

Elena Neverova-Dziopak

Znaczenie pojemności asymilacyjnej wód przejściowych i przybrzeżnych w ocenie bezpieczeństwa ekologicznego akwenów morskich

Podstawowym problemem w kształtowaniu systemu bezpieczeństwa ekologicznego wód powierzchniowych jest zastosowanie naukowego podejścia do ustalania normatywów ich stanu ekologicznego i dopuszczalnych obciążeń antropogenicznych. System normowania ekologicznego powinien opierać się na ocenie rzeczywistego stanu ekosystemów wodnych oraz ich reakcji i odporności na negatywne oddziaływania, a także stanowić mechanizm zarządzania działalnością gospodarczą w celu eliminacji szkód środowiskowych. Problem bezpieczeństwa ekologicznego wód powierzchniowych dotyczy wyjątkowo ważnych aspektów życia ludzi i powinien stanowić priorytetowy kierunek w strategii rozwoju gospodarki wodnej. Celem działań podejmowanych na rzecz opracowania systemu normowania ekologicznego powinno być sformułowanie naukowo uzasadnionych ograniczeń i dopuszczalnych wartości obciążeń antropogenicznych, co stanowi bardzo skomplikowany i mało rozpoznany problem [1, 2].

Obecnie w większości krajów normowanie obciążeń antropogenicznych ekosystemów wód powierzchniowych, do których są wprowadzane ścieki, opiera się na systemie granicznych wartości wskaźników jakości ścieków oczyszczonych. Takie podejście było wielokrotnie poddawane uzasadnionej krytyce, ponieważ w swojej istocie jest podejściem utylitarnym, antropocentrycznym i mało skutecznym z punktu widzenia ochrony jakości ekosystemów wodnych [3, 4]. Ocena jakości środowiska wodnego często odnosi się do formalnych normatywów higienicznych, a nie zawsze uwzględnia prawa i zasady ekologii [5]. Brak normatywów zapewniających bezpieczeństwo ekologiczne zbiorników i cieków wodnych, jako funkcjonalnej całości, prowadzi w końcu do ich degradacji, utraty walorów użytkowych i w konsekwencji do problemów zdrowotnych, społecznych i ekonomicznych.

Istota normowania ekologicznego

Podstawowym kryterium wykorzystywanym do określania dopuszczalnych wartości obciążeń antropogenicznych zbiorników i cieków wodnych jest brak negatywnego wpływu na ich produktywność, stabilność i różnorodność gatunkową. W przypadku każdego ekosystemu powinny być ustalone normy stanu, które zależą od jego pojemności

asymilacyjnej i właściwości regionalnych, przy czym większość odchyłeń od normy nie ma charakteru patologicznego i można je rozpatrywać jako realizację mechanizmów adaptacyjnych oraz jako określoną formę zmiany biocenozy wodnej w zmieniających się warunkach środowiska. Zanik oddzielnych organizmów wodnych w tym przypadku nie stanowi czynnika krytycznego w funkcjonowaniu całego ekosystemu [6]. Do najbardziej perspektywicznych kierunków badań nad opracowaniem podstaw systemu zapewnienia bezpieczeństwa ekologicznego należą:

- opracowanie systemu kryteriów i norm oceny integralnej reakcji ekosystemów na oddziaływania antropogeniczne,

- badania nad odpornością ekosystemów wodnych na oddziaływanie antropogenicznych czynników zakłócających,

- opracowanie zasad ustalenia progowych i krytycznych wartości wskaźników stanu ekosystemów wodnych i opracowanie na tej podstawie metod oceny dopuszczalnych obciążeń antropogenicznych.

Obecnie najczęściej wykorzystuje się cztery sposoby ustalania norm jakości środowiska [7]:

- statystyczny: wartości parametrów stanu normatywnego ustala się na podstawie wybranego rzeczywistego przedziału czasu funkcjonowania ekosystemu wodnego, uznanego za wzorcowy,

- teoretyczny: stan wzorcowy i odpowiadające mu parametry funkcjonowania ekosystemu ustala się na podstawie rozważań teoretycznych,

- ekspercki: wartości parametrów stanu normatywnego ustala grupa ekspertów i specjalistów; uzasadnienie danej normy jest *de facto* kwestią pozycji i autorytetu jej autorów,

- doświadczalny: normatywne wartości parametrów ustala się w wyniku eksperymentów prowadzonych na organizmach żywych i populacjach organizmów.

Koncepcja pojemności asymilacyjnej wód powierzchniowych

Ochrona wód powierzchniowych przed niekorzystnym wpływem ścieków oraz innych źródeł zanieczyszczeń powinna polegać na opracowaniu norm ekologicznych, których zadaniem będzie ograniczenie stopnia tego oddziaływania. Priorytetowe znaczenie mają oceny ilościowe, które uwzględniają możliwości adaptacyjne ekosystemów odbiorników w odniesieniu do oddziaływań negatywnych, ponieważ przekroczenie maksymalnej zdolności adaptacyjnej prowadzi do degradacji ekosystemu. Z drugiej

Prof. dr hab. inż. Elena Neverova-Dziopak: AGH Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, al. Adama Mickiewicza 30, 30-059 Kraków, elenad@agh.edu.pl

strony funkcjonowanie ekosystemu wodnego odbiornika w granicach maksymalnej zdolności adaptacyjnej prowadzi do rozwoju mechanizmów przystosowawczych do oddziaływań zewnętrznych [8].

Optymalizacji i doskonalenia wymagają metody i modele służące do poznania i oceny – ważniejszego z punktu widzenia normowania jakości wód – procesu transformacji substancji zanieczyszczających w wodach w wyniku wymieszania, rozcieńczenia oraz przemian fizyczno-chemicznych i biochemicznych. Przy opracowaniu normatywów ekologicznych powinno się także uwzględniać oddziaływanie szkodliwych czynników nie na oddzielne organizmy, ale na całe biocenozy i ekosystemy. Podstawą opracowania normatywów ekologicznych jest teoretyczna koncepcja podejścia systemowego do zarządzania jakością środowiska wodnego [9, 10].

Warunkiem zachowania pożądanego stanu wód jest ograniczenie ładunku zanieczyszczeń antropogenicznych do ilości nieprzekraczających ich pojemności asymilacyjnej. Pod pojęciem pojemności asymilacyjnej ekosystemu wodnego należy rozumieć maksymalną dynamiczną pojemność asymilacji takiej ilości zanieczyszczeń, która może ulec akumulacji, transformacjom biochemicznym oraz zostać wyprowadzona poza ekosystem bez zaburzenia jego funkcjonowania [5, 8, 10]. Przy normowaniu ładunku zanieczyszczeń antropogenicznych wprowadzanych do wód powierzchniowych najbardziej reprezentatywne jest ustalenie ich pojemności asymilacyjnej, ponieważ opiera się ona na dopuszczalnej ilości zanieczyszczeń mającej krytyczny wpływ na ekosystem.

Ocena pojemności asymilacyjnej wybranych akwenów Morza Bałtyckiego

Przykład 1

Na podstawie równania dynamiki zmian zawartości substancji zanieczyszczającej (i) w wodzie, z uwzględnieniem przestrzennej niejednorodności procesów jej usuwania, autorzy pracy [8] obliczyli pojemność asymilacyjną ekosystemu Morza Bałtyckiego (A_i). Równanie dynamiki transformacji dowolnej substancji zanieczyszczającej w środowisku wodnym może być zapisane w postaci następującego równania (symbole z indeksem prim charakteryzują zmianę ilości zanieczyszczeń w wyniku ich chemicznej i biologicznej transformacji) [11]:

$$V(dC_i/dt) = \int_{S_a} (P_A \pm P'_A) dS + \int_0^L (P_L \pm P'_L) dL + \int_{S_b} (P_B \pm P'_B) dS + \int_{S_a} \int_0^{Z_b} B_{chi} k dS \quad (1)$$

w którym:

V – objętość wody w badanym ekosystemie

C_i – średnia zawartość i-tego zanieczyszczenia

S_a – strefa swobodnej powierzchni wody

S_b – powierzchnia strefy dennej

L – długość linii brzegowej

Z_b – głębokość odbiornika

P – wielkość charakteryzująca procesy transformacji zanieczyszczeń zachodzące na granicach powierzchni powietrze-woda oraz woda-osady denne (np. na skutek opadów atmosferycznych, sedymentacji itd.)

B_{chi} – prędkość mikrobiologicznego i chemicznego rozkładu zanieczyszczeń

k – współczynnik zależności procesów mikrobiologicznego i chemicznego rozkładu zanieczyszczeń od napromieniania słonecznego i temperatury

Sumaryczne usunięcie i-tej substancji zanieczyszczającej (A_i) z ekosystemu wodnego można zapisać w postaci równania:

$$A_i = K_i \frac{V}{\tau_i} C_i \quad (2)$$

w którym:

K_i – współczynnik uwzględniający warunki ekologiczne wpływające na zanieczyszczenie i-tą substancją różnych stref ekosystemu wodnego

τ_i – czas retencji i-tej substancji zanieczyszczającej w ekosystemie wodnym

Zgodnie z definicją, pojemność asymilacyjna ekosystemu wodnego równa się maksymalnej wartości A_i wg równania (2), przy zachowaniu bezpieczeństwa ekologicznego systemu. Warunek ten jest zachowany wówczas, jeżeli spełniona jest zależność $C_i \leq C_{oi}$ (C_{oi} – krytyczna zawartość danego zanieczyszczenia w wodzie). Wychodząc z tego założenia, pojemność asymilacyjna ekosystemu wodnego może być oceniona na podstawie wzoru (2) przy $C_i = C_{oi}$. Obliczona według tej metody pojemność asymilacyjna Morza Bałtyckiego z uwagi na wybrane zanieczyszczenia została zestawiona w tabeli 1. Analiza danych zamieszczonych w tej tabeli pozwala wnioskować, że rzeczywisty dopływ do Morza Bałtyckiego takich zanieczyszczeń, jak cynk, kadm i rtęć jest odpowiednio 2-, 25- i 13-krotnie mniejszy od obliczonych minimalnych wartości pojemności asymilacyjnej i nie stanowi bezpośredniego zagrożenia funkcjonowania ekosystemu. Także w przypadku benzo-pirenu, natomiast antropogeniczne dostarczanie ładunków miedzi, ołowiu i polichlorowanych bifenyli przekracza jego pojemność asymilacyjną, co wymaga podjęcia odpowiednich działań w kierunku ograniczenia ich ilości.

Tabela 1. Pojemność asymilacyjna ekosystemu Bałtyku [8]

Table 1. Assimilative capacity of the Baltic Sea ecosystem [8]

Rodzaj zanieczyszczenia (i)	Ładunek zanieczyszczeń t/a	Czas retencji (τ_i) a	Pojemność asymilacyjna (A_i) t/a
Miedź	1100	27	500÷2500
Cynk	6300	10	13200÷66000
Ołów	2400	7	1500÷15000
Kadm	80	6	2000÷20000
Rtęć	30	6	400÷4000
Benzopiren	13	20	20÷200
PCB*	7	35	2÷20

*polichlorowane bifenyle

Przykład 2

Według własnej koncepcji oceny pojemności asymilacyjnej słodkowodnych ekosystemów wodnych [2], normatywy ekologiczne w postaci tzw. ekologicznie dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń (EDS) powinny być ustalane na poziomie lokalnym i regionalnym. Zgodnie z tą definicją, wskaźnik EDS jest to ustalona graniczna zawartość substancji zanieczyszczających w wodzie, przy przestrzeganiu której zostają zachowane homeostatyczne mechanizmy samoregulacji ekosystemów wodnych. Wskaźnik ten stanowi podstawę oszacowania tzw. ekologicznie dopuszczalnego ładunku zanieczyszczeń (EDL), który nie przekracza pojemności asymilacyjnej danego ekosystemu wodnego. Obliczenia mogą być wykonywane w oparciu

o autorski liczbowy wskaźnik integralny (ITS), który opiera się na podstawowej charakterystyce dowolnego ekosystemu wodnego i odzwierciedla stan jego bilansu biotycznego [2]. Opierając się na wskaźniku ITS sformułowano model opisujący stan bilansu biotycznego badanego ekosystemu wodnego, na podstawie wyboru kształtujących go głównych elementów, w postaci równania regresji liniowej wielorakiej:

$$\hat{Y} = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 \dots + a_kX_k \quad (3)$$

w którym:

\hat{Y} – integralny wskaźnik bilansu biotycznego (ITS)

a_0 – wyraz wolny

a_1, \dots, a_k – współczynniki regresji

X_1, X_2, \dots, X_k – główne elementy kształtujące stan bilansu biotycznego

Metoda ta została zastosowana do ustalenia wartości wskaźnika EDS w odniesieniu do biogennych form azotu i fosforu w wybranych akwenach Morza Bałtyckiego. Normatywne wartości \hat{Y} są ustalane w przypadku każdego badanego akwenu na podstawie danych empirycznych w zakresie $7,2 \leq \hat{Y} \leq 7,9$. Wyniki obliczeń ekologicznie dopuszczalnej zawartości związków biogennych przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Ekologiczne dopuszczalne stężenia (EDS) substancji biogennych w wybranych akwenach Morza Bałtyckiego [12]

Table 2. Ecologically permissible concentrations of nutrients for selected areas of the Baltic Sea [12]

Zatoka Morza Bałtyckiego	Ekologicznie dopuszczalne stężenie (EDS), g/m ³	
	azot*	fosfor**
Newska (Rosja)	0,68	0,055
Koporska (Rosja)	0,15	0,010
Narewska (Estonia)	0,12	
Saaler Bodden (Niemcy)	0,09	0,013

*azot w związkach mineralnych (suma NH_4^+ , NO_2^- i NO_3^-)

**fosforany (PO_4^{3-})

Całkowita pojemność asymilacyjna oddzielnego akwenu (P_A) może być obliczona ze wzoru:

$$P_A = [\text{EDS}]Q \quad (4)$$

w którym:

EDS – ekologicznie dopuszczalna ilość danej substancji zanieczyszczającej, g/m³

Q – strumień objętości wody w badanym akwenu, m³/d

Dopuszczalny ładunek zanieczyszczeń antropogenicznych ze wszystkich źródeł (punktowych i rozproszonych), który może przyjąć ekosystem wodny bez zaburzenia jego funkcjonowania, oblicza się według wzoru:

$$P_A = ([\text{EDS}] - C)Q \quad (5)$$

w którym: C – zawartość substancji zanieczyszczającej w wodzie (tło), g/m³

Na podstawie wzoru (5) wyliczono całkowitą pojemność asymilacyjną wód Zatoki Newskiej z uwagi na mineralne formy substancji biogennych, przy średnim z wieloletniego strumieniu objętości wody równym 2500 m³/s (216 mln m³/d) oraz rzeczywistej zawartości mineralnych

związków azotu i fosforu w wodzie zatoki wynoszącej odpowiednio 0,33 gN/m³ i 0,02 gP/m³. Wyniki obliczeń przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Całkowita i rzeczywista pojemność asymilacyjna Zatoki Newskiej z uwagi na substancje biogenne

Table 3. Total and actual assimilative capacity of the Nevsky Bay calculated in respect to nutrients

Pojemność asymilacyjna	Azot* tN/d	Fosfor* tP/d
Całkowita	146,8	11,9
Rzeczywista (rezerwa ekologiczna)	76,8	7,6

*w związkach mineralnych

Wyniki obliczeń pozwalają wnioskować, że cały obszar Zatoki Newskiej ma prawie 50% rezerwę ekologiczną, co pozwala na przyjmowanie dodatkowego ładunku zanieczyszczeń biogennych, bez trwałego zaburzenia równowagi ekologicznej. Jednak sytuacja w poszczególnych częściach tego akwenu (północnej tranzytowej czy południowej) może być inna, w związku z czym warunki wprowadzenia ścieków do tych części akwenu mogą być zarówno bardziej, jak i mniej restrykcyjne.

Podsumowanie

Analiza stanu wiedzy na temat metod ustalania dopuszczalnego obciążenia ekosystemów wód powierzchniowych ładunkiem zanieczyszczeń antropogenicznych wykazała, że opracowane do tej pory normatywy jakości wód stanowią podstawę ustalania wymaganego stopnia oczyszczania ścieków, uzasadnienia doboru schematu technologicznego i oceny skuteczności przedsięwzięć ochronnych, natomiast ocena ekologicznej efektywności oddziaływania wybranych technologii, czyli zgodność odprowadzanego ładunku zanieczyszczeń z pojemnością asymilacyjną odbiorników i wrażliwością ich ekosystemów na zanieczyszczenia w większości przypadków pozostaje na marginesie zainteresowania technologów i projektantów.

Zapewnienie bezpieczeństwa ekologicznego wód powierzchniowych wymaga systemowego podejścia opartego na ocenie ich pojemności asymilacyjnej, które pozwoli na określenie wartości ekologicznie uzasadnionego dopuszczalnego ładunku zanieczyszczeń antropogenicznych wprowadzanych do wód powierzchniowych oraz optymalizację przedsięwzięć ochronnych. Warunkiem zachowania równowagi ekologicznej wód powierzchniowych jest dostosowanie wartości ładunku zanieczyszczeń antropogenicznych (pochodzących z różnych źródeł) do pojemności asymilacyjnej odbiornika z uwzględnieniem jego rzeczywistego stanu. Normowanie ekologiczne ma na celu ograniczenie oddziaływania antropogenicznego na ekosystemy wodne w ramach ich możliwości ekologicznych wyrażonych pojemnością asymilacyjną.

LITERATURA

1. R.V. O'NEILL: The systems approach to environmental assessment. In: J. CAIRNS Jr., T.V. CRAWFORD [Eds.]: Integrated Environmental Management. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan 1991, Chapter 4, pp. 39–51.
2. E. NEVEROVA-DZIOPAK: Podstawy zarządzania procesem eutrofizacji antropogenicznej. Wydawnictwa AGH, Kraków 2010.

3. C. BROWN, B RODGERS: Protecting surface water quality from wastewater discharges through assimilative capacity studies. *Environmental Science & Engineering Magazine* 2014, May/June, pp. 42/44.
4. M. MARINO, J. BOLAND: An Integrated Approach to Wastewater Treatment. The World Bank, Washington D.C. 1999.
5. E. NEVEROVA-DZIOPAK, M. PREISNER: Analiza metod ustalania warunków wprowadzania ścieków komunalnych do odbiorników w wybranych państwach (Analysis of methods for determination of conditions of municipal wastewater discharge into recipients in selected countries). *Ochrona Środowiska* 2015, vol. 37, nr 1, ss. 3–9.
6. J.A. IZRAIL, A.W. CYBAŃ: Antopogenna ekologija oceanu. Gidrometeoizdat, Leningrad 1989.
7. W.W. DMITRIJEW, G.T. FRUMIN: Ekologiczeskoje normirovanie i ustojchivost prirodnych sistem. Nauka, Sankt-Petersburg 2004.
8. J.A. IZRAIL, A.W. CYBAŃ, M.W. WENTCEL, W.W. SHIGAJEW: Obobzsennaja model assimilacyonnoj emkosti morskoy ekosystemy. Doklady Akademii Nauk, Moskwa 1988, t. 272, nr 2, s. 459–462.
9. J. CAIRNS Jr.: Assimilative capacity – the key to sustainable use of the planet. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 1999, Vol. 6, pp. 259–263.
10. I.C. CAMPBELL: A critique of assimilative capacity. *Journal Water Pollution Control Federation* 1981, Vol. 53, No. 5, pp. 604–607.
11. A.M. WLADIMIROW, J.I. LACHIN, L.T. MATWEJEW, W.G. ORLOW: Ochrana okružajuszej sredy. Gidrometeoizdat, Leningrad 1991.
12. Razrabotka regionalnych normatywow ekologiczeskogo blagopoluchija wodnych objektow (newsko guby i wostocznoj czaski Finskogo zaliwa) – 1 etap. Goskontrakt N 536, UDK 574, Sankt Petersburg 2007.

Neverova-Dziopak, E. Assimilative Capacity of Transitional and Coastal Waters in Ecological Security Assessment of Marine Areas. *Ochrona Środowiska* 2015, Vol. 37, No. 2, pp. 17–20.

Abstract: The proprietary concept is presented of assimilative capacity assessment of aquatic ecosystems, which are pollution recipients from both point and diffuse sources. The assimilative capacity may serve as a basis for determining the maximum ecologically permissible pollutant loads. Existing methods of setting the conditions of pollutant discharge into surface water recipients are predominantly based on pollutant limit values in wastewater. These are established on the basis of technological capabilities. Such an approach, however, does not ensure the ecological safety of surface waters as it does not take into account the ecological functioning mechanisms of separate aquatic ecosystems. Considering the above, the assimilative capacity of surface waters was

defined as the amount of pollution that might be accumulated, transformed in biochemical processes and discharged to the outside of the ecosystem without disturbing its ecological equilibrium. Examples of assimilative capacity calculations for selected marine areas of the Baltic Sea were presented in terms of various anthropogenic pollutants, e.g. trace metals, benzopyrene, polychlorinated biphenyls and nutrients. Analysis of calculation results revealed that assimilative capacity of the Baltic Sea in its various areas depended on local hydromorphological and hydrobiological properties and was getting exhausted due to the loads of copper and lead compounds as well as polychlorinated biphenyls. In contrast, there are still significant ecological reserves present in the individual areas of the Sea with respect to the loads of zinc, cadmium, mercury and mineral nutrients.

Keywords: Surface water, aquatic ecosystem, pollution load, ecologically permissible limit.