



## Ocena zagrożenia zanieczyszczeniem rtęcią wód podziemnych w wyniku oddziaływania wybranych odcinków dróg na obszarze centralnej Polski

*Beata Klojzy-Karczmarczyk*  
*Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi*  
*i Energią PAN, Kraków*

### 1. Wprowadzenie

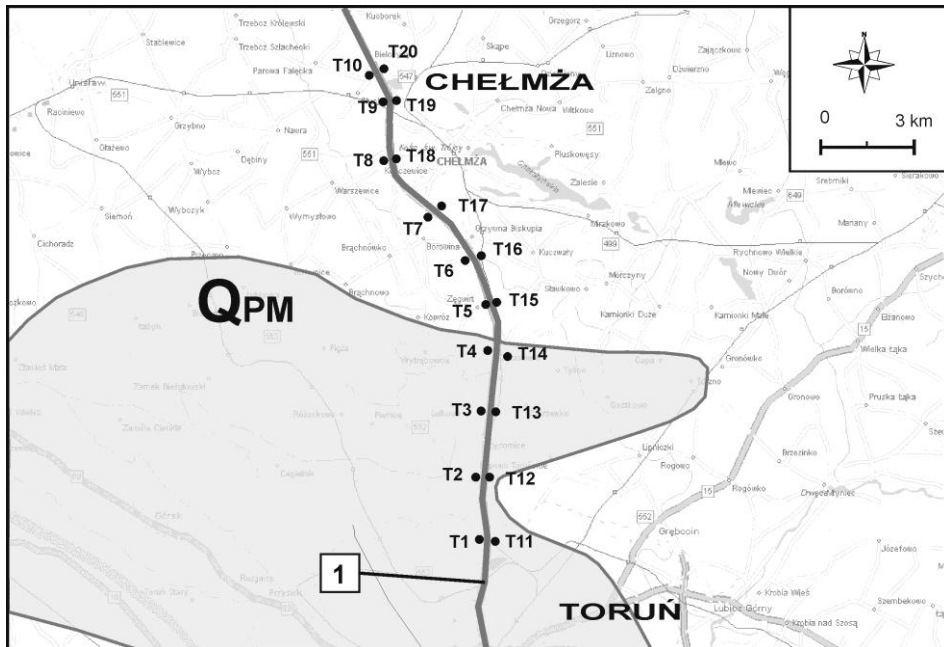
Wzrost stężenia rtęci w środowisku gruntowo-wodnym może wynikać zarówno z czynników geologicznych, jak i z działalności antropogenicznej [m.in. 4, 9, 8, 14, 17]. Zanieczyszczenie rtęcią związane jest głównie z emisją zanieczyszczeń do powietrza oraz ze zrzutami ścieków przemysłowych z różnych sektorów gospodarki lub ze spływami wód zanieczyszczonych. Badania prowadzone i opublikowane w latach wcześniejszych wskazują na możliwość powolnej kumulacji rtęci w przypowierzchniowych warstwach gruntów w otoczeniu tras komunikacyjnych [2, 7]. Zanieczyszczenie środowiska w takich obszarach może być związane z emisją spalin, stosowaniem środków do prawidłowego utrzymania dróg, ścieraniem się nawierzchni dróg oraz zużywaniem części samochodowych, w tym opon oraz różnego rodzaju wyciekami substancji zanieczyszczających z pojazdów bądź też wyciekami z nieszczelnych zbiorni-

ków. Przeprowadzona wymywalność związków rtęci z gruntów i nasypów pobranych z otoczenia tras samochodowych wykazała, iż w warunkach laboratoryjnych do wody przechodzi średnio ok. 10÷15% całkowitej ilości rtęci, jaka była zgromadzona w gruntach. Istnieje, zatem możliwość zanieczyszczenia wód związkami rtęci w okolicach intensywnie eksploatowanych tras komunikacyjnych [2, 19].

Praca podejmuje temat zanieczyszczenia rtęcią przypowierzchniowej warstwy gruntu w otoczeniu tras samochodowych, na odcinkach, gdzie przewiduje się potencjalną możliwość negatywnego oddziaływania na wody podziemne, zlokalizowane w utworach o charakterze porowym (wieku plejstocen – holocen). Dla oceny zagrożenia, przeprowadzono próbę oceny czasu pionowego przesiąkania zanieczyszczeń z powierzchni terenu do wód podziemnych na danych obszarze. Podjęta problematyka jest słabo rozpoznana, a jednocześnie bardzo aktualna w polskich warunkach ze względu na możliwe zagrożenie środowiska, związane z budową nowych odcinków autostrad i dróg szybkiego ruchu.

## **2. Wybór obszaru przeznaczonego do badań i przyjęta metodyka**

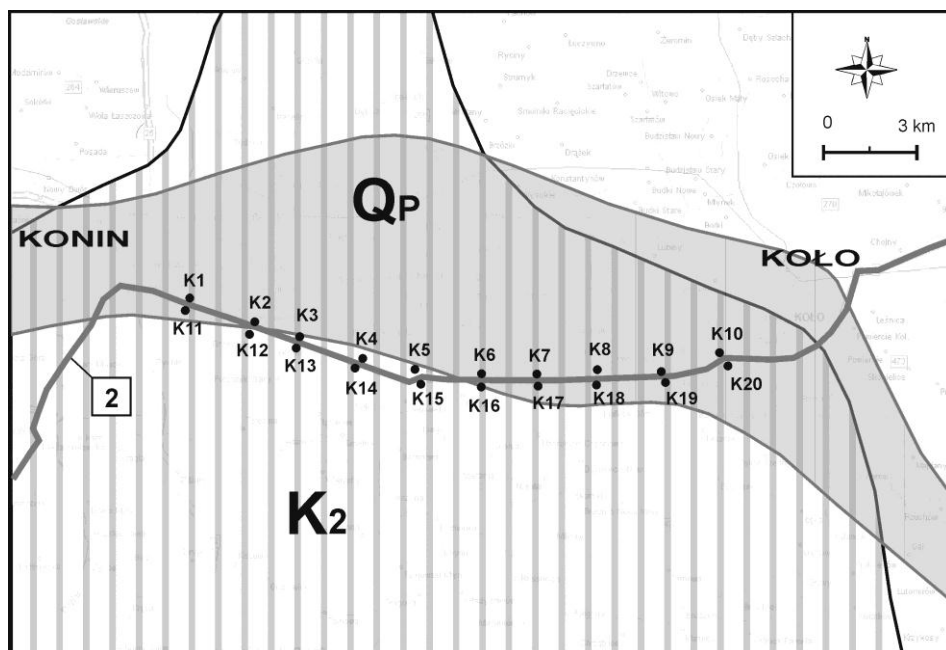
Analizą objęto obszary centralnej oraz północno-centralnej Polski zlokalizowane w zasięgu głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP), a poddane oddziaływaniu intensywnego ruchu samochodowego. Lokalizację miejsc opróbowania przedstawiono na rysunkach 1 i 2. Badania zanieczyszczenia rtęcią prowadzone były w roku 2005 w otoczeniu drogi krajowej nr 1 (w zasięgu budowanej autostrady A1) oraz drogi krajowej nr 2 (w zasięgu budowanej wówczas, ale obecnie już uruchomionej autostrady A2). W chwili uruchomienia nowych odcinków autostrad, na odcinkach dróg krajowych natężenie ruchu samochodowego zostaje odciążone. Badania przypowierzchniowej warstwy gruntu, prowadzone w roku 2005, dają możliwość obserwacji zawartości rtęci w otoczeniu intensywnie uczęszczanych szlaków komunikacyjnych od wielu lat i porównania z innymi obszarami Polski, głównie z dostępnymi wynikami badań w otoczeniu Krakowa [2, 7].



**Rys. 1.** Lokalizacja miejsc opróbowania w zasięgu zbiornika wód podziemnych na odcinku Toruń – Chełmża

**Fig. 1.** Location of sampling sites in the range of the groundwater reservoir in the road section between Toruń and Chełmża

Zbiorniki wód podziemnych na obszarze Polski, szczególnie te wyróżnione w utworach plejstocen-holocen, ze względu na swój charakter i generalnie brak odpowiedniej izolacji od powierzchni terenu, są szczególnie narażone na negatywne oddziaływanie czynników antropogenicznych, w tym komunikacyjnych. Odcinek czynnej drogi krajowej nr 1 zlokalizowany jest w zasięgu GZWP 141, natomiast odcinek czynnej drogi krajowej nr 2 zlokalizowany jest w zasięgu GZWP 150. Czwartorzędowe zbiorniki wód podziemnych, objęte analizą prowadzą wody o charakterze porowym [3, 5, 13]. Zbiornik GZWP 141 (*Zbiornik rzeki dolna Wisła*) należy do regionu Dolnej Wisły i obszaru jednolitych części wód podziemnych JCWPd nr 39. Według *Mapy Obszarów Głównych Zbiorników Wód Podziemnych w Polsce z roku 1990* (z objaśnieniami) obszar należy do regionu Pomorskiego. Zbiornik GZWP 150 (*Pradolina Warszawa – Berlin*) należy do regionu Warty i obszaru JCWPd nr 62. Natomiast zgodnie z *Mapą...* obszar należy do regionu Wielkopolskiego.



**Rys. 2.** Lokalizacja miejsc opróbowania w zasięgu zbiornika wód podziemnych na odcinku Konin – Koło

**Fig. 2.** Location of sampling sites in the range of the groundwater reservoir in the road section between Konin and Koło

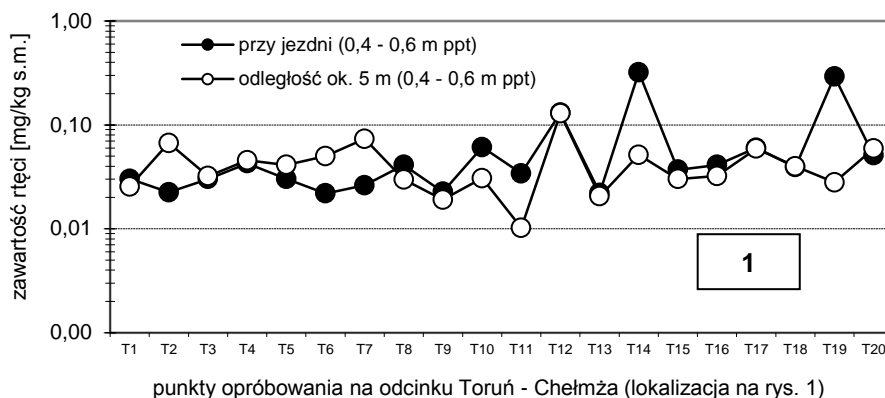
Materiał do prowadzonych badań pobierany był z głębokości 0,4÷0,6 m p.p.t. bezpośrednio przy jezdni oraz w odległości około 5 metrów od jej skraju. Próbkę pobierano, jako materiał uśredniony z określonej głębokości za pomocą zestawu do wiercenia ręcznego i poboru prób firmy Ejkelkamp. Na etapie analizy wykorzystano metodę będącą modyfikacją klasycznej metody AAS, umożliwiającą pomiar progowych (rzędu nanogramów) ilości rtęci w próbkach stałych i ciekłych różnego pochodzenia. Metoda polega na połączeniu aparatury do mineralizacji z wysokiej czułości spektrometrem, co gwarantuje minimalne straty rtęci w procesie analizy. Do przeprowadzonych badań wykorzystano dedykowany spektrometr absorpcji atomowej AMA 254 firmy Altec [16]. Dla wszystkich pobranych prób gruntu wykonano oznaczenia zawartości rtęci całkowitej. Nie prowadzono analizy specyjalnej.

### 3. Zanieczyszczenie rtęcią gruntów w otoczeniu wybranych dróg

Badania pobranych prób w warunkach laboratoryjnych wykazały zróżnicowany rozkład zawartości rtęci w gruntach. Wyniki badań na odcinku Toruń – Chełmża pokazują, że w gruntach w rejonie czynnej drogi krajowej nr 1, średni poziom stężenia rtęci całkowitej kształtuje się na poziomie  $0,03 \div 0,04$  mg/kg suchej masy próbki. Jest to wartość porównywalna ze stwierdzoną wokół obwodnicy Krakowa [2, 7] oraz niższa niż wykazana przez innych autorów w otoczeniu głównych dróg Poznania (sięgająca wartości  $0,12$  mg/kg) [1].

Po obydwu stronach jezdni zawartość rtęci kształtuje się generalnie na zbliżonym poziomie (rys. 3). Po lewej stronie drogi w kierunku Chełmży (miejsca opróbowania od T1 do T10), w pasie bezpośrednio przy jezdni zawartości rtęci kształtują się na średnim poziomie  $0,032$  mg/kg. W odległości około 5 metrów od jezdni, średnia zawartość rtęci całkowitej jest nieznacznie wyższa i kształtuje się na poziomie  $0,041$  mg/kg. Po prawej stronie jezdni w kierunku Chełmży (miejsca opróbowania od T11 do T20) występują miejsca, gdzie zdecydowanie widoczny jest punktowy wzrost zanieczyszczenia (rys. 3). Szczególnie wysokie zawartości rtęci, zdecydowanie przewyższające tło geochemiczne, stwierdzono w trzech punktach bezpośrednio przy jezdni. Zanieczyszczenie w tych miejscach sięga  $0,13$  mg/kg, przy czym *Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce* [14] pokazuje, że w okolicach Torunia poziom rtęci w gruntach na głębokości  $0,4 \div 0,6$  m ppt jest niższy niż  $0,05$  mg/kg. Nie prowadzono badań zawartości substancji humusowych w próbkach. Wykonano natomiast analizę granulometryczną dla wybranych próbek o najwyższych i najniższych stężeniach rtęci, która wykazała porównywalną ilość frakcji ilasto-pylastej. Podwyższonych, punktowych zawartości rtęci nie można zatem wiązać ze zwiększoną zawartością najdrobniejszych frakcji gruntu. Zaobserwowane, punktowe zdecydowane podwyższenie zawartości rtęci w próbkach przy jezdni może wskazywać na możliwość wycieku paliw ze zbiorników samochodów i transport zanieczyszczenia do gruntu wraz ze spływami wód opadowych. Natomiast równomierny rozkład podwyższonych zawartości rtęci może sugerować eoliczny transport zanieczyszczenia z obszaru jezdni. Doniesienia literaturowe podają podwyższone zawartości rtęci w pyłe

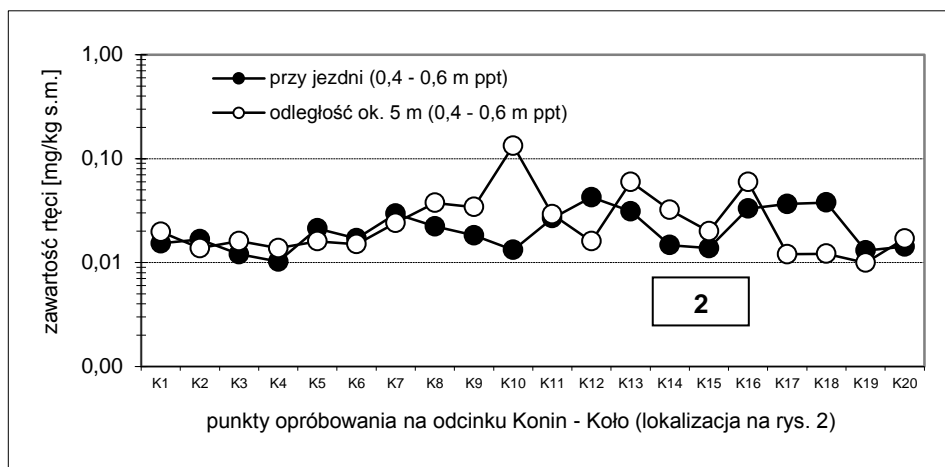
w obszarze oddziaływania ruchu samochodowego, co może być przyczyną równomiernego rozkładu zanieczyszczenia rtęcią gruntów w bezpośrednim sąsiedztwie [19].



**Rys. 3.** Zawartość rtęci w przypowierzchniowych próbkach gruntów pobranych w otoczeniu drogi krajowej nr 1 na odcinku Toruń – Chełmża

**Fig. 3.** Mercury content in top soil horizon samples from the national road section between Toruń and Chełmża

Wyniki przeprowadzonych badań na odcinku Konin – Koło pokazują, że w gruntach w rejonie czynnej drogi krajowej nr 2 na analizowanym odcinku, średni poziom stężenia rtęci całkowitej kształtuje się na poziomie  $0,02 \pm 0,03$  mg/kg suchej masy próbki (rys. 4). Jest to wartość niższa niż stwierdzona w czasie badań wokół obwodnicy Krakowa oraz w czasie badań przeprowadzonych w okolicy Torunia. Analiza granulometryczna przeprowadzona dla tych próbek wykazała wyższą zawartość frakcji grubszych oraz niższą frakcji drobnych w porównaniu z gruntami pobranymi na odcinku Toruń – Chełmża. Analizowane grunty to przede wszystkim pospółka, natomiast grunty z okolic Torunia można zaliczyć generalnie jako piasek średni. Rtęć w gruntach związana jest z frakcją ilastą i pylastą, stąd wytłumaczalne w tym przypadku są niższe zawartości rtęci na odcinku Konin-Koło.



**Rys. 4.** Zawartość rtęci w przypowierzchniowych próbkach gruntów pobranych w otoczeniu drogi krajowej nr 2 na odcinku Konin – Koło

**Fig. 4.** Mercury content in top soil horizon samples from the national road section between Konin and Koło

Opróbowanie przeprowadzone po obu stronach jezdni wykazało generalnie zbliżony rozkład zawartości rtęci w gruntach. Wartości pomierzone są zbliżone do wielkości tła geochemicznego. Jedynie w pobliżu Koła wzrasta zawartość rtęci, co przypuszczalnie może wynikać z nakładania się efektów spalania paliwa w celach grzewczych oraz oddziaływania intensywnego ruchu samochodowego. Po lewej stronie jezdni w kierunku Koła (punkty opróbowania od K1 do K10) zawartość rtęci kształtuje się na zbliżonym poziomie, bezpośrednio przy jezdni średnia zawartość rtęci wynosi 0,018 mg/kg. W odległości około 5 metrów od jezdni, średnia zawartość rtęci całkowitej jest wyższa i kształtuje się na poziomie 0,032 mg/kg. Po prawej stronie jezdni w kierunku Koła (punkty opróbowania od K11 do K20), w pasie bezpośrednio przy jezdni zawartości rtęci kształtują się na średnim poziomie 0,026 mg/kg, podobnie jak w odległości około 5 metrów od jezdni. Nie obserwuje się podwyższonych zawartości rtęci w próbkach asfaltu pobranych na odcinku Konin – Koło. Taka obserwacja pozwala sądzić, że brak jest informacji (w tym przypadku) o możliwości wymywania związków rtęci z asfaltu i wprowadzania do środowiska gruntowo-wodnego w otoczeniu jezdni.

#### 4. Szacowanie czasu przesiąkania wód przez strefę aeracji

Istotnym elementem prognozowania migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do warstw wodonośnych jest ocena prędkości migracji zanieczyszczeń przez strefę aeracji. Szacowanie średniego czasu przesączania wody z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej pozwala na określenie podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Zgodnie z klasyfikacją podaną przez Osmędę-Ernst oraz Witczaka [12], zbiorniki wód podziemnych słabo zagrożone to takie, dla których średni czas migracji pionowej wody z powierzchni terenu wynosi ponad 25 lat. Przesączanie pionowe, przy pełnym nasyceniu warstwy wodonośnej występuje niezmiernie rzadko. Najczęściej, przesączanie pionowe występuje przy niepełnym nasyceniu strefy aeracji.

Ocena ochronnej roli strefy aeracji oraz warstw nadkładu jest zagadnieniem trudnym. Istnieje kilka metod oceny czasu przesiąkania a zatem podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Czas pionowej migracji potencjalnie zanieczyszczonych wód przez strefę aeracji można ocenić uproszczonym wzorem Bindemana (zalecanym przez Kleczkowskiego [6]), opartym na wielkości porowatości aktywnej (efektywnej). Inną przybliżoną metodą oceny czasu przesiąkania jest formuła Bachmata i Collina, a stosowana przez Witczaka i Żurek [18], uwzględniająca wilgotność objętościową. Metody te dają różne oceny czasu przesączania przez strefę aeracji. Metodą Bindemana uzyskuje się znacznie niższe wartości. Czas przesiąkania pionowego można szacować także w oparciu o formułę zaproponowaną przez T. Macioszczyka [10] o postaci zbliżonej do formuły Bindemana, ale zamieniającą porowatość aktywną na wilgotność objętościową.

Powyższe formuły stosuje się w odniesieniu do zanieczyszczeń konserwatywnych, tj. takich, które nie ulegają jakimkolwiek procesom transformacji (w tym także sorpcji) w trakcie migracji. Czas przesączania pionowego dla znacznika konserwatywnego (nieulegającego opóźnieniu), w utworach o charakterze porowym uzależniony jest głównie od wielkości konwekcyjnego przenoszenia i przyjmuje wartość wynikającą bezpośrednio z prędkości przesączania wód przez strefę aeracji (nadkładu). Czas przesączania pionowego dla znacznika ulegającego opóźnieniu (w tym przypadku rtęci) uzależniony jest przede wszystkim od wielkości sorpcji zanieczyszczeń. Brak jest w literaturze znaczącej ilości wartości



parametrów migracji rzeźcy. Dostępne prace [9, 15, 17] wskazują na dużą rozpiętość współczynnika opóźnienia migracji rzeźcy  $R$  w granicach od 1 do 100 (w odniesieniu do prędkości migracji znacznika konserwatywnego). Zbiornik wykazuje charakter podatności na zanieczyszczenie w zależności od przyjętego, rzeczywistego opóźnienia składnika migrującego. Na obecnym etapie badań oraz na podstawie dostępnej literatury dokładniejsze określenie prędkości migracji rzeźcy w utworach piaszczysto – gliniastych jest zagadnieniem trudnym do realizacji.

Analizie czasu pionowego przesiąkania wód oraz zanieczyszczeń z powierzchni terenu do zbiorników wód podziemnych z zastosowaniem formuł zestawionych w tabeli 1 zostały poddane odcinki dróg krajowych, gdzie w roku 2005 stwierdzono obecność rzeźcy w gruntach. Analizie poddano, zatem odcinek czynnej drogi krajowej nr 1 zlokalizowany w zasięgu GZWP 141 oraz odcinek czynnej drogi krajowej nr 2 zlokalizowany w zasięgu GZWP 150. Warunki hydrogeologiczne obszarów są zróżnicowane. Dla szacowania czasu przesiąkania przez strefę aeracji przyjęto schematy bardzo uproszczone sprowadzające warunki do jednej warstwy wodonośnej oraz jednolitej warstwy nadkładu w utworach czwartorzędowych. W tabeli 2 zestawiono parametry pozyskane z danych literaturowych, a przyjęte do szacowania czasu przesiąkania pionowego przez strefę aeracji w analizowanych obszarach. Należy podkreślić, że ze względu na dużą zmienność warunków lokalnych, parametry te zostały przyjęte z dużym przybliżeniem, stąd czas można uznać jedynie za szacowany.

Przeprowadzona ocena czasu przesiąkania pionowego przy niepełnym nasyceniu warstwy wynika z formuły, jaka została zastosowana. Najdłuższe czasy przesiąkania pionowego przez strefę aeracji do warstw wodonośnych, uzyskano stosując formułę Bachmata i Collina (stosowaną przez Witczaka i Żurek). Wartości uzyskane według tej formuły pokazują, że czas przesiąkania przez strefę aeracji (przy założonej miąższości 40 m) do wód GZWP 141 wynosi 52 lata, co pozwala na przypuszczenie, że zbiornik ten nie jest zagrożony zanieczyszczeniem. Biorąc jednak pod uwagę pozostałe formuły, przy założeniu takich samych parametrów, czas przesiąkania zmniejsza się zdecydowanie do 9÷12 lat, co sprawia, że zbiornik należy uznać, jako zagrożony zanieczyszczeniem konserwatywnym. Oszacowany czas przesiąkania wód przez strefę aeracji do wód zbiornika GZWP 150 pozwala zaliczyć zbiornik do zagrożonych zanieczyszczeniem konserwatywnym bez względu na zastosowaną formułę,

ale przy założeniu 25 metrowej strefy aeracji i współczynnika filtracji rzędu  $10^{-7}$  m/s. Szacowany czas przesiąkania pionowego przy założonych, przybliżonych parametrach (tabela 2) oraz zastosowanych formuach podano w tabeli 3.

**Tabela 1.** Formuły zastosowane do oceny czasu przesiąkania przez strefę aeracji  
**Table 1.** Formulas applied to assess filtration time through the aeration zone

wg Bindemana (zalecana przez Kleczkowskiego) [6]	wg Bachmata i Collina (stosowana przez Witczaka i Żurek) [18]	wg Macioszczyka [10]
$t_a = \sum_{i=1}^n \frac{m_{ai} \cdot n_{ei}}{\sqrt[3]{J_E^2 \cdot k_i}}$ $J_E = P \cdot w$	$t_a = \sum_{i=1}^n \frac{m_{ai} \cdot w_{oi}}{J_E}$ $J_E = P \cdot w$	$t_a = \sum_{i=1}^n \frac{m_{ai} \cdot w_{oi}}{\sqrt[3]{J_E^2 \cdot k_i}}$ $J_E = P \cdot w$
$t_a$ – czas przesączania pionowego [d]	$t_a$ – czas przesączania pionowego [rok]	$t_a$ – czas przesączania pionowego [d]
$m_a$ – miąższość przewarstwieni strefy aeracji [m]; $n_e$ – porowatość aktywna (efektywna) [bezw]; $k$ – współczynnik filtracji [m/d]; $w_o$ – wilgotność objętościowa przewarstwieni [bezw]; $J_E$ – infiltracja efektywna roczna [m/d], [m/rok]; $P$ – wysokość opadów roczna [m/d], [m/rok]; $w$ – wskaźnik infiltracji efektywnej		

**Tabela 2.** Zestawienie parametrów przyjętych do szacowania czasu przesiąkania pionowego przez strefę aeracji do wód podziemnych

**Table 2.** A list of parameters for determining vertical filtration time through the aeration zone

Parametry przyjęte do szacowania czasu przesiąkania pionowego [wg 3, 5, 11, 13, 18]	GZWP 141 (nr JCWPd: 39)	GZWP 150 (nr JCWPd: 62)
Nazwa zbiornika / wiek utworów	Zbiornik rzeki dolna Wisła / $Q_{PM}$	Pradolina Warszawa – Berlin (Koło – Odra) / $Q_P$
Rodzaj gruntu strefy aeracji (nadkładu)	Piaski gliniaste	Gliny piaszczyste
Miąższość strefy aeracji [m]	40÷50	25÷40
Porowatość efektywna (aktywna) [bezw]	0,30	0,11
Wilgotność objętościowa [bezw]	0,23	0,24
Współczynnik filtracji [m/s]	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7} \div 1 \cdot 10^{-8}$
Wysokość opadów roczna [m/rok]	0,55	0,60
Wskaźnik infiltracji efektywnej [bezw]	0,32	0,20
Współczynnik opóźnienia rtęci <b>R</b>	1÷100	1÷100

Formuła zaproponowana przez Macioszczyka wykazuje, że grunty o zwiększonej zawartości frakcji piaszczystej (w tym przypadku piaski gliniaste) nie stanowią bariery dla przesiąkania pionowego, natomiast właściwości ekranujące wykazują grunty o wysokiej zawartości frakcji pylastej i ilastej (w tym przypadku glina piaszczysta). Dla gruntów o zwiększonej zawartości frakcji piaszczystej zastosowanie formuły wg Bachmata i Collina daje wyniki znacznie odbiegające od pozostałych. Sugeruje się niezasadność stosowania tej formuły w przypadku nadkładu zbudowanego z utworów o charakterze piaszczystym. Wyniki uzyskane na podstawie przeprowadzonych obliczeń potwierdzają zależności opisywane w literaturze [10].

**Tabela 3.** Szacowany czas przesiąkania pionowego przez strefę aeracji w obszarze intensywnego oddziaływania wybranych odcinków dróg krajowych  
**Table 3.** Estimated vertical filtration time through the aeration zone in areas of intense impact of selected sections of national roads

Zbiornik wód podziemnych	Szacowany czas przesiąkania pionowego przez strefę aeracji [lata]		
	wg Bindemana [6]	wg Bachmata i Collina [18]	wg Macioszczyka [10]
<b>GZWP 141</b> (nr JCWPd: 39) Toruń – Chełmża (droga nr 1, A1)	12,1 <i>zagrożony</i>	52,3 <i>nie zagrożony</i>	9,3 <i>zagrożony</i>
<b>GZWP 150</b> (nr JCWPd: 62) Konin – Koło (droga nr 2, A2)	7,7 <i>zagrożony</i>	22,9 <i>zagrożony</i>	16,8 <i>zagrożony</i>

## 5. Podsumowanie i wnioski

Opróbowanie przeprowadzone po obu stronach jezdni analizowanych odcinków dróg krajowych, a następnie badanie w warunkach laboratoryjnych wykazało zróżnicowany rozkład zawartości rtęci w przypowierzchniowych warstwach gruntów. W przebiegu całości badań można sądzić, że istnieją wskazówki w kierunku bardzo powolnego wzrostu zawartości rtęci w obszarach związanych z oddziaływaniem intensywnego ruchu samochodowego.

Zagrożenie dla zbiorników wód podziemnych wynika z prędkości migracji zanieczyszczeń przez strefę aeracji oraz jej miąższości. Szacowanie średniego czasu przesączania wody z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej pozwala na określenie jej podatności na zanieczyszczenie. W przypadku piasków gliniastych (utworów ze zwiększoną zawartością frakcji piaszczystych) najdłuższy czas migracji uzyskano stosując formułę Bachmata i Colina, natomiast najkrótszy czas zgodnie ze wzorem zaproponowanym przez Macioszczyka. W przypadku utworów nadkładu w postaci glin piaszczystych (o zwiększonej zawartości frakcji ilastej) najkrótszy czas przesiąkania uzyskano wzorem Bindemana, natomiast czas obliczony zgodnie z formułą Macioszczyka kształtuje się pomiędzy pozostałymi wynikami zastosowanych wzorów. Biorąc pod uwagę parametry uwzględniane w poszczególnych formułach oraz uzyskane wyniki, dla oceny zagrożenia zanieczyszczeniem wód podziemnych, w przypadku strefy aeracji zbudowanej z gruntów piaszczystych zasadne jest stosowanie formuły wg Macioszczyka, natomiast dla gruntów gliniastych formuły wg Bindemana.

Biorąc pod uwagę wyniki szacowania zgodnie z podanymi formułami, obydwie analizowane zbiorniki wód podziemnych należą do zbiorników zagrożonych zanieczyszczeniem konserwatywnym. Natomiast podatność wód zbiorników na zanieczyszczenie rtęcią wynikać będzie z przyjęcia rzeczywistej wartości opóźnienia tego parametru w środowisku strefy aeracji oraz obecności formy mobilnej rtęci w analizowanych gruntach.

## Literatura

1. **Boszke L., Kowalski A.:** *Spatial Distribution of Mercury in Bottom Sediments and Soil from Poznań, Poland*. Polish Journal of Environmental Studies, Volume 15, No 2, p. 211÷218. 2006.
2. **Czajka K., Kłojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J.:** *Zanieczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego związkami rtęci wokół czynnego oraz budowanego odcinka autostrady w okolicach Krakowa*. Materiały XI Ogólnopolskie Sympozjum "Współczesne Problemy Hydrogeologii", tom XI, cz. 2 Gdańsk, s. 337÷340. 2003.
3. **Herbich P., Kapuściński J., Nowicki K., Prażak J., Skrzypczyk L.:** *Metodyka wyznaczenia obszarów ochronnych głównych zbiorników wód podziemnych dla potrzeb planowania i gospodarowania wodami w obszarach dorzeczy*. Wyd. Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2009.

4. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1993.
5. **Kleczkowski A.S. (red):** *Mapa obszarów Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony (z objaśnieniami)*. Instytut Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej AGH, Kraków 1990.
6. **Kleczkowski A.S. (red.):** *Ochrona wód podziemnych*, Warszawa 1984.
7. **Kłojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J.:** *Rtęć w strefie aeracji otoczenia drogi krajowej 79 na odcinku Chrzanów – Kraków*. Materiały XII Sympozjum „Współczesne Problemy Hydrogeologii”, tom XII, s. 337÷344. Toruń 2005.
8. **Leśniewska E., Szynkowska M. I., Paryjczak T.:** *Główne źródła rtęci w organizmach ludzi nie narażonych zawodowo*. Rocznik Ochrona Środowiska, Tom 11, Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, s. 403÷419. Koszalin 2009.
9. **Macioszczyk A., Dobrzyński D.:** *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa; 2002.
10. **Macioszczyk T.:** *Czas przesączania pionowego wody jako wskaźnik stopnia ekranowania warstw wodonośnych*. Przegląd Geologiczny, zeszyt 47, nr 8, str. 731÷736. 1999.
11. **Marciniak M., Przybyłek J., Herzig J., Szczepańska J.:** *Badania współczynnika filtracji utworów półprzepuszczalnych*. Wyd. Sorus (grant KBN nr PB 778 P04/97/12); s. 99. 1999.
12. **Osmęda-Ernst E., Witczak S.:** *Parametry migracji wybranych zanieczyszczeń w wodach podziemnych*. Ochrona wód podziemnych w Polsce, Stan i kierunki badań. SGGW – AR, Warszawa 1991.
13. Państwowa Służba Hydrogeologiczna. *Zadanie – Charakterystyka geologiczna i hydrogeologiczna zweryfikowanych JCWPd*. Państwowy Instytut Geologiczny, Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2009 ([www.pgi.gov.pl](http://www.pgi.gov.pl)).
14. **Pasieczna A.:** *Atlas zanieczyszczeń gleb miejskich w Polsce*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2003.
15. **Roszak W.:** *Sorpcja a proces migracji metali ciężkich w wodach podziemnych*. Zesz. Naukowe AGH, Sozologia i Sozotechnika, z. 31. 1990.
16. **Száková J., Koliňová D., Miholová D., Mader P.:** *Single-Purpose Atomic Absorption Spectrometer AMA-254 for Mercury Determination and its Performance in Analysis of Agricultural and Environmental Materials*. Chemical Papers 58 (5), p. 311÷315, Springer. 2004.
17. **Witczak S., Adamczyk A.:** *Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania*. Biblioteka Monitoringu Środowiska Tom II, Warszawa 1995.

18. **Witczak S., Żurek A.:** *Wykorzystanie map glebowo – rolniczych w ocenie ochronnej roli gleb wód podziemnych*. Metodyczne podstawy ochrony wód podziemnych, Wyd. AGH: 155÷180.1994.
19. **Xinwei Lu, Loretta Y. Li, Lijun Wang, Kai Lei, Jing Huang, Yuxiang Zhai:** *Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji*. Atmospheric Environment, Elsevier, Volume 43, Issue 15, p. 2489÷2496. 2009.

## **Assessment of Threats Connected with Contamination of Groundwater with Mercury Due to Impact of Selected Road Sections in Central Poland**

### **Abstract**

The work includes an analysis of mercury contamination of top soil horizons in the immediate vicinity of transportation routes which may potentially have a negative impact on subterranean waters in porous sediments. Research included areas in the vicinity of the MGWB 141 (impacted by the national road 1, section from Toruń to Chełmża) and the MGWB 150 (impacted by the national road 2, section from Konin to Koło). The conducted studies allow a supposition that the utilisation of transportation routes results in slow cumulating of mercury compounds on the sides of the roads and in soils in the surrounding areas. The total mercury concentration level in the analysed soils generally ranged from 0.03 to 0.04 mg/kg of dry sample mass. If the clay fraction is bigger, the content of mercury increases even further.

A significant element of the work is the threat assessment for groundwaters resulting from contaminant migration from top horizons of the soil. Problems associated with the susceptibility of groundwaters to contamination were presented in the aspect of the average time assessment of contaminant migration from the top horizon to the water-bearing horizon, i.e. aeration zone filtration time. It has been assumed that the relatively unthreatened groundwater reservoirs are those which have an average of 25 years for vertical migration of water from the top horizon.

The assessment of vertical filtration time follows from the formula applied. The vertical migration time of waters potentially contaminated via the aeration zone was assessed using the Bindeman formula and the Bachmat and Collin formula (used by Witczak and Żurek). The assessment was further supplemented by results obtained using Macioszczyk's suggestion which

combines the guidelines in the earlier formulas. The threat of contaminating compounds, and especially mercury, was assessed for selected segments of roads, which had earlier been analysed for the contaminant level in the top horizons. The applied formulas give different values of filtration time through the aeration zone. Considering the conservative water marker migration time, the analysed groundwater reservoirs were threatened no matter which formula was applied. In case of mercury, the level of threat follows from the accepted value of index delay related to sorption processes.

