

Krystyna M. Wojciechowska

Zastosowanie metod modelowania i symulacji do analizy efektywności procesu filtracji wody

Filtracja wody przebiegająca w złożu wielowarstwowego filtru pospiesznego jest złożonym zjawiskiem fizyczno-chemicznym. Modelowanie procesu filtracji polega na:

- wyróżnieniu typów występujących zjawisk,
- wyborze poziomu szczegółowości, którym będą one opisane,
- wyborze zmiennych interesujących ze względu na cel, jakiemu ma służyć model,
- weryfikacji otrzymanego modelu.

Rozwój technik obliczeniowych stworzył nowe możliwości zarówno w zakresie modelowania, jak i symulacyjnej (numerycznej) weryfikacji konstruowanych modeli. Dzięki temu stało się możliwe badanie złożonych modeli składających się z wielu modeli cząstkowych, interaktywny dobór parametrów tych modeli jak również badanie wrażliwości modeli na zmiany parametrów i warunków początkowych i brzegowych.

W badaniach jako modele częściowe przyjmowane są różne modele proponowane w literaturze dotyczącej filtracji. Istotą przedstawianych prac jest łączne traktowanie wielu modeli cząstkowych oraz symulacyjne badanie, jak dobrze model utworzony przez ich złożenie naśladuje rzeczywisty proces filtracji. Z powyższego względu konieczny był przegląd i inwentaryzacja modeli częściowych opisanych w literaturze dotyczącej filtracji wody [1,2,4,5,8,11–14].

Model procesu filtracji przedstawiony w niniejszej pracy jest efektem połączenia trzech modeli cząstkowych. Kolejno dotyczą one bilansu masy, kinetyki procesu filtracji i strat ciśnienia.

Model procesu filtracji

Równanie bilansu zanieczyszczeń wiąże dynamikę zmian stężenia zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie z dynamiką zmian stężenia zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu. Oznacza to, że na podstawie pomiaru zmiany stężenia zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie, wykonanego dla wybranej głębokości złoża, można estymować zmianę stężenia zanieczyszczeń odłożonych w złożu na tej głębokości. Stężenie zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie wyrażane jest w jednostce masy na jednostkę objętości. Bilans zanieczyszczeń wygodnie jest formułować w jednostkach masy, jednak w równaniach kinetyki i strat ciśnienia wymagana jest jednostka objętości. Wynika to z faktu, że straty ciśnienia powodowane są zmianą porowatości złoża, a ta zależy od objętościowego stężenia zanieczyszczeń. Ostatecznie możliwe są dwa rozwiązania: w pierwszym równanie bilansu jest sformułowane dla

stężenia masowego, a to w oddzielnym równaniu przeliczane jest na objętościowe, w drugim równanie bilansu jest sformułowane dla stężenia objętościowego, co pociąga za sobą jego bardziej złożoną postać. Określenie objętościowego stężenia zanieczyszczeń odłożonych w złożu stanowi zatem integralną część modelowania procesu filtracji.

Przeliczenie stężenia masowego na objętościowe realizowane jest w taki sposób, że iloczyn tak zwanego współczynnika objętościowego i masowego stężenia zanieczyszczeń daje ocenę objętościowego stężenia zanieczyszczeń. W najprostszym przypadku współczynnik objętościowy jest przyjmowany jako stały. W bardziej złożonych rozważaniach zakłada się zmienność współczynnika objętościowego wraz z masowym stężeniem odłożonych zanieczyszczeń. W pracy [9] podsumowano metody eksperymentalne pozwalające na określenie objętościowego stężenia zanieczyszczeń, w tym na możliwość estymacji objętościowego stężenia zanieczyszczeń opartą na modelu straty ciśnienia. W niniejszej pracy do przeliczenia masowego stężenia zanieczyszczeń na stężenie objętościowe zastosowano następującą zależność:

$$\sigma_o(t,L) = \frac{\sigma(t,L)}{\rho_s c_3 c_4 v(t)} \quad (1)$$

w której:

$\sigma(t,L)$ – masowe stężenie zanieczyszczeń w złożu w chwili t na głębokości L , g/m^3

$v(t)$ – prędkość filtracji, m/h

ρ_s – nominalna masa właściwa zanieczyszczeń odkładanych w złożu, g/m^3

Przyjęta zależność uwzględnia wpływ prędkości filtracji na związek między objętościowym i masowym stężeniem zanieczyszczeń. W przyjętej zależności współczynniki c_4 i c_3 zostały dobrane na podstawie eksperymentów numerycznych.

W wypadku prędkości stałej w przekroju złoża oraz dla przepływu jednowymiarowego równanie bilansu masy ma następującą postać:

$$\frac{\partial \sigma(t,L)}{\partial t} + \varepsilon_o \frac{\partial C(t,L)}{\partial t} + v \frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = D \frac{\partial^2 C(t,L)}{\partial L^2} \quad (2)$$

w której:

$C(t,L)$ – stężenie zanieczyszczeń w wodzie w chwili t na głębokości L , g/m^3

ε_o – porowatość złoża, –

D – współczynnik dyspersji, m^2/s

Zakładając, że drugi składnik równania (2) jest równy zeru oraz pomijając dyspersję, otrzymuje się najprostszą postać równania bilansu masy, stosowaną w pracach Minca [8] i Ivesa [4,5]:

$$v \left(\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} \right) + \left(\frac{\partial \sigma(t,L)}{\partial t} \right) = 0 \quad (3)$$

Kinetyka procesu filtracji może być opisana w różny sposób. Ujęcie historycznie najstarsze i pojęciowo najprostsze opisuje kinetykę usuwania zanieczyszczeń z wody podczas jej przepływu przez złożę przy wykorzystaniu pojęcia współczynnika filtracji, określającego efektywność usuwania zanieczyszczeń. W literaturze [3,5,7,8,17] modele kinetyki formułowane były w różnych postaciach, niekiedy odmiennych od proponowanej w niniejszej pracy. W jednej z postaci równanie kinetyki stanowi, że zmiana stężenia zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie na jednostkę głębokości złoża jest proporcjonalna do tego stężenia. W formie zaproponowanej przez Iwasaki'ego [6] równanie to ma następującą postać:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = -\lambda C(t,L) \quad (4)$$

w której λ jest współczynnikiem filtracji, $1/m$

Współczynnik filtracji jest miarą sprawności filtru i jest ogólnie zależny od takich parametrów, jak rodzaj i średnica ziaren materiału złoża, prędkość filtracji, właściwości fizyczno-chemiczne filtrowanej wody i stężenie zanieczyszczeń zatrzymanych w złożu. Wyznaczenie postaci funkcji:

$$\lambda = \lambda(\lambda_0, \sigma(t,L), v(t)) \quad (5)$$

wyrażającej współczynnik filtracji przez jego początkową wartość, objętościowe stężenie zanieczyszczeń i prędkość filtracji stanowiło temat wielu badań. Najbardziej popularny jest model Ivesa [5] w postaci:

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 + \frac{\beta \sigma(t,L)}{\varepsilon_0} \right)^x \left(1 - \frac{\sigma(t,L)}{\varepsilon_0} \right)^y \left(1 - \frac{\sigma(t,L)}{\sigma_u(v)} \right)^z \quad (6)$$

w której σ_u jest umownym stężeniem zanieczyszczeń, dla którego $\lambda=0$.

W modelu tym uwzględnione zostały trzy rodzaje czynników wpływających na wartość współczynnika filtracji, a ponadto jego wartość zależy od wykładników potęgowych x , y i z , określanych doświadczalnie. Pierwszy czynnik w nawiasie uwzględnia wzrost powierzchni właściwej złoża, wynikający z zanieczyszczeń osadzonych na ziarnach złoża. Drugi z kolei uwzględnia zmniejszenie porowatości złoża w czasie filtracji, w stosunku do jego porowatości początkowej, na skutek odkładania się zanieczyszczeń w porach złoża. Trzeci czynnik uwzględnia wzrost średniej prędkości filtracji, wynikający ze zmniejszenia przekroju poprzecznego porów wskutek odkładania się zanieczyszczeń w złożu. Przeprowadzone symulacje [18] wykazały, że jakkolwiek zależność ta jest jakościowo typowa, to jednak przy większych stężeniach zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu, jak również dla zmiennej prędkości filtracji, nie jest on już wystarczająco dokładny. Zależność ta nie opisuje również dobrze początkowej fazy procesu filtracji, w której współczynnik filtracji wzrasta w konsekwencji tego, że odłożone na ziarnach cząstki zanieczyszczeń wspomagają wychwytywanie innych zanieczyszczeń (tzw. dojrzewanie filtru).

W czasie filtracji, w miarę jak front filtracji przesuwają się w głąb złoża, zmienia się rozkład porowatości w funkcji głębokości złoża w wyniku osadzania cząstek zanieczyszczeń, zmienia się zatem współczynnik filtracji wraz z głębokością złoża (L) i czasem filtracji (t). Zagadnienie określenia stężeń zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie i odłożonych w złożu, zależnie od czasu i głębokości filtrów wielowarstwowych, przedstawiono w pracach [9,10]. W literaturze dotyczącej

opisu procesu filtracji powszechnie przyjmowane jest założenie o addytywności strat ciśnienia przy przepływie przez złożę czyste oraz strat ciśnienia wynikających z akumulacji zanieczyszczeń w złożu. W zależności od wybranego układu współrzędnych (skierowanie osi L) oraz przy uwzględnieniu warstwy wody nad złożem, równanie ciśnień ma następującą postać:

$$\frac{\partial h(t,L)}{\partial L} = 1 - \frac{K_0 \mu v (1 - \varepsilon_0)^2}{\rho g \varepsilon_0^3 \psi^2 d_s^2} - b_1 \left(\frac{6(1 - \varepsilon_0)}{\psi d_s} \right)^{0.9} v^{0.4} \sigma_0(t,L) \quad (7)$$

w której:

$h(t,L)$ – ciśnienie w złożu w chwili t na głębokości L z warunkiem brzegowym $h(t,0)=h_0$, gdzie h_0 jest ciśnieniem na powierzchni złoża, mH_2O

K_0 – stała Kozeny,–

ρ – masa właściwa cieczy, g/m^3

μ – współczynnik lepkości dynamicznej cieczy, $g/m \cdot s$

ψ – współczynnik kształtu ziarna,–

d_s – średnica efektywna ziaren złoża, mm

$\sigma_0(t,L)$ – objętościowe stężenie zanieczyszczeń, g/m^3

g – przyspieszenie ziemskie, m/s^2

Numeryczne rozwiązanie równań filtracji

Model procesu filtracji stanowi układ trzech równań różniczkowych o pochodnych cząstkowych, zadanych warunkach początkowych i brzegowych, określający funkcje $C(t,L)$, (t,L) i $h(t,L)$, których argumenty (t,L) są ciągłe. Do numerycznego rozwiązania równań modelu, jak i dla identyfikacji jego parametrów, konieczna jest dyskretyzacja argumentów występujących w tych funkcjach. Odpowiednio do kształtu obszaru, na którym określone są rozpatrywane funkcje, w pracy przyjęto dyskretyzację równomierną na siatce prostokątnej ($\Delta t=10$ min, $\Delta L=0,5$ cm). W konsekwencji takiego założenia interesujące funkcje równoważne były tablicom liczbowym. Przyjmuje się, że numer wiersza tablicy odpowiada ustalonej chwili czasu, zaś numer kolumny odpowiada ustalonej głębokości w złożu ($t=k\Delta t$, $L=k\Delta L$). W dyskretnej wersji równań modelu przyjęto najprostszą – różnicową – aproksymację pochodnych cząstkowych występujących w tych równaniach przez ilorazy różnicowe:

$$\frac{C(k,i) - C(k,i-1)}{\Delta L} = -\lambda(\sigma(k,i))C(k,i) \quad (8)$$

$$\frac{\sigma(k,i) - \sigma(k-1,i)}{\Delta T} = v(k-1) \frac{C(k-1,i)C(k-1,i-1)}{\Delta L} \quad (9)$$

$$\frac{h(k,i) - h(k,i-1)}{\Delta L} = k_1 \sigma(k,i) + k_2 \quad (10)$$

Alternatywnie równanie (9) może być przedstawione w postaci:

$$\frac{\sigma(k,i) - \sigma(k-1,i)}{\Delta t} = v(k-1)\lambda(\sigma(k-1,i)) - C(k-1,i) \quad (11)$$

Rozwiązując równania względem zmiennych o tzw. większym argumentem dyskretnym (co oznacza, że wartości zmiennych będą wyznaczone dla rosnącego czasu i rosnącej głębokości złoża), otrzymuje się:

$$C(k,i) = \frac{C(k,i-1)}{1 + \Delta L \lambda(\sigma(k,i))} \quad (12)$$

$$\sigma(k,i) = \sigma(k-1,i) + \Delta t v(k-1) \lambda(\sigma(k-1,i)) C(k-1,i) \quad (13)$$

$$h(k,i) = h(k,i-1) + \Delta L k_1 (\sigma(k,i)) + k_2 \quad (14)$$

Warunki początkowe i brzegowe mają następujące postaci:

– $C(k,0)$ – warunek brzegowy (znane stężenie zanieczyszczeń na powierzchni złoża),

– $\sigma(0,i)$ – warunek początkowy (znane stężenie zanieczyszczeń w złożu na początku procesu),

– $h(k,0)$ – warunek brzegowy (znane ciśnienie na powierzchni złoża).

Dyskretny model procesu filtracji może stanowić również podstawę do identyfikacji występujących w nim parametrów i funkcji. Można wyróżnić przypadek dostępności pomiarowej wszystkich zmiennych występujących w modelu oraz trudniejszy przypadek pomiarowej dostępności jedynie części tych zmiennych.

Analiza wyników symulacji

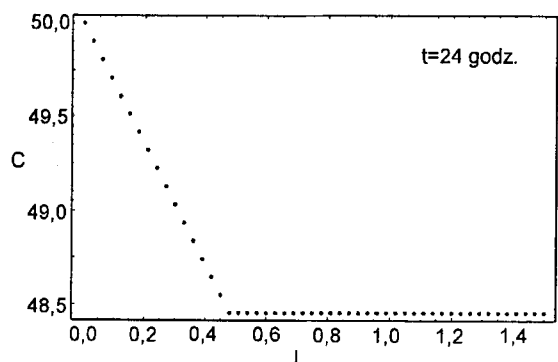
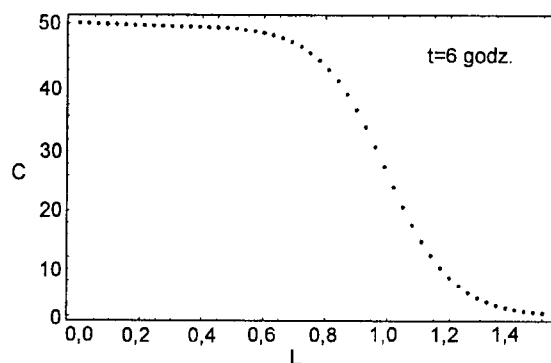
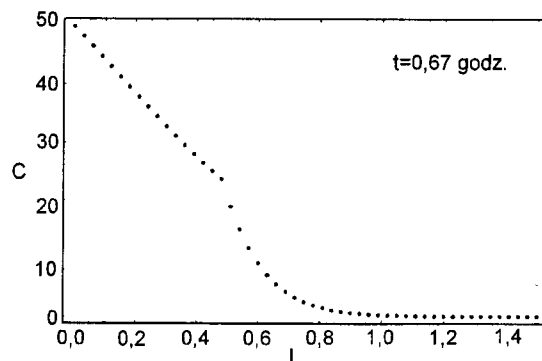
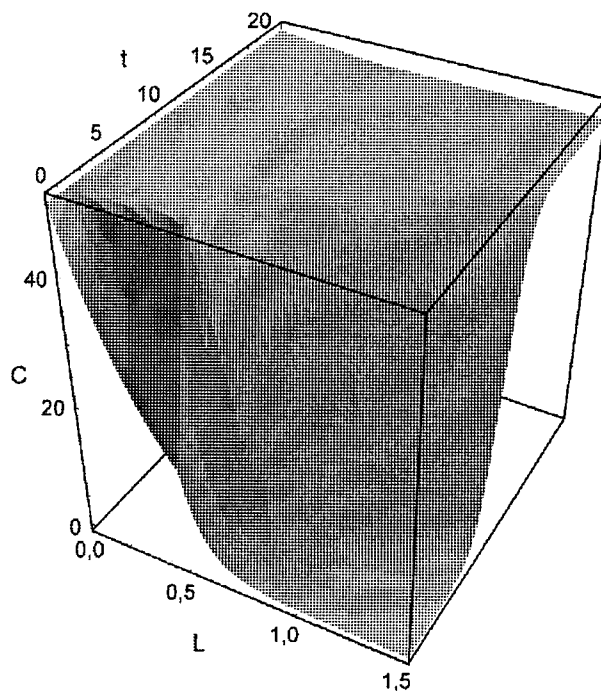
Symulacje przeprowadzono dla stężenia zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie równego 50 g/m^3 , wysokości warstwy wody nad złożem $1,0 \text{ m}$ i prędkości filtracji 10 m/h . Odpowiednio do praktyki filtracji przyjęto dobowy cykl filtracyjny. Przyjęto następujące wartości poszczególnych parametrów:

$C_o=50 \text{ g/m}^3$, $v=15 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$, $v=10 \text{ m/h}$, $H^w=1 \text{ mH}_2\text{O}$, $L_{\max a}=0,5 \text{ m}$, $L_{\max p}=1,0 \text{ m}$, $T=24 \text{ h}$, $d_{sa}=1,4 \text{ mm}$, $d_{sp}=0,75 \text{ mm}$, $\psi^a=0,95$, $\psi^p=0,99$, $\varepsilon=0,40$, $\varepsilon_{op}=0,35$, $c_{1a}=1,145$, $c_{1p}=2,0$, $a^a=0,1$, $a^p=0,2$, $\rho_{sa}=2,4 \cdot 10^6 \text{ g/m}^3$, $\rho_{sp}=2,4 \cdot 10^6 \text{ g/m}^3$, $c_{3a}=1,2 \cdot 10^3$, $c_{3p}=6,3 \cdot 10^3$, $c_{4a}=0,2$, $c_{4p}=0,2$, $x^a=1,5$, $x^p=1,5$, $y^a=0,75$, $y^p=0,75$, $c_{2a}=0,45$, $c_{2p}=0,6$, $b^a=0,5$, $b^p=0,8$, $K^a(v)=0,4 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{g}$, $K^p(v)=0,5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{g}$, $K_{oa}=0,95$, $K_{op}=1,2$, $\sigma_{oa}=10^3 \text{ g/m}^3$, $\sigma_{op}=510^3 \text{ g/m}^3$.

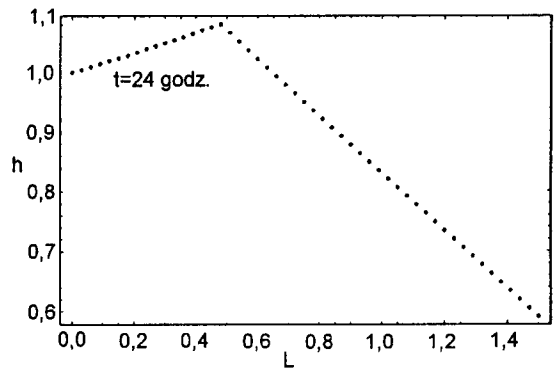
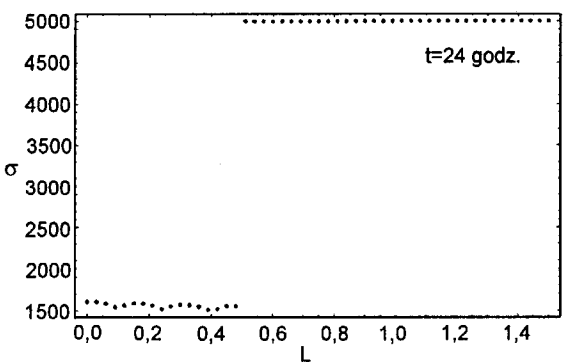
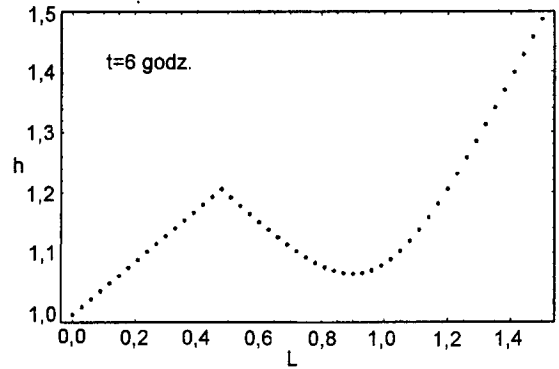
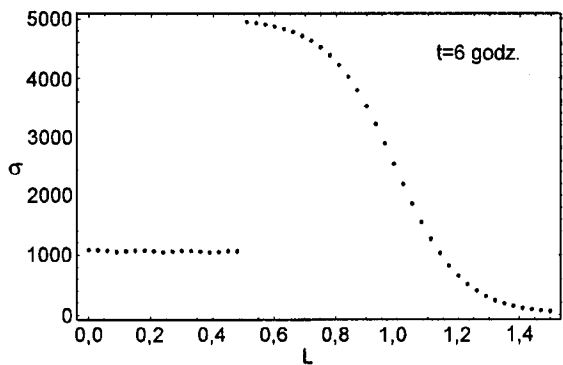
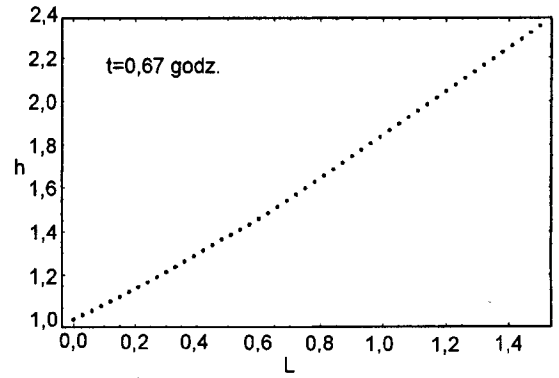
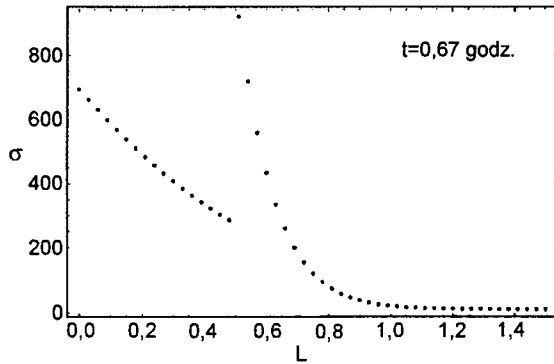
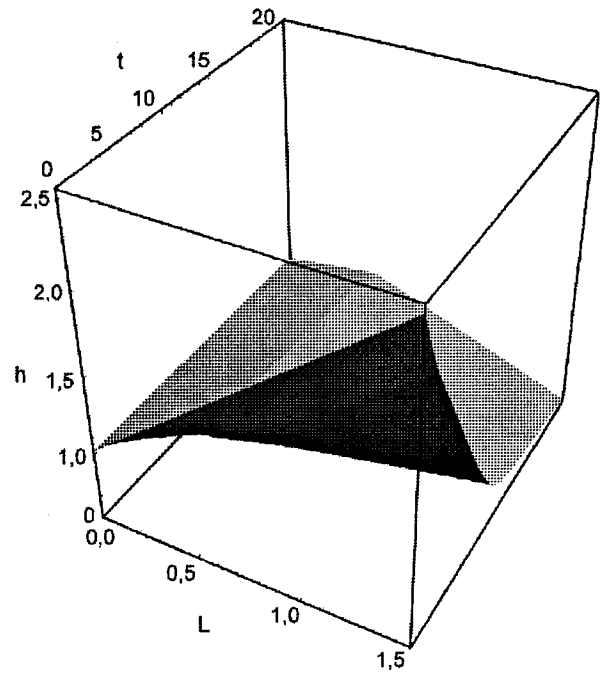
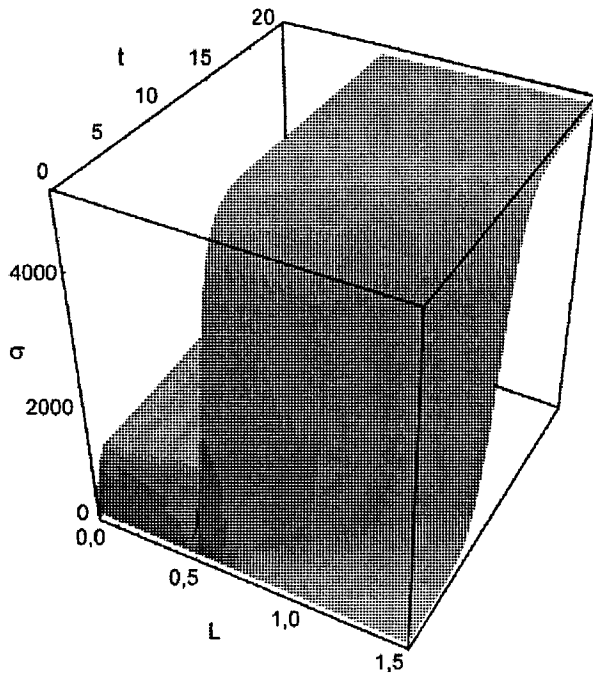
Wyniki symulacji procesu filtracji przedstawiono na rysunkach 1–3 w postaci wykresów funkcji $C(t,L)$, $\sigma(t,L)$ oraz $h(t,L)$. Dodatkowo dla każdej z tych funkcji przedstawiono na wykresach jej przekroje dla ustalonych chwil czasu. Chwile te wybrano tak, aby dobrze zilustrować stan początkowy procesu, stan w którym proces filtracji powinien być zakończony ze względu na wyczerpanie pojemności złoża oraz stan po 24 godz.

Analizując postać funkcji $C(t,L)$ widać, że na początku cyklu ($t=0,66 \text{ godz.}$) wystąpiło liniowe obniżenie stężenia zanieczyszczeń z wartości 50 g/m^3 do 25 g/m^3 w pierwszej warstwie, a następnie wykładnicze w drugiej warstwie do wartości bliskiej zeru. Po 6 godz. obniżenie stężenia zanieczyszczeń w wodzie wystąpiło już jedynie w drugiej warstwie. Na podstawie wykresów $C(t,L)$ i $\sigma(t,L)$ dla $t=24 \text{ godz.}$ widać, że czas prowadzenia symulowanej filtracji, wynoszący 24 godz., był znacznie dłuższy od dopuszczalnego.

Analizując wykres funkcji $h(t,L)$ widać, że był on zbliżony do postulowanego w literaturze. Z praktycznego punktu widzenia rozkład ciśnień w złożu, występujący w końcowej fazie cyklu filtracji, był niezadowolający, bowiem w przeważającej części złoża wystąpił efekt podciśnienia. Należy również zauważyć, że ze względu na pięciokrotnie mniejszą pojemność pierwszej warstwy, występująca w niej składowa strata ciśnienia, będąca konsekwencją odłożonych zanieczyszczeń, była niewielka. Strata ciśnienia prowadząca do pojawienia się podciśnienia wystąpiła w warstwie drugiej. Dodatkowo, rozkłady ciśnień w złożu dla chwil $t=6 \text{ godz.}$ i $t=24 \text{ godz.}$ różniły się jakościowo. W pierwszym wypadku minimalne ciśnienie wystąpiło w obszarze drugiej warstwy, w przybliżeniu na głębokości $0,9 \text{ m}$, w drugim przy dnie filtru.

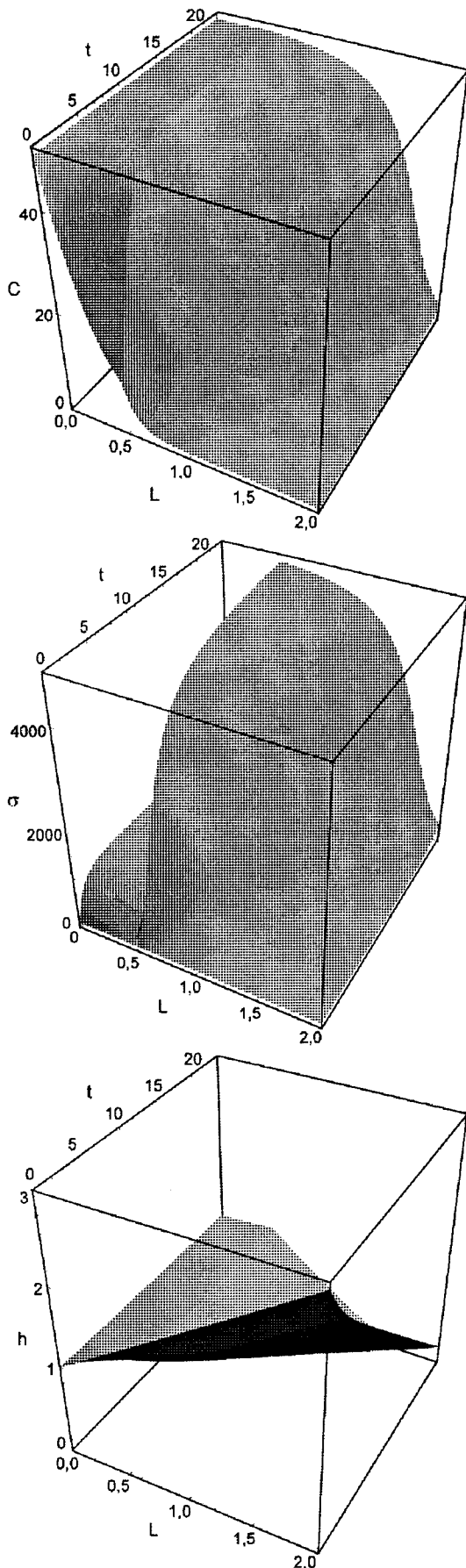


Fys. 1. Stężenie zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji głębokości złoża oraz czasu filtracji; dodatkowo przedstawiono zależności stężeń zanieczyszczeń od głębokości złoża dla wybranych chwil czasu



Rys. 2. Stężenie zanieczyszczeń w złożu w funkcji jego głębokości oraz czasu filtracji; dodatkowo przedstawiono zależności stężeń zanieczyszczeń od głębokości złoża dla wybranych chwil czasu

Rys. 3. Ciśnienie w złożu w funkcji głębokości oraz czasu trwania filtracji; dodatkowo przedstawiono zależności ciśnienia od głębokości złoża dla wybranych chwil czasu



Fys. 4. Stężenie zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie, stężenie zanieczyszczeń w złożu oraz ciśnienie w złożu jako funkcje czasu i głębokości złoża dla prędkości filtracji 5 m/h i warstwy piasku 1,5 m

Analizując jakościowo postacie funkcji $C(t,L)$, $\sigma(t,L)$ i $h(t,L)$ widać, że na granicy warstw funkcje $C(t,L)$ i $h(t,L)$ nie były gładkie, zaś funkcja $\sigma(t,L)$ nie była ciągła. Inaczej mówiąc, na granicy warstw wystąpiła skokowa zmiana ilości zanieczyszczeń odłożonych w złożu.

W symulacjach procesu filtracji, których wyniki przedstawiono na rysunku 4, zmniejszono dwukrotnie prędkość filtracji i zwiększono o 0,5 m wysokość warstwy piasku w stosunku do danych, dla których wykonano symulacje przedstawione na rysunkach 1–3. Widać, że w całym 24-godzinnym cyklu filtracji były spełnione wymagania technologiczne odnośnie jakości filtratu. Rozkład ciśnień w złożu nie był jednak zadowalający i z tego punktu widzenia proces filtracji powinien być zakończony wcześniej. Jest to zgodne z ogólną zasadą eksploatacyjną, według której ostrzejszym warunkiem zakończenia cyklu jest przekroczenie dopuszczalnej straty ciśnienia niż jakość filtratu.

Podsumowanie

Opracowany model procesu filtracji pospiesznej wraz z zaproponowaną metodą numerycznego rozwiązywania równań występujących w modelu pozwalają na symulację procesu filtracji, a tym samym badanie wpływu różnych parametrów projektowych i eksploatacyjnych na przebieg tego procesu. Wyniki przedstawione w pracy stanowią jedynie ilustrację możliwości opracowanego narzędzia. Za ich pomocą pokazano, że uzyskane wyniki są jakościowo zgodne z praktyką procesu filtracji. Stwierdzenie takiej zgodności upoważnia do zastępowania procesu fizycznego przez symulację numeryczną w wybranych zagadnieniach projektowania i ustalania warunków eksploatacji filtrów pospiesznych. W przyszłości przewiduje się zastosowanie opracowanego modelu do symulacji przebiegu procesu filtracji [15,16], a także w dydaktyce. Dodatkowo należy zauważyć, że pakiet Mathematica dobrze nadaje się do prowadzenia badań numerycznych związanych z procesem filtracji.

LITERATURA

1. A. ADIN, M. REBHUN: Components of deep-bed filtration mathematical model. Proc. symp. on Water Filtration, European Federation of Chem. Eng., Antwerp 1982.
2. T. P. CAMP: Theory of water filtration. Journal Sanit. Eng. Div. ASCE, 1964, 90.
3. J. L. CLEASBY: Water filtration through deep granular media. Public Works, 1970.
4. K. I. IVES: The physical and mathematical basis of deep-bed filtration. Journal Water, 1937, 24.
5. K. I. IVES: Mathematical models of deep-bed filtration. Scientific Basis of Filtration Nordhoff International, Leyden 1975.
6. T. IWASAKI: Some notes on sand filtration. Journal AWWA, 1937, 29, pp. 1591–1602.
7. R. I. MACKIE, R. BAI: The role of particle size distribution in the performance and modelling of filtration. Water Sci. & Technol., 1993, 27, pp. 19–34.
8. D. M. MINC, W. R. KRISZTNI: Modelirowanie procesu filtracji suspenzji przez ziarnistyje sloi. Sbornik naucznych rabot AKCh, 1960, bf 1.
9. S. S. MOHANKA: Theory of multilayer filtration. Journal of Sanitary Eng. Div., ASCE, 1969, 95.

10. S. S. MOHANKA: Multilayer filter design. *Journal Water and Water Engineering*, 1981.
11. C. TIEN, R. M. TURIAN, H. PENDSE: Simulation of dynamic behaviour of deep bed filters. *Journal AIChE*, 1979, 25, p. 385.
12. C. TIEN, R. GIMBEL: On the development of a comprehensive model of deep bed filtration. *Proc. symp. on Water Filtration, Belgium 1982*.
13. C. TIEN: Theoretical analysis of filtration. *Proc. conf. on Filtration and Separation, American Filtration Soc., 1988*.
14. J. E. TOBIASSON, G. S. JOHNSON, P. K. WESTERHOFF: Particle size and filter performance: model studies. *Nat. Conf. Environ. Eng., proc. of the 1990 special conf., Arlington 1990*, pp. 733–739.
15. K. M. WOJCIECHOWSKA: One-dimensional distribution of solids concentration control in a filter bed. *Modeling, Simulation Control, AMSE*, 1986, 7.
16. K. M. WOJCIECHOWSKA: Sterowanie akumulacją zanieczyszczeń w procesie filtracji. *Ochrona Środowiska*, 1985, nr 2–3(24–25), ss. 55–58.
17. K. M. WOJCIECHOWSKA: Matematyczne modele procesu adsorpcji do projektowania filtrów. *Ochrona Środowiska*, 1987, nr 2–3(32–33), ss. 49–52.
18. K. M. WOJCIECHOWSKA: Analiza, modelowanie i symulacja procesu filtracji wody dla celów projektowania i eksploatacji filtrów. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Gliwice 1999*.

Modelling and Simulating the Improvement of Water Filtration Efficiency

The modelling and simulation procedure was carried out for water filtration on a multi-layered rapid filter. Consideration was given to the identification of the model parameters, and the application of a discrete model was suggested. The simulation of the process involved numerical solutions of the equations incorporated in the developed model. Numerical simulations were performed with the Mathematica programme. The results were plotted for the concentrations of pollutants in the water under filtration, for the concentrations of pollutants deposited

in the bed and for the headloss in the bed. The qualitative and quantitative agreement of the variables obtained by simulation with the variables determined in the course of the physical process was adopted as a measure of the model quality and of the adequacy of the corresponding numerical process. The numerical model developed for the needs of the study may serve as a tool for improving the efficiency of water filtration, both at the stage of design and at the stage of filter operation.