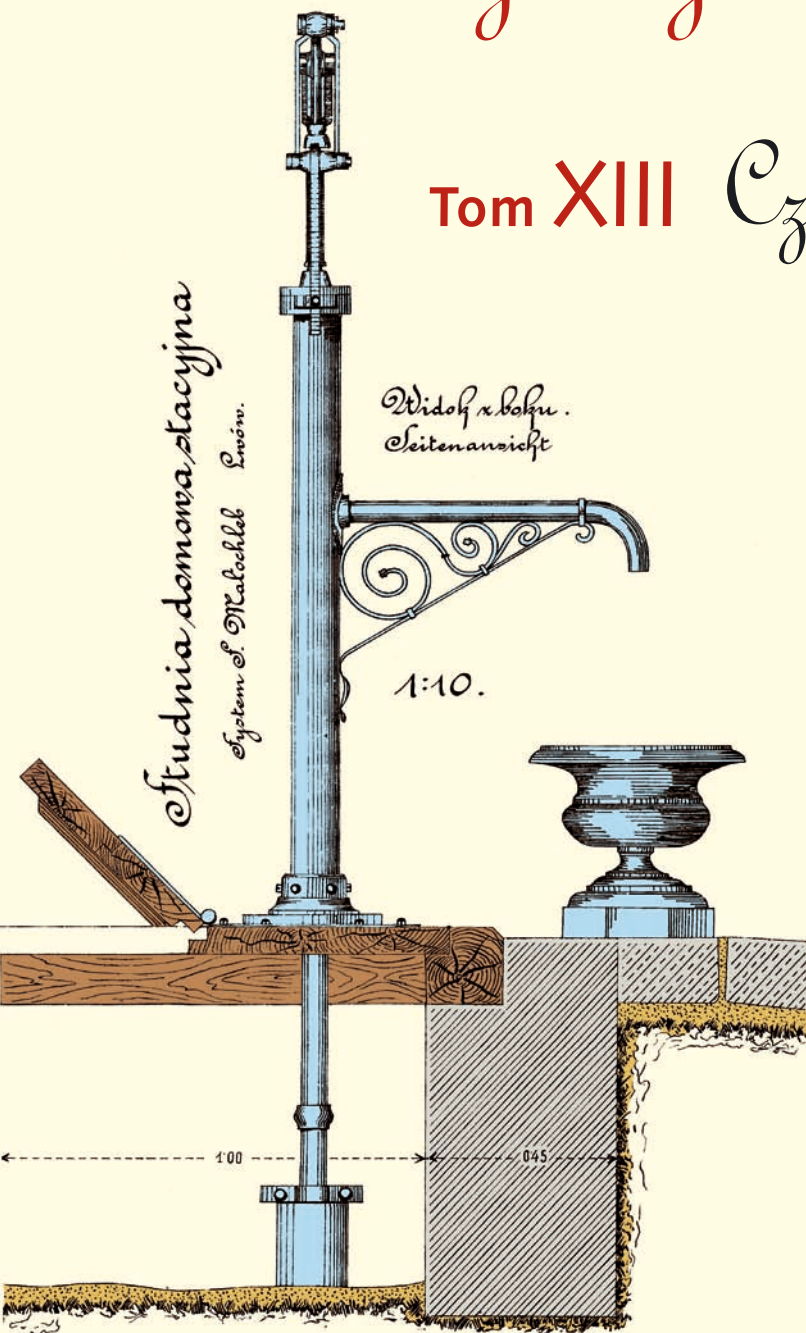


Współczesne problemy hydrogeologii

Tom XIII Część 3.





Wydanie publikacji zostało sfinansowane przez
Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej

Recenzenci:

Jadwiga Szczepańska
Wojciech Ciężkowski
Józef Górski
Andrzej Kowalczyk
Ewa Krogulec
Grzegorz Malina
Jerzy Małecki
Marek Marciniak
Jacek Motyka
Marek Nawalany
Jan Przybyłek
Andrzej Rózkowski
Andrzej Sadurski
Andrzej Szczepański
Stanisław Staśko
Stanisław Witczak
Andrzej Zuber

Redakcja: Andrzej Szczepański, Ewa Kmiecik, Anna Żurek

Teksty artykułów w częściach 2. i 3. zostały wydrukowane z wersji elektronicznej dostarczonej przez Autorów, metodą bezpośredniej reprodukcji (*camera ready*)

Projekt okładki i stron tytułowych: Andrzej Tomaszewski

Na okładce: fragment projektu studni miejskiej we Lwowie z 1906 roku
— ze zbiorów prof. **Antoniego S. Kleczkowskiego** (1922–2006)

Korekta: Zespół

Skład komputerowy systemem $\text{T}_{\text{E}}\text{X}$: pre $\text{T}_{\text{E}}\text{X}$ t, www.pretext.com.pl

Druk: ROMA-POL, www.romapol.pl

ISBN-13 978-83-88927-16-4

Jarosław Kania, Stanisław Witczak

Czas połowicznego samooczyszczania wód podziemnych jako parametr ogólny oceny reakcji modelowanego systemu zlewniowego na zmiany antropopresji

Half-Time of Natural Attenuation of Groundwater as a Measuring of the Response of the River Basin System after Changing the Contaminant Load

Słowa kluczowe samooczyszczanie wód podziemnych, opóźnienie czasowe przepływu, ekosystemy wodne

Key words natural attenuation of groundwater, time lag in flow, aquatic ecosystems

Abstract During mean low streamflow (MLQ) periods, rivers discharge mainly groundwater and wastewater. Therefore, quality of groundwater during base flow is the main factor responsible of river water quality. In the case of river's catchments with shallow open groundwater systems, the response of the system after changing the contaminant load has an exponential character, and is usually measured in dozens of years. Exponential character of the response of the system after changing the contaminant load lead to the estimation of the half-time of attenuation for conservative components.

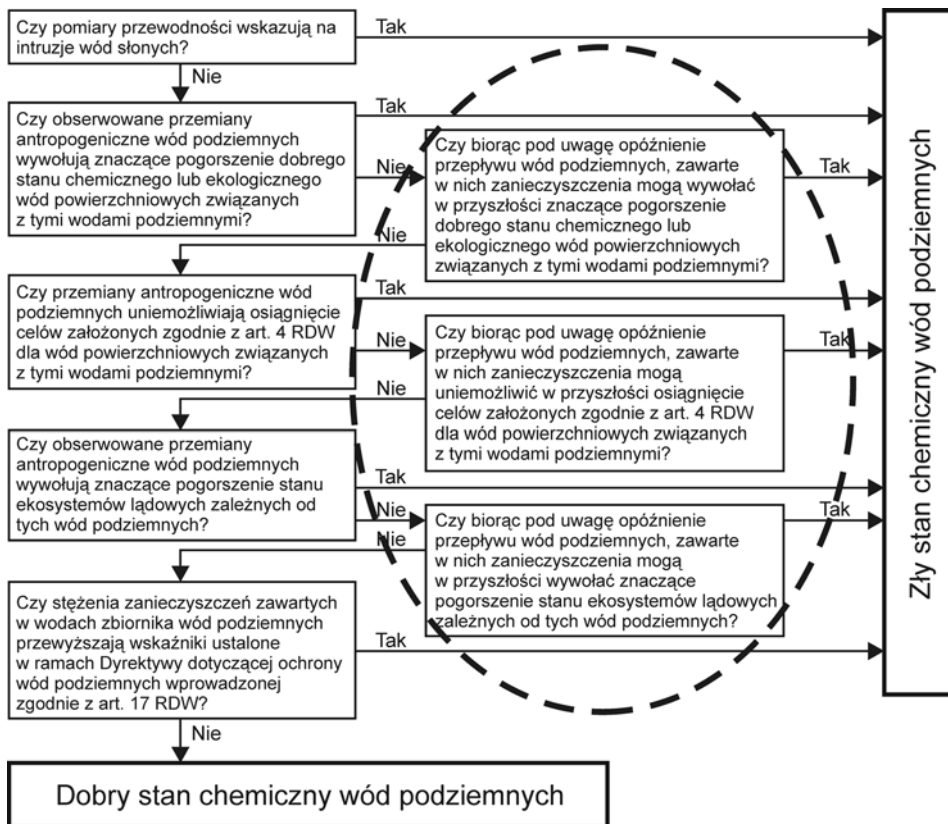
1. Opóźnienie reakcji systemu, jako istotny element oceny stanu chemicznego w zbiorniku wód podziemnych

Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW, 2000), jako jeden z podstawowych celów w zakresie ochrony środowiska wodnego podaje potrzebę zapewnienia dobrego stanu chemicznego wód podziemnych. Zwraca przy tym uwagę na konieczność długoterminowego planowania działań ochronnych naturalnych zasobów wodnych z powodu opóźnienia czasowego zachodzącego w ich formowaniu i odnawianiu. Występujące opóźnienie czasowe powinno być uwzględniane w harmonogramach przy ustanawianiu działań dla osiągnięcia dobrego stanu wód podziemnych i odwracania znaczących i trwałych trendów wzrostu stężenia zanieczyszczeń w wodach podziemnych (rys. 1). Powinno się jednocześnie dążyć do osiągnięcia dobrego stanu wód w każdym dorzeczu tak, aby działania w odniesieniu do wód powierzchniowych i wód podziemnych należących do tego samego systemu ekologicznego, hydrologicznego i hydrogeologicznego były skoordynowane.

Dyrektywa w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu (DWP, 2006), której celem jest m.in. przyjęcie kryteriów oceny dobrego stanu wód podziemnych, zwraca szczególną uwagę na konieczność uwzględnienia oddziaływania na ekosystemy zależne od wód podziemnych, w tym przede wszystkim jakość wód powierzchniowych. Przy stanach niskich, o jakości wód rzecznych decydują wody podziemne pozostające z nimi w bezpośrednim związku hydraulicznym i stanowiące zazwyczaj około 80–90% całkowitego przepływu w rzece.

Kluczowym elementem oceny stanu chemicznego wód podziemnych jest ustalenie wartości progowych dla zanieczyszczeń wód podziemnych i wskaźników zanieczyszczenia, które powodują uznanie określonych jednolitych części wód podziemnych JCWPd, lub grup takich części, za zagrożone nieosiągnięciem dobrego stanu chemicznego. Sposób podejścia przy określaniu wartości progowych był nadrzędnym celem projektu badawczego BRIDGE (Müller i in., 2006) realizowanego w ramach 6. PR UE (nr SSPI-2004-006538), w którym autorzy artykułu brali czynny udział. Projekt BRIDGE jako program wspomagający RDW i DWP w zakresie ustalania stanu chemicznego wód podziemnych, proponuje sekwencyjne podejście przy określaniu wartości progowych, uwzględniające m.in. procesy rozcieńczenia i samooczyszczania (por. zaznaczenie na rys. 2), które mogą zachodzić na drodze przepływu zanieczyszczeń do odpowiedniego receptora, np. wód powierzchniowych.

O ile element oddziaływania wód podziemnych na jakość wód powierzchniowych stanowiących jeden system zlewniowy jest już zauważany przez większość badaczy, to występujący przy tym proces opóźnienia czasowego w przepływie wód podziemnych, wywołany powolną reakcją systemu wód podziemnych, nie jest dostatecznie podkreślany. Z jednej strony mamy do czynienia ze zjawiskiem opóźnienia migracji zanieczyszczeń w wodach podziemnych do wód rzecznych, wynikającym z powolności przepływu, z drugiej – jest to czas wykorzystany przez naturę do częściowego lub całkowitego samooczyszczania wód podziemnych z zanieczyszczeń.



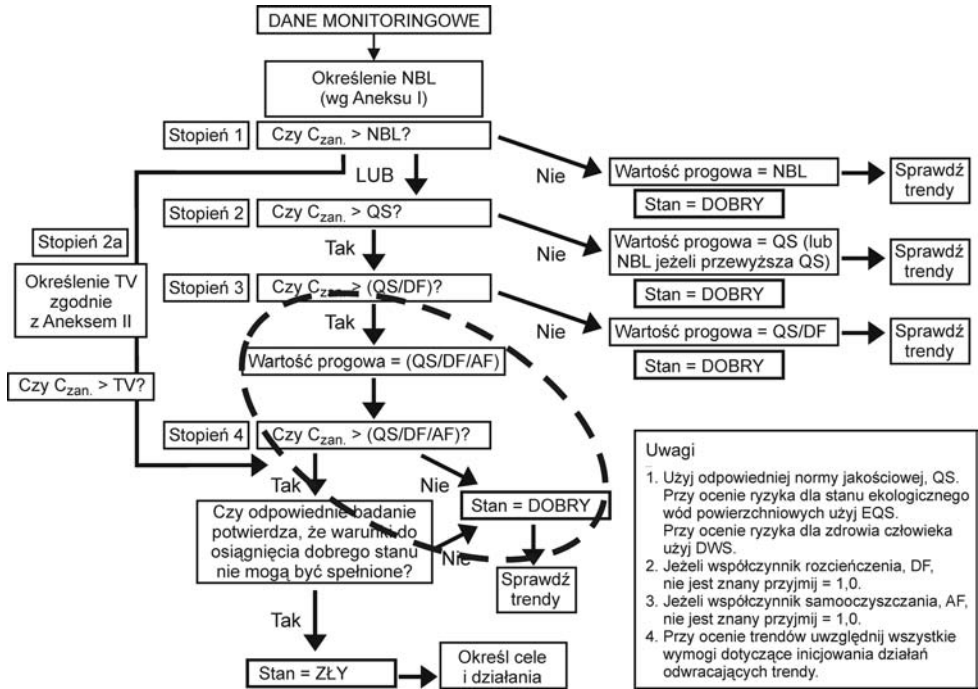
Rysunek 1. Istotna rola opóźnienia przepływu wód podziemnych w ocenie stanu chemicznego jednolitych części wód podziemnych (JCWPd; groundwater bodies – GWB) (WFD CIS Guidance Document No. 7, 2003)

Figure 1. Important role of the lag time in the GWB chemical status assessment (WFD CIS Guidance Document No. 7, 2003)

W dotychczasowym postępowaniu przy implementacji dyrektyw UE w Polsce, w zakresie ochrony środowiska wodnego, można podać liczne przykłady niedostatecznego uwzględnienia opóźnienia czasowego w ocenie reakcji wód powierzchniowych na zmiany ładunku zanieczyszczeń wprowadzanych do wód podziemnych.

Przy implementacji Dyrektywy „azotanowej” nie wzięto pod uwagę, że o aktualnym ładunku azotanów wynoszonych przez wody podziemne do rzek decyduje w istotny sposób poziom nawożenia w przeszłości, tzn. w drugiej połowie lat 70. i latach 80. (Żurek i in., 2004). Podzielamy opinię autorów publikacji Żurek i in. (2004), że wyznaczanie obszarów podatnych na zanieczyszczenie azotanami na podstawie aktualnie raportowanych danych statystycznych dotyczących wielkości nawożenia azotem, jak przewiduje Rozporządzenie MŚ (2002) nie jest do końca przemyślane. Prawidłowym podejściem jest zastosowanie

korelacji uwzględniającej opóźnienie, jakie wynika z „wieku” wód podziemnych. Taką korelację między historycznymi poziomami stosowania nawozów azotowych na obszarach Danii, a stężeniami azotanów w wodach podziemnych obserwowanymi w trakcie 50-letniego monitoringu prezentuje Stockmarr (2001).



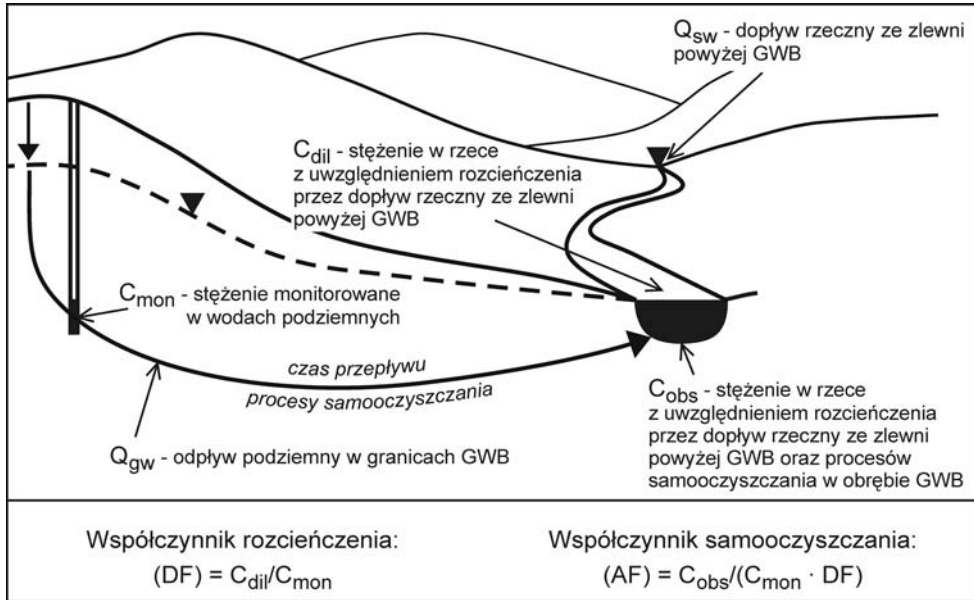
Rysunek 2. Schemat blokowy sekwencyjnego ustalania wartości progowych (Müller i in., 2006)

Figure 2. Flow chart of tiered approach for derivation of threshold values (Müller et al., 2006)

Przykład niewłaściwego postępowania odnosi się również do metodyki zastosowanej przez IMGW Katowice dla oceny stanu jednolitych części wód (Raport, 2005), gdzie porównywano jakość wód powierzchniowych, określoną wg aktualnych wyników badań monitoringowych, z ładunkami zanieczyszczeń przenikających do wód podziemnych, bez uwzględnienia przesunięcia czasowego. Brak reakcji wód powierzchniowych na wpływ potencjalnie zanieczyszczonych wód podziemnych uznawano w ten sposób za efekt procesów samooczyszczania. Nie wzięto pod uwagę faktu, iż zanieczyszczenie może się tylko opóźniać.

W celu określenia wpływu wód podziemnych na jakość wód powierzchniowych w skali zlewni, konieczne staje się stworzenie modelu konceptualnego systemu wodnego o odpowiednim stopniu uszczegółowienia. Zazwyczaj zaczyna się od najprostszego modelu

konceptualnego, ilustrującego problem oddziaływania wód podziemnych i powierzchniowych (rys. 3), aż po złożony model numeryczny systemu. Powinien on uwzględniać zarówno elementy ilościowe (identyfikacja głównych strumieni wód podziemnych zasilających wody powierzchniowe), jak i jakościowe (stężenia zanieczyszczeń w wodach podziemnych) oraz rozpatrywać procesy zachodzące na drodze i w czasie przepływu wód podziemnych.



Rysunek 3. Uproszczony schemat procesów zachodzących w zlewni rzecznej (Müller i in., 2006, zmodyfikowany)

Figure 3. Simplified scheme of processes occurring in the river catchment (Müller et al., 2006, modified)

Rozpatrywany problem jest szczególnie ważny dla płytkich systemów wód podziemnych o wysokiej wrażliwości na zanieczyszczenia, które są ściśle powiązane z wodami powierzchniowymi (Witczak, 2006). W dotychczasowej praktyce były one często pomijane (np. na Mapach hydrogeologicznych Polski MhP 1:50 000) ze względu na fakt, iż nie stanowiły użytkowych poziomów wód podziemnych UPWP (np. miąższość mniejsza od 5 m). W rzeczywistości ich udział w odpływie podziemnym do rzek jest istotny (Prażak i in., 2001). Obecnie szczegółowa Mapa hydrogeologiczna Polski 1:50 000 jest uzupełniana o elementy dotyczące pierwszego poziomu wodonośnego i jego wrażliwości na zanieczyszczenia.

Rysunek 3 przedstawia, zmodyfikowaną częściowo przez autorów, propozycję uwzględnienia w procedurze oceny stanu chemicznego wód podziemnych (rys. 2) możliwości wystąpienia procesów rozcieńczenia i samooczyszczania zanieczyszczeń

w czasie ich przepływu z obszarów emisji do receptora. Jest to zmodyfikowana propozycja projektu BRIDGE, która – zdaniem autorów – niedostatecznie określała czas potrzebny do zaistnienia procesów rozcieńczenia, czy samooczyszczania w wodach podziemnych.

Przedstawione wyżej problemy uwzględnienia skali czasowej nie ograniczają się tylko do wód płytkich. Również przy analizie warunków krążenia w głębszych zbiornikach wód podziemnych skala czasowa jest bardzo istotna (Kania i in., 2005, 2006).

2. Przykład odpowiedzi systemu zlewniowego na zmianę antropopresji w obszarze zasilania

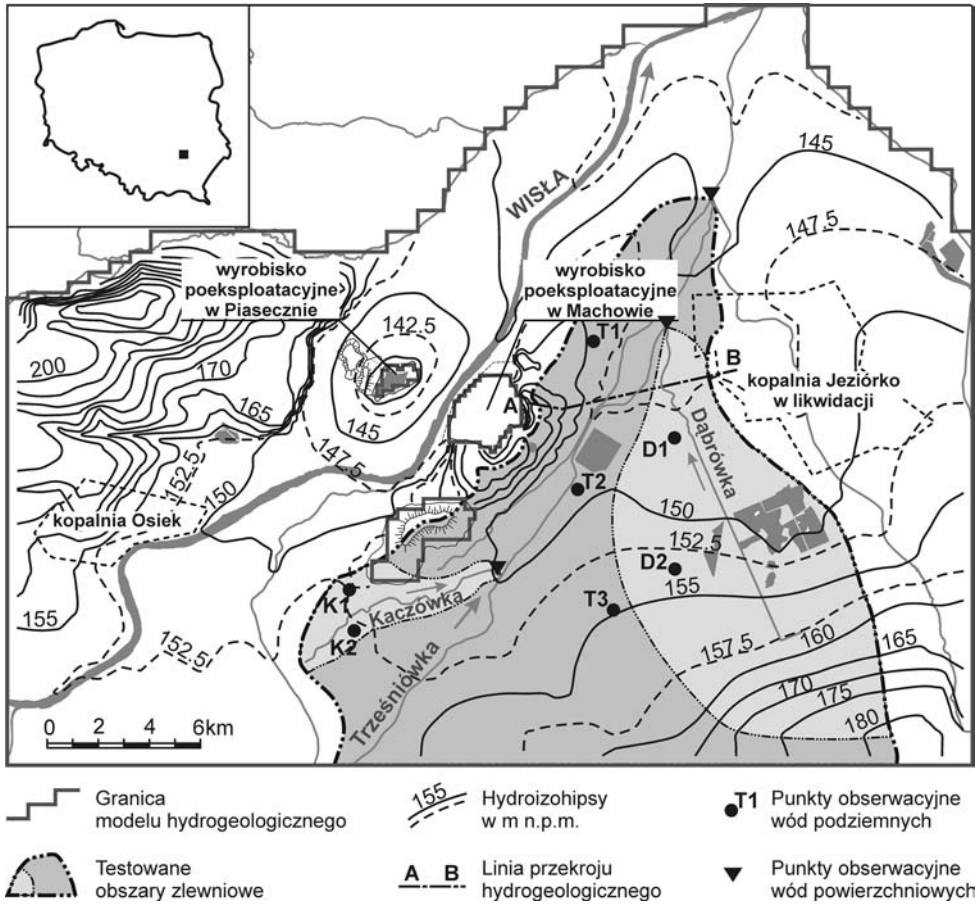
W okresie średnich niskich przepływów (SNQ) rzeki zasilane są głównie wodami podziemnymi. Jakość wód podziemnych jest więc głównym czynnikiem odpowiedzialnym za jakość wód rzecznych w okresach bezopadowych. Podstawowe znaczenie mają przy tym: stężenia zanieczyszczeń emitowanych z ognisk o charakterze obszarowym, tło hydrogeochemiczne wskaźników zanieczyszczeń w obrębie warstwy wodonośnej, jak i czas przebywania wody w systemie (Duffy, Lee, 1992).

Istotną cechą systemu wodonośnego wynikającą z jego charakteru jest powolność reakcji na zmiany antropopresji. W efekcie wody powierzchniowe (receptor) reagują z opóźnieniem na pojawienie się zanieczyszczeń w wodach podziemnych, jak i na ich ewentualną eliminację. Występujące zjawisko jest szczególnie ważne dla płytkich otwartych systemów wód podziemnych, wrażliwych na zanieczyszczenia antropogeniczne z powierzchni oraz ściśle powiązanych z wodami powierzchniowymi.

W artykule wzajemne oddziaływanie wód podziemnych i powierzchniowych zaprezentowano na przykładzie fragmentu zlewni Trześniówki (rys. 4), przy wykorzystaniu badań modelowych. Dla całego obszaru tarnobrzeskich złóż siarki, w obrębie którego występuje analizowana zlewnia, został stworzony regionalny i kompleksowy model przepływu i transportu zanieczyszczeń (Kulma i in., 1998; Kania, 2002), na którym były realizowane m.in. problemy związane z likwidacją górnictwa siarkowego. Przyjęty model koncepcyjny obejmuje układ dwóch warstw wodonośnych (czwartorzędową i neogeńską) oraz rozdzielającą je warstwę słaboprzepuszczalną (iły mioceńskie), wraz z założonymi odpowiedniego typu warunkami brzegowymi, w tym symulującymi zbiorniki i ciekami powierzchniowe. Wielowariantowe obliczenia symulacyjne przeprowadzone zostały przy wykorzystaniu programów MODFLOW i MT3DMS.

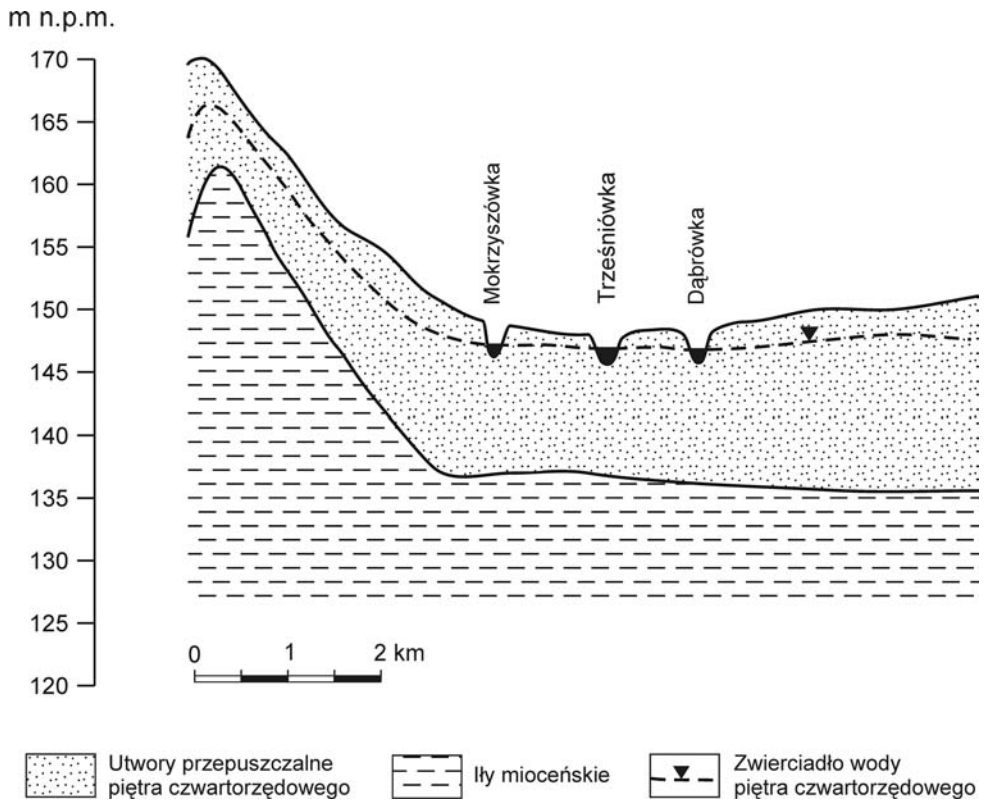
Główne obserwacje i wyniki badań modelowych odnoszą się do warunków krążenia i wymiany wód w obrębie warstwy czwartorzędowej, stanowiącej płytki otwarty system wodonośny zasilający wody powierzchniowe obszaru badań (rys. 5).

Spośród szeregu rozwiązań modelowych, do analizy i ilustracji oddziaływań pomiędzy wodami podziemnymi i powierzchniowymi, wybrano wariant zerowy, tj. scenariusz, w którym następuje natychmiastowe wyłączenie emisji z ognisk zanieczyszczeń, w tym o charakterze obszarowym (wielkopowierzchniowym) w obrębie zlewni. Jako wskaźnik zanieczyszczenia wód podziemnych rozpatrywano substancję konserwatywną (jony chlorkowe).



Rysunek 4. Mapa hydrogeologiczna obszaru badań
Figure 4. Hydrogeological map of the investigated area

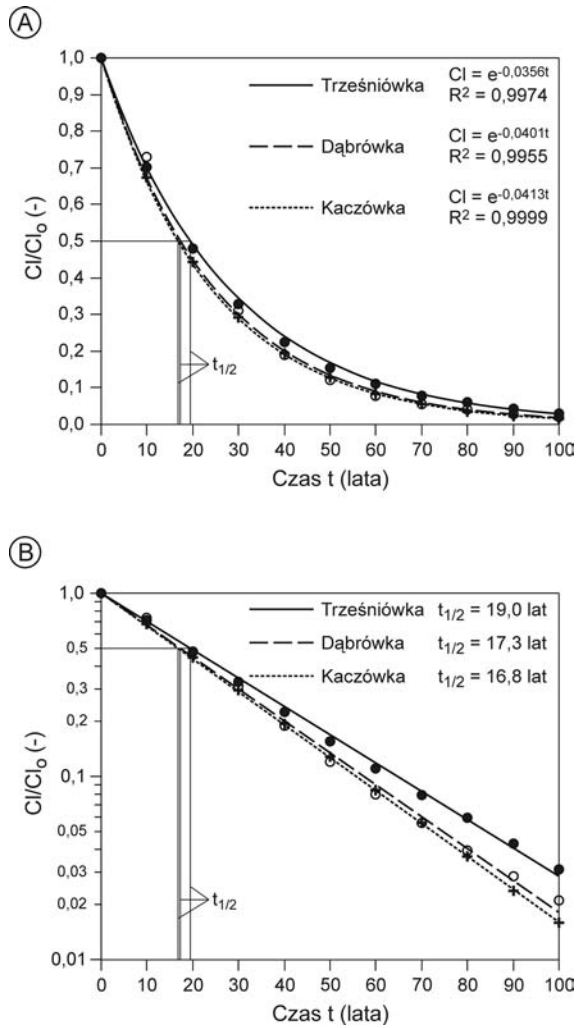
Wyniki badań modelowych (rys. 6 i 7) potwierdzają opinie Duffy'ego i Lee (1992) oraz Dudy i in. (1996), że w przypadku zlewni rzecznych, w obrębie których występują płytkie otwarte systemy wód podziemnych (stosunek $L/D > 10$, gdzie L – średnia długość drogi przepływu w poziomie wodonośnym, D – miąższość poziomu wodonośnego w profilu rzeki), odpowiedź systemu na zmianę wprowadzanego do niego ładunku zanieczyszczeń konserwatywnych ma charakter bliski eksponencjalnemu i jest procesem długotrwałym (dziesiątki lat). Zmiany czasowe stężeń jonów chlorkowych (Cl) odniesione do wartości początkowej (Cl_0) mają podobny eksponencjalny charakter zarówno w punktach zamykających zlewnie rzek i reprezentujących jakość wód rzecznych zasilanych z obszaru całych zlewni (rys. 6A), jak i w pojedynczych w punktach monitorujących środowisko wód podziemnych (rys. 7A).



Rysunek 5. Uproszczony przekrój hydrogeologiczny A-B przez obszar zlewni Trześniówki
Figure 5. Simplified hydrogeological cross-section A-B through the Trześniówka River catchment area

Biorąc pod uwagę powyższe obserwacje, autorzy artykułu proponują stosowanie nowego ogólnego parametru w ocenie charakteru i czasu reakcji płytkiego otwartego systemu wód podziemnych i powierzchniowych na zmianę wprowadzanego do niego ładunku. Uwzględniając eksponencyjny charakter odpowiedzi systemu uznano, że dobrą miarą byłby czas połowicznego samooczyszczania wód podziemnych z zanieczyszczeń konserwatywnych $t_{1/2}$.

W analizowanym przykładzie, proces samooczyszczania zanieczyszczonych wód podziemnych zachodzi na drodze wymiany wód o określonym stężeniu początkowym jonów chlorkowych (Cl_0), przez infiltrację „czystych” wód opadowych (tu przyjęto $Cl_1 = 0$ mg/L). Rozpatrywany jest więc jedynie przypadek zmniejszania się wielkości stężenia składnika konserwatywnego w zanieczyszczonych wodach podziemnych przez ich rozcieńczanie „czystymi” wodami zasilającymi system (tzw. „proste” rozcieńczanie). Mimo tego ograniczenia, proponowany czas $t_{1/2}$ wydaje się być dobrym wskaźnikiem opóźnienia reakcji wód powierzchniowych na każdy typ zmiany antropopresji w zlewni.

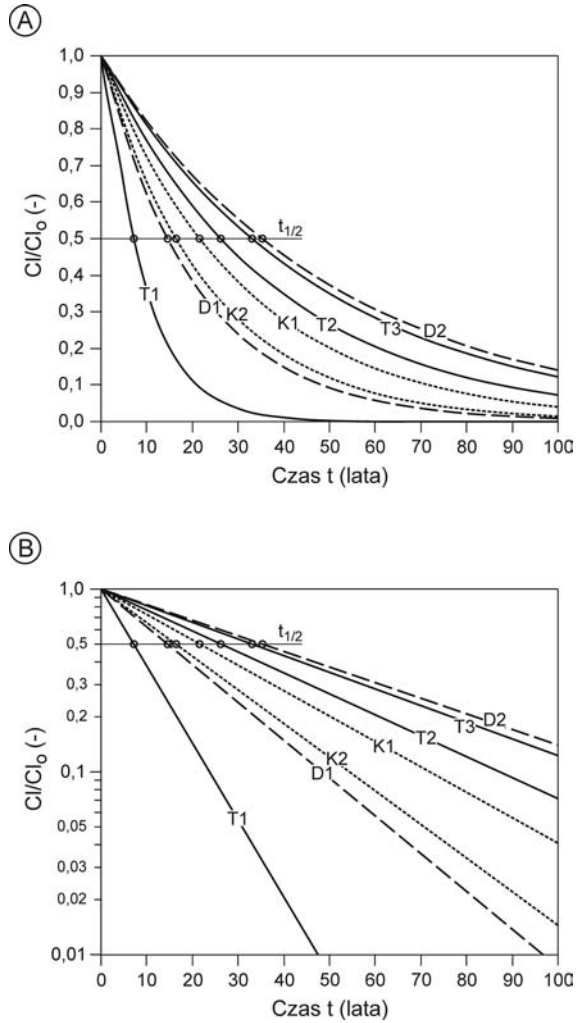


Rysunek 6. Reakcja wybranych systemów zlewniowych na zmianę wprowadzanego do nich ładunku zanieczyszczeń konserwatywnych (warianc zerowy dla jonów chlorkowych).

Objaśnienia: A – zmiana względnego stężenia jonów chlorkowych w skali liniowej;
B – zmiana względnego stężenia jonów chlorkowych w skali półlogarytmicznej; lokalizacja punktów obserwacyjnych na rysunku 4

Figure 6. Response of the river catchment systems after changing the conservative contaminant load (zero option for chloride concentration).

Explanation: A – change of relative chloride concentration in linear scale;
B – change of relative chloride concentration in semi-logarithmic scale; location of observation points on figure 4



Rysunek 7. Reakcja wód podziemnych w wybranych punktach obserwacyjnych na zmianę wprowadzanego do nich ładunku zanieczyszczeń konserwatywnych (warian zero dla jonów chlorkowych). Objaśnienia jak na rysunku 6

Figure 7. Response of groundwater in the chosen monitoring points after changing the conservative contaminant load (zero option of chloride concentration).

Explanation as on figure 6

Na rysunku 6 przedstawiono charakter i czas reakcji na zmianę emisji zanieczyszczeń konserwatywnych dla trzech wybranych systemów zlewniowych o różnej wielkości, ale odwadniających ten sam poziom wodonośny. Ciekawą informacją zaobserwowaną dla analizowanego przykładu jest stosunkowo niewielki wpływ wielkości zlewni na charakter

(rys. 6A) i czas $t_{1/2}$ reakcji systemu (rys. 6B). Można zauważyć, że czas odpowiedzi systemu maleje tylko nieznacznie wraz ze zmniejszaniem wielkości zlewni.

Eksponencjalny charakter spadku stężeń jonów chlorkowych w przypadku zaprzestania emisji zanieczyszczeń, obserwuje się również w pojedynczych punktach obserwacyjnych monitorujących środowisko wód podziemnych badanych zlewni (rys. 7A) przy czym znacznie bardziej zróżnicowany jest czas reakcji systemu wyrażony przez $t_{1/2}$ (rys. 7B, tab. 1). Charakterystyczne jest również, że proces samooczyszczania zachodzi dłużej w punktach bardziej oddalonych od rzeki jako bazy drenażowej.

Tabela 1. Czas połowicznego samooczyszczania wód podziemnych $t_{1/2}$ w obrębie zlewni Trześniówki

Table 1. Half-time of natural attenuation of groundwater for the Trześniówka River catchment

Zlewnia	Czas $t_{1/2}$ dla zlewni (lata)	Punkty obserwacyjne wód podziemnych	Czas $t_{1/2}$ dla punktów obserwacyjnych (lata)
Trześniówki	19,0	T1	7,2
		T2	26,3
		T3	33,0
Dąbrówki	17,3	D1	14,6
		D2	35,5
Kaczówki	16,8	K1	21,7
		K2	16,3

3. Wnioski

- 1) Występujące długoletnie przesunięcie czasowe w odpowiedzi systemu zlewniowego na zmianę ładunku wprowadzanych zanieczyszczeń powinno być uwzględniane przy ocenie oddziaływania wód podziemnych i powierzchniowych. Wody powierzchniowe reagują z opóźnieniem zarówno na wzrost, jak i spadek stężenia zanieczyszczeń w wodach podziemnych. Jednocześnie czas ten może być wykorzystany przez naturę do częściowego lub całkowitego samooczyszczania wód podziemnych z zanieczyszczeń.
- 2) W przypadku typowej płytkiej otwartej zlewni rzecznej odpowiedź systemu na zmianę wprowadzanego do niego ładunku ma charakter eksponencjalny, a proces samooczyszczania środowiska wodnego trwa wiele lat po ustaniu emisji zanieczyszczeń. Proponowany nowy parametr, czyli czas połowicznego samooczyszczania wód podziemnych z zanieczyszczeń konserwatywnych $t_{1/2}$, wydaje się być dobrym i prostym wskaźnikiem/miarą reakcji tego typu systemu na zmiany antropopresji.

- 3) Dalsze badania, prowadzone na zróżnicowanych obszarach testowych (wybrane JCWPd), powinny dać podstawę do wykorzystania proponowanego wskaźnika w procesie oceny stanu chemicznego wód podziemnych.

Literatura

- Duda R., Witczak S. L., Bednarczyk S., 1996: *Regional groundwater quality monitoring as a tool for the base flow quality modelling of the Upper Vistula River Basin (SE Poland)*. [in:] Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management Hydro GIS '96, (eds. H. Holzmann, P. Nachtnebel). International Conference Proceedings, IAHS Publ., Vienna: 91-97.
- Duffy Ch. J., Lee D.-H., 1992: *Base flow response from nonpoint source contamination: simulated spatial variability in source, structure, and initial conditions*. Water Resour. Res. 28(3): 905-914.
- DWP, 2006: *Dyrektywa 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu*. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 372, Tom 49, 27 grudnia 2006.
- Kania J., 2002: *Wpływ likwidacji kopalń odkrywkowych siarki na zmiany stosunków wodnych w ich otoczeniu*. Biuletyn PIG 403: 5-61.
- Kania J., Witczak S., Duliński M., Kapusta M., Różański K., Jackowicz-Korczyński M., Śliwka I., Zuber A., 2005: *Kalibracja i walidacja modelu przepływu i migracji oraz korekty modelu koncepcyjnego GZWP-451 z wykorzystaniem znaczników*. Współczesne Problemy Hydrogeologii 12, Toruń: 317-322.
- Kania J., Różański K., Witczak S., Zuber A., 2006: *On conceptual and numerical modeling of flow and transport in groundwater with the aid of tracers: a case study*. [in:] Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Viable Methods of Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation, Krakow. NATO Science Series: IV: Earth and Environmental Sciences 69: 199-208.
- Kulma R., Haładus A., Kania J., 1998: *Hydrogeologiczne skutki likwidacji kopalń odkrywkowych na obszarze Tarnobrzesckiego Zagłębia Siarkowego*. [in:] Hydrogeologia obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych (red. A.T. Jankowski). Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach 1718: 113-121.
- Müller D., Blum A., Hart A., Hookey J., Kunkel R., Scheidleder A., Tomlin C., Wendland F., 2006: *D18: Final proposal for a methodology to set up groundwater threshold values in Europe*. BRIDGE Project. www.wfd-bridge.net (01.02.2007).
- Prażak J., Witczak S., Żurek A., 2001: *Problemy związane z oceną zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych w zlewniach rzek o przepływie limitowanym przez odpływ podziemny*. Współczesne Problemy Hydrogeologii 10, Wrocław: 235-243.
- Raport, 2005: *Raport dla Obszaru Odry i Wisły z realizacji art. 5 i 6, zał. II, III, IV Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, marzec, 2005r.
- RDW, 2000: *Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej*. Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich L 327, Tom 43, 22 grudnia 2000.

- Rozporządzenie MŚ, 2002: *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych* (Dz.U. 241, poz. 2093).
- Stockmarr J., 2001: *Grudvandsovervaging 2001* (Rezultaty monitoringu wód podziemnych za 2001 r.). GEUS, Kopenhaga.
- WFD CIS Guidance Document No. 7, 2003: *Monitoring under the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.7 – Monitoring*. ISBN 92-894-5127-0. European Communities.
- Witczak, red., 2006: *Mapa wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie*. ARCADIS Ekokonrem, Wrocław.
- Żurek A., Duda R., Witczak S., 2004: *Realizacja zaleceń dyrektywy „azotanowej” w Polsce na tle innych krajów Unii Europejskiej*. [in:] *Gospodarowanie wodami podziemnymi w Unii Europejskiej*. Materiały na XV sympozjum z cyklu „Problemy wykorzystania wód w gospodarce komunalnej”, Częstochowa: 104-113.

Praca została zrealizowana dzięki finansowaniu z projektu badawczego KBN – umowa nr 1380/T12/2003/25.