межах Басейнового управління водними ресурсами по 12 постах (рис.1) за період з 2010 по 2019 рр.

Дослідження проводили за даними моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України Державного агентства водних ресурсів України.

Вихідні дані для дослідження наведені в таблиці.

Результати та обговорення

Баланс речовини, що міститься в воді поверхневого водного об'єкта, складається в

загальному випадку з зовнішніх та внутрішніх джерел (стоки розглядаються як від'ємні

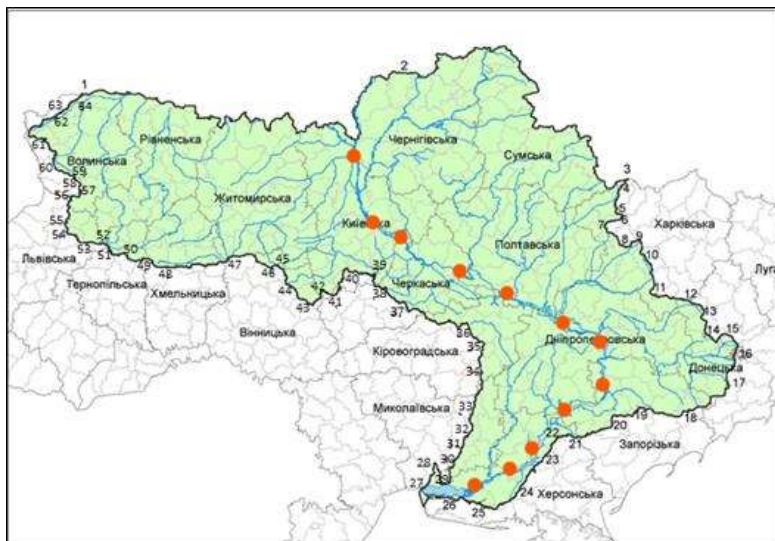


Рис. 1 – Схематичне розміщення 12 постів контрольного забору води, за даними яких було проведено дослідження

Fig. 1 – Schematic location of 12 posts of control water intake used for the research

Таблиця

Середні багаторічні значення суми аніонів (ммоль/дм³) на постах заборів води басейну Дніпра

Table

Average long-term values of the anions sum (mmol / dm³) at the water intakes posts of the Dnieper basin

Роки	П1	П2	П3	П4	П5	П6	П7	П8	П9	П10	П11	П12
2010	0,92	0,46	1,01	0,96	1,01	0,90	1,00	1,05	1,60	1,20	1,00	1,10
2011	1,18	0,44	0,92	0,97	0,97	0,89	0,80	1,04	1,70	2,00	1,30	1,20
2012	0,91	0,37	0,83	0,99	0,81	0,96	0,88	1,10	1,70	1,20	1,70	1,40
2013	1,05	0,50	1,15	0,96	0,84	0,85	0,85	1,04	1,50	2,00	1,00	1,20
2014	0,85	0,35	0,78	0,97	0,75	0,84	0,77	0,79	1,40	1,70	1,30	1,00
2015	1,07	0,49	0,79	0,99	0,98	0,90	0,94	1,07	1,60	1,20	1,70	1,20
2016	1,03	0,42	0,91	0,96	0,85	1,01	0,95	1,16	2,00	2,00	1,70	1,50
2017	0,88	0,38	0,89	0,97	0,82	0,90	1,08	1,21	2,40	1,70	1,70	1,70
2018	0,90	0,41	1,19	0,99	0,87	0,95	1,03	1,25	1,70	2,00	1,70	1,60
2019	0,88	0,37	1,07	1,03	1,31	0,86	0,95	0,92	1,90	1,50	1,60	1,40

джерела). Група зовнішніх джерел включає в себе надходження з бічними припливами, атмосферними опадами, виділення або поглинання донними осадами, флорою (макрофіти, перифітон). До групи внутрішніх джерел відносяться: виділення ЗР в воду або вилучення її з води фітопланктоном та іншими гідробіонтами, що переносяться течією, сорбція речовини частками суспензії та їх седиментація на дно поверхневого водного об'єкта, хімічна трансформація в об'ємі води, що призводить до утворення, розпаду або дезактивації ЗР. Такий підхід встановлення джерел пов'язаний з тим, що кожна група може бути однаково врахована в моделі.

Сумарна дія зовнішніх джерел характеризується величиною m – інтенсивністю

надходження ЗР (по масі). За визначенням, $m(l)dl$ – це маса речовини, яка надходить в річку на ділянці $(l, l + dl)$ за одиницю часу, де l – горизонтальна координата уздовж русла поверхневого водного об'єкта. Дія внутрішніх джерел залежить від концентрації ЗР в поверхневому водному об'єкті.

Швидкість приросту концентрації речовини c за рахунок внутрішніх джерел в найпростішому випадку задається величиною kc , де k – сумарна константа швидкості процесу; при $k > 0$ йде утворення ЗР, а при $k < 0$ – її розпад.

Вода водотоку переносить за одиницю часу деяку масу забруднюючої речовини $M = cQ\tau$, де Q – витрати водотоку. Далі перенесення розглядається в межах лагран-

жового опису. Переміщення виділеного об'єкту води течією водотоку зі швидкістю v на відстань vdt супроводжується збільшенням кількості перенесення ЗР за рахунок дії зовнішніх джерел на величину $mvdt$, а за рахунок дії внутрішніх джерел – на величину $kcQdt$, так що загальний приріст маси ЗР складе $dM = mvdt + kcQdt$ (швидкість течії v вважаємо постійною на даній ділянці водотоку). Підставляючи сюди $M = cQ$ отримаємо:

$$\frac{d(cQ)}{dt} = mv + kcQ \quad (1)$$

При виведенні (1) розглядалася лише координата уздовж потоку. Це допустимо, якщо ЗР, що надходить встигає розподілитися по поперечному перерізу водотоку значно раніше, ніж вода доходить до кінця розглянутої ділянки водотоку, тобто по суті потрібно, щоб довжина цієї ділянки істотно перевищувала ширину водотоку.

Вище було прийнято, що швидкість течії водотоку постійна, тому в правій частині (1) опущений член $-vcQ$ (він залишається від адвектного члена $-(vcQ)'$ при переході від ейлерового до лагранжового опису), де штрих позначає похідну по координаті l . Постійне прагнення до вирівнювання швидкостей водотоку на різних його ділянках має місце для річкових басейнів, особливо сформованих на осадових породах [7, 8]. Це пов'язано з тим, що весь тривалий процес ерозійного формування річкової мережі протікає в напрямку мінімуму дисипації енергії, який як раз досягається при вирівнюванні швидкостей течії.

У правій частині (1) опущений також дисперсійний член $[D(cQ)]'$, де D – коефіцієнт поздовжньої турбулентної дифузії. По суті передбачається, що поздовжній градієнт вмісту ЗР досить малий, що дозволяє знехтувати її дифузійним перенесенням в порівнянні з адекватними $D(cQ)' \ll vcQ$. Дія бічного припливу призводить до збільшення витрати водотоку зі швидкістю:

$$\frac{dQ}{dt} = qv, \quad (2)$$

де q – інтенсивність бічного припливу, тобто об'єм, що надходить до водотоку в розрахунку на одиницю довжини русла за одиницю часу, $(\text{м}^3/\text{с})/\text{км}$. Комбінуючи (1) і (2), отримаємо рівняння зміни концентрації ЗР в

виділеному об'ємі води в міру її просування разом з течією водотоку:

$$\frac{dc}{dt} = \frac{m}{\omega} - \frac{q}{\omega} + kc, \quad (3)$$

де враховано, що $Q = \omega v$, де ω – площа живого перетину водотоку. Перший член в правій частині (3) описує приріст концентрації ЗР за рахунок зовнішніх джерел, другий – зниження концентрації ЗР за рахунок розведення (самоочищення), викликаного бічним припливом, третій – приріст ЗР за рахунок внутрішніх джерел.

При постійному бічному припливі і постійній швидкості течії з (2) і $Q = \omega v$ випливає, що площа живого перетину зростає лінійно з часом $\omega = \omega_0 + qt$ де ω_0 – значення ω в початковий момент часу. Якщо основна маса ЗР надходить з бічним припливом, то $m = qc_q$, де c_q – концентрація ЗР в воді, що надходить. Таке ж співвідношення можна записати і в загальному випадку, коли діє кілька зовнішніх джерел надходження ЗР, але тоді c_q буде являти собою деяку ефективну концентрацію. З урахуванням наведених залежностей рівняння (3) перетвориться до виду:

$$\frac{dc}{dt} = k_q \frac{c_q - c}{1 + k_q t} + kc, \quad (4)$$

де $k_q = \frac{q}{\omega_0}$ – сумарна константа швидкості надходження води з бічним припливом. Зворотна величина $\tau_q = \frac{1}{k_q}$ характеризує

час заповнення живого перетину водотоку водою з бічним припливом. Далі проаналізуємо ситуацію, коли перенесення ЗР здійснюється на періодах $t \ll \tau_q$. Тоді замість (4)

отримаємо:

$$\frac{dc}{dt} = k_q (c_q - c) + kc, \quad (5)$$

При $k = k_q$ ефект надходження ЗР з внутрішніх джерел (член $-kc$) повністю компенсується зменшенням концентрації ЗР за рахунок розведення водою, що надходить з бічним припливом (член $-k_q c$). Якщо ЗР утворюється або розпадається з незначною швидкістю $|k| \ll k_q$, то рівняння (5) редукується до виду $\frac{dc}{dt} = k_q (c_q - c)$. Навпаки, при високій швидкості утворення або розпаду ЗР

$|k| \gg k_q$, точніше, за умови $|k|c \gg k_q c_q$, рівняння (5) спрощується до $\frac{dc}{dt} = kc$.

Випадкова зміна бічного припливу викликає флуктуації коефіцієнта k_q і синхронні з ним флуктуації коефіцієнта k з тієї ж відносною інтенсивністю, але з іншого амплітудою. З огляду на це зауваження представимо зазначені коефіцієнти у вигляді суми середнього значення і випадкової складової

$$k_q = \bar{k}_q(1 + \sigma \xi(t)), \quad k = \bar{k}(1 + \sigma \xi(t)), \quad (6)$$

де рискою зверху позначені середні значення параметрів, $\xi(t)$ – стандартний білий шум, σ – відносна інтенсивність шуму, однакова для обох параметрів. Підставляючи (6) в (5), отримаємо стохастичне диференціальне рівняння (СДУ).

$$\frac{dc}{dt} = (\bar{k}_q(c_q - c) + \bar{k}c)(1 + \sigma \xi(t)). \quad (7)$$

В окремому випадку $\bar{k}_q = \bar{k}$ рівняння (7) приймає вид:

$$\frac{dc}{dt} = \bar{k}c_q(1 + \sigma \xi(t)). \quad (8)$$

Це СДУ описує броунівський рух концентрації ЗР щодо лінійного тренду. Якщо розглядати статистичний ансамбль з δ -подібним початковим розподілом, то з (8) випливає нормальний закон розподілу концентрації ЗР із середнім $\bar{k}_q c_q t$ і дисперсією $(c_q \sigma)^2 \bar{k}_q t$

У випадку, коли $\bar{k}_q \neq \bar{k}$ рівняння (7) можна представити у вигляді:

$$\frac{dc}{dt} = K(c_1 - c)(1 + \sigma \xi(t)),$$

або

$$\frac{dx}{dt} = -Kx(1 + \sigma \xi(t)), \quad (9)$$

$$\text{де: } x = c - c_1, \quad K = \bar{k}_q - \bar{k}, \quad c_1 = \frac{c_q \bar{k}_q}{K}.$$

Перейдемо від СДУ (9) до ймовірнісного трактування. Для цього вводиться статистичний ансамбль, який являє собою сукупність довільних реалізацій розглянутого випадкового процесу. Розподіл по ансамблю описується щільністю ймовірностей $p(x,t)$, яка підпорядковується відповідному рівнянню Фоккера-Планка-Колмогорова. Перейдемо від змінної x до $y = \ln|x|$ і представимо (9) у вигляді:

$$\frac{dy}{dt} = -K - K\sigma \xi(t).$$

Цьому СДУ відповідає наступне

рівняння Фоккера-Планка-Колмогорова щодо щільності розподілу $f(y,t) = xp(x,t)$:

$$\frac{df}{dt} = K \frac{df}{dy} + K \frac{\sigma^2 \partial^2 f}{2dy^2}. \quad (10)$$

У початковому стані всі системи ансамблю мають одну і ту ж величину x рівну $x_0 = c_0 - c_1$, тобто вважається, що всі реалізації випадкового процесу $x(t)$ починаються з x_0 . Це означає, що початкова щільність ймовірностей має вигляд дельта-функції $p(x,0) = \delta(x - x_0)$. Використовуючи відомі її властивості, можна показати, що ця умова в застосуванні до щільності $f(y,t)$ призводить до початкової умови $f(y,0) = \delta(y - y_0)$, де $y_0 = \ln|x_0|$. При зазначеній початковій умові рішення рівняння (10) дає для $f(y,t)$ нормальний розподіл, який при переході до $p(x,t)$ трансформується в логнормальне:

$$p(x,t) = \frac{1}{x\sqrt{2\pi|K|t}} \exp\left\{-\frac{\left(\ln\left|\frac{x}{x_0}\right| + Kt\right)^2}{2\sigma^2|K|t}\right\}. \quad (11)$$

Параметр t треба розглядати, як час добігання води в водотоці від початкового до кінцевого створу.

Функція розподілу, що представляє собою ймовірність не перевищення деякого рівня x , знаходиться інтегруванням виразу (11):

$$F(x) = \int_0^x p(x) dx = \Phi\left(\frac{\ln\left|\frac{x}{x_0}\right| + Kt}{\sigma\sqrt{|K|t}}\right) = \Phi(\alpha \ln|x| + \beta), \quad (12)$$

$$\text{де: } \alpha = \frac{1}{\sigma\sqrt{|K|t}}, \quad \beta = \alpha(Kt - \ln|x_0|),$$

Φ – стандартний нормальний розподіл, визначається як:

$$\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x e^{-u^2/2} du.$$

Таким чином, теорія передбачає, що значення концентрацій ЗР в воді поверхневого водного об'єкта повинна підкорятися логнормальному закону розподілу (12). Перевіряємо на емпіричних даних, наскільки цей теоретичний результат можна

застосувати для реальних умов за наявними даним спостереження.

Для подальшого аналізу даних найбільшу цікавість представляє випадок $|k| \gg k_q$, коли переважний внесок у зміну концентрації ЗР вносить внутрішнє джерело (при цьому негативне джерело $k < 0$ відповідає стоку ЗР, наприклад за рахунок її розпаду). У цьому випадку справедливо наближення $K \approx -\bar{k}, c_1 \approx 0, x \approx c$ (визначення величин – після формули (9)), а функція розподілу і її параметри мають вигляд:

$$F(x) = \Phi(\alpha \ln c + \beta),$$

$$\alpha = \frac{1}{\sigma \sqrt{|k|t}},$$

$$\beta = \alpha(-\bar{k}t - \ln c_0), \quad (13)$$

де $\alpha > 0$, а параметр β може бути як позитивним, так і від'ємним.

На основі наявних, в системі моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України, реальних середньобагаторічних даних (табл. 1), проведено дослідження якості води Дніпра, за наявними постами спостереження (рис. 1). Дослідження зміни суми аніонів води проводились після попереднього ретроспективного аналізу на основі отриманих вище теоретичних залежностей.

Перевіримо припущення $t \ll \tau_q$ яке було прийнято при переході від (4) до (5) і яке означає, що час добігання води від початкового створу розглянутої ділянки водотоку до його кінцевого створу набагато

менше часу заповнення живого перетину водою з бічного припливу. Час добігання рівний $t = \frac{L}{v}$ де L – довжина ділянки. Розгляда-

лися 12 ділянок вздовж водотоку Дніпра (рис. 1) довжиною ≈ 12 км, кожна. При середній швидкості течії ≈ 1 м/с отримуємо час добігання $\approx 3,3$ години. Для розрахунку часу $\tau_q = \omega_0 q$ використовуємо порядкові оцінки живого перетину водотоку $\omega_0 \approx 10^2$ м² і інтенсивності бічного припливу $q \approx 0,1-1$ (м³/с)/км. В результаті отримуємо $\tau_q \approx 1-10$ діб. Таким чином, умова $t \ll \tau_q$ виконується, і можна використовувати отримані теоретичні розподілу. Розглянемо тепер статистику зміни суми аніонів на предмет її відповідності теоретичним залежностям.

Дані ретроспективного аналізу (рис. 2) демонструють загальне підвищення концентрації суми аніонів протягом останніх 10 років. Середні багаторічні максимуми і мінімуми по 12 постах спостереження представлені в табл. 1. Горизонтальна лінія на рис. 2, проведена за табличними даними.

Спостерігається багаторічна тенденція до підвищення суми аніонів в воді, особливо протягом останніх років. Тренд становить ≈ 0.12 одиниць за 10 років, або 1,5% відносно середнього значення.

Така зміна вмісту суми аніонів здається невеликою, проте це не так, оскільки йому відповідає 32% зниження концентрації аніонів, що досить помітно.

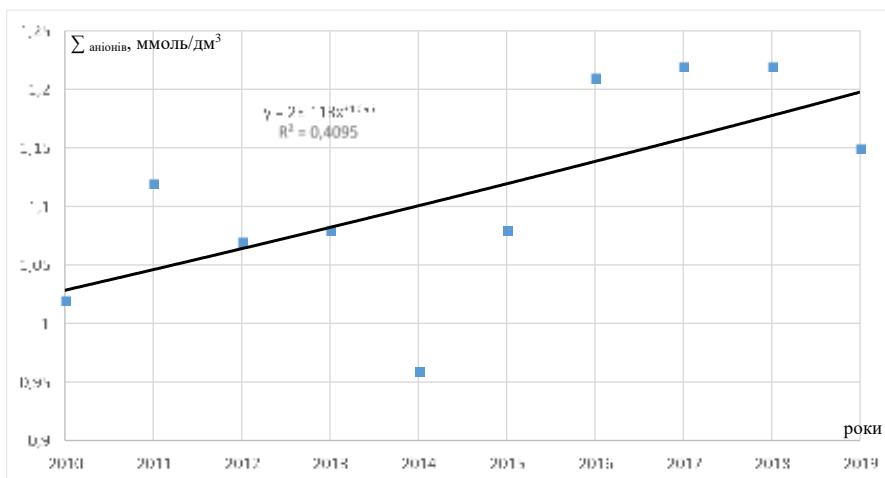


Рис. 2 – Часовий ряд концентрації суми аніонів

Fig. 2 – Time series of the anions sum concentration

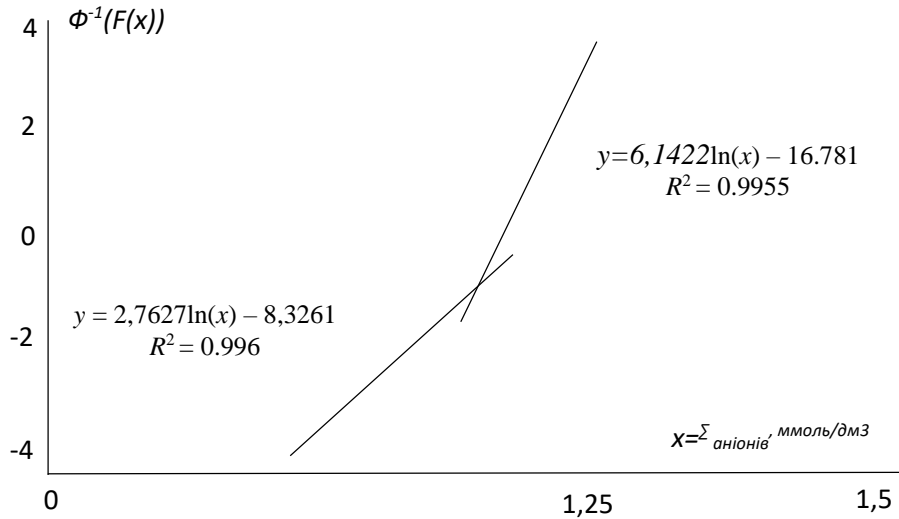


Рис. 3 – Функція розподілу концентрації суми аніонів
Fig. 3 – The distribution function of the anions sum concentration

Рисунок 3 показує, що в розглянутому поверхневому водному об'єкті за час спостереження зміна суми аніонів відбувалося в інтервалі 0,96-1,22. Він розпадається на два підінтервали, що розділяються значенням суми аніонів 1,1, в кожному з яких діє нормальний розподіл, але з відмінними значеннями параметрів:

$$F(x) = \Phi(\alpha x + \beta),$$

$$\alpha = 2,76, \beta = -8,33 \text{ при } x < 1,2,$$

$$\alpha = 6,14, \beta = -16,78 \text{ при } x > 1,2,$$

де x = сума аніонів. Коефіцієнт детермінації R^2 наведений на рисунку, близький до одиниці. Наявність двох гілок розподілу обумовлено річними змінами техногенного навантаження, про які говорилося вище, при цьому верхня гілка відповідає річному, а нижня – середньобагаторічному.

Так як сума аніонів – це негативний десятковий логарифм концентрації окремих

аніонів $\sum \text{аніонів} = -\lg[\text{аніона}]$, тому з того, що $\sum \text{аніонів}$ розподілена по нормальному закону, випливає, що їх концентрація розподілена по логнормальному закону:

$$F(c) = \Phi(\bar{\alpha} \ln c + \beta),$$

Де $\bar{\alpha} = -\alpha / \ln 10$, в відповідності з теоретичним результатом (13).

Перевагами запропонованого підходу є можливість простого та оперативного виведення стохастичного рівняння балансу ЗР та побудови рівняння для щільності розподілу їх концентрацій. Як недоліком все ж справедливо буде вказати на необхідність при використанні запропонованої моделі застосовувати комп'ютерну техніку.

Для випадку досягнення мети наших досліджень застосування запропонованої моделі є оправданим.

Висновки

На основі даних ретроспективного аналізу за 2010-2019 роки проведено аналіз зміни показників суми аніонів в воді Дніпра по 12 постах забору проб и виявлено тенденції до погіршення екологічного стану поверхневого водного об'єкта – загальне збільшення вмісту суми аніонів за середньобагаторічними показниками. Що можна пояснити постійним збільшенням антропогенного навантаження на басейн водойми.

Теоретично показано, що флуктуації концентрації забруднюючих речовин в воді поверхневого водного об'єкта, пов'язані з

хаотичністю надходження води і забруднюючих речовини в річку, призводять до статистичних розподілів концентрації речовини, що підкоряється логнормальному закону.

Аналіз часових рядів для значення середньобагаторічних показників загального вмісту аніонів в річці Дніпро підтвердив теоретичні висновки і дозволив визначити параметри їх розподілів. Виявлено розщеплення розподілу концентрацій на дві логнормальні гілки, що відповідають різним умовам формування стоку води і забруднюючої речовини.

Конфлікт інтересів

Автори заявляють, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автори повністю дотримувались етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Література

1. Fredys Simanca Herrera, Daniela Garzón Rubiano, Fabián Blanco Garrido, Pablo Carreño Hernández, Siby Garces Polo, Jenny Romero, Yulineth Gomez-Charris. Evaluation of water quality state through regulations and physicochemical indicators for the administration of water resources in the Integrated Management District of Salto del Tequendama. *Procedia Computer Science*. 2020. Vol. 177. P. 300-307. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.procs.2020.10.041>
2. Xiaoran Cao, Clarisse Mukandinda Cyuzuzo, Ayaole Saiken, Bo Song. A linear additivity water resources assessment indicator by combining water quantity and water quality. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 121, 106990. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106990>
3. Ira Brückner, Silke Classen, Monika Hammers-Wirtz, Kassandra Klaer, Joachim Reichert, Johannes Pinnekamp. Tool for selecting indicator substances to evaluate the impact of wastewater treatment plants on receiving water bodies. *Science of The Total Environment*. 2020. Vol. 745, 140746. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140746>
4. Hajkowicz, S., Collins K., Hajkowicz S. A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management. *Water resources management*. 2006. Vol. 21, No 9. P. 1553–1566. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9112-5>
5. Malekmohammadi B., Jahanishakib F. Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. *Ecological Indicators*. 2017. Vol.82. P. 293-303. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.060>
6. Hortência de Sousa Barroso, Tallita Cruz Lopes Tavares, Marcelo de Oliveira Soares, Tatiane Martins Garcia, Brenda Rozendo, Alanne Simone Cavalcante Vieira, Patrícia Barros Viana, Thalita Melo Pontes, Tasso Jorge Tavares Ferreira, Jurandir Pereira Filho, Carlos Augusto França Schettini, Sandra Tédde Santaella. Intra-annual variability of phytoplankton biomass and nutrients in a tropical estuary during a severe drought. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2018. Vol. 213. P. 283-293. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.023>
7. Boehm A.B., Soller J.A. Refined ambient water quality thresholds for human-associated fecal indicator HF183 for recreational waters with and without co-occurring gull fecal contamination. *Microbial Risk Analysis*. 2020. Vol. 16. 100139. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mran.2020.100139>
8. Пономаренко Р. В., Пляцук Л. Д., Третяков О. В., Черкашин В., Затько Й. Прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра. *Техногенно-екологічна безпека*. Харків: НУЦЗ України. 2020. Вип. 7. (1/2020) С. 51-56. URL: http://repositc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/10754/3/51-56-Ponomarenko_Pljatsuk_Tretjakov_Cherkashyn_Zatko.pdf
9. Jiping Jiang, Sijie Tang, Dawei Han, Guangtao Fu, Dimitri Solomatine, Yi Zheng. A comprehensive review on the design and optimization of surface water quality monitoring networks. *Environmental Modelling & Software*. 2020. Vol. 132. 104792. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104792>
10. Bezsonnyi V., Tretjakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. № 5/10 (89). P. 32–38. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.109477>
11. Eduardo Eiji Maeda, Filipe Lisboa, Laura Kaikkonen, Kari Kallio, Sampsa Koponen, Vanda Brotas, Sakari Kuikka. Temporal patterns of phytoplankton phenology across high latitude lakes unveiled by long-term time series of satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 2019. Vol. 221. P. 609-620. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.006>
12. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2020. № 3/10 (105). P. 54–62. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2020.206125>
13. Laura Melo Vieira Soares, Maria do Carmo Calijuri, Talita Fernanda das Graças Silva, Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo, Carolline Tressmann Cairo, Claudio Clemente Faria Barbosa. A parameterization strategy for hydrodynamic modelling of a cascade of poorly monitored reservoirs in Brazil. *Environmental Modelling & Software*. 2020. Vol. 134. 104803. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104803>
14. Maurice A. Duka, Tetsuya Shintani, Katshuhide Yokoyama. Thermal stratification responses of a monomictic reservoir under different seasons and operation schemes. *Science of The Total Environment*. 2020.144423. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144423>

References

1. Fredys Simanca Herrera, Daniela Garzón Rubiano, Fabián Blanco Garrido, Pablo Carreño Hernández, Siby Garces Polo, Jenny Romero & Yulineth Gomez-Charris. (2020). Evaluation of water quality state through regulations and physicochemical indicators for the administration of water resources in the Integrated Management District of Salto del Tequendama. *Procedia Computer Science*, 177, 300-307. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2020.10.041>
2. Xiaoran Cao, Clarisse Mukandinda Cyuzuzo, Ayaole Saiken & Bo Song. (2021). A linear additivity water resources assessment indicator by combining water quantity and water quality. *Ecological Indicators*, 121, 106990. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106990>
3. Ira Brückner, Silke Classen, Monika Hammers-Wirtz, Cassandra Klaer, Joachim Reichert & Johannes Pinnekamp. (2020). Tool for selecting indicator substances to evaluate the impact of wastewater treatment plants on receiving water bodies. *Science of The Total Environment*, 745, 140746. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140746>
4. Hajkowicz, S. A. & Collins, K. (2006). Review of multiple criteria analysis for water resource planning and management. *Water Resources Management*, 21(9), 1553–1566. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9112-5>
5. Malekmohammadi, B. & Jahanishakib F. (2017). Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. *Ecological Indicators*, 82, 293-303. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.060>
6. Hortência de Sousa Barroso, Tallita Cruz Lopes Tavares, Marcelo de Oliveira Soares, Tatiane Martins Garcia, Brenda Rozendo, Alanne Simone Cavalcante Vieira, Patrícia Barros Viana, Thalita Melo Pontes, Tasso Jorge Tavares Ferreira, Jurandir Pereira Filho, Carlos Augusto França Schettini & Sandra Tédde Santaella. (2018). Intra-annual variability of phytoplankton biomass and nutrients in a tropical estuary during a severe drought. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 213, 283-293. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.023>
7. Boehm, A.B. & Soller, J.A. (2020). Refined ambient water quality thresholds for human-associated fecal indicator HF183 for recreational waters with and without co-occurring gull fecal contamination. *Microbial Risk Analysis*, 16, 100139. <https://doi.org/10.1016/j.mran.2020.100139>
8. Ponomarenko, R.V., Plyatsuk, L.D., Tretyakov, O. B., Cherkashin, V. & Zatko, J. (2020). Forecasting of indicators of the oxygen regime of the surface source in the aquatic ecosystem of the Dnieper basin. *Technogenic and ecological safety*, 7 (1/2020), 51-56. Retrieved from http://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/10754/3/51-56-Ponomarenko_Plyatsuk_Tretjakov_Cherkashyn_Zatko.pdf
9. Jiping Jiang, Sijie Tang, Dawei Han, Guangtao Fu, Dimitri Solomatine & Yi Zheng. (2020). A comprehensive review on the design and optimization of surface water quality monitoring networks. *Environmental Modelling & Software*, 132, 104792. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104792>
10. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B. & Ponomarenko R. (2017). Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5(10 (89)), 32–38. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.109477>
11. Eduardo Eiji Maeda, Filipe Lisboa, Laura Kaikkonen, Kari Kallio, Sampsa Koponen, Vanda Brotas & Sakari Kuikka. (2019). Temporal patterns of phytoplankton phenology across high latitude lakes unveiled by long-term time series of satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 221, 609-620. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.006>
12. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. (2020). Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 3(10 (105)), 54–62. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2020.206125>
13. Laura Melo Vieira Soares, Maria do Carmo Calijuri, Talita Fernanda das Graças Silva, Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo, Carolline Tressmann Cairo & Claudio Clemente Faria Barbosa. (2020). A parameterization strategy for hydrodynamic modelling of a cascade of poorly monitored reservoirs in Brazil. *Environmental Modelling & Software*, 134, 104803. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104803>
14. Maurice A. Duka, Tetsuya Shintani & Katshuhide Yokoyama. (2020). Thermal stratification responses of a monomictic reservoir under different seasons and operation schemes. *Science of the Total Environment*, 767, 144423. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144423>

Отримана 11.01.2021

Переглянуто 30.03.2021

Прийнята до друку 12.04.2021