

Przeгляд Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska nr 53, 2011: 237–246

(Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. 53, 2011)

Scientific Review – Engineering and Environmental Sciences No 53, 2011: 237–246

(Sci. Rev. Eng. Env. Sci. 53, 2011)

Aleksandra SKOWYSZ

Instytut Geofizyki PAN

Institute of Geophysics, Polish Academy of Sciences

O wykorzystaniu wzorów empirycznych do obliczania długości drogi pełnego wymieszania ścieków zrzucanych do rzek i kanałów

About using an empirical formulas for estimating the length of complete mixing waste waters discharged into the rivers and the channels

Słowa kluczowe: odległość pełnego wymieszania, prędkość dynamiczna, przekrój hydrometryczny, współczynnik dyspersji, szorstkość, naprężenie ścinające

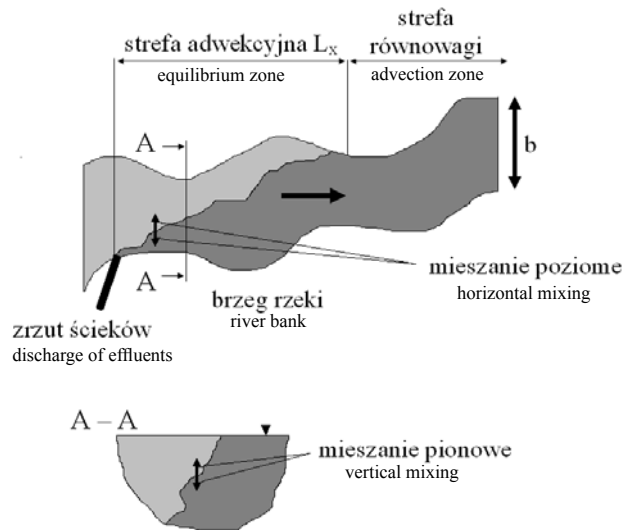
Key words: length of complete mixing, shear velocity, hydrometric cross-section, dispersion coefficient, roughness, shear stress

Wprowadzenie

Ścieki wprowadzane do wód rzek i kanałów przenoszone są wraz z przepływem wody. Opis transportu ścieków w turbulentnym przepływie wody zakłada równoczesne występowanie unoszenia (adwekcji), dyfuzji turbulentnej i molekularnej. Pod wpływem tych procesów następuje mieszanie ścieków aż do miejsca, w którym rozprzestrzeniają się one na całą powierzchnię przekroju strumienia wody. Na końcu odcinka nie

występuje zwykle jednorodne wymieszanie. Efektem wymienionych procesów jest wyrównywanie się stężeń wszystkich składników ścieków w całej objętości wody. Opis procesu mieszania w obszarze uwzględniającym rozkład prędkości i średnie stężenia zanieczyszczeń w przekroju określa się mianem podłużnej dyspersji. Na rysunku 1 przedstawiono schematycznie proces mieszania zachodzący w kierunku pionowym i poziomym.

Potrzeba praktycznego oszacowania długości strefy pełnego wymieszania wynika z konieczności wyznaczenia obszarów, poza którymi spełnione będą środowiskowe normy jakości, wynikające z Dyrektywy 2008/105/WE Parlamentu Europejskiego i Rady. Oznacza to, że w granicach wspomnianych obszarów normy te będą mogły być przekroczone.



RYSUNEK 1. Mieszanie ścieków w poziomie i w pionie (Rup 2006)
 FIGURE 1. The mechanism of mixing wastewater in horizontal and vertical direction

Celem artykułu jest ocena możliwości wykorzystania wzorów empirycznych opracowanych na podstawie pomiarów znacznikowych do określania długości strefy adwekcyjnej mieszania. Obliczenia drogi mieszania wykonano dla wybranych przekrojów rzeki Wisły, którą wybrano ze względu na duże zróżnicowanie hydromorfologiczne. Przepływa ona przez wszystkie typy krajobrazu występujące w Polsce (góry, wyżyny i niziny). Długość Wisły wynosi około 1022 km, a powierzchnia jej dorzecza (bez delty) zajmuje około 194 tys. km², w tym leżącego na terenie Polski – około 169 tys. km². Wzniesienie źródła Wisły ponad poziom morza wynosi 1106 m (Ochrona środowiska 2006). Nad Wisłą ulokowanych jest wiele dużych polskich miast, m.in. Kraków, Puławy, Warszawa, Płock, Włocławek, Toruń, Bydgoszcz i Gdańsk. Są to rejony kraju o wysokim wskaźniku zaludnienia

i uprzemysłowienia, a zatem generujące duże ilości ścieków zarówno bytowych i komunalnych, jak i przemysłowych.

Metody obliczeniowe

W analizach teoretycznych wpływu zrzutu zanieczyszczeń z obiektów przemysłowych czy komunalnych na jakość wody często korzysta się z założenia całkowitego wymieszania w punkcie zrzutu lub w niedalekiej odległości od niego. Odległość, na jakiej następuje całkowite wymieszanie, uwarunkowana jest takimi czynnikami, jak: kształt rzeki (meandry, wyspy, łachy itp.), występowanie roślinności na tarasach zalewowych i w korycie cieków, ukształtowanie i budowa dna, a zatem istnienie tzw. martwych stref. Wpływ mają też wymiary koryta cieków – głębokość, szerokość, prędkość przemieszczania się wód odbiornika, a także rodzaj oraz miejsce usytuowania wylo-

tu ścieków. Wyznaczanie odległości, na której nastąpi pełne wymieszanie, należy rozpatrywać w danym przekroju rzeczonym w dwóch wymiarach – poprzecznym i pionowym. W praktyce mieszanie uważa się za zakończone wówczas, gdy stopień wymieszania w przekroju wynosi co najmniej 98%, czyli stężenie zanieczyszczenia w pobliżu dna lub zwierciadła w przypadku mieszania zachodzącego w kierunku pionowym oraz w pobliżu powierzchni brzegów cieku w sytuacji mieszania w kierunku poziomym różni się najwyżej o 2% od stężenia maksymalnego w danym przekroju. Podejmowane były liczne próby wyznaczania odległości całkowitego wymieszania i w związku z tym powstały empiryczne wzory, które zestawiono w tabeli 1.

Analizując podawane w literaturze wzory empiryczne na długość drogi mieszania, można stwierdzić, że główny czynnik w nich pozostaje taki sam, natomiast różnią się one między sobą współczynnikami liczbowymi. Przy czym nie zawsze znane są przyczyny, które decydują o przyjęciu właśnie takich wartości współczynników. Uwagę zwraca również fakt, iż współczynniki te nie zmieniają się dla dwóch rozpatrywanych sytuacji – mieszania zanieczyszczeń w kierunku pionowym i poziomym.

Rutherford (1994), Jirka i Weitbrecht (2005) oraz Sawicki (2007) stwierdzili, że jeżeli wylot z urządzeń kanalizacyjnych usytuowany jest w połowie szerokości rzeki lub w połowie jej głębokości, to mieszanie zachodzi czterokrotnie szybciej niż wtedy, gdy wyloty usytuowane są odpowiednio na brzegu lub przy dnie czy zwierciadle wody.

Możliwe jest zatem podanie ogólnej postaci wzorów służących do wyzna-

czania odległości, na jakiej następuje pełne wymieszanie. I tak dla mieszania poprzecznego w kierunku przepływu podano zależność:

$$L_x = \alpha_x \cdot \frac{\bar{v} L_t^2}{D_y} \quad (1)$$

gdzie:

L_x – odległość punktu zrzutu ścieków od przekroju całkowitego wymieszania w kierunku poprzecznym [m],

L_t – liniowa skala poprzeczna; według Rutherforda (1994) oraz Rupa (2006) dla rzek nieuregulowanych należy przyjmować $L_t \approx 0,7b$, a dla kanałów symetrycznych $L_t \approx 0,5b$,

b – szerokość zwierciadła wody [m],

\bar{v} – średnia prędkość przepływu wody w przekroju cieku [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$],

α_x – współczynnik wyznaczany doświadczalnie,

D_y – współczynnik dyspresji poprzecznej [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$].

Rutherford (1994) wartość α_x zaleca przyjmować następująco:

- $\alpha_x = 0,3$, dla jednorodnego prostego kanału i wylotu usytuowanego w linii poprzecznej (Fischer 1967),
- $\alpha_x = 0,6$, dla wylotu ścieków usytuowanego na brzegu cieku (Fischer 1968),
- $\alpha_x = 0,4-0,5$, w zależności od usytuowania wylotu ścieków, co potwierdziły numeryczne doświadczenia Sayre'a (1968) oraz Tsai i Holley'a (1978),
- $\alpha_x = 1,6-2,8$, dla kanałów z martwymi strefami, stanowiących odpowiednio 4 i 25% objętości kanału, co wykazały wyniki badań prowadzonych w „szorstkim” kanale laboratoryjnym Valentine'a i Wooda, (1979),

TABELA 1. Wzory empiryczne wykorzystywane do obliczenia długości drogi pełnego wymieszania
 TABLE 1. Empirical equations used for estimating length of complete mixing

| Autor wzoru / Formula autor | Wzór / Formula | Uwagi / Remarks |
|--|---|--|
| MIESZANIE W KIERUNKU POZIOMYM / HORIZONTAL MIXING | | |
| Zrzut ścieków zlokalizowany w osi ciekłu / Outlet of contaminants located in axis of water-course | | |
| Fisher (Adamski 2000) | $L_x = 0,03 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | – |
| Sawicki 2007; Rutherford 1994 | $L_x = 0,134 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | – |
| Jirka i inni 2005 | $L_x = 0,1 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | – |
| Rup 2006 | $L_x = 0,0725 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | wyprowadzony przez przekształcenie wzoru dla zrzutu zanieczyszczeń na brzegu ciekłu |
| Zrzut ścieków zlokalizowany na brzegu ciekłu / Outlet of contaminants located in axis on the shore | | |
| Fisher (Adamski 2000) | $L_x = 0,12 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | wyprowadzony przez przekształcenie wzoru dla zrzutu zanieczyszczeń w osi ciekłu |
| Sawicki 2007; Rutherford 1994 | $L_x = 0,536 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | – |
| Jirka i inni 2005 | $L_x = 0,4 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | – |
| Rup 2006 | $L_x = 0,29 \cdot \frac{\bar{v}b^2}{D_y}$ | dla $\alpha_x = 0,6$; $L_t = 0,7b$ |
| MIESZANIE W KIERUNKU PIONOWYM / VERTICAL MIXING | | |
| Zrzut ścieków zlokalizowany w połowie głębokości ciekłu / Outlet of contaminants located in half of water-course's depth | | |
| Fisher (Adamski 2000) | $L_y = 0,03 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | wyprowadzony na podstawie wzoru dla mieszania w kierunku poziomym |
| Sawicki 2007; Rutherford 1994 | $L_y = 0,134 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | – |
| Jirka i inni 2005 | $L_y = 0,1 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | wyprowadzony przez przekształcenie wzoru dla zrzutu zanieczyszczeń usytuowany na dnie lub przy zwierciadle swobodnym wody ciekłu |
| Rup 2006 | $L_y = 0,0725 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | wyprowadzony na podstawie wzoru dla mieszania w kierunku poziomym |
| Zrzut ścieków zlokalizowany na dnie lub przy zwierciadle swobodnym wody ciekłu / Outlet of contaminants located on the bed or in the vicinity of free surface of water | | |
| Fisher (Adamski 2000) | $L_y = 0,12 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | wyprowadzony na podstawie wzoru dla mieszania w kierunku poziomym |
| Sawicki 2007 Rutherford 1994 | $L_y = 0,536 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | – |
| Jirka i inni 2005 | $L_y = 0,4 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | – |
| Rup 2006 | $L_y = 0,29 \cdot \frac{\bar{v}h^2}{D_z}$ | wyprowadzony na podstawie wzoru dla mieszania w kierunku poziomym |

- $\alpha_x = 3$ lub $\alpha_x = 10$, dla koryt o dużych wymiarach przekrojów poprzecznych ($L_t = b$) w przypadku stref martwych zajmujących odpowiednio 10 i 30% objętości kanału,
- $\alpha_x > 5$, dla małych strumieni, także strumieni górskich o kamienistym dnie (Day i Wood 1976, Dobran 1982),
- $\alpha_x = 1,4$, dla szorstkiego kanału, gdzie strefy martwe zajmują 5% objętości, co wynika z obliczeń Dentona (1990).

Współczynnik dyspersji poprzecznej (D_y) obliczany jest ze wzoru:

$$D_y = \beta_1 h v_* \quad (2)$$

gdzie:

h – średnia głębokość cieku [m],

β_1 – współczynnik, na którego wartość ma wpływ regularność koryta (dla przekrojów Wisły Czernichów i Kępa Polska przyjęto $\beta_1 = 0,4$ ze względu na występujące tam meandry i wyspy, a dla pozostałych przekrojów założono wartość $\beta_1 = 0,6$, jak dla koryt regularnych),

v_* – prędkość dynamiczna (prędkość ścinania lub tarcia) [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$].

Prędkość dynamiczna występująca we wzorze na współczynnik dyspersji poprzecznej może być obliczana w korytach ze wzoru:

$$v_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \quad (3)$$

gdzie:

τ_0 – naprężenie ścinania przy dnie [$\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$],

ρ – gęstość wody [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$].

Podstawiając za τ_0 zależność:

$$\tau_0 = \rho g R_h I \quad (4)$$

gdzie:

g – przyspieszenie ziemskie [$\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$],

R_h – promień hydrauliczny [m],

I – spadek hydrauliczny,

i przyjmując założenie: $R_h \approx h$, wyznaczono:

$$v_* = \sqrt{ghI} \quad (5)$$

Podstawiając spadek hydrauliczny z formuły Manninga na średnią prędkość przepływu wody:

$$\bar{v} = \frac{1}{n} \cdot R_h^{\frac{2}{3}} \cdot I^{\frac{1}{2}} \quad (6)$$

gdzie n – współczynnik szorstkości Manninga [$\text{s}\cdot\text{m}^{-1/3}$], otrzymano zależność na prędkość dynamiczną:

$$v_* = \sqrt{g \bar{v} n h}^{\frac{1}{6}} \quad (7)$$

Ze względu na zmienność szerokości zwierciadła wody w korycie Wisły i porośnięcie roślinnością jej brzegów współczynniki szorstkości dobrano dla poszczególnych przekrojów na podstawie wartości zestawionych przez Ven Te Chowa (1959) – tabela 2.

Wzór na długość drogi mieszania w kierunku pionowym ma następującą postać:

$$L_y = \alpha_y \cdot \frac{\bar{v} L_u^2}{D_z} \quad (8)$$

gdzie:

L_y – odległość punktu zrzutu ścieków do przekroju całkowitego wymieszania w kierunku pionowym [m],

L_u – liniowa skala pionowa,

D_z – współczynnik dyspersji pionowej [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$].

TABELA 2. Przyjęte wartości współczynnika szorstkości do wzoru Manninga oraz wyznaczone średnie roczne: prędkości, głębokości i szerokości zwierciadła wody w wybranych przekrojach hydrometrycznych Wisły

TABLE 2. Established values of Manning's roughness coefficient and estimated on the grounds of data year means of: velocity, depth and width of free surface of water for particular hydrometric cross-sections of the Vistula River

| Przekrój Section | Współczynnik szorstkości n [$s \cdot m^{-1/3}$] Roughness coefficient | Średnia głębokość w 2009 roku [m] Year mean depth in 2009 | Średnia prędkość w 2009 roku [$m \cdot s^{-1}$] Year mean velocity in 2009 | Średnia szerokość zwierciadła wody w 2009 roku [m] Year mean width of free surface of water in 2009 |
|-----------------------|--|--|---|--|
| Czernichów-Prom | 0,06 | 1,9 | 0,9 | 49 |
| Warszawa-Nadwilanówka | 0,04 | 3,1 | 0,9 | 187 |
| Kępa Polska | 0,03 | 2,6 | 0,7 | 580 |
| Włocławek | 0,03 | 3,4 | 0,4 | 415 |
| Tczew | 0,035 | 3,7 | 0,8 | 320 |

Współczynnik dyspersji pionowej obliczony jest ze wzoru:

$$D_z = \beta_2 h v_* \quad (9)$$

gdzie β_2 – współczynnik o wartości 0,07 (według Rutherforda).

Dodatkowo przeprowadzono obliczenia długości drogi mieszania w kierunku poziomym na podstawie stosowanej w Holandii i Austrii zasady, iż długość strefy mieszania jest proporcjonalna do szerokości koryta i oblicza się ją z zależności: $10b$ (na podstawie Common implementation... 2008/105/EC oraz Jirka i in. 2004) – wynik zaprezentowano w tabeli 3.

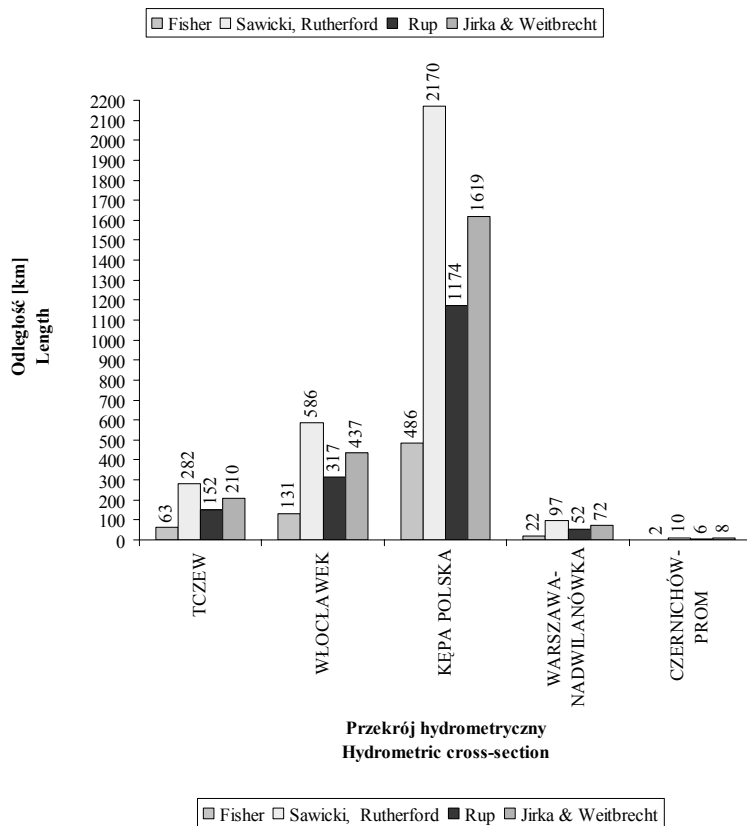
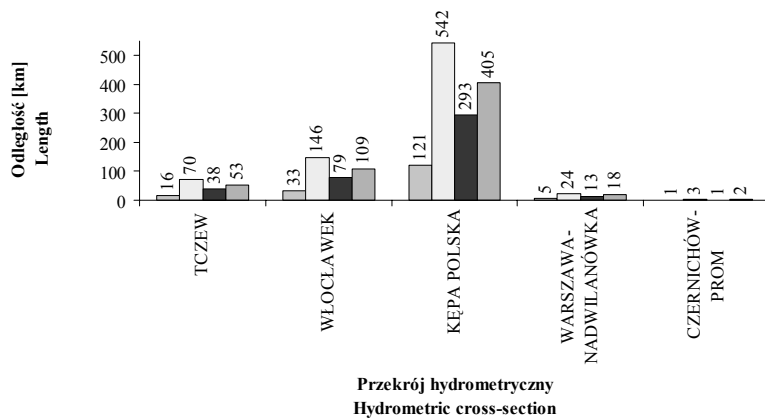
TABELA 3. Obliczone długości mieszania w Wisłę zgodnie z zasadą proponowaną w wytycznych Komisji Europejskiej

TABLE 3. Estimated length of mixing in the Vistula River in accordance with rule proposed in European Commission's guidelines

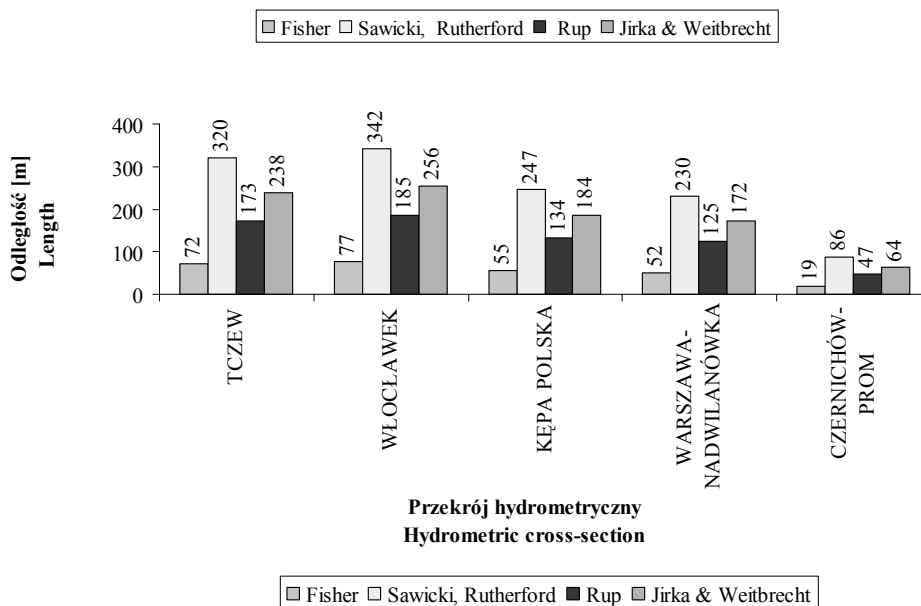
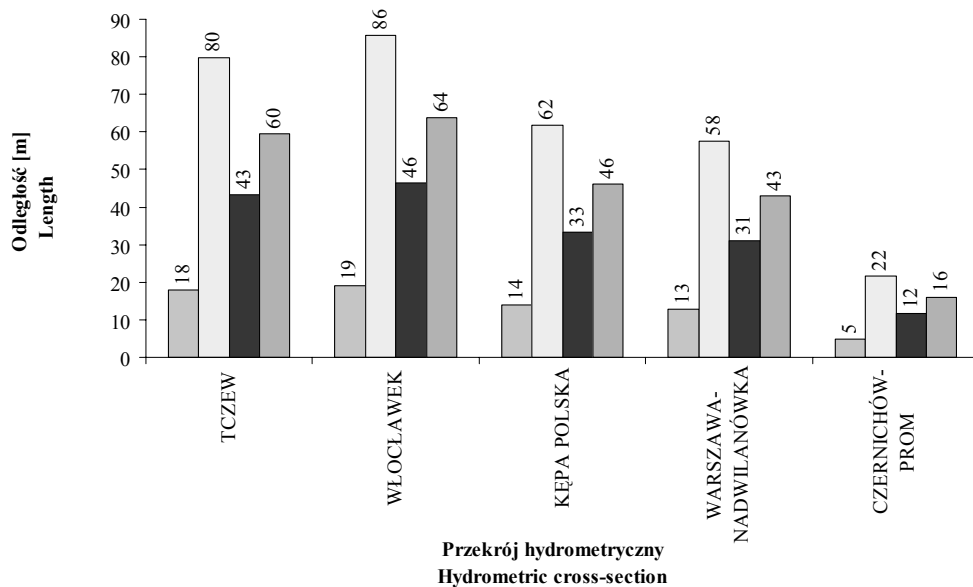
| Profil / Profile | $L_x = 10b$ [km] |
|-----------------------|------------------|
| Tczew | 3,20 |
| Włocławek | 4,15 |
| Kępa Polska | 5,80 |
| Warszawa-Nadwilanówka | 1,90 |
| Czernichów-Prom | 0,49 |

Wyniki obliczeń

Obliczone długości drogi pełnego wymieszania przedstawiono na rysunkach 2 i 3.



RYSUNEK 2. Porównanie obliczonych długości drogi pełnego wymieszania w kierunku poziomym dla zrzutu zanieczyszczeń zlokalizowanego w Wiśle: a – w osi cieku, b – na brzegu cieku
 FIGURE 2. Comparison of estimated length of complete mixing in horizontal direction for outlet of contaminants located in the Vistula River: a – in axis of water-course, b – on the shore



RYSUNEK 3. Porównanie obliczonych długości drogi pełnego wymieszania w kierunku pionowym dla zrzutu zanieczyszczeń ułożonego w Wiśle: a – w połowie głębokości cieku, b – na dnie lub w pobliżu zwierciadła swobodnego wód cieku

FIGURE 3. Comparison of length of complete mixing in vertical direction for outlet of contaminants located in the Vistula River: a – in half of water-course's depth, b – on the bed or in the vicinity of free surface of water

Dla oceny zmienności obliczonych ze wzorów empirycznych długości dróg mieszania obliczono również odchylenia standardowe dla wybranych przekrojów hydrometrycznych. Porównano także uzyskane wyniki z wynikami modelu dwuwymiarowego rozwiązywanego numerycznie dla przekroju Włocławek

Podsumowanie

Obliczone dla przekrojów hydrometrycznych Wisły różnymi wzorami empirycznymi drogi całkowitego wymieszania znacznie różnią się między sobą. Szczególnie odbiegają od siebie obliczone długości drogi mieszania w kierunku poziomym. Jest to spowodowane dużą zmiennością wartości współczynników liczbowych i liniowej skali szerokości. W przypadku mieszania zachodzącego w kierunku poprzecznym długości drogi mieszania zależne są od kwadratu szerokości rzeki. W przypadku Wisły daje to bardzo duże wartości. Obliczone w ten sposób dla Wisły drogi pełnego wymieszania w wielu przypadkach wskazują, iż proces mieszania nie zakończyłby się do ujścia do Bałtyku. Obliczone długości drogi mieszania, wykraczające poza odcinek rzeki, pomimo że uwzględniają ukształtowanie dna, występowanie martwych stref, spadek dna i inne czynniki w danym przekroju, mogą być obciążone dużym błędem. Poprawność powyższego stwierdzenia potwierdza porównanie wyżej omówionych wyników z uzyskanymi z obliczeń numerycznych dla drogi mieszania podgrzanej wody (którą należy traktować jako zanieczyszczenie pasywne). Długość drogi mieszania, obliczona za pomocą opracowanego w Instytucie Geofizyki Polskiej Akade-

mii Nauk modelu dwuwymiarowego, dla przekroju we Włocławku wyniosła około 3 km. Tymczasem najmniejsza wartość drogi mieszania obliczona ze wzorów empirycznych wynosi 131 km. Do podobnych wniosków doszli Shucksmith i inni (2007), którzy dokonali porównań obliczonej i pomierzonej długości strefy adwekcyjnej w warunkach laboratoryjnych.

Na długość obliczanej drogi mieszania w kierunku pionowym wpływa głębokość cieku, występująca we wzorach w drugiej potęgze. Należy zwrócić uwagę, iż w przypadku mieszania zachodzącego w kierunku poziomym odchylenie standardowe dla obliczonych długości przyjmowało wartości w granicach od 3 do 681, natomiast dla mieszania w kierunku pionowym – od 27 do 107. W pierwszym przypadku obserwowano zatem dla niektórych przekrojów większy rozrzut wartości od średniej, bowiem wpływ na uzyskiwane wyniki szerokości rzeki był znacznie większy niż jej głębokości.

Różnorodność uzyskiwanych wyników wskazuje, iż uproszczone wzory empiryczne proponowane w literaturze do wyznaczania odległości pełnego wymieszania nie mogą służyć do wyznaczania długości stref mieszania na potrzeby Dyrektywy 2008/105/WE, gdyż długości obliczane z tych wzorów w przypadku szerokich i głębokich rzek byłyby znacznie przeszacowane. Stosować je natomiast można w celach ustalenia orientacyjnych długości, na jakich następuje mieszanie.

Długości drogi mieszania obliczane dla Wisły w przekroju Włocławek z prostej zależności proponowanej w wytycznych Komisji Europejskiej były zbliżone do wyników obliczeń numerycznych.

Literatura

- ADAMSKI W. 2000: Modelowanie systemów oczyszczania wód. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Common implementation strategy guidance on setting mixing zones under the EQS Directive (2008/105/EC) – Draft 17.
- Dyrektywa 2008/105/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej, zmieniająca i w następstwie uchylająca dyrektywy Rady 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG i 86/280/EWG oraz zmieniająca dyrektywę 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady.
- JIRKA G.H., WEITBRECHT V. 2005: Mixing models for water quality management in rivers: continuous and instantaneous pollutant releases. Water quality hazards and dispersion of pollutants. Springer, Warszawa.
- JIRKA G.H., BLENINGER T., BURROWS R., LARSEN T. 2004: Environmental Quality Standards in the EC – Water Framework Directive: Consequences for Water Pollution Control for Point Sources. Official Publication of the European Water Association (EWA).
- Ochrona środowiska 2006. Rocznik Statystyczny. GUS, Warszawa.
- RUP K. 2006: Procesy przenoszenia zanieczyszczeń w środowisku naturalnym. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- RUTHERFORD J.C. 1994: River mixing. John Wiley & Sons, Hamilton, New Zealand.
- SAWICKI J.M. 2007: Migracja zanieczyszczeń. Wydawnictwo PG, Gdańsk.

SHUCKSMITH J., BOXAL J., GUYMER I. 2007: Importance of advective zone in longitudinal mixing experiments. *Acta Geophysica Polonica* 55, 1: 95–103.

Summary

Estimating the length of complete mixing in rivers using an empirical methods.

Majority of mathematical models, which are used for analysis the contaminant discharge impact on water quality, assume complete mixing in the place of discharge or in the short distance from this point. Nevertheless, the complete mixing phenomenon is very rare and the distance at what it occurs is conditioned by many factors. The problem of estimating the distance at which complete mixing occurs should be considered in a given cross-section of river in two dimensions: horizontal and vertical. It's worth mentioning that mixing is considered as finished if mixing degree is at least 98 %. This article presents the results of estimations of contaminant complete mixing length in the water of Vistula River which were calculated by using an empirical methods encountered in literature.

Author's address:

Aleksandra Skowysz
Instytut Geofizyki PAN
ul. Księcia Janusza 64, 01-452 Warszawa
Poland
e-mail: olaskowysz@o2.pl