

УДК 631.6.519

Петрук А. М., ст.викл. (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне)

ОЦІНКА ТІСНОТИ КОРЕЛЯЦІЙНОГО ЗВ'ЯЗКУ МІЖ ВСТАНОВЛЮВАНИМИ ПАРАМЕТРАМИ ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ БІЛОГО ОЗЕРА РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

На підставі опрацьованих багаторічних даних динаміки показників якості води Білого озера проведено кореляційний аналіз, під час якого за величиною коефіцієнту кореляції (r) визначено оптимальне сполучення взаємовпливаючих чинників водного об'єкту, ступінь та напрям зв'язку між ними.

Ключові слова: кореляція, кореляційна матриця, коефіцієнт кореляції, поліноміальне рівняння, кореляційний зв'язок, токсичність, водна екосистема, величина апроксимації.

На основании обработанных многолетних данных динамики показателей качества воды Белого озера проведено корреляционный анализ, в ходе которого по величине коэффициента корреляции (r) определено оптимальное сочетание взаимовлияющие факторов водного объекта, степень и направление связи между ними.

Ключевые слова: корреляция, корреляционная матрица, коэффициент корреляции, полиномиальное уравнение, корреляционная связь, токсичность, водная экосистема, величина аппроксимации.

Based on the processed data of the dynamics of long-term indicators of water quality of White Lake the correlation analysis was conducted, during which the optimum combination of interaction water body factors, the degree and direction of communication between them were defined by the largest correlation coefficient (r).

Keywords: correlation, correlation matrix, correlation coefficient, polynomial equations, correlation, toxicity, aquatic ecosystems, value approximation.

Вступ. Кількісне описування процесу формування екологічного стану водних екосистем різного типу стало нормою в екологічних дослідженнях, що не можна стверджувати стосовно кількісного описування механізму цього явища, тобто стосовно його математичного моделювання. Але, як вважають більшість науковців, без математичного опису закономірностей процесів, які відбуваються в межах водойм, та кількісної оцінки результатів антропогенно-го впливу неможливо забезпечити прогнозування тенденцій розвитку гідрое-

косистем та вирішити головну гідроекологічну проблему – визначення оптимального режиму експлуатації водної екосистеми, коли може бути отриманий найвищий позитивний ефект при найнижчих негативних наслідках.

На сьогодні існують різні способи математичної формалізації та методи описування реальних процесів математичної моделі. Спектр запропонованих підходів досить широкий, починаючи від лінійних алгебраїчних рівнянь до використання нелінійних багатоелементних алгоритмів. Вибір того чи іншого підходу до апроксимації досліджуваного процесу, що впливає на формування пошукової функції, визначається вимогами щодо точності кінцевих результатів і кількістю вихідних натуральних даних, які покладені в основу побудови математичної моделі [1].

Аналіз попередніх досліджень. На думку В.Д. Романенка (1993), отримати універсальну математичну модель антропогенного навантаження на гідроекосистеми у найближчий період неможливо, що пов'язано з багатосторонністю і складністю процесів, які відбуваються на площі водозбору, недостатньою вивченістю перебігу продукційно-деструкційних процесів у водоймах різного типу, особливо трансформації багато чисельних забруднюючих речовин.

Досвід екологічного моделювання гідроекосистем різного типу показує, що найбільшою прогностичною цінністю володіють моделі середнього ступеня складності, що зумовлено особливостями поведінки екосистем. При цьому, як вважають Догановський А.М. та Іванова О.В. (1991), математичне моделювання і прогнозування необхідно проводити тільки за обмеженим числом факторів, які є найбільш дослідженими.

Для вирішення означеної проблеми особливу роль відіграють методи математичного імітаційного моделювання [2], що представляють собою комп'ютерні програми, побудовані на базі лінійних алгебраїчних рівнянь, які дозволяють не тільки аналізувати та прогнозувати стан або динаміку певного явища, а й здійснювати екологічне обґрунтування різних альтернативних варіантів водоохоронних заходів.

Визначені імітаційні моделі не можуть завжди детально описувати складні екологічні процеси і поступаються у точності апроксимації окремих елементів реальної гідроекосистеми. Але в багатьох випадках доцільність їх використання для вивчення гідроекосистем не викликає ніяких сумнівів, вони мають беззаперечні переваги у відношенні інформативності та практичності їх застосування, тим більше, що методи їх розв'язання освоєні значно краще, ніж методи розв'язання нелінійних диференціальних рівнянь [3].

До останнього часу створення навіть найпростіших модельних програм вимагало знання мов програмування, які досить важкодоступні і передбачають спеціальну підготовки. Ситуація знайшла позитивне вирішення з розповсюдження пакету прикладних програм Microsoft Excel, це доводить створені імітаційні моделі біологічних об'єктів, запропоновані рядом дослідників [4].

Незалежно від вибору ступеню складності апроксимаційної моделі, процесу математичного моделювання передусе кореляційний аналіз, під час якого за величиною коефіцієнту кореляції (r) та відповідного знаку при ньому визначаються оптимальне сполучення взаємовпливаючих чинників, ступінь та напрям зв'язку між ними.

Мета роботи. На підставі опрацьованих багаторічних даних динаміки показників якості води озера Біле Рівненської області провести кореляційний аналіз у вигляді кореляційної матриці головних екологічних параметрів водойми озера, за величиною коефіцієнту кореляції (r), а також визначити оптимальне сполучення взаємовпливаючих чинників водного об'єкту, ступінь та напрям зв'язку між ними.

Характеристика об'єкту дослідження. Озеро Біле – озеро карстового походження у Володимирецькому районі Рівненської області, у басейні річки Стир, притоці р. Прип'яті. Розташоване поблизу села Більська Воля. Довжина становить 1,5 км, ширина – 0,54 км, площа – 0,81 км², пересічна глибина – 4 м. Береги низовинні. Живиться водами підземних джерел і атмосферними опадами. Озеро має суто поліський ландшафтний колорит, дуже мальовниче та по справжньому унікальне. Безпосередньо до озера підходять лісові та болотні масиви, з якими воно утворює єдиний гідрологічний комплекс. Вода за складом гідрокарбонатнокальцієво-магнієва (типова для озер лісової зони). Озеро єдине в Україні з підвищеним вмістом гліцерину у воді, через що має надзвичайно цілющі властивості. Прибережна територія характеризується різноманітністю рослинного покриву та високою атрактивністю.

На сучасному етапі суттєвий рекреаційний прес погіршує екологічний стан досліджуваної водної екосистеми озера.

Результати досліджень. Кореляційною називають таку статистичну залежність, при якій якщо змінюється одна з величин, то змінюється середнє значення іншої. Лінія регресії показує, як залежить середнє значення одного емпіричного ряду від значень другого ряду. Якщо побудувати точки (x_i, \bar{x}_i)

в Декартовій системі координат, то за характером розміщення цих точок можна зробити припущення про форму лінії регресії та відповідну форму кореляційного зв'язку – лінійну, квадратичну, логарифмічну тощо.

Результати кореляційного аналізу представлені у вигляді кореляційної матриці головних екологічних параметрів Білого озера (табл. 1). При цьому жирним шрифтом виділені коефіцієнти кореляції (r), які здолали критичний поріг значимості і свідчать на користь наявності вираженого взаємозв'язку між певними екологічними параметрами достовірного на рівні 5%.

Отже, аналіз кореляційної матриці показав, що встановлено позитивний і досить об'єктивно виражений зв'язок середньої глибини із показником прозорості досліджуваного озера $r=0,96$, що має відповідне пояснення. Оскільки озеро Біле має прозорість більше 30 см, було доцільно проаналізувати дію

цього показника на розвиток основних груп гідробіонтів. Отже кореляційний аналіз показав зв'язок цих параметрів як слабкий, коефіцієнти кореляції r від 0,11-0,17

Формування інших екологічних параметрів під дією гідрологічних процесів, виражених через середню глибину водойми відбувалося із зворотнім характером. Так, зв'язок параметрів сольового складу із середньою глибиною водойми характеризувався як відсутній, тому що коефіцієнти кореляції мали від'ємний знак, а отже, приймалися як недостовірні (рис. 1).

Тісний зв'язок спостерігається між складовими сольового блоку (хлоридами та сульфатами) із мінералізацією $r=0,96$; $r=0,81$ відповідно, які можуть стимулювати заростаємість водойми, але практично не впливають на кількісні показники розвитку основних груп гідробіонтів.

Залежність між показниками заліза загального та цинку описується поліноміальним рівнянням, $r=0,68$ – кореляційний зв'язок помітний.

У гідроекосистемі озера Біле найбільш тісний зв'язок встановлено між показниками радіаційної дії та важкими металами з біотичною складовою (r від 0,51 до 0,98), що свідчить про вплив показників блоку специфічної дії на розвиток основних груп гідробіонтів. Найбільш тісну кореляційну залежність відмічено між залізом загальним та цинком ($r=0,78$) та між залізом та біомасою фітопланктону ($r=0,67$). Що вказує на вплив важких металів на представників фітопланктону озера.

Кореляційна залежність між санітарно-гігієнічним показником (BCK_5) та показниками важких металів описується поліноміальним рівнянням, коефіцієнт кореляції становить від $r=0,62-0,68$, характеризується як зв'язок помітний, що викликає занепокоєння щодо якості санітарно-гігієнічного стану водойми.

Слабкий кореляційний зв'язок виявлений між BCK_5 та основними групами гідробіонтів, коефіцієнт кореляції $r=0,11-0,28$, тобто немає суттєвого впливу між цими показниками в даній водоймі.

Об'єктивно існує тісний позитивний зв'язок компонентів біотичної складової, що підтверджено коефіцієнтами кореляції (r від 0,78-0,96), сила кореляційного зв'язку характеризується як тісний та дуже тісний.

Тіснота зв'язку між наведеними показниками графічно приведена на рис. 1-6.

Рівняння залежності якісних параметрів водної екосистеми озера Біле за трьома блоками екологічних показників наведені в табл. 2.

Таблиця 1

Кореляційна матриця екологічних параметрів Білого озера

Параметри	Прозорість води, м	Середня глибина, м	Вміст хлоридів, мг/л	Вміст сульфатів, мг/л	Сума іонів, мг/л	БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	Залізо загальне, мг/дм ³	Цинк, мг/дм ³	Мідь, мг/дм ³	Цезій-137, Бк/л	Біомаса фітопланктону, г/м ³	Біомаса зоопланктону, г/м ²	Біомаса зообентосу, г/м ²
Прозорість води, м	-												
Середня глибина, м	0,96	-											
Вміст хлоридів, мг/л	0,11	-0,12	-										
Вміст сульфатів, мг/л	0,14	-0,16	0,61	-									
Сума іонів, мг/л	0,21	-0,32	0,96	0,81	-								
БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	-0,54	-0,29	0,43	0,51	0,52	-							
Залізо загальне, мг/дм ³	-0,46	0,15	0,14	0,36	0,49	0,67	-						
Цинк, мг/дм ³	-0,34	0,24	-0,22	0,42	0,38	0,62	0,78	-					
Мідь, мг/дм ³	0,18	-0,34	-0,34	0,48	0,31	0,68	0,57	0,87	-				
Цезій-137, Бк/л	0,25	-0,21	-0,12	0,12	0,29	0,19	0,44	-0,26	0,51	-			
Біомаса фітопланктону, мг/л	0,17	-0,12	0,22	0,06	0,23	0,11	0,67	0,98	0,03	0,65	-		
Біомаса зоопланктону, мг/м ³	0,13	-0,18	0,16	0,09	0,16	0,32	0,16	-0,34	0,64	0,76	0,94	-	
Біомаса зообентосу, г/м ²	0,11	-0,13	0,18	0,11	0,17	0,28	0,17	0,89	0,58	0,79	0,78	0,96	-

(0,51) – достовірні коефіцієнти кореляції (r) на рівні 5%, (-0,21) – недостовірні коефіцієнти кореляції

Силу кореляційного зв'язку між параметрами визначаємо згідно зі шкалою Чеддака [1]:

якщо $r=1$ – зв'язок функціональний;

$0,9 \leq |r| < 10,99$ – зв'язок дуже тісний;

$0,7 \leq |r| < 10,9$ – зв'язок тісний;

$0,5 \leq |r| < 10,7$ – зв'язок помітний;

$0,3 \leq |r| < 10,5$ – зв'язок помірний;

$0,1 \leq |r| < 10,3$ – зв'язок слабкий;

$r < 0,1$ – зв'язок відсутній.

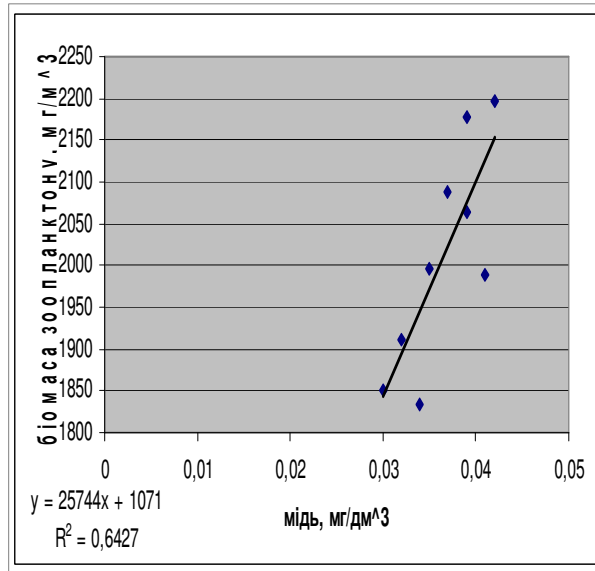


Рис. 1. Графік кореляційної залежності між показниками міді та біомасою зоопланктону

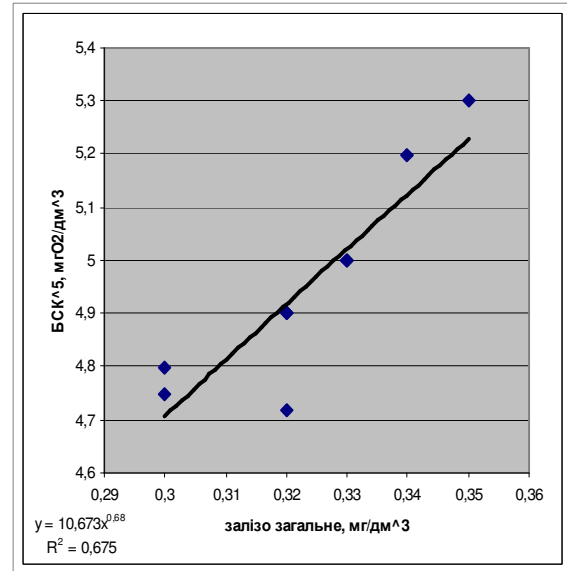


Рис. 2. Графік кореляційної залежності між показниками БСК₅ і заліза загального

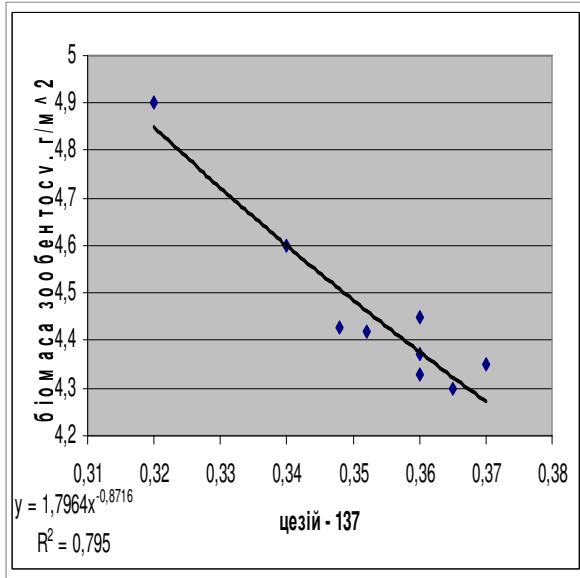


Рис. 3. Графік кореляційної залежності між показниками біомаси зообентосу

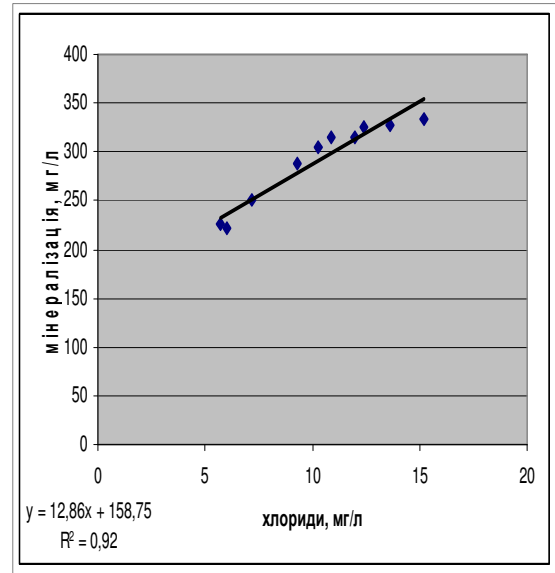


Рис. 4. Графік кореляційної залежності між цезієм 137 і показниками хлоридів та мінералізації

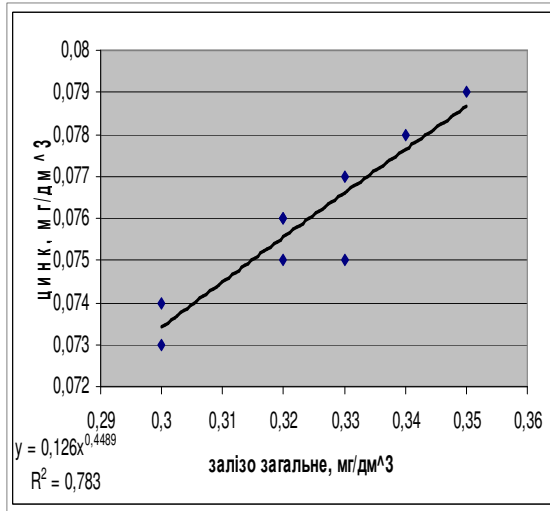


Рис. 5. Графік кореляційної залежності між показниками заліза загального і цинку

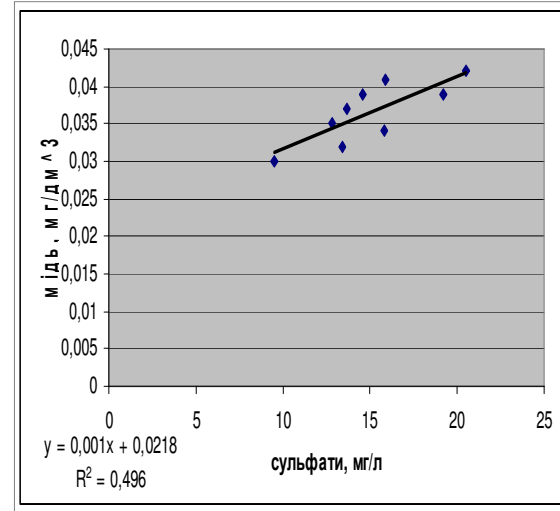


Рис. 6. Графік кореляційної залежності між показниками сульфатів та міді

Рівняння залежності якісних параметрів водної екосистеми Білого озера за трьома блоками екологічних показників

Параметри якості води	Рівняння залежності	Коефіцієнт кореляції (r)	Сила кореляційного зв'язку
Залізо загальне, мг/дм ³ і цинк, мг/дм ³	$y=0,126x^{0,4489}$	0,78	тісний
Сульфати, мг/л та мідь мг/дм ³	$y=0,001x+0,0218$	0,49	помірний
Мідь мг/дм ³ та біомаса зоопланктону, мг/м ³	$y=25744x+1071$	0,64	помітний
БСК ₅ та залізо загальне мг/дм ³	$y=10,673x^{0,68}$	0,67	помітний
Біомаса зообентосу, г/м ² і цезій-137, Бк/л	$y=1,7964x^{-0,8716}$	0,79	тісний
Хлоридів, мг/л та мінералізація, мг/л	$y=12,86x+158,75$	0,92	дуже тісний

Проаналізувавши табл. 2, можна зробити висновок, що дуже тісна сила кореляційного зв'язку при коефіцієнті кореляції ($r=0,92$) спостерігається між показниками сольового блоку показників досліджуваної водойми.

Тісний кореляційний зв'язок ($r=0,79$) відмічається між радіонуклідом цезію-137 та біомасою зообентосу озера, що свідчить про негативний вплив радіонуклідів на групи гідробіонтів водної екосистеми, а також між залізом загальним і цинком ($r=0,78$), що підтверджує взаємовплив важких металів у водному середовищі.

Помітний зв'язок кореляції спостерігається між такими параметрами, як біомаса зоопланктону та мідь ($r=0,64$), що показує очевидний вплив міді на представників зоопланктону озера, та між блоком специфічних показників (заліза загального) і блоком санітарно-гігієнічних показників (БСК₅) – ($r=0,67$).

Помірна сила кореляційного зв'язку спостерігалася між такими параметрами екологічних показників, як сульфати та мідь ($r=0,49$).

Висновок. Таким чином, на підставі вище наведеного можна зробити висновок, що процес формування якісних параметрів екосистеми озера Біле знаходиться під об'єктивним антропогенним впливом, який пов'язаний, насамперед, з надмірною рекреаційною експлуатацією. Математичні моделі, в основу яких покладено комплексне узагальнення окремих явищ, що характеризують якісні параметри водних об'єктів, досить корисні як для прогнозу-

вання екологічної ситуації, так і при формуванні управлінських рішень, спрямованих на раціональну експлуатацію гідроecosистем озер Західного Полісся під кутом збереження і поліпшення їхніх якісних характеристик.

1. Гурман В. Е. Теория вероятностей и математическая статистика. Учебн пособие для вузов / В. Е. Гурман. – Изд. 7. – М. : Высш.шк., 2001. – 479 с. **2.** Айвазян С. А. Прикладная статистика: исследование зависимостей. Справочное издание / С. А. Айвазян и др. – М. : Финансы и статистика, 1985. – 487 с. **3.** Лапач С. Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel / С. Н. Лапач, А. В. Чубенко, П. Н. Бабич. – 2000. – 475 с. **4.** Літопис природи Рівненського природного заповідника за 2000-2001 рр. – Сарни: РПЗ, 2000 та 2001 р. **5.** Закон України «Про природно-заповідний фонд України» // Відомості Верховної Ради (ВВР). – 1992. – № 34. – С. 502. **6.** Справочник гидрохимика / [А. И. Агатова, И. А. Налетова, В. Л. Зубаревич и др.]. – М. : Агропромиздат, 1991. – 224 с. **7.** Алекин О. А. Основы гидрохимии / О. А. Алекин. – Л. : Гидрометиздат, 1970. – 442 с. **8.** КНД – 211.14.010-94 „Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України”. **9.** Методика встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод для управління станом водних екосистем України / [В. М. Жукінський, О. П. Окснюк, Г. А. Верніченко та ін.]. – К., 1997. – Т. 1. – С. 11-12. **10.** Гриб Й. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління) / Й. В. Гриб, М. О. Клименко, В. В. Сондак. – Рівне : Волинські обереги. – 1999. – Том 1. – 348 с. **11.** Метелев В. В. Водная токсикология / В. В. Метелев. – М. : Колос, 1971. – 247 с.

Рецензент: д.с.-г.н., професор Клименко М.О. (НУВГП)