

Janusz Ryszard RAK, Andrzej STUDZIŃSKI

Katedra Zaopatrzenia w Wodę i Odprowadzania Ścieków
Politechnika Rzeszowska

WYBRANE CZYNNIKI INTERPRETACJI RYZYKA

SELECTED FACTORS OF RISK INTERPRETATION

In the work two factors associated with drinking water consumption, have been presented. A starting point was to define the extreme possibilities of risk interpretation. The first factor is the health aspect of water quality. Daily reference doses of toxic substance were referred to women, men, young people and children, which allows to calculate the population dose. Dose related to a fact that surface of human body contacts water, as a result of hygienic activities, has also been discussed. The second factor concerns risk assessment by a statistical way. It was assumed that a measure of risk is a variance and a standard deviation. Undesirable events are connected with a right-hand asymmetry, which should be taken into account by determining a positive semivariance and a corresponding positive standard semideviation.

1. Wprowadzenie

Ocena przydatności wody do spożycia przez ludzi dokonywana jest przez służby laboratoryjne przedsiębiorstwa wodociągowego w ramach kontroli wewnętrznej. Na podstawie badań jakości wody stwierdza się przydatność wody do spożycia, przydatność wody w warunkach przyznanego odstępstwa, warunkową przydatność wody w przypadku przekroczeń wymagań normatywu (zał. nr 3 i 4 do obowiązującego rozporządzenia, oraz brak przydatności wody do spożycia [9]). Odstępstwo i warunkowa przydatność wymagają oszacowania ryzyka zdrowotnego dla konsumentów wody. Powszechnie stosowane są estymatory statystyczne związane z oceną ryzyka wystąpienia zdarzeń niepożądanych związanych ze złą jakością wody. Miary te to wariancja i odchylenie standardowe. Większość wskaźników zanieczyszczenia wody limitowana jest przez kres górny wartości progowej – „nie więcej niż”. Jedynie wartości dodatnie odchylenia od przeciętnej zaświadcza o możliwości przekroczenia normatywu. Postawiono więc tezę, że należy tylko analizować wartości liczbowe danego wskaźnika zanieczyszczenia większe od wartości średniej z danego okresu badań. Prowadzi to do wyznaczenia tzw. semiwariancji i semiodchylenia standardowego.

Celem pracy jest analiza interpretacji ryzyka w odniesieniu do aspektów zdrowotnych związanych z jakością wody do spożycia i koncepcji statystycznej jego oceny w odniesieniu do wartości wskaźników zanieczyszczeń.

2. Skrajna możliwość interpretacji ryzyka

Mikroryzyko jest jednostką pomiaru ryzyka i odpowiada w stosunku do ludzi jednemu zdarzeniu niepożądanemu, które dotknęło człowieka na milion mieszkańców aglomeracji miejskiej. W aspekcie zdrowotnym związanym z funkcjonowaniem SZW może się odnosić do:

- jednego na milion zejścia śmiertelnego,
- jednego na milion powikłania zdrowotnego,
- jednej na milion dolegliwości gastrycznej.

Istnieją już wartości powszechnie akceptowalne mikroryzyka w odniesieniu do wielu czynności z życia codziennego człowieka. W USA wymaga się informować społeczeństwo o niebezpieczeństwach na poziomie 10 jednostek mikroryzyka. Ochrona obywateli przed zagrożeniami związana jest z ponoszonymi kosztami. Pewnym wskazaniem w tym jest brytyjska zasada ALARP – ryzyko powinno być tak małe, jak to jest racjonalnie uzasadnione. Nie powinno być znaczącej dysproporcji między korzyściami wynikającymi z obniżenia ryzyka, a kosztami tego obniżenia [6]. W pracy [2] podano przykład kosztów oczyszczania wody ze szkodliwych składników. Przyjęto koszt usunięcia 90% zanieczyszczeń równy 1. Koszt redukcji kolejnych 9% zanieczyszczeń oszacowano na 100, a koszt eliminacji dalszych 0,9% zanieczyszczeń wynosi już 10^4 . Takie rozumowanie w odniesieniu do wartości życia ludzkiego wydaje się być uzasadnione (życie jest bezcenne). Jednak pojawia się hipoteza, że znaczący wzrost ceny wody powoduje spadek jej zużycia, a to z kolei pociąga za sobą spadek jakości warunków higieniczno-sanitarnych. W rezultacie można osiągnąć efekt odwrotny od zamierzonego. Wspomaganie niekorzystnymi czynnikami społeczno-psychologiczno-politycznymi dochodzi się do tzw. fałszywej pętli ochrony przed ryzykiem. Polega ona na ponoszeniu zwiększonych nieuzasadnionych kosztów na ochronę przed przesadnie wyobrażonym niebezpieczeństwem [5]. Na rys. 1. pokazano ideę fałszywej pętli ochrony przed ryzykiem.



Rys. 1. Idea fałszywej pętli ochrony przed ryzykiem

Fig. 1. Idea of the false loop of the safeguard against the risk

3. Aspekt zdrowotny w odniesieniu do spożywania wody

Rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi dopuszcza odstępstwa od dopuszczalnych parametrów jakości wody po stwierdzeniu, braku zagrożenia w wyniku analizy ryzyka zdrowotnego, nie podając procedur związanych z tymi analizami [8]. Z punktu widzenia medycyny ryzyko zdrowotne określa się poprzez prawdopodobieństwo wystąpienia niepożądanego zdarzenia w postaci zgonu lub zachorowania człowieka, w określonym czasie lub wieku człowieka [3]. Dodatkowe ryzyko zdrowotne związane jest z wielkością nadwyżki negatywnych skutków zdrowotnych, która jest powiązana przyczynowo ze złą jakością wody [3]. Istnieją następujące sposoby normowania wskaźników zanieczyszczenia wody do spożycia [1, 9]:

- jednostronny, gdzie wartością progową jest kres górny „nie więcej niż” (żelazo, mangan, ChZT, mętność, barwa itp.),
- jednostronny, gdzie wartością progową jest kres dolny „nie mniej niż” (tlen rozpuszczany),
- dwustronny, gdzie wartości dopuszczalne znajdują się w przedziale „od...do” (odczyn pH, twardość),
- opisowy, (jakościowy) np. zapach akceptowalny.

Zasady oceny ryzyka zdrowotnego dla substancji toksycznych niekancerogennych według Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska US EPA odbywają się w następujących etapach postępowania [7]:

- identyfikacja zagrożenia,
- określenie zależności dawka – odpowiedź,
- ocena narażenia,
- charakterystyka ryzyka i analiza niepewności.

Substancje o działaniu toksycznym charakteryzują się progiem stężenia, poniżej którego fizjologiczne mechanizmy obronne organizmu chronią przed negatywnymi skutkami narażenia. Próg ten ilościowo opisuje poziom braku obserwowanych efektów szkodliwych NOAEL.

Wartość dawki referencyjnej wyznacza się ze wzoru:

$$RfD = \frac{NOAEL}{MF \cdot UF} \quad (1)$$

gdzie:

MF – współczynnik modyfikujący przejścia z obszaru dawek wysokich na obszar dawek niskich, typowy dla narażenia środowiskowego i przeskalowania ze zwierząt na ludzi,

UF – współczynnik marginesu bezpieczeństwa.

Wielkości dawek referencyjnych są udostępnione w bazach danych HAST lub IRIS [1, 2].

Krzywe dawka – odpowiedź pochodzą z badań toksykologicznych na zwierzętach wskaźnikowych i dotyczą poziomów narażenia znacznie przekraczających spotykane narażenia środowiskowe. Pod pojęciem narażenia rozumie się kontakt organizmu człowieka z czynnikiem chemicznym. Ilościowo narażenie to uśrednione po czasie kontaktu stężenie czynnika szkodliwego w medium środowiskowym (wodzie), za pośrednictwem którego miał miejsce kontakt [4].

Pobranie szkodliwej substancji odbywa się drogą pokarmową poprzez spożycie skażonej wody. Ocenę narażenia dokonuje się w oparciu o dawkę pobraną. Dawkę pobraną oblicza się ze wzoru:

$$D = \frac{S \cdot K \cdot CT}{MC \cdot T} \quad (2)$$

gdzie:

D – dawka pobrana [mg/d kg masy ciała],

S – średnie stężenie [mg/dm³ wody],

K – wielkość kontaktu z danym medium w jednostce czasu [dm³ wody/d],

CT – czas trwania kontaktu [d],

MC – średnia masa ciała (kg), dla populacji generalnej:

mężczyzna – 78,1 kg,

kobieta – 65,4 kg,

dzieci pomiędzy 0 a 6 rokiem życia – 16 kg,

młodzież pomiędzy 7 a 18 rokiem życia – 45 kg,

T – okres uśrednienia – całonocne przewlekłe narażenia to T = 70 lat = 25 550 d, jeżeli krótkotrwale to T = CT.

Dobową ilość wody do spożycia przyjmuje się w zakresie 1,4 dm³ (wartość średnia), 2,0 dm³ (percentyl 90%).

Pobór substancji chemicznej ze skażoną wodą do spożycia wynosi:

$$D = \frac{S \cdot FI \cdot K \cdot CT}{MC \cdot T} \quad (3)$$

gdzie:

FI – współczynnik z przedziału 0-1 określający jaka część faktycznie pochodzi ze skażonego źródła.

Wielkość dawki pobranej z uwzględnieniem wieku i płci:

$$D_{pop} = W_{0-6} \cdot D_{0-6} + W_{7-18} \cdot D_{7-18} + W_m \cdot D_m + W_k \cdot D_k \quad (4)$$

gdzie:

k – dotyczy kobiet,

m – dotyczy mężczyzn.

W_i – udziały w populacji generalnej dzieci (0-6), młodzieży (7-18), mężczyzn i kobiet.

przy czym:

$$\sum_{i=1}^4 W_i = 1 \quad (5)$$

Iloraz narażenia wynosi:

$$HQ = \frac{D}{RfD} \quad (6)$$

Jeżeli HQ ≥ 1 to istnieje możliwość negatywnych skutków zdrowotnych w wyniku długotrwałego narażenia na daną substancję.

W tab. 1 podano przykładowe wartości RfD w mg/kg.d. W tab. 2 podano współczynniki wagowe struktury demograficznej.

Tab. 1. Przykładowe wartości RfD

Tab. 1. Chosen value of RfD for intoxicants

RfD substancji toksycznej								
Cr ⁺⁶	Cr ⁺³	Zn	Cd	Cu	Ni	F	Mn	Fe
$3 \cdot 10^{-3}$	1,5	0,3	$5 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$6 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$	0,3

Tab. 2. Współczynniki wagowe do obliczenia dawki populacyjnej

Tab. 2. Weight factors for calculating the population dose

Grupa wiekowa	0-6	7-18	>18 [m]	>18 [k]
W _i	0,094	0,231	0,331	0,334

Wielkość dobowego spożycia wody w grupach wiekowych modeluje się rozkładem logarytmiczno-normalnym o parametrach przedstawionych w tab. 3.

Tab. 3. Wydajności średnie i odchylenia standardowe dotyczące dobowego spożycia wody

Tab. 3. Medium productivities and standard deviations concerning the daily consumption of water

Grupa wiekowa	Wartość średnia dm ³ /d	Odchylenia standardowe dm ³ /d
0-6	0,5	0,3
7-18	1,1	0,5
>18 m	1,6	0,4
>18 k	1,3	0,3

Dawka związana z kontaktem skóry z substancją toksyczną w wodzie.

$$D = \frac{S \cdot SA \cdot PC \cdot CT}{MC \cdot T} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg} \cdot \text{d}} \right] \quad (7)$$

gdzie:

SA – średnia powierzchnia ciała

mężczyźni $1,94 \cdot 10^2 \text{ dm}^2$

kobiety $1,69 \cdot 10^2 \text{ dm}^2$

ręka $0,23 \cdot 10^2 \text{ dm}^2$

dłoń $0,082 \cdot 10^2 \text{ dm}^2$

noga $0,55 \cdot 10^2 \text{ dm}^2$

PC – stała przenikania [dm/d] (należy korzystać z danych literaturowych) [1].

4. Koncepcja statystycznej metody oceny ryzyka

Niepewność wynika z nieznanomości przyszłych stanów natury. Jest ona mierzalna w sensie probabilistycznym, jeśli znany jest rozkład prawdopodobieństwa realizacji poszczególnych stanów natury. Niepewność mierzalna identyfikowana jest z ryzykiem [7]. Ryzyko w systemach technicznych odnosi się do strat związanych ze zdarzeniami niepożądanymi. Podstawowym zagadnieniem bezpieczeństwa SZW zarówno od strony teoretycznej jak i praktycznej są metody szacowania i oceny rozmiarów ryzyka. W analizie można wykorzystywać metody statystyczne.

Oczekiwaną wartość danego wskaźnika zanieczyszczenia wyznacza się ze wzoru:

$$E(C) = \sum_{i=1}^n p_i \cdot c_i \quad (8)$$

Estymator statystyczny wynosi:

$$C_{\text{sr}} = \frac{\sum_{i=1}^n c_i}{n} \quad (9)$$

gdzie:

c_i – wartość danego wskaźnika jakości związana z i -tym pomiarem,

p_i – prawdopodobieństwo wystąpienia i -tej wartości pomiaru,

n – liczba analiz danego wskaźnika jakości wody.

Podstawową ilościową charakterystyką ryzyka jest wariancja straty:

$$V(C) = \sum_{i=1}^m [c_i - E(C)]^2 \cdot p_i \quad (10)$$

Estymator statystyczny wynosi:

$$V = \frac{\sum_{i=1}^n (c_i - C_{\text{sr}})^2}{n - 1} \quad (11)$$

Ze wzoru (10) wynika, że wariancja jest średnią ważoną kwadratów odchyłeń możliwych strat związanych ze zdarzeniami niepożądanymi od wartości oczekiwanej (przeciętnej). Wagami są prawdopodobieństwa wystąpienia strat. Wariancja przyjmuje zawsze wartości nieujemne. Jeżeli wszystkie możliwe wartości byłyby jednakowe to nie ma niepewności i wariancja wynosi $V(C) = 0$. Ze wzoru (10) wynika także, że im większe odchylenie możliwych wartości od przeciętnego, to tym większa wariancja, a tym samym większe ryzyko związane z realizacją zdarzeń niepożądanych w postaci przekroczenia wartości normatywnej.

Interpretacyjnie wariancja nie jest jednoznaczna (odchylenia podnoszone są do kwadratu), dlatego też lepiej posługiwać się odchyleniem standardowym. Odchylenie standardowe jest pierwiastkiem kwadratowym z wariancji:

$$S(C) = \sqrt{V(C)} = \left[\sum_{i=1}^n [c_i - E(C)]^2 \cdot p_i \right]^{1/2} \quad (12)$$

Im większe jest odchylenie standardowe, tym większe ryzyko związane z możliwością występowania zdarzeń niepożądanych. Prawdopodobieństwo, że wartości wskaźnika zanieczyszczenia mieszczą się w przedziale [6]:

$$E(C) \pm S(C) = 0,6827; E(C) \pm 2S(C) = 0,9545; E(C) \pm 3S(C) = 0,9973$$

Ze wzorów (10) i (12) wynika, że w jednakowy sposób traktowane są odchylenia wartości pomiarowych mniejsze i większe od wartości oczekiwanej (średniej). Wartości dodatnie odchyleni zaświadczają, że wartości są większe od przeciętnych i to one są przede wszystkim zjawiskiem negatywnym. Ponieważ nieakceptowalne ryzyko wiąże się ze zdarzeniami niepożądanymi, które powodują duże straty można postulować tylko rozważanie wartości strat ponadprzeciętnych. Miara ryzyka wtedy jest semiwariancja określona według wzoru:

$$V_s(C) = \sum_{i=1}^n p_i \cdot d_i^2 \quad (13)$$

gdzie:

p_i – prawdopodobieństwo wystąpienia i -tej wartości ponad przeciętnej,
 d_i – dodatnie odchylenie od wartości oczekiwanej przeciętnej,

Wielkości d_i we wzorze (13) definiuje się następująco:

$$\begin{array}{ll} \text{dla semiwariancji dodatniej} & \text{dla semiwariancji ujemnej} \\ d_i = \begin{cases} 0, & \text{gdy } c_i \leq E(C) \\ c_i - E(C), & \text{gdy } c_i > E(C) \end{cases} & d_i = \begin{cases} 0, & \text{gdy } c_i \geq E(C) \\ c_i - E(C), & \text{gdy } c_i < E(C) \end{cases} \end{array} \quad (14)$$

Praktycznie można się posługiwać semiodchyleniem standardowym:

$$S_s(C) = \sqrt{V_s(C)} \quad (15)$$

Należy zauważyć, że dla symetrycznych rozkładów prawdopodobieństwa obojętne jest, które wartości miar ryzyka zostaną przyjęte w jego analizach. Ogólnie wartości mniejsze od przeciętnej są bardziej korzystne.

Dla rozkładów asymetrycznych prawdopodobieństwa analizą należy prowadzić w oparciu o semiwariancję lub semiodchylenie standardowe.

Pomocnym w tym względzie jest współczynnik asymetrii (skośności) określony według wzoru:

$$A(C) = \frac{M_3}{[S(C)]^3} \quad (16)$$

Estymator statystyczny wynosi:

$$A = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^n (c_i - C_{sr})^3}{(n-1) \cdot (n-2) \cdot S^3} \quad (17)$$

gdzie:

M_3 – moment centralny trzeciego rzędu,

$S(C)$ – odchylenie standardowe, wyznaczone zgodnie ze wzorem (12).

Moment centralny trzeciego rzędu wyznacza się ze wzoru:

$$M_3 = \sum_{i=1}^n [c_i - E(C)]^3 \cdot p_i \quad (18)$$

Współczynnik asymetrii informuje o sile i kierunku asymetrii rozkładu prawdopodobieństwa. Asymetria lewostronna ($A < 0$) świadczy, że większość pomiarów generuje wartości mniejsze od wartości modalnej. Asymetria prawostronna ($A > 0$) świadczy, że większość pomiarów generuje wartości większe od wartości modalnej.

Współczynnik zmienności jest miarą ryzyka uwzględniającą skalę potencjalnych strat. Jest to wielkość ryzyka mierzona odchyleniem standardowym przypadającą na jednostkę oczekiwanej straty. Wyznacza się go ze wzoru:

$$CV = \frac{S(C)}{E(C)} \text{ lub } CV_s = \frac{S_s(C)}{E(C)} \quad (19)$$

Ponadto straty określają miary pozycyjne:

- wartość minimalna,
- kwartył 0,25,
- mediana,
- kwartył 0,75,
- wartość maksymalna.

5. Podsumowanie

W pracy zaproponowano metodę oceny ryzyka zdrowotnego w odniesieniu do modelu indywidualnego konsumenta i grupowego (kolektywnego) użytkowników wody wodociągowej. Rozróżniono w tym względzie grupy wiekowe i podział na płeć konsumentów wody do spożycia.

Pokazano skrajną możliwość interpretacji ryzyka z pozycji społeczno-psychologiczno-politycznych, która prowadzi do tzw. fałszywej pętli ochrony przed ryzykiem.

Dokonano interpretacji znanych procedur obróbki danych statystycznych pod kątem analizy ryzyka. Zaproponowano wykorzystanie semiwariancji i semiodchylenia standardowego jako podstawowych miar oceny ryzyka na podstawie baz danych jakości wody uzdatnionej. Rozpatrywanie wartości jakościowych ponadprzeciętnych wydaje się być w pełni uzasadnione, w szczególności do rozpatrywania zdarzeń nadzwyczajnych.

Ze względu na konsekwencje ryzyka dzieli się na czyste i spekulatywne. Zrealizowanie zdarzenia związanego z ryzykiem czystym zawsze przynosi stratę, a brak realizacji nie przynosi żadnych korzyści (pożar, awaria, nadzwyczajne zanieczyszczenie). Ryzyko spekulatywne związane jest z pozytywnym lub negatywnym efektem (np. zmiana ceny 1 m³ wody). Niezrealizowanie się tego rodzaju ryzyka nie przynosi ani strat, ani korzyści.

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2007-2010 jako projekt badawczy Nr N N523 3765 33 nt. "Opracowanie metodyki analizy i oceny ryzyka awarii systemów zaopatrzenia w wodę z uwzględnieniem bezpieczeństwa konsumentów."

Bibliografia

- [1] Guidelines for Drinking Water Quality, Vol. 1, WHO, Geneva, 2004.
- [2] M. Jakubowski: Elementy toksykokinetyki oraz zasady ilościowej oceny pobrania substancji chemicznych zgodnie z systemem szacowania ryzyka US EPE. Wydawnictwo Instytutu Medycyny Pracy, Łódź, 1995, s. 91-117.
- [3] W. Jędrychowski: Epidemiologia. Wprowadzenie i metody badań. Wydawnictwo Lekarskie PZWL, Warszawa, 1999.
- [4] J. Kozłowski: Nowe podejście do oceny zdrowotnej jakości wody przeznaczonej do spożycia. Materiały konferencyjne. „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody”. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Szczyrk, 2001, s. 125-134.
- [5] J. Rak: Istota ryzyka w funkcjonowaniu systemu zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, 2004.
- [6] J. Rak: Wybrane zagadnienia niezawodności i bezpieczeństwa w zaopatrzeniu w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. 2008.
- [7] J. Świączak: Charakterystyka narażenia w populacji. Materiały szkoleniowe „Podstawy metod oceny ryzyka zdrowotnego”. Wydawnictwo Instytutu Medycyny Pracy, Łódź, 1995, s. 61-69.
- [8] B. Wichrowski, J. Kozłowski, D. Jankowska: Ocena ryzyka zdrowotnego w świetle przepisów polskich i Unii Europejskiej dotyczących jakości wody do picia. Ochrona Środowiska nr 4(83)/2001. Wydawnictwo Dolnośląskiego Oddziału PZITS, Wrocław, 2001, s. 19-22.
- [9] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody do spożycia. Dz. U. Nr 61. poz. 417.

