

## LITERATURA

1. T. KOWALSKI: Determination of biodegradation degree of organic compounds in surface waters. EPE w druku.
2. A. L. KOWAL, T. KOWALSKI: Badania nad wykorzystaniem i prognozowaniem racjonalnego gospodarowania wodami rzeki Odry dla celów gospodarczych. Praca wykonywana na zlecenie Urzędu Wojewódzkiego we Wrocławiu.
3. A. L. KOWAL, T. KOWALSKI: Wpływ stopnia biochemicznego rozkładu na usuwanie związków organicznych w procesie uzdatniania wody. Materiały Konferencyjne. Poznań 1982.
4. J. MONKA: Charakterization of organics in secondary effluents. Environmental Science Technology. Nov. 1974, s. 1017, in „Handbook of Advanced Wastewater Treatment. Von Nostrand Reinhold Company N. Y.

dr inż. Janusz Łomotowski

Instytut Rudownictwa Rolniczego  
AR we Wrocławiu

## PROGNOZOWANIE SKŁADU WODY PO PROCESIE INFILTRACJI

Jakość wody po procesie infiltracji jest wynikiem zjawisk fizycznych, chemicznych i biochemicznych, jakie zachodzą w czasie wprowadzania wody do gruntu i jej przepływu przez warstwę wodonośną. W niniejszym referacie zostaną określone zasady prognozowania zmian składu wody jakie zachodzą w samej warstwie wodonośnej. Określenie wpływu obiektów zasilania (stawów infiltracyjnych), na skład wody po infiltracji zainteresowani mogą znaleźć w pracach Kowala i Łomotowskiego [1, 2, 3].

Podstawowym równaniem, służącym do prognozowania zmian składu wody w warstwie wodonośnej jest równanie transportu. Dla przepływu jednowymiarowego, w nasyconym jednorodnym ośrodku porowatym ogólne równanie transportu ma postać:

$$-u \frac{\partial c}{\partial x} + D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \frac{\rho}{\varepsilon} \frac{\partial S}{\partial t} + \left( \frac{\partial c}{\partial t} \right)_r = \frac{\partial c}{\partial t} \quad (1)$$

gdzie:

- $u$  — średnia prędkość przepływu
- $c$  — stężenie czynnika w wodzie podziemnej
- $x$  — odległość mierzona w kierunku przepływu
- $D$  — współczynnik dyspersji
- $\rho$  — ciężar objętościowy gruntu
- $\varepsilon$  — porowatość
- $S$  — masa substancji zaadsorbowanej na jednostce masy gruntu
- $t$  — czas
- $\left( \frac{\partial c}{\partial t} \right)_r$  — wpływ innych czynników na zmiany stężenia (np. biodegradacji, reakcji chemicznych itp.).

Do programowania zmian składu wody w warstwie wodonośnej stosuje się, w zależności od rodzaju rozpatrywanej domieszki wody, uproszczone formy ogólnego równania transportu.

## Prognozowanie w oparciu o równanie dyspersji

Pomijając trzeci i czwarty wyraz wyrażenia po lewej stronie równania (1) otrzymamy równanie dyspersji:

$$-u \frac{\partial c}{\partial x} + D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} = \frac{\partial c}{\partial t} \quad (2)$$

będące podstawą do prognozowania zmian stężeń domieszek wody, które w gruncie nie ulegają zjawiskom powierzchniowym, chemicznym lub biochemicznym. Praktycznie, jedynie chlorki spełniają ten warunek, przy założeniu, że nie są wymywane z warstwy wodonośnej. Pomimo tego, równanie dyspersji stosuje się do prognozowania wszystkich domieszek wody, których zmiany nie są wywołane procesami wymywania minerałów z gruntu lub procesami biochemicznymi. Prognozowanie, w oparciu o równanie dyspersji nie stosuje się do: odczynu, twardości i zasadowości wody, zawartości agresywnego i przynależnego dwutlenku węgla, stężeń żelaza i manganu, wskaźników tlenowych wody.

Szerokie zastosowanie równania dyspersji do prognozowania zmian składu wody infiltrującej, w warstwie wodonośnej wynika z tego, że równanie to stosunkowo łatwo można rozwiązać. Gdy przepływ wód podziemnych rozpatrywany jest jako liniowy, równanie dyspersji można rozwiązać analitycznie. Dla przepływu dwu- i trójwymiarowego równanie to rozwiązuje się metodami numerycznymi. Warunkiem koniecznym do rozwiązania równania dyspersji jest znajomość współczynników filtracji i dyspersji warstwy wodonośnej. Określenie współczynników dyspersji warstwy wodonośnej można dokonać równoległe z określeniem współczynnika filtracji. Metodyka prowadzenia tych badań jest stosunkowo prosta w wykonaniu i oparta jest na określeniu charakterystyk przepływu, w określonych warunkach, przez warstwę wodonośną znacznika, którym jest najczęściej chlorek sodowy.

Dokładne opisy prowadzenia badań współczynnika dyspersji, podane są w literaturze poświęconej temu zagadnieniu [4, 5].

Prognozowanie, w oparciu o model dyspersji jest szczególnie przydatne do oceny wpływu falowego wzrostu zanieczyszczeń wody powierzchniowej, na jakość wody po infiltracji. Każdy falowy wzrost zanieczyszczeń w wodzie powierzchniowej można przedstawić w sposób przybliżony, jako skokową zmianę jakości wody w ograniczonym przedziale czasu jej trwania. Rozwiązaniem równania (2), dla warunków brzegowych skokowej zmiany stężenia z wartości  $c_p$  do wartości  $c_o \neq c_p$ , która trwa przez czas  $t_o > 0$ :

$$\begin{aligned} c(x, 0) &= c_p \\ c(0, t) &= c_o & t < t_o \\ c(0, t) &= c_o & t > t_o \\ c(\infty, t) &= c_o \end{aligned} \quad (3)$$

jest równanie:

$$\frac{C - c_p}{c_o - c_p} = \frac{1}{2} \left[ \operatorname{erfc} \frac{x - ut}{2\sqrt{k}t} - \operatorname{erfc} \frac{x - u(t - t_o)}{2\sqrt{k}(t - t_o)} \right]$$

w którym:

- $x$  — odległość punktu poboru wody od punktu iniekcji
- $u$  — prędkość przepływu wód podziemnych
- $k$  — współczynnik dyspersji warstwy wodonośnej
- $t_o$  — czas trwania skoku stężenia w punkcie iniekcji
- $t$  — czas obserwacji
- $c$  — stężenie w punkcie poboru wody po czasie  $t$

Równanie (4) opisuje rozprzestrzenienie się fali podwyższonego stężenia w warstwie wodonośnej, w kierunku przepływu wód podziemnych od miejsca iniekcji. Dla prognozowania wpływu falowego wzrostu stężenia w punkcie zasilania na stężenie w punkcie poboru wody szczególne znaczenie ma maksimum funkcji opisanej równaniem (4). Ustalenia wartości względnego maksymalnego stężenia i czasu po jakim będzie ono obserwowane można dokonać posługując się nomogramem, przedstawionym na rys. 1.

Posługiwanie się nomogramem wymaga określenia dwóch parametrów

$$A = \frac{x}{u t_o} \quad (5)$$

$$B = \frac{2k}{u^2 t_o} \quad (6)$$

po wyznaczeniu, których można określić względny maksymalny przyrost stężenia w punkcie poboru wody:

$$C = \frac{c_{\max} - c_p}{c_o - c_p} \quad (7)$$

oraz względny czas po jakim to stężenie będzie obserwowane

$$t = \frac{t}{t_o} \quad (8)$$

Jak wynika z nomogramu, dla ustalonych wartości  $k$ ,  $u$ ,  $t_o$  przy wzroście odległości  $x$  obserwuje się zmniejszenie maksymalnego stężenia w punkcie poboru wody. Zjawisko dyspersji powoduje pozorne obniżenie stężeń w strumieniu wód podziemnych. Zmniejszeniu ulega jedynie stężenie maksymalne lecz ładunek zanieczyszczeń, prowadzonych przez wody podziemne pozostaje bez zmian.

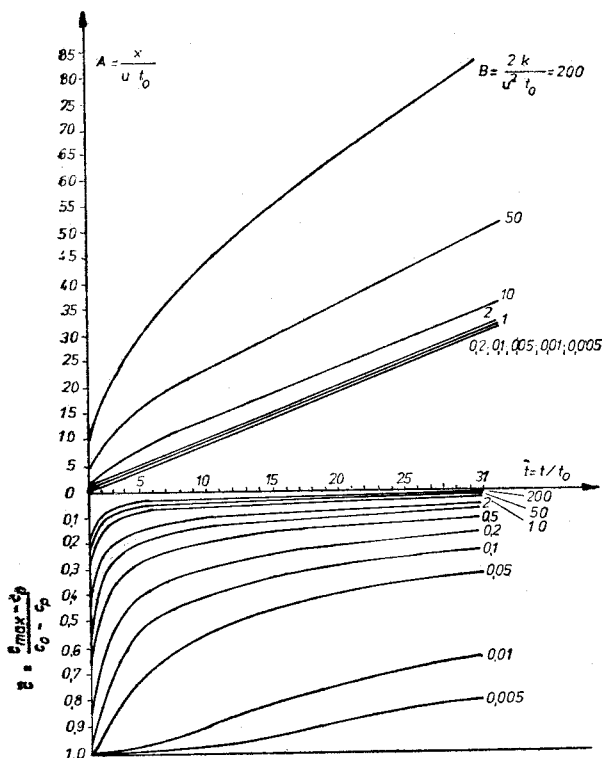
W wyniku zjawiska dyspersji zmiany jakości wody infiltrującej do gruntu, o dużych częstotliwościach, charakteryzujące się małym czasem trwania  $t_o$  są praktycznie niezauważalne w wodzie po infiltracji. Wyraźne zmiany jakości wody po infiltracji będą wywoływane jedynie zmianami składu wody w punkcie zasilania o długim czasie  $t_o$ .

W przypadku, gdy nieznane są wartości współczynników dyspersji warstwy wodonośnej, wpływ falowego wzrostu zanieczyszczeń w wodzie infiltrującej na jakość wody po infiltracji można oszacować za pomocą wzorów empirycznych. Według Löfflera [6] stężenie maksymalne, przy skokowym wzroście stężenia o ograniczonym czasie trwania  $t_o$  można określić wyrażeniem

$$c_{\max} = C \cdot 11 \frac{(t_o v_r)^{0.95}}{x} \quad (9)$$

a czas pojawienia się tego stężenia w punkcie poboru wynosi

$$t = 0,9 \left( \frac{x}{v_o} \frac{t_o}{2} \right) \quad (10)$$



Rys. 1 Nomogram do wyznaczania względnych stężeń maksymalnych i czasu pojawienia się dla skończonej skokowej zmiany stężenia

gdzie:

$$v_r = v \frac{B}{h} \quad v_p = \frac{v_r}{n}$$

- $v$  — prędkość infiltracji wody do gruntu  
 $B$  — szerokość stawu infiltracyjnego  
 $h$  — średnia miąższość warstwy wodonośnej  
 $n$  — porowatość warstwy wodonośnej  
 $C$  — przyrost stężenia w punkcie zasilania

### Prognozowanie w oparciu o równanie dyspersji i sorpcji

Prognozowanie w analizowanym przypadku opiera się na równaniu: (11)

$$-u \frac{\partial c}{\partial x} + D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \frac{q}{\epsilon} \frac{\partial s}{\partial t} = \frac{\partial c}{\partial t}$$

Równanie (11) można uprościć, jeżeli założy się, że sorpcja zachodzi bardzo szybko a równowagą pomiędzy ilością substancji zaadsorbowanej na jednostce masy gruntu a stężeniem tej substancji w wodach infiltrujących (podziemnych) jest liniowa:

$$\frac{\partial s}{\partial c} = kd \quad (12)$$

gdzie  $kd$  jest współczynnikiem podziału grunt/woda.

Wykorzystując tę zależność równanie (11) można przekształcić w następujący sposób: (13)

$$\begin{aligned}
 -u \frac{\partial c}{\partial x} + D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} &= \frac{q}{\epsilon} \frac{\partial s}{\partial c} \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial c}{\partial t} \\
 -u \frac{\partial c}{\partial x} + D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} &= \left(1 + \frac{q}{\epsilon} kd\right) \frac{\partial c}{\partial t}
 \end{aligned}$$

a wprowadzając stałą

$$t_r = 1 + \frac{q}{\epsilon} kd \quad (15)$$

do równania (14) i dzieląc obustronnie równanie przez nią otrzymamy:

$$-\frac{u}{t_r} \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{D}{t_r} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} = \frac{\partial c}{\partial t} \quad (16)$$

Równanie (16) jest analogiczne z równaniem dyspersji i rozwiązuje się je w identyczny sposób. Stałą  $t_r$  określa się mianem względnego czasu zatrzymania w gruncie lub współczynnikiem opóźnienia, gdyż sorpcja opóźnia front przesuwania się zanieczyszczeń z wodami podziemnymi, w porównaniu z tymi domieszkami wody, które sorpcji nie ulegają.

Dla określenia współczynnika opóźnienia konieczna jest znajomość współczynników podziału grunt/ciecz. Współczynniki podziału określa się najczęściej na podstawie badań laboratoryjnych, prowadzonych na pobranych próbkach z warstwy wodonośnej dla analizowanych domieszek wody [7].

Dla hydrofobowych substancji organicznych, współczynnik podziału można określić z formuły podanej przez Karickhoffa [8]

$$K_d = 6,3 \cdot 10^{-7} f_{oc} K_{ow} \quad (17)$$

w którym:

$f_{oc}$  — udział frakcji organicznej w gruncie, w gramach węgla organicznego na gram gruntu.

$K_{ow}$  — współczynnik podziału octanol/woda. Ze wzoru (17) wynika, że ze wzrostem ilości materii organicznej w gruncie wzrasta ilość zasorbowanych organicznych związków hydrofobowych. Rolę materii organicznej w gruncie można porównać do organicznego rozpuszczalnika, nie mieszającego się z wodą podczas ekstrakcji substancji organicznych z wody. Badania zmian stężeń refrakcyjnych związków organicznych, zachodzących w czasie infiltracji wykazały, że największą skuteczność sorpcji tych związków obserwuje się na osadach dennych i w warstwie zakolmowanej dna [9, 10, 11, 12].

Duża skuteczność usuwania refrakcyjnych związków organicznych, na wierzchnich warstwach dna stawów infiltracyjnych związana jest z dużą ilością nagromadzonej materii organicznej, której zawartość może dochodzić nawet do 50% ogólnej masy osadów [15].

W warstwie wodonośnej zawartość materii organicznej jest znikoma i dlatego praktycznie nie zachodzi sorpcja hydrofobowych związków organicznych. Z tego względu modelowanie zmian organicznych związków refrakcyjnych można ograniczyć tylko do kilkumetrowej warstwy, pod dnem stawu infiltracyjnego.

Skuteczność sorpcji hydrofobowych związków organicznych jest proporcjonalna do współczynnika podziału octanol/woda. Współczynniki podziału octanol/woda dla chloroformu wynosi  $K_{ow} = 93$  a dla DDT  $K_{ow} = 5,8 \cdot 10^5$  [14]. Wynika stąd, że DDT będzie około 6.000 razy lepiej sorbowane niż chloroform. Potwierdziły to badania Zoetemana i innych [13], prowadzone na ujęciach infiltracyjnych w Holandii. Badania te również wykazały, że czym słabiej jest sorbowany związek na materii organicznej, tym trudniej jest on rozkładalny na drodze biochemicznej, np. czas połowicznego rozkładu dwuchlorometanu wynosi 10 lat, natomiast dwuchlorobenzenu jeden rok.

Prognozowanie, w oparciu o model dyspersji i sorpcji jest szczególnie pożyteczne, przy określaniu przemieszczania się frontu sorpcji w warstwie wodonośnej, po włączeniu nowego ujęcia infiltracyjnego do eksploatacji.

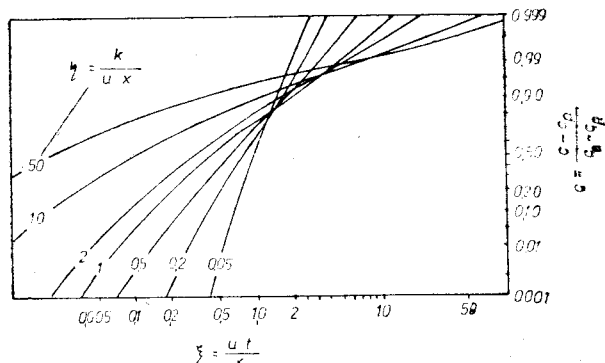
Rozpoczęcie infiltracji wód powierzchniowych do gruntu, w odniesieniu do jakości wód podziemnych można rozpatrywać jako skokową zmianę stężenia wód podziemnych, w miejscu ich zasilania, ze stężenia naturalnego tych wód  $c_{wp}$  do stężenia

$$c_o = \frac{c_{wp} Q_{wp} + c_{inf} Q_{inf}}{Q_{wp} + Q_{inf}} \quad (18)$$

gdzie:

$c_{wp}$ ,  $c_{inf}$  — stężenie rozpatrywane wskaźnika odpowiednio w wodach podziemnych i infiltrujących

$Q_{wd}, Q_{inf}$  — natężenie przepływu odpowiednio wód podziemnych i wód infiltracyjnych



Rys. 2 Nomogram do określenia zmian stężeń w strumieniu wód podziemnych, przy skokowej zmianie stężeń

Równanie (16), dla warunków brzegowych skokowej zmiany stężenia można rozwiązać, posługując się nomogramem przedstawionym na rysunku 2.

Dla określenia przemieszczania się frontu sorpcji, w warstwie wodonośnej konieczne jest określenie w badaniach testowych (lub modelowych) prędkości przepływu wód podziemnych oraz czasu opóźnienia. W oparciu o powyższe obliczenia można określić po jakim czasie właściwości sorpcyjne gruntu zostaną wyczerpane i o składzie wody decydować będą tylko właściwości dyspersyjne gruntu.

## Modele empiryczne

W odróżnieniu od zjawiska dyspersji i sorpcji, które można opisać dość dokładnie matematycznymi modelami fizycznymi, zjawiska biochemiczne i procesy wymywania minerałów z gruntów opisuje się modelami empirycznymi. Związane jest to, że złożonością oddziaływań różnych czynników na te procesy, których oddziaływanie jest trudne do opisu matematycznego.

Procesy biochemiczne, zachodzące w gruncie powodują przede wszystkim zmiany tych domieszek wody, które mogą stanowić substrat lub produkt reakcji biochemicznych. Są to: tlenowe wskaźniki wody, związki azotu, fosforany, dwutlenek węgla, odczyn wody.

Prognozowanie zmian utlenialności wody podczas infiltracji wg Löffler'a [6] można dokonać za pomocą empirycznego modelu:

$$U = \lambda \ln \frac{1}{l_0} \quad (19)$$

gdzie:

- $U$  — ubytek utlenialności wody podczas infiltracji
- $l$  — długość drogi filtracji
- $l_0$  — droga filtracji, określona doświadczalnie, przy której  $U = 0$
- $\lambda$  — stała szybkość określona doświadczalnie

Stałe empiryczne można określić w badaniach modelowych lub prowadzonych na czynnych stawach infiltracyjnych. Dla innych warunków, niż prowadzone były badania, ubytki utlenialności można określić ze wzorów przeliczeniowych:

- przy zmianie temperatury wody  $T$   
 $\Delta U_1 (T + 10K) = 1,8 \Delta U (T)$
- przy zmianie prędkości filtracji z  $v$  do  $v_1$

$$\Delta U_1 = \Delta U \left( \frac{v}{v_1} \right)^{\frac{1}{2,5}}$$

- przy zmianie uziarnienia gruntu

$$\Delta U_1 = \Delta U \frac{\ln \omega}{\ln \omega_1}$$

gdzie:

$$\omega = \frac{6}{d_e}$$

$d_e$  — średnica efektywna złoża

Według Usienki [16] zmiany utlenialności wody w czasie infiltracji, w kilkumetrowej warstwie pod dnem stawu można opisać wyrażeniem:

$$c_{utl} = \alpha e^{\frac{-\beta \cdot h}{v}} + \gamma \quad (20)$$

gdzie:

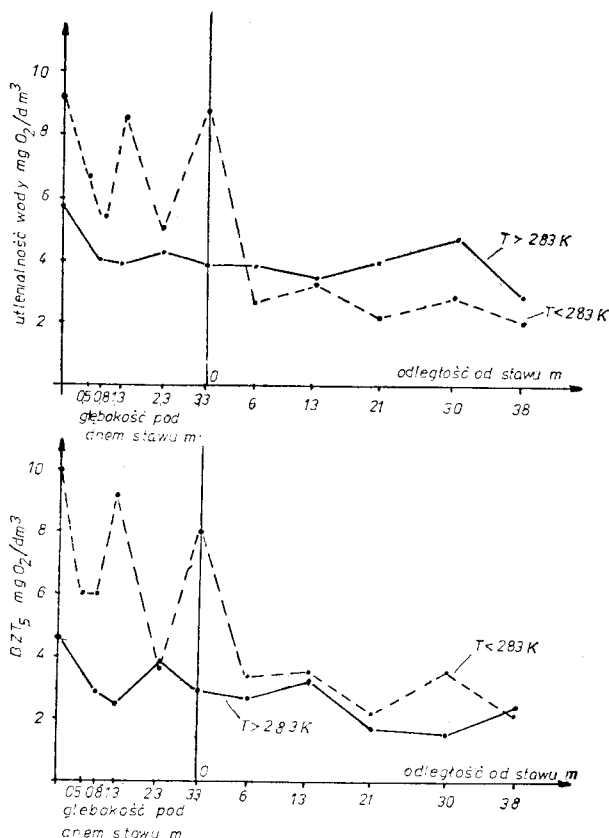
- $\alpha, \beta, \gamma$  — stałe określone doświadczalnie
- $h$  — długość drogi filtracji pod dnem stawu
- $v$  — prędkość infiltracji wody do gruntu
- $c_{utl}$  — stężenie utlenialności wody na danej głębokości pod dnem stawu

Analogicznie do utlenialności, według Usienki, można modelować zmiany stężeń azotanów, azotynów i azotu amonowego.

Przeprowadzone badania na stawach infiltracyjnych w Legnicy [17] wykazały, że przedstawione modele dość dobrze określają zmiany wskaźników tlenowych, w kilkumetrowej warstwie pod dnem stawu. Na szybkość ubytku BZT<sub>5</sub> i utlenialności wody wpływała przede wszystkim temperatura infiltrującej wody (rys. 3).

Przy temperaturze wody wyższej od 283 K zarówno utlenialność wody jak i BZT<sub>5</sub>, szybko malała w kilkumetrowej warstwie pod dnem stawu. W czasie filtracji wody przez warstwę wodonośną zmiany tych wskaźników były nieznaczne. Odmienne kształtowały się zmiany utlenialności i BZT<sub>5</sub> wody przy temperaturze niższej od 283 K. Zasadnicza poprawa jakości wody następowała dopiero w warstwie wodonośnej. W kilkumetrowej warstwie pod dnem stawu, ubytek utlenialności i BZT<sub>5</sub> wody był nieznaczny, a nawet obserwowano przyrost wskaźników w wodzie, co świadczy o wymywaniu związków organicznych z osadów.

Obniżenie temperatury wody powodowało, że procesy biochemiczne zachodziły na dłuższej



Rys. 3 Wpływ temperatury na zmiany utlenialności wody i BZT<sub>5</sub> w czasie infiltracji (badanie na ujęciu w Legnicy—Przybkowie)

drodze filtracji. Chcąc modelować zmiany utlenialności i BZT<sub>5</sub> wody podczas infiltracji należy stale empirycznie określać dla różnych pór roku. Analogicznie należy postępować dla pozostałych wskaźników wody, których stężenia zależą od procesów biochemicznych (związki azotowe, fosforany).

Sztuczne wprowadzanie wody do warstwy wodonośnej wywołuje zmiany środowiska hydrochemicznego. Zmiany te wywołane są przede wszystkim zwiększeniem zawartości agresywnego dwutlenku węgla pochodzenia biochemicznego, co powoduje obniżenie odczynu wód podziemnych oraz podwyższeniem potencjału redox, jako wynik wzrostu zawartości tlenu w wodach podziemnych, wywołanym infiltracją natlenionych wód powierzchniowych i samą eksploatacją ujęcia. Obecność w wodach podziemnych dwutlenku węgla agresywnego intensyfikuje procesy rozpuszczania minerałów: węglanów, siarczków, krzemianów, co przyczynia się do wzrostu zawartości jonów wapnia, manganu, żelaza i manganu.

Zwiększenie migracji jonów żelaza i manganu z warstwy wodonośnej do wód podziemnych może nastąpić również pod wpływem reakcji utlenienia [18, 19], jako wynik zmian potencjału redox środowiska hydrochemicznego. Najczęściej w warstwie wodonośnej ma miejsce reakcja utlenienia nierozpuszczalnych w wodzie siarczków żelaza, do łatwo rozpuszczalnych siarczanów. O ile dość dobrze został po-

znany mechanizm wymywania minerałów z gruntu, to brak jest modeli matematycznych, które pozwoliłyby prognozować zmiany składu wody jakie są wywołane tymi procesami. Na ujęciach infiltracyjnych zmiany stężeń żelaza, które wywołane są wyłącznie procesami wymywania minerałów z gruntu, można modelować funkcją opisującą kinetykę reakcji jednocząsteczkowej:

$$c(t) = c(0) e^{-Bt} \quad (21)$$

gdzie:

$c(t)$  — stężenie żelaza w wodzie po danym czasie obserwacji

$c(0)$  — stężenie początkowe

$t$  — czas obserwacji

$B$  — stała szybkości reakcji

Równanie (21) ma ograniczony zakres stosowania. Model ten można stosować w nieograniczonym przedziale czasu od początku pojawienia się w wodach podziemnych, maksymalnego stężenia żelaza. Maksimum stężenia żelaza w wodach podziemnych jest przesunięte w czasie, względem chwili rozpoczęcia eksploatacji nowo wybudowanego ujęcia infiltracyjnego. Zjawisko to, związane jest z czasem potrzebnym na zmiany środowiska hydrochemicznego. Do tej pory brak jest modeli umożliwiających prognozowanie zmian stężeń żelaza w tym okresie.

### Prognozowanie zmian temperatury wody podczas infiltracji

Infiltracja jest jedynym procesem technologicznym, w którym w istotny sposób zmianie ulega temperatura wody. W okresie lata woda, posiadająca wyższą temperaturę od temperatury gruntu oddaje energię cieplną warstwie wodonośnej, charakteryzującej się dużym ciepłem właściwym, przez co wzrost temperatury gruntu jest bardzo wolny a schładzanie się wody następuje dość szybko. Odmiennie, wymiana ciepła występuje w okresie zimy, kiedy woda jest nagrzewana przez zakumulowaną energię cieplną gruntu. Już ta pobieżna analiza wykazuje, że w przypadku infiltracji występuje uśrednianie temperatury wody infiltracyjnej w cyklu rocznym, przez co roczna amplituda wahań zmian temperatury wody infiltracyjnej jest mniejsza niż roczna amplituda zmian temperatury wody powierzchniowej, użytej do infiltracji. Podwyższenie temperatury wody w okresie zimowym, jest szczególnie cenne, gdy po infiltracji stosuje się dalsze uzdatnianie wód infiltracyjnych. Wraz z podwyższeniem temperatury wody wzrasta efektywność procesów technologicznych uzdatniania wody. Prognoza wyrównania temperatury wody jest niezbędna na etapie projektowania ZUW, dla oceny efektywności ciągu technologicznego uzdatniania wód powierzchniowych, z zastosowaniem infiltracji na początku układu, jak również w przypadku stosowania infiltracji w odnowie wody.

Prognozę zmian temperatury wody podczas infiltracji można oprzeć na ogólnym równaniu

rozchodzenia się ciepła w ośrodku porowatym, podanym przez Wernera i Balke'a [20]:

$$\gamma U \text{ grad } T + \frac{\partial T}{\partial t} = D_T \nabla^2 T \quad (22)$$

gdzie:

$T$  — temperatura

$t$  — czas

$U$  — wektor prędkości rzeczywistej

$$\gamma = c_w \cdot \rho_w / c \cdot \rho$$

$c, c_w$  — ciepło właściwe odpowiednio ośrodka porowatego i wody

$\rho, \rho_w$  — gęstość odpowiednio ośrodka porowatego i wody

$D_T = D + \alpha$  — tensor dyspersji cieplnej

$D$  — tensor dyspersji

$\alpha$  — współczynnik dyfuzji cieplnej

$$\alpha = k/c$$

$k$  — przewodność cieplna ośrodka porowatego

Dla bardzo przybliżonej prognozy zmian temperatury w strumieniu wód podziemnych, wywołanych infiltracją można stosować model oparty na równaniu przenoszenia ciepła w układzie jednowymiarowym:

$$u \frac{\partial T}{\partial x} + \frac{\partial T}{\partial t} = D_T \frac{\partial^2 T}{\partial x^2} \quad (23)$$

Równanie (23) jest analogiczne do równania dyspersji i uproszczonego równania dyspersji i sorpcji. Przedstawione w referacie nomogramy, służące do rozwiązywania tych równań (rys. 1, 2) mogą być również używane do uproszczonego prognozowania zmian temperatury wód podziemnych, wywołanych infiltracją.

Wartości prognozowane, w oparciu o równanie (23) mogą się dalece różnić od wartości rzeczywistych temperatury wód podziemnych, gdyż w odróżnieniu od dyspersji mechanicznej, współczynniki poprzecznej dyspersji cieplnej mają dość znaczne wartości. Dokładną prognozę zmian temperatury można uzyskać, stosując metody numeryczne rozwiązania równania ogólnego (22). Opisy tych metod znajdują się w pracach Kordasa i Kamińskiego [21, 22].

## Podsumowanie

Rosnące w ostatnich latach zainteresowanie infiltracją, jako procesem technologicznym, w głównej mierze wynika z dużej skuteczności tego procesu, w usuwaniu z wody związków refrakcyjnych oraz ze stabilności składu chemicznego i temperatury wody. Oceny powyżej przedstawionych zmian składu wody można dokonać, stosując modele fizyczne. Za pomocą równania dyspersji można prognozować zmiany stężeń związków refrakcyjnych w wodzie po infiltracji, jak również ocenić wpływ falowych zmian składu wody w rzece na jakość wody infiltracyjnej. Uściślenie prognozy zmian stężeń, w chwili uruchomienia nowo wybudowanego ujęcia infiltracyjnego, można dokonać za pomocą równania dyspersji i sorpcji. Ogólne równanie rozchodzenia się ciepła w ośrodku porowatym, umożliwia prognozowanie zmian temperatury wód podziemnych.

W tabeli 1 zestawiono omawiane modele, za pomocą których można określić skład wody po infiltracji.

Tabela 1  
STOSOWANE MODELE DO PROGNOZOWANIA SKŁADU WODY  
PO INFILTRACJI ORAZ NIEZBĘDNE BADANIA  
POPREDZAJĄCE PROGNOZĘ

| Prognozowane wskaźniki jakości wody                                                                                                                                                                                                                                                                                                | Modele prognozowania                                                                                                                    | Niezbędne badania poprzedzające prognozę                                                                                                                                                                                                                          |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p>Bieżąca ocena składu dla oznaczeń:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>domieszki mineralne (bez Fe, Mn, <math>\text{CO}_2^{\text{wol}}</math>, <math>\text{CO}_2^{\text{ogr}}</math>, <math>\text{HCO}_3^-</math>, <math>\text{O}_2</math>)</li> <li>domieszki refrakcyjne</li> </ul>                                    | <p>Równanie dyspersji</p> $\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} + D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2}$      | <ul style="list-style-type: none"> <li>badania właściwości hydraulicznych warstwy wodonośnej</li> <li>oznaczenia współczynnika dyspersji warstwy wodonośnej</li> </ul>                                                                                            |
| <p>Ocena stężeń domieszek jak powyżej w chwili uruchomienia ujęcia infiltracyjnego</p> $\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{u}{t_r} \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{D}{t_r} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2}$                                                                                                            | <p>Równanie dyspersji i sorpcji</p>                                                                                                     | <p>jak powyżej oraz oznaczenie czasu opóźnienia dla poszczególnych analizowanych domieszek wody</p>                                                                                                                                                               |
| <p>Bieżąca ocena składu dla domieszek:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>tlenowe wskaźniki wody</li> <li>związki azotowe</li> <li>związki fosforu</li> <li>odczyn</li> <li>formy występowania <math>\text{CO}_2</math></li> <li>domieszki biologiczne</li> <li>mętność</li> <li>barwa</li> <li>żelazo i mangan</li> </ul> | <p>Modele empiryczne</p>                                                                                                                | <p>Ustalenie modelu i parametrów tego modelu</p>                                                                                                                                                                                                                  |
| <p>Bieżące oceny temperatury wody</p>                                                                                                                                                                                                                                                                                              | <p>Ogólne równanie rozchodzenia się ciepła w ośrodku porowatym</p> $U \text{ grad } T + \frac{\partial T}{\partial t} = D_T \nabla^2 T$ | <ul style="list-style-type: none"> <li>badanie właściwości hydraulicznych warstwy wodonośnej</li> <li>oznaczenia współczynnika dyspersji warstwy wodonośnej</li> <li>określenie ciepła właściwego, gęstości i przewodności cieplnej ośrodka porowatego</li> </ul> |

Warunkiem koniecznym do prognozowania zmian składu wody, w oparciu o modele fizyczne jest znajomość hydrodynamiki wód podziemnych w obrębie ujęcia infiltracyjnego, poznanie właściwości dyspersyjnych warstwy wodonośnej oraz zdolności sorpcyjnych i termicznych gruntu. Współczynniki dyspersji warstwy wodonośnej powinny być określone bezpośrednio w terenie równocześnie z badaniami, prowadzonymi przez przedsiębiorstwa hydrogeologiczne, mającymi na celu określenie współczynników filtracji i zasobów warstwy wodonośnej. Określenie pozostałych danych można dokonać w badaniach laboratoryjnych. Pozostałe domieszki wody można modelować, w oparciu o modele empiryczne. Szczególnie ważne, ze względu na ustalenie technologii ostatecznego uzdatniania wód infiltracyjnych jest poznanie kinetyki wymywania z warstwy wodonośnej związków żelaza i manganu. Obecny stan wiedzy, pozwala na prognozowanie stężeń prawie wszystkich domieszek wody w wodach infiltracyjnych.

## LITERATURA

1. A. L. KOWAL, J. ŁOMOTOWSKI: Charakterystyka stawów infiltracyjnych a skład wody. Materiały na sympozjum „Metody ujmowania wód podziemnych”, Częstochowa, 1979.
2. J. ŁOMOTOWSKI: Zmiany jakościowe wody podczas infiltracji. Maszynopis Inst. Inż. Ochr. Środow. Pol. Wrocław. (praca doktorska).
3. A. L. KOWAL: Procesy jednostkowe podczas infiltracji. Materiały na konferencję „Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi”, Poznań 1982.
4. J. J. FRIED: Groundwater Pollution — Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam—Oxford—New York, 1975.
5. PRACA ZBIOROWA POD REDAKCJĄ F. M. BO-CZEWIERA: Projektowanie wodozaborów podziemnych wód. Stroizdatiel, Moskwa 1976.
6. H. LÖFFLER i inni: Erhöhung der Grundwasseranreicherung weitere Ergebnisse zu Einsatz, Technologie und Bemessung. WWT, 1973 str. 260-273.
7. W. W. WOOD: Use laboratory data to predict sulfate sorption during artificial groundwater recharge. Groundwater — Vol. 16 nr 1, 1978, str. 22-31.
8. S. W. KARICKHOFF i inni: Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research 1979, nr 3 str. 241-248.
9. M. BŁAŻEJEWSKI: Sztuczna infiltracja uzdatniania wód powierzchniowych. Wyd. Inst. Kszt. Środow. Warszawa 1982.
10. P. E. LEVINE i inni: Soil chemistry change at rapid infiltration site. Journal of the Envir. Eng. Division 1980 nr EE5 str. 869-883.
11. J. V. OLSON i inni: Groundwater quality at rapid infiltration site. Journal of the Envir. Eng. Division 1980, EE5 str. 885-899.
12. N. ZULLEI: Verhalten niedrig chloreinter Benphenyle bei der Grundwassereinherung. Vom Wasser 1976, str. 331-345.
13. B. C. ZOETEMAN i inni: Persistency of organic contaminants in groundwater, lessons from soil pollution incidents in the Netherlands. Quality of groundwater. Studies in Enviromental Sciences 17, Elsevier 1981, str. 465-480.
14. P. V. ROBERTS, A. J. WALOCCHI: Principles organic contaminant behavior during artificial recharge. Quality of groundwater. Studies in Enviromental Science 17, Elsevier 1981, str. 439-450.
15. T. W. BURCZAK: Infiltracjonnyje bassiejny — Budiwielnik, Kijów 1978.
16. N. J. PŁOTNIKOW: Gidrogeologiczeskije osnovy iskustwiennogo popołnienija zasapow podziemnych wod. Moskwa, Nedra 1978.
17. J. PENTER i inni: Badania własności osadów poinfiltracyjnych oraz zmian jakości wody towarzyszących procesom infiltracji w zakładzie wodociagowym LGOM w Legnicy — Przybkowie. Maszynopis Zakładu Badawczo-Wdrożeniowego Inst. Inż. Ochr. Środ. Pol. Wrocław., Jelenia Góra 1982.
18. T. BŁASZYK, J. GÓRSKI: Zmiany jakości wód podziemnych w warunkach intensywnej eksploatacji. Wydawnictwo Akcydensowe, Warszawa 1978.
19. E. KUBISZ, W. RATAJCZAK: Przyczyny i wielkość zanieczyszczenia komunalnego ujęcia wód podziemnych w dolinie Odry. Przegląd IGK Wodociągi i kanalizacja nr 5, 1972.
20. D. WERNER, K. D. BALKE: Warmeausbreitung in der Umgebung eines Kuhlwasser Sicherbrunnens. GWF nr 1977 nr 11, str. 528-531.
21. B. KORDAS, B. KAMIŃSKI: Pole temperatur w strumieniu wód gruntowych, cz. I. Archiwum Hydrotechniki nr 4, 1974.
22. B. KORDAS, B. KAMIŃSKI: Pole temperatur w strumieniu wód gruntowych, cz. II. Archiwum Hydrotechniki nr 1, 1975.