



<https://doi.org/10.36023/ujrs.2022.9.2.211>

УДК 504.064.3:528.855:58.04

Імітаційне математичне моделювання гідроекологічного моніторингу водних ресурсів з використанням космічних знімків Землі

В. Г. Якимчук

ДУ “Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України”, вул. Олеся Гончара, 55-Б, Київ, 01054, Україна

Моделювання водних екосистем є основою для вирішення багатьох практичних завдань, пов’язаних з підвищенням продуктивності водойм, поліпшенням якості води в них та здійсненням водоохоронних заходів на водозбірних площах. Дослідження ґрунтоване на комплексуванні матеріалів космічних знімків Землі та наземних значень екологічного індексу якості води для оцінювання стану водних екосистем, що забезпечує отримання достатньої кількості даних для оцінювання параметрів забруднення води. Розглядаються питання побудови ресурсно-орієнтованих сценаріїв природокористування, що ґрунтуються на балансі споживання й відтворення води. Показані роль і місце математичного моделювання в системі екологічного моніторингу, а саме, що інформаційна технологія управління сценаріями процесів дає змогу підтримувати баланс споживання води і відтворення водних ресурсів. Побудовані інтегральні динамічні моделі систем Київського водосховища, орієнтовані на встановлення балансу споживання й відтворення води. Для побудови моделей використано системний підхід, при якому економічні цілі споживання води залежать від екологічного стану. Відповідно до принципу динамічного балансу, який постулює прагнення складної системи до динамічної рівноваги з перемінними зовнішніми силами, при створенні методу запропоновано універсальну модель адаптивного балансу впливів системи взаємозалежних процесів. Як приклад використання системної методології управління розглянуто завдання знаходження балансу між обсягами споживання і відтворення води. Цей баланс, підтримуваний за допомогою природоохоронних заходів, представлений концептуальною моделлю еколого-економічної системи. Виконані імітаційні експерименти з моделлю адаптивного балансу впливів водних ресурсів. Основна перевага подібних комп’ютерних технологій управління полягає в широкій можливості здійснювати імітаційні експерименти й вибирати з ансамблю можливих сценаріїв процесів такі, які задовольняють цільовим настановам сталого розвитку.

Ключові слова: математичне моделювання, космічні знімки, еколого-економічна система, водні ресурси

© В. Г. Якимчук. 2022

Вступ

Останнім часом особливого значення набула проблема збереження водних ресурсів України, яка є однією з малозабезпечених водними запасами країн. Така ситуація вимагає повсякденної кваліфікованої роботи гідроекологів, спрямованої на пошук та практичне застосування науково обґрунтованих методів раціонального використання і охорони водних ресурсів країни. Моделювання водних екосистем є основою для вирішення багатьох практичних завдань, пов’язаних з підвищенням продуктивності водойм, поліпшенням якості води в них та здійсненням водоохоронних заходів на водозбірних площах. Київське водосховище (КВ) являє собою складну еколого-економічну систему, розвиток якої значною мірою визначається раціональним використанням водних ресурсів. Управління сталим розвитком КВ має ґрунтуватись на послідовному (поетапному) виборі таких сценаріїв процесів, що характеризують динаміку основних

видів ресурсів КВ, які одночасно задовольняють як критеріям економічного виробництва, так і критеріям екологічного стану природного середовища.

Найважливішою проблемою всієї екологічної діяльності, зокрема й організації системи екологічного моніторингу, є одержання екологічного оцінювання і прогнозування стану різних екосистем та основних компонентів біосфери з метою подальшого керування їх станом (Бисвас А. К. и др., 1985). У роботі (Лаврик В. І., 2002) розглядаються методи аналізу гідроекологічної інформації, які базуються на принципах системного аналізу, засобах інформатики та методах імітаційного математичного моделювання.

Метою статті є комплексування матеріалів космічних знімків Землі і наземних значень екологічного індексу якості води для математичного моделювання та оцінювання стану водних екосистем. У роботі розглянуті питання побудови ресурсно-орієнтованих сценаріїв природокористування у водоймах, що ґрунтуються на балансі споживання й відтворення води. Для побудови моделей використано системний підхід, при якому економічні цілі споживання води залежать від екологічного стану басейну річки. Наведено приклади управління

* E-mail: vladj@ukr.net

балансом процесів у КВ з використанням інтегральних критеріїв поновлення водних ресурсів. Показані роль і місце математичного моделювання в системі екологічного моніторингу, а саме, що інформаційна технологія управління сценаріями процесів дає змогу підтримувати баланс споживання води і відтворення водних ресурсів.

Застосування системної методології для моделювання балансу споживання води й відтворення водних ресурсів

Знаходження раціонального балансу еколого-економічних процесів розвитку є надзвичайно складною проблемою, що вимагає системного підходу до її вирішення (Еремеев В. Н., і др., 2004, Fedra K., 2004). У дослідженні (Іванов В. А. і др., 2007) запропонована системна методологія управління сталим розвитком еколого-економічних систем, до яких належать природно-господарські комплекси. Головний акцент у згаданих дослідженнях був зроблений на простих в реалізації методах створення комп'ютерних моделей еколого-економічних систем, які дають змогу прогнозувати сценарії процесів розвитку при різних варіантах господарського використання природних ресурсів. У роботі розглядаються питання побудови ресурсно-орієнтованих сценаріїв природокористування в КВ, основою яких є баланс споживання й відтворення води. Концепції системного аналізу служать для побудови інтегральної моделі управління природоохороною діяльністю, метою якої є збереження нормальних умов для відтворення водних ресурсів.

Відповідно до принципу динамічного балансу, який постулює прагнення складної системи до динамічної рівноваги з перемінними зовнішніми силами, при створенні методу запропоновано універсальну модель адаптивного балансу впливів (АБВ) системи n взаємозалежних процесів розвитку x_i , яка має такий вигляд:

$$\frac{dx_i}{dt} = x_i \left[1 - 2 \left(- \sum_{j=1}^n a_{ij} x_j - f_i \right) \right] \quad (i, j = 1, 2, \dots, n), (i \neq j), \quad (1)$$

Об'єднання процесів в системі (1) дає емерджентність (англ. *emergence* – виникнення, поява нового), тобто наявність у будь-якої системи особливостей, не властивих її підсистемам і блокам, а також сумі елементів, не пов'язаних системоутворювальними зв'язками; неможливість зведення властивостей системи до суми властивостей її компонентів. Завдання системного управління поділяються на 2 категорії: ідентифікація коефіцієнтів впливів у АБВ-моделі системи та виконання операцій агентами управління.

Ідентифікація коефіцієнтів впливів виконується за наявності спостережень за процесами, виконаних протягом певного часу. Для статистичного оцінювання коефіцієнтів моделі (1) необхідно зробити припущення (Тимченко І. І. і др., 2004), що випадкові коливання зовнішніх впливів f_i є випадковим коливанням f_i' біля нульового середнього значення. Зовнішні впливи викликають відхилення

x_i' процесів біля стаціонарного положення, яке настає, коли зовнішній вплив стає нульовим. Виходячи із зазначеного припущення обчислюються коефіцієнти впливу:

$$a_{ij} = \frac{G_{ij}}{R_{jj}} + \frac{R_{ij}}{R_{jj}} - \sum_{k=1}^n a_{ik} R_{kj} \quad (i, j = 1, 2, \dots, n), (k \neq i), \quad (2)$$

де $R_{kj} = E\{x'_k x'_j\}$ і $G_{ij} = E\{x'_i f'_j\}$ – коефіцієнти взаємної кореляції модельованих процесів, отримані за архівними даними спостережень; x'_i і f'_i – відхилення процесів розвитку й зовнішніх впливів на систему від їхніх стаціонарних значень.

Як початкові умови можуть бути використані середні значення змінних x_i' і коефіцієнтів a_{ij} , тому що структура рівнянь моделі забезпечує швидку збіжність ітераційних схем їх розв'язання при довільних початкових умовах (Тимченко І. Е. і др., 2000).

З використанням системної методології управління розглянемо завдання знаходження балансу між обсягами споживання води і обсягами відтворення. Цей баланс, підтримуваний за допомогою природоохоронних заходів, може бути поданий концептуальною моделлю еколого-економічної системи, наведеної на Рис. 1.

Відповідно до поставленої мети в структуру моделі включені такі змінні: x_1 – попит на воду, x_2 – обсяг споживання води, x_3 – баланс споживання води та відтворення ресурсів і якості води, що характеризується значенням поновлення водних ресурсів і якості води, x_4 – ризик дефіциту водних ресурсів і якості води, x_5 – ризик дефіциту природоохоронних заходів, x_6 – обсяг природоохоронних заходів, x_7 – обсяг відтворення якості води.

Баланс споживання й відтворення ресурсів води x_3 характеризуються в цій моделі інтегральними параметрами і є під впливом двох протилежно спрямованих тенденцій. З одного боку, на нього впливають споживання води x_2 в інтересах забезпечення економічної системи виробництва й пов'язане з ним забруднення водного середовища. З іншого боку, позитивні зміни в екологічному стані відбуваються завдяки проведенню природоохоронних заходів, обсяг яких позначений як x_6 .

Для забезпечення балансу цих тенденцій у моделі еколого-економічної системи мають бути присутні замкнені ланцюжки позитивних і негативних зворотних зв'язків, що врівноважують один одного. Ця умова досягається, наприклад, включенням процесів, що характеризують ризик дефіциту водних ресурсів і ризик дефіциту природоохоронних заходів x_5 . Для управління балансом водних ресурсів у ланцюжки зворотних зв'язків включені агенти управління A_1 і A_2 , що контролюють їх споживання й відтворення.

Використовуючи АБВ-моделювання (1) і схему взаємних впливів у концептуальній моделі, тримаємо такі динамічні рівняння для безрозмірних процесів формальної еколого-економічної моделі:

$$\frac{dx_1}{dt} = x_1 [1 - 2(x_1 - a_{12}x_2)], \quad \frac{dx_2}{dt} = x_2 [1 - 2(x_2 - a_{21}x_1 - A_1(x_4))],$$

$$\begin{aligned} \frac{dx_3}{dt} &= x_3 [1 - 2(x_3 - a_{32}x_2 - a_{37}x_7)], & \frac{dx_4}{dt} &= x_4 [1 - 2(x_4 - a_{43}x_3)], \\ \frac{dx_5}{dt} &= x_5 [1 - 2(x_5 - a_{53}x_3)], & \frac{dx_6}{dt} &= x_6 [1 - 2(x_6 - A_2(x_5))], \\ \frac{dx_7}{dt} &= x_7 [1 - 2(x_7 - a_{76}x_6)]. \end{aligned} \quad (3)$$

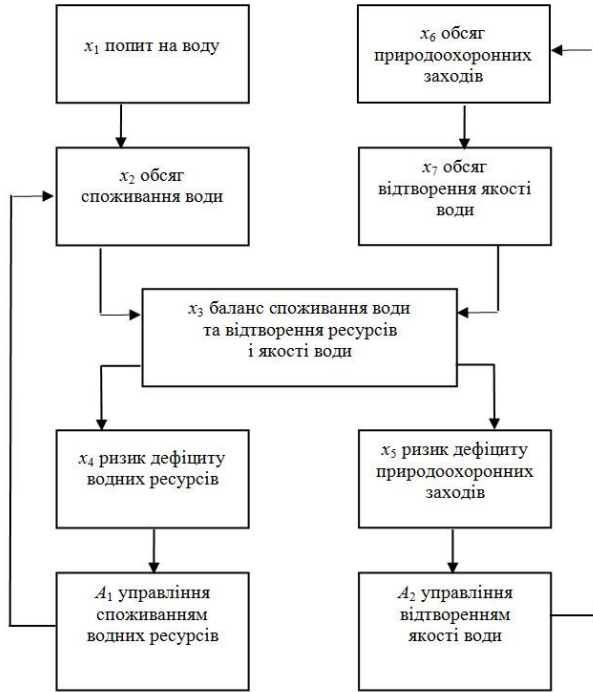


Рис. 1. Концептуальна модель управління процесами відновлення водних ресурсів Київського водосховища

Введемо інтервал часу τ , протягом якого значення функцій впливу можна вважати приблизно постійними. Тоді одержимо систему рівнянь у кінцевих різницях. За наявності часових рядів спостережень (архівні дані) над процесами, які включені в модель, отримаємо відповідно до (2) об'єктивну оцінку коефіцієнтів моделі:

$$\begin{aligned} a_{12} &= R_{22}^{-1}R_{12}, & a_{21} &= -R_{11}^{-1}(R_{12} - R_{41}), \\ a_{24} &= R_{44}^{-1}R_{24}, & a_{32} &= R_{22}^{-1}(R_{23} - R_{73}), \\ a_{43} &= R_{33}^{-1}R_{43}, & a_{37} &= R_{77}^{-1}(R_{73} - R_{23}), \\ a_{53} &= R_{33}^{-1}R_{53}, & a_{56} &= -R_{55}^{-1}R_{56}, \\ a_{65} &= R_{55}^{-1}R_{65}, & a_{76} &= R_{66}^{-1}R_{76}. \end{aligned} \quad (4)$$

Установимо гранично допустиму величину ризику дефіциту природоохоронної діяльності, який проявляється насамперед у збільшенні рівня забруднення водного середовища речовинами, що негативно впливає на якість води. Тому рівень забруднення може слугувати інтегральною характеристикою дефіциту природоохоронної діяльності x_5 . Величина x_5 не повинна досягати критичної величини x_5^* , вище якої заходи щодо відновлення концентрації забруднень стають марними. Тому формальне представлення агента A_1 повинно бути таким:

$$A_1(x_5, x_5^*) = IF[x_5^* > x_5; a_{65}x_5e^{-\alpha_1\tau_1}; b_{65}(1 - e^{-\alpha_2\tau_2})]. \quad (5)$$

Аналогічні міркування дають змогу обґрунтувати вибір другого агента управління A_2 в моделі. Дефіцит водних ресурсів може привести до незворотних наслідків у кількісному показнику водних ресурсів. Інтегральною характеристикою цього ризику може служити індекс ресурсу води, значення якого знижується в міру росту величини ризику. Позначимо гранично допустиму величину дефіциту через x_4^* . Агент управління A_2 повинен стежити за величиною x_4 , щоб рівень ризику дефіциту води не перевищував гранично допустимого значення x_4^* . При настанні цього стану споживання води має бути обмежене. Тому, враховуючи властивості рівнянь АБВ-моделі, для агента управління A_2 доцільно вибрати таке подання:

$$A_2(x_4, x_4^*) = IF[x_4^* > x_4; a_{24}x_4e^{-\alpha_3\tau_3}; b_{24}(1 - e^{-\alpha_4\tau_4})] \quad (6)$$

Коефіцієнти a_{65} , b_{65} , a_{24} , b_{24} , $\alpha_1, \dots, \alpha_4$ дають змогу вибирати інтенсивності, а значення τ_1 , τ_2 , τ_3 , τ_4 швидкості, з якими агенти впливають на процеси розвитку системи й таким шляхом забезпечують управління балансом природокористування.

Інтегральний екологічний індекс аквально-ландшафтних комплексів

Спочатку визначимо критичну величину характеристики дефіциту природоохоронної діяльності x_5^* . Визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта в цілому або для окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального або екологічного індексу (I_E) за показниками сольового складу води (I_1), блоку еколого-санітарних показників (I_2), блоку специфічних речовин токсичної та радіаційної дії (I_3), а також загального інтегрального (I_E) екологічного індексу. Значення екологічного індексу (I_E) якості води визначається за формулою методики (Дьяченко Т. Н. и др., 2018):

$$I_E = \frac{\{I_1 + I_2 + I_3\}}{3}. \quad (7)$$

Ця методика потребує достатньо широкого набору показників, які відображають особливості абіотичної та біотичної складових водних екосистем, що значно ускладнює і підвищує вартість робіт, а також обмежує можливість моніторингу порівняно з моніторингом на основі космічної інформації.

Відмінність та перевага пропонованого методу полягає у тому, що використовуються матеріали дистанційного зондування Землі, що спрощує і підвищує оперативність оцінювання екологічного індексу якості води. В попередніх наших дослідженнях (Федоровський О. Д. та ін., 2020) за результатами дешифрування космічних знімків були виділені аквальні ландшафтні комплекси (АЛК), які слугують інтегральним інформативним показником стану гідроекосистеми, що значно спрощує і здешевлює роботи щодо наукових узагальнень та екологічного моніторингу.

Запропонований метод полягає в тому, що для оцінювання екологічного стану поточного року

спочатку підбирають за попередні роки космічні знімки з АЛК як складовими водної екосистеми, площі АЛК характеризують екологічний стан водних екосистем, який визначають за допомогою екологічного індексу якості води. Площі АЛК (Рис. 2) визначаються за космічним знімком (Федоровський О. Д. та ін., 2020). За ті ж роки для цих же об'єктів одержують значення екологічного індексу I_E якості води, визначені за методикою (Дьяченко Т. Н. и др., 2018). Тобто, на першому етапі формують базу даних щодо конкретної водної екосистеми.

На другому етапі виконують оперативне дистанційне оцінювання екологічного стану водних екосистем за космічними знімками, відповідними даті аналізу. Для цього дешифрують N космічних зображень досліджуваної водної екосистеми поточного року, виділяють АЛК і обчислюють їх площі.

Далі для вибраної водної екосистеми здійснюють ідентифікацію її стану порівнянням значень площ АЛК, отриманих у ході дешифрування на космічних знімках поточного року, зі значенням площ АЛК тієї ж екосистеми на знімках попередніх років шляхом визначення міри порівняння площ АЛК аналізованої водної екосистеми з площами АЛК на знімках попередніх років. За максимальним значенням міри порівняння визначають рік, в якому площі АЛК найменше відрізняються, тобто рік найбільш близький екологічному стану досліджуваного року.

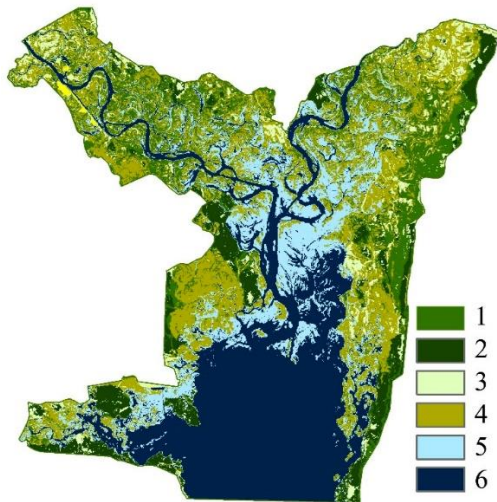


Рис. 2. Основні аквальні ландшафтні комплекси верхів'я Київського водосховища: 1 – заплавні листяні ліси; 2 – хвойні ліси; 3 – заплавні луки; 4 – перезволожені біотопи; 5 – біотопи фіталі; 6 – незарослі гідротопи

Алгоритм адаптивної моделі водних об'єктів на основі космічних знімків

Визначаємо площі АЛК попередніх M років $R_m = (R_{m1}, \dots, R_{mk}, \dots, R_{mK})$, ($m = 1, 2, \dots, M$), які розглядаються як вибіркове значення деякого випадкового вектора R_m . Далі виконуються N обчислень K площ АЛК $S_n = (S_{n1}, \dots, S_{nk}, \dots, S_{nK})$, ($n = 1, 2, \dots, N$) досліджуваної водної екосистеми, які представляють вектор, елементи вектора є випадковими величинами, розподіленими за нормальним законом. Потім визначаються за N

замірами середні значення площ АЛК \bar{S}_k і їх середньоквадратичні відхилення σ_k за формулами:

$$\bar{S}_k = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N S_{nk}, \quad \sigma_k = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{n=1}^N (S_{nk} - \bar{S}_k)^2}.$$

Для порівняння досліджуваної площі АЛК S_k з площами АЛК R_m , ($m = 1, 2, \dots, M$), років визначають щільність розподілу [Гнеденко Б. В., 1988] $p_{mk}(S_k)$:

$$p_{m,k}(S_k) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_k} e^{-\frac{(R_m - S_k)^2}{2\sigma_k^2}}, \quad (m = 1, 2, \dots, M).$$

Порівнюють всі площі АЛК аналізованої водної екосистеми S_n і площі АЛК на знімках попереднього m -го року R_m шляхом визначення багатомірної щільності розподілу $p_m(S)$, яку ми називаємо мірою порівняння:

$$p_m(S) = p_{m1}(S_1) \cdot \dots \cdot p_{mK}(S_K) = \left(\frac{1}{2\pi}\right)^{\frac{K}{2}} \prod_{k=1}^K e^{-\frac{(R_m - S_k)^2}{2\sigma_k^2}} \cdot \frac{1}{\sigma_k}.$$

Із одержаних мір порівняння визначають максимальне значення МП $p_m^*(S)$, яке відповідає року m^* . Потім вибирають значення I_E , відповідного року m^* , в якому площі АЛК найменше відрізняються від досліджуваної водної екосистеми. Екологічний індекс якості води досліджуваної водної екосистеми встановлюють рівним I_E ділянок m^* -го року, що обумовлено найменшою відмінністю площ АЛК і близьким екологічним станом цих об'єктів.

Критична величина характеристики дефіциту водних ресурсів x_4^* визначається на основі статистичних даних водних ресурсів за попередні роки.

Імітаційні експерименти з АБВ-моделлю водних ресурсів Київського водосховища

Для одержання реакції моделі (3), (5), (6) на зовнішні впливи був імітований перемінний за часом попит на водний ресурс у вигляді суми синусоїди і рівномірно розподілених випадкових чисел, а також задані коефіцієнти впливу процесів один на одного. Їхні величини були підібрані таким чином, щоб баланс споживання й очищення водних ресурсів помітно відображався на величинах ризиків дефіциту води й дефіциту природоохоронних заходів. Для зручності зіставлення між собою сценаріїв процесів було виконано приведення до спільної шкали мінливості.

Агент A_2 (6) стежив за тим, щоб загроза дефіциту природоохоронних заходів не перевищувала величини $x_5^* = 0,45$. Сценарій ризику дефіциту й управляючі впливи з боку агента A_2 показані на ис. 3. Звертають на себе увагу 3 періоди значного посилення і зниження природоохоронної діяльності, прогнозовані моделлю. Більш активна реакція агента A_2 на дефіцит природоохоронних заходів дала змогу згладити ризик дефіциту природоохоронних заходів і зменшити невиправдані підвищення обсягу природоохоронних заходів.

Агент A_1 (5) стежив за тим, щоб обмежувати споживання води, коли ризик дефіциту водних ресурсів досягає величини $x_4^* = 0,8$. Сценарії

процесів у системі, викликані імітованими випадковими коливаннями попиту на воду, наведені на Рис. 4. Імітований сценарій ризику надмірно високого споживання води, викликаний високим рівнем попиту, перевищував граничне значення ризику, рівне 0,8. Управляючі впливи агента A_1 включаються щораз, коли крива ризику перетинає знизу пряму лінію $x_4^* = 0,8$ і вимикається, коли це перетинання відбувалося зверху. Після управління значення x_4' знаходиться нижче порогового значення.

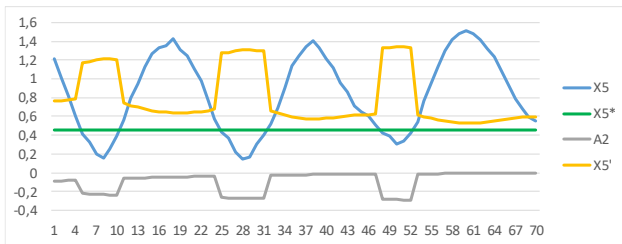


Рис. 3. Управління ризиками дефіциту природоохоронних заходів в екосистемі: рівень ризику дефіциту природоохоронних заходів (при нормі 0,45) до управління (x_5), після управління (x_5'), критичний рівень ризику дефіциту біоресурсів (x_5^*), функції агента, що підвищує обсяг відтворення якості води (A_2)

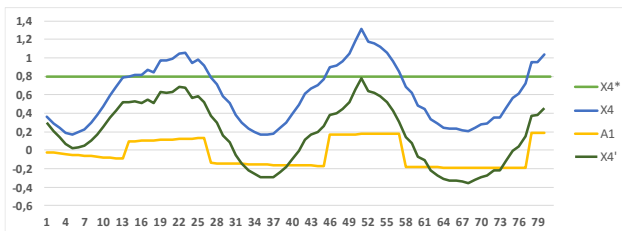


Рис. 4. Управління ризиками дефіциту води в екосистемі: рівень ризику дефіциту води (при нормі 0,8) до управління (x_4), після управління (x_4'), критичний рівень ризику дефіциту біоресурсів (x_4^*), функція агента, що обмежує обсяг споживання води (A_1)

Висновки

Дотримуючись основних етапів системного моделювання й управління, розглянуто концептуальну модель еколого-економічних систем природокористування стосовно до ресурсів басейну Київського моря. Формалізація цих моделей дала змогу одержати їхні комп'ютерні варіанти, а застосування інформаційної технології адаптивного балансу впливів забезпечило можливість прогнозувати сценарії процесів у басейні Київського моря при наявності управляючих параметрів. Використання матеріалів космічних знімків Землі для оцінювання якості водних екосистем забезпечує отримання достатньої кількості даних для оцінювання параметрів забруднення вод та стану водних екосистем. Основна перевага подібних комп'ютерних технологій управління полягає в широкій можливості здійснювати імітаційні експерименти й вибирати з ансамблю можливих сценаріїв процесів такі, які задовольняють цільовим настановам сталого розвитку.

Література

- Бисвас А. К., Линслей Р. К., Матейлис Н. К. Системный подход к управлению водными ресурсами. Москва : Наука, 1985. 392 с.
- Гнеденко Б. В. Курс теории вероятностей : учебник. 6-е изд., перераб. и доп. Москва : Наука, 1988. 448 с.
- Дьяченко Т. Н., Томченко О. В. Изучение динамики зарастания водных объектов Килийской дельты Дуная на основании материалов космической съемки. *Гидробиологический журнал*. 2018. Т. 54, № 6. С. 35–46.
- Еремеев В. Н., Игумнова Е. М., Тимченко И. Е. Моделирование эколого-экономических систем. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2004. 320 с.
- Иванов В. А., Игумнова Е. М., Латун В. С., Тимченко И. Е. Модели управления ресурсами прибрежной зоны моря. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. 258 с.
- Лаврик В. І. Методи математичного моделювання в екології. Київ : КМ Академія, 2002. 203 с.
- Тимченко И. И., Игумнова Е. М., Тимченко И. Е. Образование и устойчивое развитие. Системная методология. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2004. 527 с.
- Тимченко И. Е., Игумнова Е. М., Тимченко И. И. Системный менеджмент и АВС-технологии устойчивого развития. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000. 225 с.
- Дистанційне оцінювання екологічного стану водойм на основі багатомірної щільності розподілу площ біотопів на прикладі Київського водосховища / Федоровський О. Д. та ін. *Космічна наука і технологія*. 2020. 26, № 5(126). С. 38–47. <https://doi.org/10.15407/knit2020.05.038>.
- Fedra K. Coastal Zone Resource Management: tools for a participatory planning and decision making process. *Delivering Sustainable Coasts: Connecting Science and policy*. Proceedings of Littoral 2004, September 2004. – Aberdeen, Scotland. UK, 2004. 1. P. 281–286.

References

- Bisvas, A. K., Linslej, R. K. & Matejlis, N. K. (1985) *Sistemnyj podhod k upravleniyu vodnymi resursami*. Moscow: Nauka. (In Russian).
- Dyachenko, T. N., Tomchenko, O. V. (2018) *Izuchenie dinamiki zarastaniya vodnyh obektov Kilijskoj delty Dunaya na osnovanii materialov kosmicheskoy semki*. *Gidrobiologicheskij zhurnal*, Vol. 54, No. 6. С. 35–46. (In Russian).
- Eremeev, V. N., Igumnova, E. M. & Timchenko, I. E. (2004). *Modelirovanie ekologo-ekonomicheskijh sistem*. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika. (In Russian).
- Fedorovskij, O. D., Zub, L. M., Dyachenko, T. M., Tomchenko, O. V., Hizhnyak, A. V. & Yakymchuk, V. G. (2020). *Distancijne ocinyuvannya ekologichnogo stanu vodojmu na osnovi bagatomirnoyi shilnosti rozpodilu plosh biotopiv na prikladi Kiyivskogo vodoshovisha*. *Kosmichna nauka i tehnologiya*. 26, No. 5(126). 38–47. <https://doi.org/10.15407/knit2020.05.038>.
- Fedra, K. (2004, September). *Coastal Zone Resource Management: tools for a participatory planning and decision making process*. Proceedings of Littoral 2004, Aberdeen, Scotland. UK. 1. 281–286.
- Gnedenko, B. V. (1988) *Kurs teorii veroyatnostej* (6-th ed.). Moscow: Nauka.
- Ivanov, V. A., Igumnova, E. M., Latun, V. S. & Timchenko, I. E. (2007). *Modeli upravleniya resursami pribrezhnoj zony mora*. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika. (In Russian).
- Lavrik, V. I. (2002). *Metodi matematichnogo modelyuvannya v ekologiyi*. Kyiv: KM Akademiya.

Timchenko, I. I., Igumnova, E. M. & Timchenko, I. E. (2004).
Образование и устойчивое развитие. Системная методология. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika.

Timchenko, I. E., Igumnova, E. M., Timchenko, I. I. (2000).
Sistemnyj menedzhment i AVS-tehnologii ustojchivogo razvitiya. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika.

SIMULATION MATHEMATICAL MODELING OF HYDROECOLOGICAL MONITORING OF WATER RESOURCES USING SPACE IMAGES OF THE EARTH

V. G. Yakymchuk

Scientific Centre for Aerospace Research of the Earth of the Institute of Geological Science of the National Academy of Sciences of Ukraine, 55-B, Oles Gonchar str., Kyiv 01054, Ukraine

Modeling of aquatic ecosystems is the basis for solving many practical problems. These problems are related to increasing the productivity of water bodies, improving the quality of water in them and the implementation of water protection measures in catchment areas. The study is based on the integration of materials from space images of the Earth and terrestrial values of the ecological index of water quality to assess the state of aquatic ecosystems, which provides sufficient data to assess the parameters of water pollution. The issues of construction of resource-oriented scenarios of nature management based on the balance of water consumption and reproduction are considered. The role and place of mathematical modeling in the system of ecological monitoring are shown, namely that the information technology of process scenario management allows to maintain the balance of water consumption and reproduction of water resources. Integrated dynamic models of Kyiv Reservoir systems have been built, focused on establishing a balance of water consumption and reproduction. A systematic approach was used to build the models, in which the economic goals of water consumption are made dependent on the ecological state. In accordance with the principle of dynamic balance, which postulates the desire of a complex system to dynamic equilibrium with variable external forces, the creation of the method proposed a universal model of adaptive balance of the system of interdependent processes. As an example of using a systematic management methodology, consider the problem of finding a balance between the volume of water consumption and the volume of their reproduction. This balance, maintained through environmental measures, is represented by a conceptual model of the ecological and economic system. Simulation experiments with the model of adaptive balance of water resources impacts were performed. The main advantage of such computer control technologies is the wide possibility to carry out simulation experiments and choose from an ensemble of possible process scenarios that meet the target guidelines for sustainable development.

Keywords: mathematical simulation, space images, ecological and economic system, water resources.

Рукопис статті отримано 10.05.2022