

**Ivan Kirvel**

Akademia Pomorska  
Słupsk

**Daria Shvedovskaya**

**Piotr Shvedowski**

**Aleksander Volchak**

Brzeski Uniwersytet Techniczny  
Brześć

**PROGNOZY I OPTYMALIZACJE  
BEZPIECZEŃSTWA EKOLOGICZNEGO  
ORAZ FUNKCJONOWANIE SYSTEMÓW GOSPODARCZO-  
-PRZYRODNICZYCH I ANTROPOGENICZNYCH**

**FORECASTS AND OPTIMIZATION OF ECOLOGICAL  
SECURITY AND FUNCTIONING OF ECONOMIC-NATURAL  
AND ANTHROPOGENIC SYSTEMS**

*Zarys treści:* W artykule przedstawiono główne zasady zarządzania ryzykiem w kontekście bezpiecznego i niezawodnego funkcjonowania systemów gospodarczo-naturalnych i antropogenicznych. Autorzy sugerują, aby w przypadku określenia skali ewentualnych odszkodowań, a także samej wiarygodności oceny różnego rodzaju geosystemów wykorzystywać bazy uogólnionej oporności i obciążenia na środowisko, a także oszacować stopień akceptacji zmian systemowych na podstawie teorii materiału użytkowego oraz materialnych i niematerialnych wartości i środowiskowych zmian społecznych i gospodarczych. W artykule wykazano, że optymalny poziom bezpieczeństwa i niezawodności środowiska można zapewnić albo na podstawie wstępnej rezerwacji, albo na podstawie realizacji działań związanych z ochroną przyrody.

*Słowa kluczowe:* systemy antropogeniczne, bezpieczeństwo ekologiczne, prognozowanie, optymalizacja

*Key words:* anthropogenic systems, ecological security, forecasting, optimization

## **Wstęp**

Bezpieczeństwo ekologiczne, niezawodność funkcjonowania systemów oraz ryzyko są ze sobą ściśle powiązane i im większe jest ryzyko, tym mniejsze jest bez-

pieczeństwo oraz niezawodność funkcjonowania. Stąd tylko wiarygodna prognoza i optymalizacja zarządzania ryzykiem mogą zapewnić bezpieczeństwo o niskim stopniu ryzyka i wysoką niezawodność funkcjonowania systemów (obiektów) gospodarczo-przyrodniczych i antropogenicznych (Major 2009).

Istniejące zasady zarządzania ryzykiem można podzielić na cztery grupy:

- oszczędzanie zasobów i zaangażowanie zasobów alternatywnych;
- optymalizacja regulowania ich wykorzystania;
- międzyskładnikowe ich przemieszczenie według schematów sztywnego priorytetu;
- równomierny kompromis priorytetowy.

Dla ekonomicznego uzasadnienia dopuszczalności ryzyka najbardziej celowe jest zastosowanie funkcji szkód  $U_{S(p)}$ , pozwalającej na uzyskanie oceny ryzyka w wyrażeniu wartościowym  $R_s$  –

$$R_s = \int_p^1 U_S(p) dp + \Pi(x) \rightarrow \min, \quad [1]$$

gdzie:

- $p$  – niezawodność działania systemu (obiektu) z dopuszczalnym poziomem ryzyka;
- $U_{S(p)}$  – aktualne wartości bezpośrednich i pośrednich szkód z powodu ekologicznych skutków o różnym prawdopodobieństwie;
- $\Pi(x)$  – funkcja nakładów w projekty profilaktyczno-regeneracyjne z uwzględnieniem czynnika nieoznaczoności.

Stąd metodologia analiz i zarządzania ryzykiem ekologicznym powinna zawierać szerokie spektrum czynników gospodarczych, społecznych, technologicznych oraz wielu innych. Obecny stan wiedzy na temat tych czynników jest niepełny, co zawsze prowadzi do niejasności. Znaczne trudności istnieją również w zakresie identyfikacji sytuacji i oceny odpowiednich ryzyk. Na przykład, zdaniem różnych grup eksperckich, niejasność w ocenie ryzyka wynosi jeden rząd wielkości przy ocenie szkody oraz dwa rzędy – przy ocenie prawdopodobieństwa (Burlibayev i in. 2011, Shvedovskii, Luksha 2001). Jeszcze większe niejednoznaczności powstają na poziomie systemowej analizy struktury społeczno-gospodarczej i funkcjonowania systemów.

W charakterze głównych kierunków i zadań w zakresie rozwoju metodologii prognozowania ryzyka należy rozpatrywać:

- gromadzenie baz danych (w dziedzinie opisu i liczbowego modelowania procesów hydrodynamiki przemieszczenia ciepła i masy oraz ich wpływu na bio-, eko- i technosystemy);
- doskonalenie metod matematycznego i imitacyjnego modelowania procesów, powodujących sytuacje nadzwyczajne i ustalających ich następstwa;
- badanie roli czynnika ludzkiego w celu oceny jego wkładu do ogólnego ryzyka dowolnych funkcjonujących systemów gospodarczo-przyrodniczych i antropogenicznych;

- opracowanie kryteriów ryzyka i ich następstw społeczno-gospodarczych i ekologicznych;
- kompleksową ocenę i prognozowanie sytuacji ryzyka w systemach z uwzględnieniem klęsk żywiołowych.

Przeprowadzona analiza najbardziej znanych z praktyki metod prognozowania procesów i stanu systemów (obiektów) wykazała, że zasadniczo wszystkie one sprowadzają się do czterech podstawowych metod: ekstrapolacji, ocen ekspertów, morfologicznego rozczłonkowania i modelowania.

*Metoda ekstrapolacji* opiera się na tymczasowym przesunięciu rozwoju wydarzeń, tj. ekstrapolacji szeregów dynamicznych. Tu również mogą być zaliczone: metoda prognozowania według parametrów, metoda krzywych otaczających oraz różnych ich modyfikacji, uwarunkowane osobliwościami wielomianów stosowanych przy ekstrapolacji (Volchak i in. 2002, Zeliaś 2000).

Podstawę *metody ocen eksperckich* stanowi wyjaśnienie opinii rzeczoznawców. Jej wariantami są metody burzy mózgów, skojarzeń, „prób i błędów”, scenariusza wydarzeń, senektycznych ocen Gardona i in. Szerokie rozpowszechnienie uzyskała jego modyfikacja – metoda delficka oparta na korygowaniu „opozycyjnych opinii” ekspertów (Cieślak 2001, Volchak i in. 2003).

*Metoda rozczłonkowania morfologicznego* bazuje na podziale problemu na „cele” prognozowania. Każdemu z nich przypisana została określona „waga”. Rozczłonkowanie prowadzone jest tak długo, aż zostanie osiągnięte konkretne rozwiązanie zadań wynikających z celu prognozowania. Na tej samej zasadzie zbudowane są system PATTERN, metoda poziomych i pionowych decyzji matrycowych, metoda Cvigi i inne (Brezdek 1981, Volchak i in. 2003).

*Metoda modelowania* oparta jest na abstrahowaniu podczas badania procesu rozwoju wydarzenia w przyszłości i tworzeniu modeli logicznych, informacyjnych i matematycznych.

## **Metodologia badań**

Bezpieczeństwo ekologiczne określa zdolność systemu do wykonywania charakterystycznych dla niego funkcji o aspekcie ekologicznym, przy jednoczesnym zachowaniu podstawowych parametrów podczas antropogenicznych oddziaływań na niego (Chorley, Kennedy 1971).

Według badań np. Loginova i in. (2004) podstawowe parametry bezpieczeństwa powinny być określane poprzez stosunek w systemie (obiekcie) samoistnie regenerujących się i nieregenerujących się elementów (łańcuchów), ich funkcjonalno-strukturalną spójnością (szeregowa, równoległa, nałożona, aftereffect itp.), stopniem ich sterowności, czasem trwania cykli roboczych i obecnością „słabych” ogniw (stopniem sprawdzalności i prognozowania).

Z matematycznego punktu widzenia funkcja parametryczna niezawodności ekologicznej jest prawdopodobieństwem tego, że w czasie funkcjonowania (T) systemu (obiektu) parametry ich stanu oraz stanu środowiska nie wykrócą poza dopuszczal-

ny zakres, tj.  $P = \inf_{t \leq T} P(R_{n1} < \bar{Z}_n < R_{n2})$ , gdzie  $R_{ni}$  – dopuszczalne granice stanowiące współrzędne powierzchni najwyższych stanów ekologicznych systemu (obiektu) i środowiska (Volchak i in. 2002, 2003, 2012).

Jeśli opierać funkcję parametryczną na uogólnieniach żywotności  $R$  i obciążenia  $P$ , to prawdopodobieństwo niezawodności ekologicznej systemu może być wyrażone stosunkiem:

$$P_i = P(R - R) > 0, \text{ przy } P_i + Q = 1, \quad [2]$$

gdzie:  $Q$  – prawdopodobne ryzyko.

Odpowiednio funkcja nieparametryczna będzie prezentowała się następująco:

$$F(t) = n^t \cdot (1 - \bar{h}_j), \quad [3]$$

gdzie:

$\bar{h}_j$  – ocena funkcji maksymalnego prawdopodobieństwa;

$t$  – czas funkcjonowania systemu;

$n$  – ilość niezależnych systemów niecenzurowanych (niekontrolowanych) i cenzurowanych.

Ogólnie niezawodność ekologiczna powinna być rozpatrywana w odniesieniu do funkcji następstw społeczno-ekologicznych ( $F_1$ ) i bezpieczeństwa ekologicznego ( $F_2$ ), określających parametry i stopień ekologicznych naruszeń środowiska naturalnego ( $P_1$ ) oraz zmiany społeczno-ekonomicznych warunków życia ( $P_2$ ) ludności.

Określenie ilościowych tych parametrów można dokonywać za pomocą najróżniejszych kryteriów, lecz niezależnie od systemu określających kryteriów pojęcie „odmowa” dla systemów zawsze będzie zdarzeniem losowym, powodującym różnego rodzaju skutki społeczno-ekologiczne i gospodarcze, zarówno materialnie namacalne, jak i wartościowe – nienamacalne.

Ponieważ parametry niezawodności ekologicznej to zawsze wielkości losowe, ich oszacowania ilościowego należy dokonywać z pozycji teorii prawdopodobieństwa i emisji (fluktuacji) funkcji losowych.

Specyficzność odmów (następstwa społeczno-ekonomiczne dla ludności oraz ekologiczne – dla agrocenoz i biogeosystemów) wymaga jednak rozwoju nowych metod analizy statystycznej danych, ponieważ tworzą one szczególną grupę – dane typu czas życia. Najbardziej przydatne jest stosowanie statystyk sumarycznych, opartych na teorii wektorów, z analizą oddziaływań według składników oraz właściwości systemów wewnętrznych i zewnętrznych, pozwalających wziąć pod uwagę skumulowany środek oddziaływań ( $K_j$ ) i ich przesunięcie w czasie ( $\tau_j$ ).

Należy również odnotować, że złożoność strukturalna i niejednorodność systemów (obiektów) umożliwiają utworzenie jedynie sformalizowanych metod prognozowania oraz oceny ich stanów, ponieważ każda zmiana parametrów abiotycznych powoduje zmiany systemu w całości.

Przy tym stopień dopuszczalności (niedopuszczalności) zmian stanu i systemu ma zawsze pozaekonomiczną składową, związaną z unikalnością, tj. ocena zmian stanu obiektów przyrodniczych, a więc odpowiednio i systemów antropogenicznych, powinna być dokonywana na podstawie teorii użyteczności, zawierającej „użyteczności” zarówno „materialnie namacalne”, jak i „nienamacalne”.

Stąd funkcja niezawodności ekologicznej ( $P_C$ ) powinna obejmować trzy obszary: właśnie system ( $P_1$ ), jego elementy ( $P_2$ ) oraz bieżące procesy ( $P_3$ ), tj.  $P_C = P_1 \cdot P_2 \cdot P_3$ . Przy tym, jeśli nie następuje katastrofalne zniszczenie systemu,  $P_1$  określa prawdopodobieństwo jego funkcjonowania w granicach dopuszczalności,  $P_2$  – prawdopodobieństwo tego, że w ciągu określonego czasu podstawowe elementy systemu nie przekroczą zakresu dopuszczalności, a  $P_3$  – prawdopodobieństwo tego, że technologia eksploatacji przyrody nie spowoduje katastrofalnych zmian podstawowych elementów systemu i odpowiednio środowiska.

Analiza pojedynczych harmonogramów funkcji wiarygodności ekologicznej [ $P_C(t)$ ], funkcji intensywności naruszenia elementów środowiska naturalnego [ $\lambda(t)$ ] oraz funkcji wiarygodności „rezerwowej” [ $f(t)$ ] określającej czas trwania okresu poprzedzającego niekorzystne zmiany wykazała, że intensywność odmów podczas kształtowania poziomu krytycznego wiarygodności ekologicznej ustalana jest za pomocą poziomu pierwotnej niezawodności oraz zmienności w czasie procesów wewnętrznych systemu i czynników zewnętrznych (Burlibayev i in. 2011, Volchak i in. 2012). Stąd potrzeba dokładnej ewidencji twórczych czynników antropogenicznych (skutków umownych znaczeń błędów i przeoczeń) oraz nieprzewidywanych czynników geoklimatycznych i georegionalnych. Natomiast wybór pierwotnej niezawodności „rezerwowej” jest przy tym zadaniem czysto ekonomicznym, ponieważ w sumie określa ona koszty budowy niezawodnie funkcjonujących pod względem ekologicznym systemów (obiektów).

Optymalny poziom niezawodności ekologicznej można zapewnić w dwóch kierunkach: początkowe „rezerwowanie” oraz stopniowa realizacja przedsięwzięć w zakresie ochrony i regeneracji przyrody.

Z ekologicznego i społecznego punktu widzenia określenie optymalnego kompromisu między przytoczonymi kosztami oraz niezawodnością ekologiczną wymaga założenia funkcji ekologicznych strat typu:

$$Y_i(S) = Y(a_1, a_2, \dots, a_n; b_1, b_2, \dots, b_n), \quad [4]$$

w której:

- $a_i$  – parametry określające stan systemu oddziaływania wpływającego na prawdopodobieństwo powstania zmian ekologicznych;
- $b_i$  – wielkości deterministyczne określające charakterystyki technologiczne oraz ekonomiczno-ekologiczne.

Stąd prognozowanie zachowania się wszelkich bio-, geo- i technosystemów wymaga wyodrębnienia i analizy czterech możliwych i niekompatybilnych stanów:  $S_0$  – normalnego funkcjonowania;  $S_1$  – pewnego dopuszczalnego przeciążenia;  $S_2$  – utraty zdolności do samoregeneracji;  $S_3$  – stanu krytycznego.

Zgodnie z zasadą tworzenia możliwych realnych stanów systemu jego zachowanie się można opisać za pomocą funkcji –  $S_i = \sum_{j=ln=1}^a \sum^m S_i^{r \cdot t}$ , gdzie  $i$  – stan grupy elementów typu  $r = 1, 2, \dots, m$ , znajdujących się pod wpływem  $t = 1, 2, \dots, n$  – czynników, dla których charakterystycznych jest 7 bezpośrednich ( $S_0 \Leftrightarrow S_1$ ) oraz 3 kontyngentowe ( $S_0 \Leftrightarrow S_2 \cdot S_3$ ) ryzyka.

Wychodząc ze stanów pogranicznych oraz zdolności do samoredukcji i normalnej reprodukcji, ogólne prawo prawdopodobieństwa zniszczenia systemu (obiektu) lub odrębnych jego elementów prezentuje się następująco:

$$Q = F_o(T_{CP}) = \int_0^{1/\beta_2} \varphi_1(S) \cdot \left[ \int_0^{\beta_1/\beta_2} \varphi_2(r) dr \right] dS, \quad [5]$$

gdzie:

- $\beta_1/\beta_2$  – superpozycja funkcji;
- $\beta_1 = f(r, S)$  i  $\beta_2 = \lambda(r, S)$ ;
- $r$  – charakterystyka odporności systemu wobec przekształcenia;
- $S$  – rezerwa wiarygodności ekologicznej;
- $T_{CP}$  – okres funkcjonowania;
- $F_o$  – funkcja wiarygodności ekologicznej;
- $\varphi_1(S)$  – gęstość prawdopodobieństwa czynnych oddziaływań antropogenicznych;
- $\varphi_2(r)$  – gęstość prawdopodobieństwa oddziaływań krytycznych (niszczących);
- $f$  i  $\gamma$  – odpowiednio funkcje niezawodności „rezerwowej” i intensywności naruszeń.

Należy zauważyć, że obecnie obowiązkowym uzupełnieniem funkcji ekologicznej wiarygodności ( $F_o$ ) jest funkcja estetyczności ( $P_e$ ) określająca cechy estetyczno-psychologiczne systemu i środowiska oraz zawierająca stopień naturalnego wyglądu, antropogeniczności przestrzeni wizualnych oraz różnorodności terenu w zakresie struktury i składników.

Optymalny zakres kryteriów bezpieczeństwa ekologicznego ( $F_o$ ) oraz cechy psychologiczne i estetyczne systemu i środowiska ( $P_e$ ) powinny zapewniać ich zgodność biosferyczną.

## Wyniki eksperymentu

Jak przedstawiono wyżej, optymalizacja wiarygodności ekologicznej i niezawodności funkcjonowania systemów (obiektów) powinna opierać się na optymalizacji terminów realizacji przedsięwzięć, pozwalających doprowadzić system (obiekt) do pożądanego stanu (Kostrzewski 1986). Ponieważ wszelkie systemy (obiekty)

składają się z podsystemów o ciągłym czasie i ciągłych stanach, to u podstaw ustalania optymalnych terminów powinna leżeć teoria regeneracji z wykorzystaniem funkcji maksymalnego podziału:

$$\psi(y) = \frac{1}{E(t)} \cdot \int_0^y \exp\left(-\int_0^t \lambda(x) dx\right) dt, \quad [6]$$

gdzie:

$E(t)$  – oczekiwana wartość czasu funkcjonowania systemu do krytycznego poziomu ekologicznej niezawodności i  $E(t) = \int_0^{\infty} \tau \cdot f(\tau) dt$  ;

$\tau$  – czas optymalnego funkcjonowania podsystemów podstawowych;  
 $\lambda(T)$  – średnia intensywność powstawania podkrytycznych stanów systemu.

Uważając, że niezawodność ekologiczna systemu w jednakowym stopniu określana jest przez niezawodność ekologiczną wszystkich  $m$  składowych, wiarygodność osiągnięcia przez nią stanu krytycznego w odstępie od  $T$  do  $T + \Delta t$  równa się  $\gamma = \lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t)$ , gdzie  $\lambda$  – wielkość stała, niezależna od czasu i liczby składowych określających wymaganą wiarygodność ekologiczną;  $O(\Delta t)$  – wielkość mająca rząd małości wyższy niż  $\Delta T$ .

Następnie przy założeniu, że system osiąga krytyczny poziom dla wiarygodności ekologicznej, gdy liczba decydujących składowych osiągnie wartość  $K$ , można opisać odpowiednie przejścia stanów systemu ekologicznego w następujący sposób:  $E_0 \rightarrow E_1 \rightarrow E_2 \rightarrow \dots \rightarrow E_{K-1} \rightarrow E_K \rightarrow E_n$ , gdzie  $E_0$  – początkowy stan systemu;  $E_K$  – stan systemu przy krytycznym poziomie wiarygodności ekologicznej;  $E_n$  – stan systemu z krytycznymi poziomami wiarygodności ekologicznej  $n$  składowych.

Przejście systemu ze stanu  $E_0$  do stanu  $E_n$  w okresie  $[0, T + \Delta t]$  może odbyć się na dwa wzajemnie wykluczające się sposoby. W okresie  $[0, T]$  ma miejsce przejście  $E_0 \rightarrow E_n$ , a w okresie  $[T, T + \Delta t]$  brak tworzenia składowych o krytycznych poziomach z prawdopodobieństwem współności tych wydarzeń  $P_n(T) \cdot [1 - (m - n) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t))]$ ; albo: w okresie  $[0, T]$  ma miejsce przejście  $E_0 \rightarrow E_{n-1}$ , a w okresie  $[T, T + \Delta t]$  –  $E_{n-1} \rightarrow E_n$  z prawdopodobieństwem współności tych wydarzeń  $P_{n-1}(T) \cdot (m - n + 1) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t))$ .

W ten sposób:

$$P_n(T + \Delta t) = P_n(T) \cdot [1 - (m - n) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t))] + P_{n-1}(T) \cdot (m - n + 1) \cdot (\lambda \cdot \Delta t + O(\Delta t)), \quad [7]$$

i odpowiednio:

$$\frac{dP_n(T)}{dT} = -(m - n) \cdot \lambda \cdot P_n(T) + (m - n + 1) \cdot \lambda \cdot P_{n-1}(T). \quad [8]$$

Z każdym ze stanów związana jest liczba decydujących składowych ( $m-n$ ), co pozwala na znalezienie wartości oczekiwanej liczby składowych o stanie niekrytycznym

$$A_K = \frac{K}{\sum_{i=0}^{K-1} \left[ \left( \frac{1}{m-i} \right) + \frac{\lambda}{\ell} \right]} \quad [9]$$

Jeśli  $A_K > A_{K+v}$ , to oznacza, że przy realizacji przedsięwzięć w zakresie ochrony i regeneracji przyrody przy  $K$  krytycznych składnikach znacznie wydłuża się okres optymalnego funkcjonowania systemu w porównaniu z realizacją identycznych przedsięwzięć w okresie tworzenia ( $K+v$ ) krytycznych składowych.

A jeśli  $A_K > A_{K+1}$ , to  $A_K > A_{K+v}$ , co odpowiednio określa liczbę składowych decydujących o osiągnięciu przez system stanu krytycznego wiarygodności ekologicznej.

Stąd okres realizacji przedsięwzięć w zakresie ochrony i regeneracji natury będzie optymalny przy osiągnięciu krytycznego stanu przez jedną składową systemu, gdy  $\frac{1}{m \cdot (m-1)} \geq \frac{\lambda}{\ell}$ , a przez dwie składowe, gdy  $-\frac{1}{m \cdot (m-1)} < \frac{\lambda}{\ell} \leq \frac{3 \cdot m - 1}{m \cdot (m-1) \cdot (m-2)}$  itd.

Należy zaznaczyć, że w przypadku  $\frac{\lambda}{\ell} = \frac{E(\theta)}{E(\tau)}$   $E(\theta)$  – wartość oczekiwana czasu  $\tau$  optymalnego funkcjonowania układów ze składową, która nie osiągnęła poziomu krytycznego, a  $E(\tau)$  – wartość oczekiwana czasu  $\theta$  niezbędnego do przywrócenia ekologicznej niezawodności systemu.

Na podstawie średnich wartości statystycznych dla najbardziej popularnych systemów krajobrazów rolniczych mamy:  $E(\tau) = 15$  lat,  $E(\theta) = 3$  lata i  $m = 12$ . Następnie dla  $m = 1$  stosunek obliczeniowy –  $1/132$ , dla  $m = 2$  –  $1/40$ ,  $m = 3$  –  $1/25$ ,  $m = 4$  –  $1/8$ ,  $m = 5$  –  $1/4$  oraz  $m = 6$  –  $1/2$ .

Ponieważ  $\lambda/\ell = 1/5$ , okres optymalizacji dla podniesienia niezawodności ekologicznej systemu będzie występował przy osiągnięciu stanu krytycznego przez dowolne cztery składowe, gdyż  $\frac{1}{B} < \frac{\lambda}{\ell} = \frac{1}{5} < \frac{1}{4}$ .

Jednak w praktyce najczęściej przywraca się stabilność ekologiczną systemu po kolei według ww. składników, co określa potrzebę badań osobliwości przejść systemów nie tylko do sąsiednich (nieco zmienionych) stanów ( $a_i \rightarrow a_{i+1}$ ), lecz także do mocno zmienionych (zdegradowanych) ( $a_i \rightarrow a_{i-k}$ ).

## Wnioski

Prognozę i optymalizację ekologicznego bezpieczeństwa i niezawodności funkcjonowania systemów i obiektów należy opierać na wiarygodnej identyfikacji samoregenerujących się elementów (łańcuchów), na ich więzi funkcjonalno-strukturalnej, stopniu sterowności, kontrolowaniu, prognozowaniu oraz czasie trwania cykli pracy.

Specyfika następstw ekologicznych dla systemów przyrodniczych i gospodarczych tworzących funkcje parametryczne typu czasu życia decyduje o konieczności ewidencji zgromadzonych środków oddziaływania oraz ich przesunięciu w czasie, co wymaga stosowania statystyki podsumowania na bazie teorii wektorów oraz strukturalnej analizy wewnętrznych i zewnętrznych cech systemu.

Optymalizacja okresu funkcjonowania systemów w trybie ekologicznego bezpieczeństwa i niezawodności z prawdopodobieństwem  $P = 0,986$  powinna być oparta na ściśle ograniczonej liczbie składowych, które osiągnęły stan krytyczny, przy tym ekonomicznie opłacalną jest ich regeneracja kolejno według ww. składników.

## Literatura

- Brezdek J.C., 1981, *Pattern recognition with fuzzy objective function algorithms*, New York, s. 238
- Бурлибаев М.Ж., Волчек А.А., Шведовский П.В., 2011, *Чрезвычайные ситуации в природной среде*, Алматы, с. 351 (Burlibayev M.Ž., Volchak A.A., Shvedovskii P.V., 2011, *Sytuacje nadzwyczajne w środowisku naturalnym*, Alma Ata, s. 351)
- Chorley R.J., Kennedy B.A., 1971, *Physical Geography. A System Approach*, London, s. 370
- Cieślak M., 2001, *Prognozowanie gospodarcze: metody i zastosowanie*, Warszawa, s. 321
- Kostrzewski A., 1986, *Zastosowanie teorii funkcjonowania geosystemu do badań współczesnych badań morfogenetycznych obszarów nizinnych Polski północno-zachodniej*, Sprawozdania PTPN nr 103 za 1984, Poznań, s. 26-28
- Логинов В.Ф., Волчек А.А., Шведовский П.В., 2004, *Практика применения статистических методов при анализе и прогнозе природных процессов*, Брест, с. 301 (Loginov V.F., Volchak A.A., Shvedovskii P.V., 2004, *Praktyka stosowania metod statystycznych przy analizie i prognozie procesów środowiskowych*, Brześć, s. 301)
- Major M., 2009, *Możliwości zastosowania teorii funkcjonowania geosystemu do badań obszarów bezodpływowych*, Przegląd Geograficzny, 82, 1, s. 103-113
- Шведовский П.В., Лукша В.В., 2001, *Особенности математического моделирования скачков в развитии экологических систем и процессов*, Вестник БГУ, № 2(18), с. 29-31 (Shvedovskii P.V., Luksha V.V., 2001, *Właściwości matematycznego modelowania skoków w rozwoju ekologicznych systemów i procesów*, Vestnik BGU, 2, 18, s. 29-31)
- Волчек А.А., Пойта П.С., Шведовский П.В., 2003, *Математические методы в природообустройстве*, Минск, с. 340 (Volchak A.A., Poyta P.S., Shvedovskii P.V., 2003, *Metody matematyczne w zakresie zagospodarowania przyrody*, Mińsk, s. 340)
- Волчек А.А., Пойта П.С., Шведовский П.В., 2012, *Мониторинг, оценка и прогноз чрезвычайных ситуаций и их последствий*, Брест, с. 425 (Volchak A.A., Poyta P.S., Shvedovskii P.V., 2012, *Monitorowanie, ocena i prognoza sytuacji nadzwyczajnych oraz ich następstw*, Brześć, s. 425)

Волчек А.А., Шведовский П.В., Образцов Л.В., 2002, *Математические модели в природопользовании*, Минск, с. 281 (Volchak A.A., Shvedovskii P.V., Obrazcov L.V., 2002, *Modele matematyczne w wykorzystaniu przyrody*, Mińsk, s. 281)  
Zeliaś A., 2000, *Metody statystyczne*, Warszawa, s. 300

### **Summary**

The article describes the main principles of the existing risk management and its admissibility for the safe and reliable operation of natural economic and anthropogenic systems.

We suggest to use the damages and environmental credibility base on generalized resistance (survivability) and load, and to estimate the degree of acceptability of systems changes on the basis of the theory of utility material and tangible and intangible values and environmental social and economic change.

It is shown that the optimal level of environmental safety and reliability can be provided either the initial reservation, or phase (component-wise) implementation of nature restoration activities.