

# Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»

RESEARCH ARTICLE  
OPEN ACCESS

## ДОСЛІДЖЕННЯ ЗМІНИ ЯКІСНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВОГО ВОДНОГО ОБ'ЄКТА В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Р. В. Пономаренко<sup>1</sup>, Л. Д. Пляцук<sup>2</sup>, П. А. Ковальов<sup>1</sup>, Й. Затько<sup>3</sup><sup>1</sup>Національний університет цивільного захисту України, Харків, Україна<sup>2</sup>Сумський державний університет, Суми, Україна<sup>3</sup>Європейський інститут подальшої освіти, Підгайська, Словаччина

УДК 504.453

DOI: 10.5281/zenodo.4300769

Отримано: 26 жовтня 2020

Прийнято: 26 листопада 2020

Cite as: Ponomarenko R., Plyatsuk L., Kovalev P., Zat'ko J. (2020). Study of changes in the quality of the surface water body under man-made conditions. Technogenic and ecological safety, 8(2/2020), 48–54. doi: 10.5281/zenodo.4300769

### Анотація

В статті 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. Розрахована ймовірність перевищення (забезпеченість) нормативних меж. Продемонстровано використання забезпеченості для цілей гідрохімічного нормування. Оригінальність дослідження базується на інтегрованому підході, який включає проведення моделювання за наявними даними в базі Державного агентства водних ресурсів України, який враховує принципи збереження біорізноманіття, сталого використання водних ресурсів, управління та басейни річок, моніторинг та оцінку інформації про їх стан. В подальшому запропонований підхід, може стати предметом досліджень в напрямку проведення аналізу часових рядів інших забруднюючих речовин, що надходять до поверхневого водного об'єкта, внаслідок техногенного навантаження на нього.

**Ключові слова:** поверхневий водний об'єкт, техногенне навантаження, тимчасові ряди, стохастична модель, логнормальний розподіл.

### 1. Постановка проблеми.

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 сільського господарства, 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 зрештою і призвело до вичерпання 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.

### 2. Аналіз останніх досліджень і публікацій.

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 водоймових 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, внаслідок 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, перманганату окислюваність. Поряд з цим була досліджена мінливість витрат водотоків і вплив, який вони чинять на показники якості води поверхневого водного об'єкта. В основі цього підходу лежить макродинаміка виносу речовини з водозбірної території в поверхневий водний об'єкт, що розвивається на тлі його безперервного накопичення на водозборі. Елементи хаотичності в структурі водозбору і в випаданні опадів індукують флуктуації концентрації ЗР в воді поверхневого водного об'єкта. 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 обрано загальний вміст аніонів, на основі даних системи моніторингу Державного агентства водних ресурсів України.

Слід зазначити, що 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 доводить фізико-хімічні закономірності процесів і тому не дозволяє давати змістовну інтерпретацію результатів. На відміну від цього підходу в даній роботі статистичний розподіл не підбирається, а виводиться з розгляду макродинаміки процесу, врахування його стохастичності, переходу до статистичного ансамблю і рішенням рівняння для щільності розподілу. На цій основі дається інтерпретація отриманих результатів для аналізованих показників якості води.

### 3. Постановка завдання та його вирішення.

Метою статті є визначення адекватності прогнозу математичної моделі зміни загального вмісту аніонів в умовах басейну Дніпра.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити наступні завдання:

- проведення ретроспективного аналізу зміни вмісту суми аніонів в воді Дніпра;
- виведення стохастичного рівняння балансу суми аніонів та побудова рівняння для щільності розподілу її концентрації.

Дослідження проводились за даними проб контрольного забору води р. Дніпро в межах Басейнового управління водними ресурсами по 12 постам (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 табл. 1.

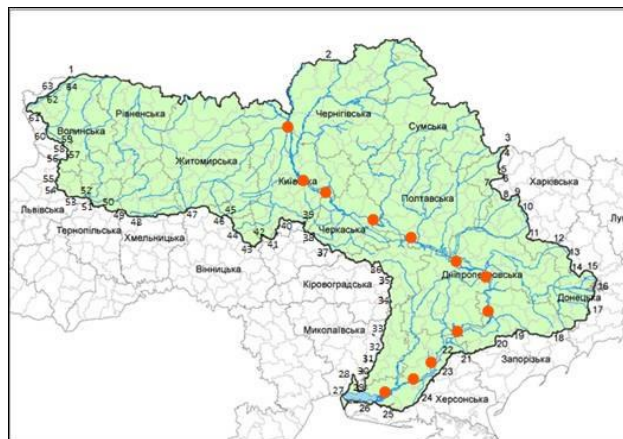


Рисунок 1. Схематичне розміщення 12 постів контрольного забору води, за даними яких було проведено дослідження

Таблиця 1 – Середньобогаторічні значення суми аніонів (ммоль/дм<sup>3</sup>) на постах заборів води басейну Дніпра

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

Баланс речовини, що міститься в воді поверхневого водного об'єкта, складається в загальному випадку з зовнішніх та внутрішніх джерел (стоки розглядаються як від'ємні джерела). Група зовнішніх джерел включає в себе надходження з бічною приточністю, з атмосферними опадами, виділення або поглинання донними осадами, прикріпленою 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. Така класифікація джерел пов'язана 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 речовина, 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 масу речовини  $M = cQ$ , де  $Q$  – витрати водотоку. Далі перенесення розглядається в межах лагранжового опису. Переміщення виділеного обсягу 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 –  $v'cQ$  (він залишається від адвектного члена  $-(vcQ)'$  при переході від ейлерового до лагранжового опису), де штрих позначає похідну по координаті  $l$ . Тенденція до вирівнювання швидкостей водотоку на різних його ділянках має місце для річкових басейнів, 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 обсяг що надходить до водотоку в розрахунку на одиницю довжини русла за одиницю часу. 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  $\omega$  – 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  $\omega_0$  – значення  $\omega$  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 ризкою зверху позначені середні значення параметрів,  $\xi(t)$  – стандартний білий шум,  $\sigma$  – 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:

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

Це СДУ описує броунівський рух концентрації ЗР щодо лінійного тренду. Якщо розглядати статистичний ансамбль з  $\delta$ -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

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

де:

$$\begin{aligned} x &= c - c_1, \\ K &= \bar{k}_q - \bar{k}, \\ c_1 &= \frac{c_q \bar{k}_q}{K}. \end{aligned}$$

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):

$$F(x) = \int_0^x p(x')dx' = \Phi\left(\frac{\ln\left|\frac{x}{x_0}\right| + Kt}{\sigma\sqrt{|K|t}}\right) = \Phi(\alpha \ln|x| + \beta), \quad (12)$$

де:  $\alpha = \frac{1}{\sigma\sqrt{|K|t}}$ ,  $\beta = \alpha(Kt - \ln|x_0|)$ ,  $\Phi$  – стандартний нормальний розподіл, що 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). Перевіримо 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  $K \approx -k, c_1 \approx 0, x \approx c$  (визначення величин – після формули (9)), а функція розподілу і її параметри мають вигляд:

$$\begin{aligned} F(x) &= \Phi(\alpha \ln c + \beta), \quad \alpha = \frac{1}{\sigma\sqrt{|k|t}}, \\ \beta &= \alpha(-kt - \ln c_0), \end{aligned} \quad (13)$$

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

На основі наявних, в системі моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України, реальних середньобогаторічних даних (табл. 1), проведено дослідження тимчасових рядів показників 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. Розглядалися

12 ділянок вздовж водотоку Дніпра (рис. 1) довжиною  $\approx 12$  км. При середній швидкості течії  $\approx 1$  м/с отримуємо час добігання  $\approx 3,3$  години. Для розрахунку часу  $\tau_q = \omega_0 q$  використовуємо порядкові оцінки живого перетину водотоку  $\omega_0 \approx 10^2$  м<sup>2</sup> і інтенсивності бічного припливу  $q \approx 0,1-1$  (м<sup>3</sup>/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.

Часовий ряд (рис. 2) демонструє підвищення концентрації суми аніонів протягом останніх 10 років. Середьбагаторічні максимуми і мінімуми по 12 постам спостереження представлені в табл. 1. Горизонтальна лінія на рис. 2 проведена за значеннями.

Можна помітити явно виражену багаторічну тенденцію до підвищення суми аніонів води, особливо протягом останніх років. Тренд становить  $\approx 0.12$  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%-ве зниження концентрації аніонів, що досить помітно. Свідченням евтрофікації є відсутність тенденції до зменшення техногенного навантаження на поверхневі водні об'єкти протягом останніх 10 років.

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  $\bar{\alpha} = -\alpha / \ln 10$ , у 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.

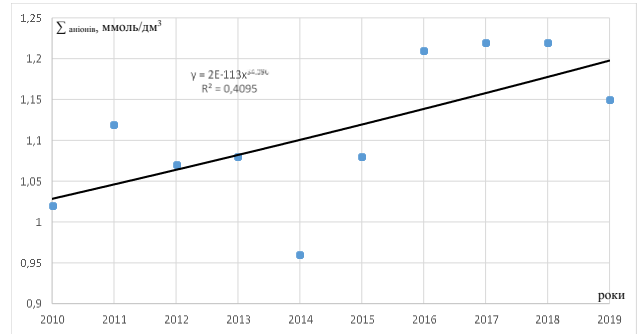


Рисунок 2 – Часовий ряд концентрації суми аніонів

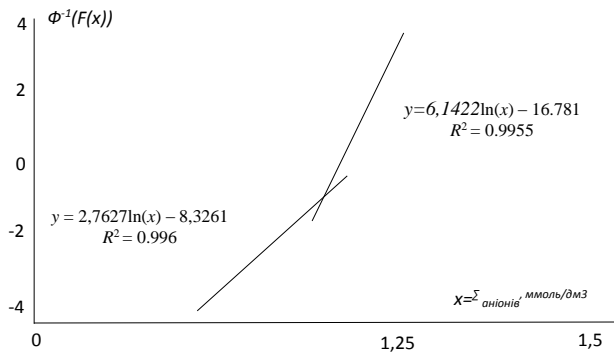


Рисунок 3 – Функція розподілу концентрації суми аніонів

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.

#### 4. Висновки.

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

Теоретично показано, що флуктуації концентрації ЗР в водотоці, пов'язані з хаотичністю надходження води і ЗР до поверхневого водного об'єкта, призводять до статистичних розподілів концентрації речовини, що підкоряється логнормальному закону. Аналіз часових рядів для суми аніонів в воді Дніпра підтвердив теоретичні висновки і дозволив визначити параметри їх розподілів. Виявлено розщеплення розподілу концентрацій суми аніонів на дві логнормальні гілки, що відповідають різним умовам формування стоку води і ЗР.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Eric S. Hall. An Ecological Function Approach to Managing Harmful Cyanobacteria in Three Oregon Lakes: Beyond Water Quality Advisories and Total Maximum Daily Loads (TMDLs) / Eric S. Hall, Robert K. Hall, Joan L. Aron, Sherman Swanson, Michael J. Philbin, Robin J. Schafer, Tammy Jones-Lepp, Daniel T. Heggem, John Lin, Eric Wilson, Howard Kahan // *Water (Basel)*. – 2019. – Vol. 11(6). – Pp. 1125. DOI 10.3390/w11061125.
2. Guoshuai Qin. An Integrated Methodology to Analyze the Total Nitrogen Accumulation in a Drinking Water Reservoir Based on the SWAT Model Driven by CMADS: A Case Study of the Biliuhe Reservoir in Northeast China / Guoshuai Qin, Jianwei Liu, Tianxiang Wang, Shiguo Xu, Guangyu Su // *Water*. – 2018. – Vol. 10(11). – Pp. 1535. DOI 10.3390/w10111535.
3. Wencui Cong. Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin / Wencui Cong, Xiaoyin Sun, Hongwei Guo, Ruifeng Shan // *Ecological Indicators*. – 2020. – Vol. 112, May. – Article 106089. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106089
4. Hajkowicz, S. A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management / S. Hajkowicz, K. Collins // *Water Resources Management*. – 2006. – Vol. 21, Issue 9. – Pp. 1553–1566. DOI: 10.1007/s11269-006-9112-5
5. B. Malekmohammadi. Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model / B. Malekmohammadi, F. Jahanishakib // *Ecological Indicators*. – 2017. – Volume 82. – Pp. 293-303. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.060
6. Zoltay, V. I. Integrated watershed management modeling: generic optimization model applied to the ipswich river basin [text] / V. I. Zoltay, R. M. Vogel, P. H. Kirshen, K. S. Westphal // *Journal of Water Resources Planning and Management*. – 2010. – Vol. 136, Issue 5. – Pp. 566–575. DOI: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000083
7. Miao, D. Y. Optimization Model for Planning Regional Water Resource Systems under Uncertainty / D. Y. Miao, Y. P. Li, G. H. Huang, Z. F. Yang, C. H. Li // *Journal of Water Resources Planning and Management*. – 2014. – Vol. 140, Issue 2. – Pp. 238–249. DOI: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000303
8. Пономаренко, Р. В. Прогнозування показників кисневого режиму поверхневого джерела в умовах водної екосистеми басейну Дніпра / Р. В. Пономаренко, Л. Д. Пляцук, О. В. Третьяков, В. Черкашин, Й. Затько // *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. – 2020. – Випуск 7 (1/2020). – С. 51-56.
9. Tranmer, A. W. Coupled reservoir-river systems: Lessons from an integrated aquatic ecosystem assessment. / A. W. Tranmer, D. Weigel, C. L. Marti, D. Videgar, J. Imberger // *Journal of Environmental Management*. – 2020. – Vol. 26015. – Article 110107. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110107.
10. Bezsonnyi V. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir / V. Bezsonnyi, O. Tretyakov, B. Khalmuradov, R. Ponomarenko // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. – 2017. – № 5/10 (89). – Pp. 32–38. URL: <http://repositsc.nuczu.edu.ua/handle/123456789/5546>
11. Bravo, M. Applying stochastic goal programming: A case study on water use planning / M. Bravo, I. Gonzalez // *European Journal of Operational Research*. – 2009. – Vol. 196, Issue 3. – Pp. 1123–1129. DOI: 10.1016/j.ejor.2008.04.034.
12. Ponomarenko, R. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply / R. Ponomarenko, L. Plyatsuk, L. Hurets, D. Polkovnychenko, N. Grigorenko, M. Sherstiuk, O. Miakaiev // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. – 2020. – № 3/10 (105). – Pp. 54–62. URL: <http://journals.urau.ua/eejet/article/view/206125>
13. Madani, K. Game theory and water resources [Text] / K. Madani // *Journal of Hydrology*. – 2010. – Vol. 381, Issue 3-4. – Pp. 225–238. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.045.
14. Walter Leal Filho. Reviewing the role of ecosystems services in the sustainability of the urban environment: A multi-country analysis. [text] / W. L. Filho, J. Barbir, M. Sima, A. Kalbus, A. Bonoli // *Journal of Cleaner Production*. – 2020. – Volume 262. – Article 121338. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121338

**Ponomarenko R., Plyatsuk L., Kovalev P., Zat'ko J.****STUDY OF CHANGES IN THE QUALITY OF THE SURFACE WATER BODY UNDER MAN-MADE CONDITIONS**

The article considers 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 applied to the analysis of 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. The probability of exceeding (providing) regulatory limits is calculated. The use of security for the purposes of hydrochemical rationing is demonstrated. The originality of the study is based on an integrated approach, which includes modeling based on available data in the State Agency of Water Resources of Ukraine, which takes into account the principles of biodiversity conservation, sustainable use of water resources, river management and basins, monitoring and evaluation of their status. In the future, the proposed approach may be the subject of research in the direction of analysis of time series of other pollutants entering the surface water body, due to man-made load on it.

**Key words:** surface water body, man-caused load, time series, stochastic model, lognormal distribution.

## REFERENCES

1. Hall, E. S., Hall, R. K., Aron, J. L., Swanson, S., Philbin, M. J., Schafer, R. J., Jones-Lepp, T., Heggem, D. T., Lin, J., Wilson, E., Kahan, H. (2019). An Ecological Function Approach to Managing Harmful Cyanobacteria in Three Oregon Lakes: Beyond Water Quality Advisories and Total Maximum Daily Loads (TMDLs). *Water (Basel)*, 11(6): 1125. DOI: 10.3390/w11061125.
2. Qin, G., Liu, J., Wang, T., Xu, S., Su, G. (2018). An Integrated Methodology to Analyze the Total Nitrogen Accumulation in a Drinking Water Reservoir Based on the SWAT Model Driven by CMADS: A Case Study of the Biliuhe Reservoir in Northeast China. *Water*, 10(11), 1535. DOI: 10.3390/w10111535.
3. Cong, W., Sun, X., Guo, H., Shan, R. (2020). Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin. *Water (Basel)*, 112 (May), Article 106089. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106089
4. Hajkowicz, S., Collins, K. (2006). A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management. *Water Resources Management*, 21(9), 1553–1566. DOI: 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. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.06.060



6. Zoltay, V. I., Vogel, R. M., Kirshen, P. H., Westphal, K. S. (2010). Integrated watershed management modeling: generic optimization model applied to the Ipswich river basin. *Journal of Water Resources Planning And Management*, 136(5), 566–575. DOI: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000083
7. Miao, D. Y., Li, Y. P., Huang, G. H., Yang, Z. F., Li, C. H. (2014). Optimization Model for Planning Regional Water Resource Systems under Uncertainty. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(2), 238–249. DOI: 10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000303
8. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Tretyakov O., Cherkashyn O., Zat'ko J. (2020). Forecasting of oxygen mode of surface sources in conditions of the water ecosystem of the Dnipro basin. *Technogenic and ecological safety*, 7(1/2020), 51–56. DOI: 10.5281/zenodo.3780086
9. Tranmer, A. W., Weigel, D., Marti, C. L., Videgar, D., Imberger, J. (2020). Coupled reservoir-river systems: Lessons from an integrated aquatic ecosystem assessment. *Journal of Environmental Management*, 26015, 110107. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110107
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. URL: <http://repositsc.nuczu.edu.ua/handle/123456789/5546>
11. Bravo, M., Gonzalez, I. (2009). Applying stochastic goal programming: A case study on water use planning. *European Journal of Operational Research*, 196(3), 1123–1129. DOI: 10.1016/j.ejor.2008.04.034
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. URL: <http://journals.urau.ua/eejet/article/view/206125>
13. Madani, K. (2010). Game theory and water resources. *Journal of Hydrology*, 381(3-4), 225–238. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.045.
14. Filho, W. L., Barbir, J., Sima, M., Kalbus, A., Bonoli, A. (2020). Reviewing the role of ecosystems services in the sustainability of the urban environment: A multi-country analysis. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121338. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121338