ZESZYTY NAUKOWE POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ

Krystyna Wojciechowska

Analiza, modelowanie i symulacja procesu filtracji wody dla celów projektowania i eksploatacji filtrów

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA z. 40

GLIWICE 1999

POLITECHNIKA ŚLĄSKA ZESZYTY NAUKOWE Nr 1435

Krystyna Wojciechowska

Analiza, modelowanie i symulacja procesu filtracji wody dla celów projektowania i eksploatacji filtrów

Gliwice

OPINIODAWCY

Dr hab. inż. Wojciech ADAMSKI, Prof.nadzw. Politechniki Wrocławskiej Dr hab. inż. Krzysztof KNAPIK, Prof. nadzw. Politechniki Krakowskiej

KOLEGIUM REDAKCYJNE

REDAKTOR NACZELNY	- Prof. dr hab. Zygmunt Kleszczewski
REDAKTOR DZIAŁU	- Dr hab. inż. Jolanta Bohdziewicz
	Profesor Politechniki Śląskiej
SEKRETARZ REDAKCJI	- Mgr Elżbieta Lesko

Wydano za zgodą Rektora Politechniki Śląskiej

Druk z makiet przygotowanych przez Autora

PL ISSN 0867 - 6038

Wydawnictwo Politechniki Śląskiej ul. Akademicka 5, 44-100 Gliwice

Nakl. 110+83Ark. wyd. 14Ark. druk. 10.875Papier offset. kl. 111 70 x 100, 80 gOddano do druku 07.11.1999Podpis. do druku 07.11.1999Druk ukończ. w grudniu 1999

Fotokopie, druk i oprawę wykonal "AMgraf" sc. Gliwice, ul.Jasna 8

Spis treści

P	rzedmowa	xi
0	znaczenia	xiii
1	Wprowadzenie	1
2	Przegląd zawartości monografii	3
Ι	Modelowanie procesu filtracji	7
3	Jakościowy opis procesu filtracji	9
4	Bilans masy4.1Przypadek ogólny4.2Przepływ jednowymiarowy	13 13 14
5	Kinetyka procesu filtracji 5.1 Kinetyka usuwania zanieczyszczeń 5.1.1 Współczynnik filtracji 5.2 Analiza trajektorii 5.2.1 Mechanizmy oddziaływania 5.2.2 Analiza wpływu czynników chemicznych 5.3 Równanie kinetyki w postaci ogólnej	 17 17 18 20 21 25 27
6	Strata ciśnienia przy przepływie przez złoże	33
II	Symulacja procesu filtracji	35
7	Model dla celu symulacji	37
8	Numeryczne rozwiązywanie równań procesu filtracji 8.1 Dobór parametrów siatki ΔL i Δt	$\frac{41}{43}$

9	 Wybrane zagadnienia budowy modelu 9.1 Identyfikacja parametrów i funkcji w modelu procesu filtracji 9.1.1 Identyfikacja parametrów w zależnościach fizykalnych 9.1.2 Parametryczna aproksymacja zależności funkcyjnych 	45 45 45 46
10	Symulacje na podstawie modelu uproszczonego10.1 Dane liczbowe i parametry10.2 Wyniki symulacji i ich analizy	4 9 49 51
11	Symulacje na podstawie modelu pełnego 11.1 Dane liczbowe i parametry	63 63 65
12	Symulacje przy zmiennej prędkości filtracji 12.1 Dane liczbowe i parametry	67 68 70
III	Projektowanie filtrów	81
13	Projektowanie filtrów ze wzgledu na rozkład ciśnień	83
10	13.1 Jakościowa analiza rozkładu ciśnień w złożu	84
	13.2 Analityczne warunki dla niewystępowania podciśnienia w złożu	86
14	Projektowanie procesu filtracji	91
	14.1 Kryteria dla procesu filtracji	92
	14.1.1 Kryterium równości strat	93
	14.1.2 Kryterium równości ładunków zanieczyszczeń	93
	14.1.3 Zadany rozkład koncentracji zanieczyszczeń	93
15	Projektowanie procesu płukania	95
	15.1 Warunki niemieszania się warstw	96
	15.1.1 Kryterium prędkości opadania	96
	15.1.2 Kryterium prędkości fluidyzacji	97
	15.1.3 Kryterium gęstości masowej	97
	15.2 Kryteria płukania filtrów węglowych	97
	15.2.1 Kryteria wrazliwościowe	98
	15.2.2 Obliczanie kryteriów dla złóż GAC	00
16	Optymalizacja w projektowaniu filtrów 10	03
	16.1 Sformułowanie problemu optymalizacji	03
	16.2 Zmienne dla opisu filtrów pośpiesznych 1	05
	16.3 Modele matematyczne dla kryteriów kosztowych 1	06
	16.4 Modele matematyczne dla kryteriów jakości 1	08

16.5 Dyskusja problemu optymalizacji w	projektowaniu filtrów . 109
IV Eksploatacja filtrów	111
17 Sterowanie rozkładem akumulowany	ch zanieczyszczeń 113
17.1 Sformułowanie problemu sterowania	
17.2 Model procesu	
17.3 Model zlinearyzowany i jego aproksy	/macja
17.3.1 Problem sterowania i prawo s	sterowania
17.4 Interpretacja prawa sterowania	
18 Sterowanie praca stacii filtrów	125
18 1 Stabilizacia poziomu wody na filtrze	125
18.1.1 Model statyczny grawitacyje	ego filtru pospiesznego . 126
18.1.2 Dynamika poziomu wody na	filtrze
19 Diagnostyka filtru	133
19.1 Sonda do pomiaru ciśnień w złożu fil	ltracyjnym 133
19.1.1 Element pomiarowy sondy .	
19.1.2 Konstrukcja kolumny sondy	
19.1.3 Układ akwizycji danych pomi	iarowych 140
19.2 Organizacja i przetwarzanie pomiaró	ow
20 Podsumowanie	145
Streszczenie	147
Abstract	149
Wykaz ilustracji	151
Bibliografia	155



Contents

Ρ	reface	xi
Ν	otation	xiii
1	Introduction	1
2	Review of the monograph	3
I	Filtration modelling	7
3	Qualitative description of filtration	9
4	Mass balance4.1 General case4.2 One-dimensional flow	13 . 13 . 14
5	Filtration kinetics 5.1 Kinetics of contamination removal 5.1.1 Filtration coefficient 5.2 Trajectory analysis 5.2.1 Interaction mechanisms 5.2.2 Analysis of chemical agents effects 5.3 Kinetic equation in general formulation	17 17 18 20 21 25 27
6	Pressure loss during the flow through the bed	33
II	Filtration simulation	35
7	Model for simulation purposes	37
8	Numerical solutions of filtration equations 8.1 Selection of rectangular grid parameters ΔL , Δt	41 43

9	Selected problems of model construction9.1Identification of parameters and function in the filtration model9.1.1Identification of parameters in physical dependences 9.1.29.1.2Parametric approximation of functional dependences	45 45 46
10	Simulations on the basis of the simplified model10.1 Numerical data and parameters10.2 Simulation results and their analyses	49 49 51
11	Simulations on the basis of the complete model 11.1 Numerical data and parameters	63 63 65
12	Simulations at variable filtration velocity 12.1 Numerical data and parameters	67 68 70
II	I Filters design	81
13	Filters design with respect to pressure distribution 13.1 Qualitative analysis of pressure distribution in the bed 13.2 Analytical conditions of the lack of underpressure in the bed	83 84 86
14	Filtration design 14.1 Filtration criteria 14.1.1 Criterion of loss equality 14.1.2 Criterion of contamination loading equality 14.1.3 Distribution of accumulated contamination concentrations	 91 92 93 93 93
15	Washing design15.1 Conditions of layers immiscibility15.1.1 Criterion of settling velocity15.1.2 Criterion of fluidization velocity15.1.3 Criterion of mass density	95 96 97 97
	 15.2 Specificity and criteria of carbon filter washing 15.2.1 Sensitivity criteria	97 98 100
16	Optimization in filters design16.1 Formulation of optimization problem16.2 Variables for rapid filters description	103 103 105

 16.3 Mathematical models for expense criteria	106 108 109
IV Filter exploitation	111
 17 Control of the accumulated contamination distribution 17.1 Formulation of the control problem	 113 115 117 122 123
 18 Control of the operation of the filter station 18.1 Stabilization of water level in the filter	125 125 126 128
 19 Filter diagnostics 19.1 Probe for measuring pressure in the filter	 133 135 138 140 142
20 Recapitulation	145
Abstract in Polish	147
Abstract	149
List of figures	151
Bibliography	155

Przedmowa

W okresie zwiększonego zainteresowania ochroną środowiska naturalnego i efektywnego wykorzystywania jego zasobów, z których jednym jest woda, proces jej oczyszczania przez filtrację pośpieszną, pomimo że znany jest od dawna, stał się znowu obszarem badań. Wyrazem tego jest niniejsza monografia, zawierająca dwa podstawowe elementy: dydaktyczny i badawczy. Element dydaktyczny stanowi zebrany w niej i uporządkowany dorobek w dziedzinie modelowania, projektowania i eksploatacji filtrów. Szczególne znaczenie mają zamieszczone w monografii wyniki symulacji, nadające mało przejrzystym i trudnym w odbiorze sformułowaniom matematycznym czytelną interpretację geometryczną, odwołującą się do wyobraźni w przestrzeni trójwymiarowej.

Element naukowy monografii stanowią rozwiązania zagadnień dotyczących numerycznego całkowania równań modelu, koncepcje projektowania, optymalizacji, eksploatacji, sterowania i diagnostyki filtrów, prowadzone z wykorzystaniem symulacji i identyfikacji.

Podsumowując, monografia stanowi próbę ogólnego i integrującego spojrzenia na proces oczyszczania wody przez filtrację pośpieszną. Z tego względu pominięto w niej szereg szczegółowych danych, które można znaleźć w specjalistycznych normach branżowych.

Wyniki zamieszczone w monografii powstały w okresie pracy autorki w Instytucie Inżynierii Wody i Ścieków, najpierw Wydziału Inżynierii Sanitarnej, a obecnie Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej w Gliwicach. Większość z nich finansowana była przez Komitet Badań Naukowych, za co autorka składa podziękowanie. Do powstania monografii przyczyniły się również zajęcia dydaktyczne, prowadzone dla studentów specjalności "Wodociągi i Kanalizacje", a w szczególności "Projektowanie urządzeń do uzdatniania wody", oraz prace dyplomowe o tematyce projektowania i eksploatacji filtrów, a także zajęcia w Pracowni Komputerowej, w ramach których testowane były wczesne wersje symulacji procesu filtracji.

Zakończenie prac nad monografią oraz jej wydanie były możliwe dzięki zachęcie i życzliwemu nastawieniu ze strony Dyrekcji Instytutu i Władz Wydziału. Autorka składa podziękowania Panu Prof. dr. hab. inż. Michałowi Bodzkowi Dyrektorowi Instytutu Inżynierii Wody i Ścieków, zarazem Prodziekanowi Wydziału, Panu Prof. dr. hab. inż. Ryszardowi Wilkowi Dziekanowi Wydziału i Pani Prof. dr hab. inż. Jolancie Bohdziewicz Prodziekanowi Wydziału i Redaktorowi Działowemu Wydawnictw Naukowych Politechniki Śląskiej.

Specjalne podziękowania należą się Recenzentom wstępnej wersji monografii Panu Prof. dr. hab. inż. Krzysztofowi Knapikowi z Politechniki Krakowskiej i Panu Prof. dr. hab. inż. Wojciechowi Adamskiemu z Politechniki Wrocławskiej za ich wnikliwe i rzetelne recenzje oraz zawartą w nich zachętę do kontynuowania i sfinalizowania prac nad monografią.

Autorka dziękuje również Koleżankom i Kolegom, którzy przyczynili się do powstania monografii.

Oznaczenia

Dla przejrzystości monografii zastosowano zasadę, że oznaczenia odnoszące się do całości pracy przyjęto według ogólnie obowiązującej konwencji i znaczenie ich opisano poniżej. Oznaczenia inne, niż wynikające z powyższych konwencji, są objaśnione w tekście lub w oznaczeniach szczegółowych.

Oznaczenia ogólne:

- ε porowatość złoża,
- ε_0 początkowa porowatość złoża,
- L głębokość w złożu liczona od jego powierzchni [m],
- t czas [s],
- v prędkość filtracji $[mh^{-1}]$,

 ψ - sferyczność ziaren (≤ 1),

- H^w poziom wody nad złożem [m],
- C_0 koncentracja zanieczyszczeń w wodzie filtrowanej $[g/m^3]$,
- ε_0^a porowatość złoża antracytowego,
- ε_0^p porowatość złoża piaskowego,
- λ_0^a współczynnik filtracji w warstwie antracytu $[m^{-1}]$,
- λ_0^p współczynnik filtracji w warstwie piasku $[m^{-1}]$,
- σ_u^a graniczna pojemność złoża antracytowego $[g/m^3],$
- σ^p_u graniczna pojemność złoża piaskowego $[g/m^3],$
- d_s^a średnica efektywna złoża antracytowego [mm],
- d^p_s średnica efektywna złoża piaskowego [mm],
- ψ^a współczynnik kształtu ziarna złoża antracytowego [mm],
- ψ^p współczynnik kształtu ziarna złoża piaskowego [mm],
- L^a_{max} grubość warstwy antracytu [m],
- L_{max}^{p} grubość warstwy piasku [m],
- L_{max} całkowita grubość złoża [m],
- T czas trwania cyklu filtracyjnego [h],
- $K^a(v)$ współczynnik straty ciśnienia w warstwie antracytu $[m^3/g],$
- $K^p(v)$ współczynnik straty ciśnienia w warstwie piasku $[m^3/g]$,
- ν współczynnik lepkości kinematycznej $[m^2 s^{-1}]$.
- μ współczynnik lepkości dynamicznej $[gm^{-1}s^{-1}]$.
- ρ gęstość $[g/m^3]$

Rozdział 1

Wprowadzenie

Filtry pośpieszne stanowią podstawowe urządzenie w technologii oczyszczania wody dla celów pitnych. Stosowanie filtrów pośpiesznych do oczyszczania mętnej wody rzecznej z użyciem koagulantów chemicznych zapoczątkowane zostało w USA i osiągnęło tam wysoki poziom. Filtry pośpieszne są od dawna powszechnie stosowane również w Europie, głównie w celu usunięcia pozostałości flokulowanej substancji i innych zanieczyszczeń przedostających się z osadnika.

Nowoczesne tendencje filtracji pośpiesznej zmierzają do stosowania zwiększonej i zmiennej w cyklu prędkości filtracji oraz do modyfikacji złóż jednowarstwowych na dwu- i wielowarstwowe.

Generalnie wyniki filtrowania pośpiesznego, ujęte takimi określeniami, jak jakość filtratu i czas trwania cyklu filtracyjnego, zależą głównie od pięciu czynników, którymi są: jakość wody filtrowanej, jej przygotowanie chemiczne, temperatura, prędkość filtracji oraz struktura złoża filtracyjnego i jego stan początkowy.

Nie uwzględniając zmian pór roku przyjmuje się, że jakość i temperatura wody filtrowanej oraz jej przygotowanie chemiczne są ustalone, a dobierana jest prędkość filtracji oraz materiał filtrujący stanowiący złoże filtracyjne.

W technologii oczyszczania wody przez filtrację zgromadzono znaczny dorobek teoretyczny, eksperymentalny, projektowy i eksploatacyjny.

Równolegle do prac teoretycznych prowadzono prace eksperymentalne, których celem była weryfikacja zależności analitycznych, opracowanych na drodze teoretycznej. Przykładowo opracowano szereg alternatywnych wzorów na zależność współczynnika filtracji od stopnia zanieczyszczenia złoża i jego parametrów (patrz rozdział 5). Innym przykładem są opracowane zależności, wyrażające stratę ciśnienia przy przepływie przez złoże porowate, również w funkcji stopnia zanieczyszczenia złoża i jego parametrów.

Cechą wspólną prac teoretycznych było dążenie do budowy modeli wyróżnionych procesów cząstkowych na podstawie fizykochemicznego opisu zachodzących w nich zjawisk (analiza trajektorii). Takie podejście można na przykład zaobserwować przy budowie modelu dla współczynnika filtracji.

Tendencja do dekompozycji złożonego modelu procesu filtracji, na modele niskowymiarowe (o jednym lub dwu argumentach) spowodowana była ograniczonymi możliwościami numerycznymi i słabo rozwiniętą techniką porównywania wyników teoretycznych i eksperymentalnych. W uproszczeniu, porównywanie wyników teoretycznych i eksperymentalnych polegało na porównywaniu pewnych funkcji, naniesionych w tym samym układzie współrzędnych. Podsumowując, przedmiotem badań teoretycznych była budowa pewnych koncepcji (np. koncepcja wychwytywania zanieczyszczeń z filtrowanej wody), a następnie ich weryfikacja na podstawie badań eksperymentalnych.

Tworzone odpowiednio do koncepcji zależności analityczne umożliwiały weryfikację koncepcji i nie miały istotnych zastosowań praktycznych.

Projektowanie i eksploatacja filtrów nie miały silniejszego związku z wynikami badań teoretycznych i były określone przez zbiór reguł, wypracowanych i gromadzonych przez Biura Projektowe, Komitety Normalizacyjne i Stacje Uzdatniania Wody.

Wyniki teoretyczne stanowiły co najwyżej przesłanki jakościowe do odrzucania, modyfikacji lub tworzenia nowych reguł.

Rozwój metod numerycznych, metod identyfikacji modeli oraz technik komputerowych spowodował możliwość istotnej zmiany w samym rozumieniu modelu procesu, jak również zmianę relacji pomiędzy modelami teoretycznymi a ich zastosowaniami do projektowania i eksploatacji filtrów.

Opisowi powstałej w ten sposób nowej sytuacji poświęcona jest niniejsza monografia. Przedstawia ona nowe, inne od tradycyjnego spojrzenie na model teoretyczny i jego umiejscowienie w dziedzinie filtracji wody. W szczególności w monografii przedstawia się numeryczne modele filtracji, formułuje problem identyfikacji/adaptacji ich parametrów do danych pomiarowych wybranego procesu rzeczywistego oraz zastosowania tak otrzymanego modelu do sterowania rozkładem zanieczyszczeń w złożu i diagnostyki filtrów. Przedstawia się również projektowanie filtrów oparte na modelach numerycznych.

Analizując i porządkując modele filtracji, kierowano się bardziej strukturą tych modeli (typem równania, typem zależności funkcyjnej) niż typem zjawiska, do którego model jest konwencjonalnie przypisywany. W konsekwencji do modeli kinetyki filtracji zaliczono również modele kinetyki, opracowane dla procesu adsorpcji, zdając sobie sprawę, że fizykalnie są to procesy zupełnie różne.

Rozdział 2

Przegląd zawartości monografii

Monografia składa sie z Wprowadzenia, czterech liniowo uporządkowanych części zatytułowanych kolejno: I. Modelowanie procesu filtracji, II. Symulacja procesu filtracji, III. Projektowanie filtru, IV. Eksploatacja filtrów i Podsumowanie. Podział monografii na wymienione części i ich wzajemne uporządkowanie odpowiadają podstawowej koncepcji monografii - wykazania użyteczności modelowania i symulacji procesu filtracji do intensyfikacji projektowania i eksploatacji filtrów pośpiesznych, głównie przez obniżenie, a niekiedy wyeliminowanie kosztów badań eksperymentalnych.

Część I, zatytułowana: Modelowanie procesu filtracji, poświęcona jest budowie i dyskusji modelu procesu filtracji. Przez model filtracji rozumie się układ równań, wiążących ze sobą zmienne przyczynowe, parametry i zmienne skutkowe. Do zmiennych przyczynowych należą: stężenie zanieczyszczeń w wodzie doprowadzanej na filtry, rodzaje zanieczyszczeń, poziom wody nad złożem, prędkość filtracji, początkowy rozkład zanieczyszczeń w złożu.

Do zmiennych skutkowych należą: koncentracja zanieczyszczeń w wodzie na wylocie z filtru, koncentracja zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu, ciśnienie w złożu.

Przez parametry rozumie się: wielkości liczbowe charakteryzujące filtrowaną wodę, wielkości liczbowe charakteryzujące złoże, współczynniki równań modelu filtracji.

Model procesu filtracji, w rozumieniu jak powyżej, przedstawiany jest w rozbiciu na trzy fragmenty składowe i każdy z nich omawiany jest w osobnym rozdziale.

Rozdział 3, zatytułowany *Jakościowy opis procesu filtracji*, zawiera ogólny słowny opis procesu filtracji, definicje zmiennych występujących w modelu i koncepcję dekompozycji modelu na trzy fragmenty składowe.

W rozdziale 4 wprowadza się równanie bilansu masy, pozwalające na powiązanie pomiędzy sobą kinetyki zmian koncentracji zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie z kinetyką zmian koncentracji zanieczyszczeń akumulowanych w złożu. Przedstawia się alternatywne wyprowadzenia równania bilansu masy oraz jego wersje uproszczone.

Rozdział 5, zatytułowany ogólnie *Kinetyka procesu filtracji*, poświęcony jest opisowi i dyskusji różnych modeli kinetyki usuwania zanieczyszczeń z filtrowanej wody lub akumulacji zanieczyszczeń w złożu. Model kinetyki jest najtrudniejszym elementem całego modelu procesu filtracji, decyduje zarówno o stanach przejściowych występujących w tym procesie, jak i o jego stanie ustalonym. W rozdziale przedstawiono klasyczne podejście, polegające na opisie kinetyki usuwania zanieczyszczeń z filtrowanej wody z wykorzystaniem pojęcia współczynnika filtracji, oraz wszystkie rozszerzenia tego podejścia, polegające na uzależnieniu współczynnika filtracji od prędkości filtracji i koncentracji zanieczyszczeń odłożonych w złożu. Przedstawiono również podejście mikroskopowe, nazywane analizą trajektorii. Rozważania nad modelem kinetyki zakończono próbą sformułowania ogólnego modelu kinetyki, wzorowanego na podejściu stosowanym w adsorpcji.

Ostatnim fragmentem modelu procesu filtracji, przedstawionym w rozdziale 6, jest równanie opisujące stratę ciśnienia, występującą przy przepływie przez złoże porowate. W równaniu opisującym stratę ciśnienia występuje koncentracja zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu i w ten sposób omówione dwa poprzednie fragmenty modelu oddziaływają na fragment trzeci. Warto zauważyć, że nie zachodzi jednak oddziaływanie odwrotne, tj. strata ciśnienia nie występuje w modelach, opisujących bilans masy lub kinetykę procesu.

W zakończeniu tej części zwrócono uwagę na problem identyfikacji parametrów modelu oraz naszkicowano rozwiązanie tego problemu oparte na dyskretnej wersji modelu.

W części II przedstawiono przykładowe symulacje procesu filtracji, wykonane na podstawie modelu zbudowanego w części I, dla różnych zestawów parametrów występujących w modelu. Warto podkreślić, że zestawy parametrów wybranych do eksperymentów symulacyjnych odpowiadają stosowanym realnie i w konsekwencji otrzymane symulacje mają realną interpretację. W dwu początkowych rozdziałach 7, 8 omawianej części jeszcze raz zebrano komplet równań stanowiących model procesu filtracji i na tym tle przedstawiono zagadnienie numerycznego rozwiązywania równań modelu procesu filtracji. Dalej w rozdziałe 10 przedstawiono wyniki symulacji opartych na uproszczonym modelu współczynnika filtracji, a w rozdziałe 11 symulacje, w których wykorzystano pełny model dla współczynnika filtracji. Dodatkowo badano na drodze symulacyjnej wpływ zmiany prędkości filtracji na rozkład zanieczyszczeń w złożu.

Część III zatytułowana Projektowanie filtrów, zawiera uporządkowany

hierarchicznie proces projektowania filtrów.

Rozdział 13 poświęcony jest projektowaniu filtrów pośpiesznych w oparciu o rozkład ciśnień w złożu wyznaczany na podstawie przybliżonych zależności analitycznych. Podejście takie jest rozwinięciem stosowanej praktyki projektowej.

Rozdział 14 jest bezpośrednią kontynuacją symulacji, bowiem na tej właśnie drodze wyznaczane są dokładne przestrzenno-czasowe rozkłady zanieczyszczeń odłożonych w złożu i oceniane odpowiednio do przyjętych kryteriów.

Rozdział 15 dotyczy projektowania procesu płukania filtrów wielowarstwowych. W szczególności w rozdziale tym wprowadzono nowe kryteria oceny procesu płukania i zilustrowano je na przykładzie procesu płukania filtrów z warstwą granulowanego węgla aktywnego.

Rozdział 16 przedstawia sformułowanie końcowego globalnego problemu optymalizacji jedno- lub wielokryterialnej.

IV część pracy, zatytułowana *Eksploatacja filtrów*, przedstawia nowoczesne podejście do eksploatacji filtrów jako urządzeń w ciągu technologicznym uzdatniania wody, odnosząc to podejście do sterowania rozkładem zanieczyszczeń akumulowanych w złożu z filtrowanej wody oraz sterowania pracą stacji filtrów. W części tej przedstawia się również koncepcję sondy do pomiaru rozkładu ciśnień w złożu filtracyjnym jako przyrządu ważnego w eksploatacji i diagnostyce filtrów. Sonda taka pozwala na realizację koncepcji sterowania pracą filtru, jak również umożliwia dalsze badania nad modelowaniem procesu filtracji.

W rozdziale 20 monografii przedstawiono całościowe podsumowanie, w którym omówiono ogólne cechy opracowanych zagadnień, uzyskane wyniki, ich przydatność oraz uwarunkowania dla wdrożenia w praktyce.

Część I

Modelowanie procesu filtracji

Proces filtracji jest złożonym zjawiskiem fizyko-chemicznym i stanowi jeden z ważnych fragmentów pełnego procesu uzdatniania wody. Modelowanie tego procesu polega na wyróżnieniu typów występujących zjawisk, zmiennych interesujących ze względu na cel w jakim prowadzony jest proces w rozbiciu na zmienne przyczynowe i skutkowe, nadaniu wszystkim zmiennym miar ilościowych i w końcu określeniu również ilościowych związków występujących pomiędzy zmiennymi.



Rozdział 3

Jakościowy opis procesu filtracji

Przedstawiony w tym rozdziale jakościowy opis procesu filtracji ma na celu wyróżnienie występujących w tym procesie charakterystycznych zjawisk i zależności. Wyróżnienie takie będzie dalej przydatne do uporządkowania występujących w literaturze wzorów w grupy opisujące ten sam aspekt procesu.

Woda filtrowana zawiera cząstki zanieczyszczeń, które powinny być usunięte w procesie. Mogą być one scharakteryzowane przez średnicę lub funkcję gęstości rozkładu średnic, kształt, ładunek elektryczny oraz własności chemiczne. Cząstki te przy przepływie przez pory złoża filtracyjnego ulegają zatrzymaniu w wyniku różnych mechanizmów i odkładają się w złożu.

Podsumowując, jednym z elementarnych procesów cząstkowych, składających się na całościowy proces filtracji, jest związek pomiędzy zmianą w jednostce czasu, koncentracji cząsteczek zatrzymanych w ustalonym fragmencie złoża, a ich koncentracją w wodzie, przepływającej przez ten fragment. Związek ten będzie nazywany kinetyką akumulacji zanieczyszczeń. Czasowa zmiana koncentracji zanieczyszczeń, zakumulowanych w danym fragmencie złoża, jest związana przez prędkość z przestrzenną zmianą koncentracji zanieczyszczeń w przepływającej wodzie. Związek ten będzie nazywany bilansem zanieczyszczeń.

Przepływ wody przez porowate złoże powoduje spadek ciśnienia. Wielkość spadku ciśnienia zależy od prędkości przepływu wody, parametrów złoża oraz ilości zanieczyszczeń odłożonych w złożu. Zależność ta będzie nazywana stratą ciśnienia przy przepływie przez złoże filtracyjne.

Ostatecznie na omawiany model filtracji składają się trzy modele procesów częściowych nazywanych kolejno: kinetyką akumulacji zanieczyszczeń, bilansem zanieczyszczeń i stratą ciśnienia przy przepływie przez złoże filtracyjne. Przyjęcie takiej konwencji zapisu modelu procesu filtracji, jak okaże się dalej, ułatwia budowę modelu różnicowego i jest zgodne z przyjętą w pracy koncepcją modelu numerycznego. Przyjęta konwencja zapisu modelu nie stanowi zmiany jakościowej w stosunku do istniejących wcześniej modeli filtracji. Model, w zapisie przedstawionym w pracy, może być przekształcony do modelu klasycznego i odwrotnie.

Dla potrzeb monografii proces filtracji opisany jest w horyzoncie cyklu filtracji przez zmienne przyczynowe, parametry i zmienne skutkowe. Do zmiennych przyczynowych należą:

- stężenie zanieczyszczeń w wodzie doprowadzanej na filtry, podane jako funkcja czasu w przedziale [0, T],
- rodzaj zanieczyszczeń (scharakteryzowany parametrami),
- poziom wody nad złożem, podany jako funkcja czasu w przedziale [0-T],
- prędkość filtracji, podana jako funkcja czasu (prędkość filtracji stanowi zmienną przyczynową w przypadkach, gdy jest ona stabilizowana i wtedy poziom wody na filtrze jest zmienną skutkową), odwrotnie jeżeli stabilizowany jest poziom wody, to jest on zmienną przyczynową, a prędkość filtracji jest wówczas zmienną skutkową,
- rozkład (początkowy) zanieczyszczeń w złożu, dla poszczególnych warstw, podany jako funkcja głębokości w złożu, liczonej od jego powierzchni.

Przez sformułowanie "podane jako funkcja czasu" rozumie się funkcję określoną w dyskretnych punktach. Wartości funkcji między punktami są określane na drodze interpolacji.

Do zmiennych skutkowych należą:

- koncentracja zanieczyszczeń w wodzie, jako funkcja czasu i głębokości w złożu,
- koncentracja zanieczyszczeń zakumulowanych z złożu, jako funkcja czasu i głębokości w złożu,
- ciśnienie, jako funkcja czasu i głębokości w złożu.

Wszystkie wymienione funkcje określone są na tym samym, prostokątnym obszarze $[0,T] \times [0,H]$, gdzie T jest czasem trwania cyklu filtracyjnego, a H sumaryczną grubością wszystkich warstw złoża. Przez parametry modelu rozumie się:

- wielkości liczbowe charakteryzujące filtrowaną wodę,
- wielkości liczbowe charakteryzujące złoże,
- współczynniki równań modelu filtracji.

Odpowiednio do wymienionych zmiennych przyczynowych skutkowych i parametrów, przez sformułowanie numeryczny model filtracji, rozumie się możliwość wyznaczenia wartości zmiennych skutkowych (funkcji) $C(t,L); \sigma(t,L); h(t,L)$ w węzłach siatki $\Delta t, \Delta L$, prostokąta $[0,T] \times [0,H]$, dla zadanych wartości parametrów i zadanych zmiennych przyczynowych.

Budowa tak rozumianego modelu filtracji wymagała zebrania, uporządkowania i analizy, znanych z literatury zależności, dotyczących procesu filtracji.

Odpowiednio do przedstawionego powyżej opisu jakościowego zależności pomiędzy C(t, L), $\sigma(t, L)$, h(t, L), stanowiące model procesu filtracji wynikają z bilansu masy, kinetyki usuwania/akumulacji zanieczyszczeń oraz strat ciśnienia przy przepływie przez złoże porowate i w takiej kolejności będą dalej omawiane.

Rozdział 4

Bilans masy

Równanie bilansu masy pozwala na powiązanie pomiędzy sobą dynamiki zmian koncentracji zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie z dynamiką zmian koncentracji zanieczyszczeń akumulowanych w złożu.

4.1 Przypadek ogólny

Ogólne równanie bilansu masy dla koncentracji zanieczyszcze
ń ${\it C}(t,L)$ ma postać:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial t} = -\nabla \vec{j} \tag{4.1}$$

gdzie:

C - stężenie masy na jednostkę objętości w chwili t na głębokości L,

 \vec{j} - wektor strumienia masy o współrzędnych i_x, i_y, i_L ,

 ∇ - operator.

$$\nabla = \vec{i}_x \left(\frac{\partial}{\partial x}\right) + \vec{i}_y \left(\frac{\partial}{\partial y}\right) + \vec{i}_L \left(\frac{\partial}{\partial L}\right) \tag{4.2}$$

Dla przypadku jednowymiarowego równanie (4.2) przyjmuje postać:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial t} = -\nabla (v \cdot C(t,L) \cdot \vec{i}_L - D \cdot \nabla \cdot C(t,L))$$
(4.3)

gdzie :

- i_L wersor osi L,
- D współczynnik dyfuzji (lub dyspersji).

W przypadku prędkości stałej w przekroju złoża równanie (4.3) może być przedstawione w bardziej jawnej postaci:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial t} = -v \left(\frac{\partial C(t,L)}{\partial L}\right) + D \left(\frac{\partial^2 C(t,L)}{\partial L^2}\right)$$
(4.4)

Powyższe równanie różniczkowe o pochodnych cząstkowych jest matematycznym opisem prostej idei: zmiana masy wewnątrz elementu jest równa masie transportowanej, wynikającej z prędkości przepływu.

Jeżeli równanie (4.4) zastosować do filtru, w którym dyfuzja jest pomijalna, tj. D = 0, i masa zgromadzona (odłożona) wewnątrz złoża jest wyrażana przez σ , tj. masę cząsteczek zakumulowanych w jednostce objętości złoża, wówczas otrzymujemy:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial t} = \frac{\partial \sigma(t,L)}{\partial t} + \left(\varepsilon_0 - \left(\frac{\sigma(t,L)}{\rho_s}\right)\right) \left(\frac{\partial C(t,L)}{\partial t}\right) \\ = -v \left(\frac{\partial C(t,L)}{\partial L}\right)$$
(4.5)

gdzie ρ_s jest gęstością zakumulowanych zanieczyszczeń. Składnik $\left(\varepsilon_0 - \left(\frac{\sigma(t,L)}{\rho_s}\right)C(t,L)\right)$ przedstawia masę zanieczyszczeń w wodzie, wewnątrz porów filtru. Ponieważ $\left(\varepsilon_0 - \left(\frac{\sigma(t,L)}{\rho_s}\right)\right)$ jest aktualną objętością wody wewnątrz porów w jednostkowej objętości filtru a $\sigma(t, L)$, przedstawia masę zanieczyszczeń zakumulowanych na ziarnach w jednostkowej objętości filtru, z równania (4.5) otrzymujemy:

$$v\left(\frac{\partial C(t,L)}{\partial L}\right) + \frac{\partial}{\partial t}\left(\sigma(t,L) + \varepsilon_0 C(t,L) - \left(\frac{\sigma(t,L)}{\rho_s}\right)C(t,L)\right) = 0 \quad (4.6)$$

gdzie: $\varepsilon_0 C(t,L)$ i $\left(\frac{\sigma(t,L)}{\rho_s}\right) C(t,L)$ są małe i przeciwnego znaku, stąd ich wpływ może być pominiety.

Ostatecznie równanie (4.6) przyjmuje postać:

$$v\left(\frac{\partial C(t,L)}{\partial L}\right) + \left(\frac{\partial \sigma(t,L)}{\partial t}\right) = 0 \tag{4.7}$$

Przepływ jednowymiarowy 4.2

Model bilansu masy dla interesującego nas przypadku, przepływu jednowymiarowego, można również otrzymać rozpatrując elementarny fragment złoża, wydzielony na głębokości L w chwili t.

Ilość zanieczyszczeń wnoszonych do objętości elementarnej przez powierzchnię dSw czasie dtwynosi

$$v C(t,L) dS dt + \partial/\partial Lv C(t,L) dS dt$$

Zmiana koncentracji zanieczyszczeń w objętości elementarnej wywołuje zmiany odpowiednich koncentracji w złożu i w strumieniu wody. Są one odpowiednio równe:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) \ dt \ dL \ dS \qquad \frac{\partial}{\partial t}C(t,L)m_0 \ dt \ dL \ dS$$

Ostatecznie równanie bilansu dla elementarnej objętości ma postać:

$$v C(t,L) dS dt - \frac{\partial}{\partial L} v C(t,L) dS dt + \frac{\partial}{\partial t} \sigma(t,L) dS dt dL + \frac{\partial}{\partial t} C(t,L) \varepsilon_0 dS dt dL = 0,$$

stąd

$$\frac{\partial}{\partial L}v C(t,L) - \frac{\partial^2}{\partial L^2}v_c(t,L) + \frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) + \frac{\partial}{\partial t}C(t,L)\varepsilon_0 = 0$$

gdzie: v nie zależy od L, ε_0 nie zależy od t.

Ostatecznie pełny bilans materiałowy ma postać:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) + \varepsilon_0 \frac{\partial}{\partial t}C(t,L) + v \frac{\partial}{\partial L}C(t,L) = D \frac{\partial^2}{\partial L^2}C(t,L)$$
(4.8)

gdzie: D jest współczynnikiem dyfuzji. Pomijając efekt dyfuzji oraz zakładając $\partial/\partial t C(t, L) = 0$, otrzymuje się popularną, przybliżoną wersję równania bilansu, stosowaną w pracach Minca [42] i Ivesa [37].

Rozdział 5

Kinetyka procesu filtracji

Kinetyka procesu filtracji może być opisywana w różny sposób. Historycznie najstarszy i pojęciowo najprostszy opisuje kinetykę usuwania zanieczyszczeń z filtrowanej wody przy jej przepływie przez złoże. Centralnym pojęciem jest w tym podejściu współczynnik filtracji, określający "efektywność usuwania zanieczyszczeń". Podejście to ma jednocześnie charakter makroskopowy.

W rozwiniętym później podejściu mikroskopowym starano się określić efektywność usuwania zanieczyszczeń, analizując odziaływania ich cząsteczek z ziarnami złoża. Podejście to bywa nazywane analizą trajektorii. Umożliwia ono między innymi analizę wpływu czynników chemicznych, stanowiących o wielkości oddziaływań pomiędzy cząsteczką (cząsteczkami pomiędzy sobą) a ziarnem (kolektorem) złoża.

5.1 Kinetyka usuwania zanieczyszczeń

Teoria kinetyki usuwania zanieczyszczeń rozwinęła się najbardziej w latach 1954-1965 i dotyczyła problemu usuwania zawiesin z filtrowanej wody przez ziarniste złoże filtracyjne.

Historycznie modele kinetyki formułowane były w różnych postaciach, niekiedy odmiennych od proponowanej w monografii, dlatego zdecydowano się dla umożliwienia odniesienia na ich omówienie.

W jednej z postaci równanie kinetyki stanowi, że zmiana koncentracji zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie na jednostkę głębokości złoża jest proporcjonalna do tej koncentracji.

W postaci zaproponowanej przez Iwasakiego [36] równanie to ma postać:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = -\lambda C(t,L) \tag{5.1}$$

gdzie: C(t, L) - koncentracja zanieczyszczeń w wodzie w chwili t, mierzonej od początku cyklu filtracji i na głębokości L, mierzonej od powierzchni złoża $[g/m^3]$, λ - współczynnik filtracji $[m^{-1}]$.

Jeżeli współczynnik λ jest stały, a koncentracja zanieczyszczeń na powierzchni złoża wynosi $C_0(t)$, tj. $C(t,0) = C_0(t)$, to równanie (5.1) ma rozwiązanie o postaci:

$$C(t, L) = C_0(t) \exp(-\lambda L)$$
(5.2)

Współczynnik filtracji λ jest miarą sprawności filtru i jest ogólnie zależny od takich parametrów, jak rodzaj i średnica ziaren materiału złoża, prędkość filtracji, własności fizykochemiczne filtrowanej wody i koncentracji zanieczyszczeń $\sigma(t,L)$ odłożonych (zakumulowanych) w złożu.

W dalszym rozwoju teorii filtracji zrezygnowano z założenia o stałości współczynnika filtracji λ i przyjmowano go w postaci funkcji, zależnej od koncentracji zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu, w tym granicznej wartości tej koncentracji i porowatości złoża.

5.1.1 Współczynnik filtracji

Wyznaczenie postaci funkcji:

$$\lambda = f(\lambda_0, \sigma(t, L), v(t)) \tag{5.3}$$

stanowiło temat wielu badań i wyrażone zostało w opracowanych na podstawie badań wzorach, przedstawionych m.in. w pracach Iwasakiego (1937), Ivesa (1960), Mackrlego (1965), Maroudasa (1965), Heertjesa i Lerka (1967). Elementem wspólnym opracowanych przez nich modeli jest to, że oparte są na mechanizmie transportu zanieczyszczeń.

Najbardziej popularny jest model Ivesa o postaci:

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 + \frac{\beta \sigma(t, L)}{\varepsilon_0} \right)^x \left(1 - \frac{\sigma(t, L)}{\varepsilon_0} \right)^y \left(1 - \frac{\sigma(t, L)}{\sigma_u(v)} \right)^{\varepsilon(v)}$$
(5.4)

gdzie: σ_u - maksymalna koncentracja zanieczyszczeń $[g/m^3]$.

W modelu tym uwzględnione zostały trzy rodzaje wpływu na wielkość współczynnika filtracji, a ponadto jego wartość zależy od wielkości wykładników potęgowych x, y, z określanych doświadczalnie.

Pierwszy czynnik w nawiasie uwzględnia wzrost powierzchni właściwej złoża, wynikający z osadzonych zanieczyszczeń na ziarnie złoża. Drugi z

kolei uwzględnia zmniejszenie się porowatości złoża w czasie filtracji w stosunku do jego porowatosci początkowej na skutek odkładania się zanieczyszczeń w porach. Trzeci natomiast uwzględnia wzrost średniej prędkości filtracji, wynikający ze zmniejszenia się przekroju poprzecznego porów, wskutek odłożonych zanieczyszczeń.

Szczególne postacie funkcji, proponowane przez różnych autorów, zamieszczono poniżej wraz z podaniem autora.

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 - \frac{\beta \sigma(t, L)}{\varepsilon_0} \right) \tag{5.5}$$

Iwasaki, [36]

$$\lambda = \lambda_0 + a\sigma - \frac{b\sigma^2(t,L)}{\varepsilon_0 - \sigma(t,L)}$$
(5.6)

Ives, [37]

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 + \frac{\beta \sigma(t, L)}{\varepsilon_0} \right)^y \left(1 - \frac{\sigma(t, L)}{\varepsilon_0} \right)^{zv}$$
(5.7)

Mackrle, [56]

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 - \frac{\sigma(t, L)}{\varepsilon_0} \right) \tag{5.8}$$

Szachtman, [56]

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 - \frac{\sigma(t, L)}{\sigma_u} \right) \tag{5.9}$$

Heertjes, Lerk [18], Mavondas, [18].

Ogólnie funkcje te mają podobny charakter i są monotonicznie malejącymi funkcjami koncentracji zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu od wartości λ_0 (w chwili rozpoczęcia filtracji) do wartości bliskiej 0. Tego typu zależność wyraża fakt, że prawdopodobieństwo wychwycenia cząstki zanieczyszczeń z przepływającej wody maleje do 0 ze wzrostem zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu.

Koncentracja zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu zmienia się w trakcie cyklu filtracyjnego. Przy rozpoczęciu cyklu filtracyjnego, tj. dla t = 0, złoże filtru jest czyste i współczynnik λ przyjmuje się jako równy λ_0 . Wówczas rozwiązanie równania (5.1), obowiązujące jedynie w chwili t = 0, może być przedstawione w postaci:

$$\frac{C(0,L)}{C_0} = \exp(-\lambda_0 L) \tag{5.10}$$

gdzie C_0 jest koncentracją początkową dla L = 0. Zauważmy, że rozwiązanie tego samego równania przy założeniu stałości współczynnika $\lambda = \lambda_0$ obowiązywało dla wszystkich chwil cyklu filtracji - patrz (5.2).

Zależność (5.10) jest przykładem najprostszej funkcji, charakteryzującej rozkład koncentracji zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji głębokości w złożu, liczonej od jego górnej powierzchni. Funkcja ta wynika jedynie z występującej kinetyki procesu redukcji zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie.

Jak okaże się dalej na podstawie przeprowadzonych symulacji, zależność ta jest jakościowo typowa. Jednak przy większych koncentracjach zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu, jak również dla zmiennej prędkości filtracji nie jest on już wystarczająco dokładny.

W czasie filtracji, w miarę jak czoło filtracji przesuwa się w głąb złoża, zmienia się rozkład porowatości w funkcji głębokości w złożu w wyniku osadzania cząstek zanieczyszczeń, zmienia się zatem współczynnik filtracji wraz z odległością L i czasem filtracji t.

Zagadnienie określania miejscowych koncentracji zanieczyszczeń odłożonych w złożu i ich stężenia w filtrowanej wodzie, zależne od czasu i odległości, w złożach filtrów wielowarstwowych, było przedstawiane w pracach Mokanki [43], [44].

Nieco inne podejście do kinetyki redukcji zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie, oparte na mechanizmie odrywania cząstek, zaprezentowali w swoich pracach Minc i Szachtman [42], [56]. Według nich podstawowe równanie kinetyki usuwania zanieczyszczeń z filtrowanej wody ma postać:

$$-\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = \lambda C(t,L) - \frac{\alpha}{v} \sigma_u(t,L)$$
(5.11)

gdzie α jest współczynnikiem przebicia złoża [$g m^{-2} s^{-1}$].

Równanie to jest podobne do ogólnej postaci omawianej dalej.

Podsumowując rozważania tego rozdziału w najprostszej wersji, do określenia rozkładu zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w zależności od czasu i głębokości w złożu (funkcja C(t, L)) wystarczy równanie kinetyki usuwania zanieczyszczeń ze stałą wartością współczynnika filtracji λ . Jeżeli jednak współczynnik ten zależy od koncentracji zakumulowanych zanieczyszczeń, to niezbędne jest dołączenie równania bilansu masy.

5.2 Analiza trajektorii

W podejściu wykorzystującym analizę trajektorii złoże granulowane rozpatrywane jest jako zbiór kolektorów i określana jest możliwość adhezji cząsteczki na podstawie jej trajektorii, dlatego podejście to nazywane jest również analizą trajektorii.

W analizie tej należy określić następujące wielkości:

- geometrię i rozmiar kolektorów,
- pole przepływu wokół kolektorów,
- rodzaj i wielkość sił działających na cząsteczkę znajdującą się we fluidzie,
- kryteria adhezji cząsteczek.

Efektywność zatrzymania cząsteczek w porach filtrów zawdzięcza się mechanizmom transportu, które przenoszą małe cząsteczki ze strugi fluidu w pobliże powierzchni ziaren. W najprostszym przypadku można rozpatrywać pojedynczy kolektor i jego efektywność - η , określaną jako iloraz współczynnika, z jakim cząsteczki uderzają w kolektor, i współczynnika, z jakim zbliżają się do kolektora. Kiedy cząsteczka zanieczyszczenia jest bardzo blisko kolektora, wówczas siły powierzchniowe przyciągają ją i cząsteczka jest związana z kolektorem. Mechanizm wiązania może pochodzić z oddziaływania elektrostatycznego sił Londona-Van der Waalsa lub z powierzchniowych oddziaływań chemicznych.

5.2.1 Mechanizmy oddziaływania

Przy określaniu oddziaływań pomiędzy cząstkami i kolektorami istotne znaczenie posiada znajomość względnych rozmiarów cząstek zanieczyszczeń d_p , wielkości efektywnej średnicy kolektorów d_s oraz rozmiarów por od 0.07 do 0.1 d_s i odległości, dla której mechanizm wychwytywania zaczyna działać. Na przykład, koloidalne cząsteczki usuwane w filtrze mają średnicę od 0.01 do 0.1 μm , efektywna średnica piasku w filtrze wynosi 0,5 mm, rozmiary porów w piasku 35 do 50 μm i siły powierzchniowego oddziaływania oddziaływają dla odległości mniejszej od 1 μm .

Mechanizmy transportu i ruchu cząsteczek względem linii strug i kolektora są schematycznie przedstawione na rys.5.2.

Cząsteczki osadzone na powierzchni ziaren mogą być akumulowane w różnych geometrycznych konfiguracjach, zależnych nie tylko od wielkości ziaren złoża, ale również od cząsteczek, które zostały wcześniej zakumulowane i obecnie działają jako kolektory. Dość powszechną konfiguracją są sferyczne czapki na szczytach ziaren i rurkowate struktury w porach. Jeżeli całkowita prędkość filtracji jest stała, prędkość fluidu w porach rośnie w wyniku akumulacji w nich cząsteczek. Ta rosnąca prędkość powoduje wzrost sił tarcia na odłożone cząsteczki i kiedy siła tarcia osiąga wartość równą siłom adhezji, cząsteczki są uwalniane i przesuwają się w głąb (w dół) złoża. Zatem w złożu filtracyjnym, które jest nasycone, mechanizmy wychwytywania i uwalniania cząsteczek zachodzą równocześnie.



Rys. 5.1. Wyidealizowany model złoża (wg Amirtharajah 1982) Fig. 5.1. Idealised bed model as presented by Amirtharajah 1982

Formowane sferyczne czapki i rurki pomiędzy ziarnami są przedstawione na rys. 5.1 wraz z mechanizmami wychwytywania i uwalniania cząsteczek.



Rys. 5.2. Mechanizmy transportu i ruch cząsteczki względem linii strug i względem kolektora

Fig. 5.2. Transport mechanisms and particle movement in relation to streamlines and collector

Mechanizmami tymi są:

- dyfuzja,
- sedymentacja,
- bezwładność,
- oddziaływanie hydrodynamiczne.

Przyjmuje się na ogół, że w procesie filtracji wody mechanizmami dominującymi są dyfuzja i sedymentacja. W przypadku dyfuzji ruch ten jest
z natury losowy i posiada istotne znaczenie dla średnicy mniejszej od 1 μm . Mechanizm sedymentacji jest wynikiem działania sił grawitacyjnych i związanej z tym działaniem prędkości opadania, w wyniku czego cząsteczka może przecinać strumień i osiągać kolektor. W mechanizmie tym ważną rolę odgrywają ciężar właściwy cząsteczki i temperatura wody. Oddziaływanie tego mechanizmu jest istotne dla cząsteczek o średnicy większej od 1 μm , np. rzędu 5 – 25 μm . Jednoczesne działanie tych dwu mechanizmów posiada minimalną efektywność transportową dla cząsteczek o średnicy w przybliżeniu 1 μm .

Konsekwencją powyższych stwierdzeń jest przykładowo to, że komórki Giardia Lamblia o średnicach 10 – 15 μm są prawdopodobnie usuwane z udziałem mechanizmu sedymentacji, podczas gdy komórki Cryptosporidium o średnicy 3 – 5 μm posiadają minimalną efektywność transportową i w konsekwencji są słabo usuwane.

Mechanizmy dyfuzji i sedymentacji mogą być modelowane matematycznie, co przedstawia się w tzw. teorii analizy trajektorii.

Mechanizm hydrodynamicznego oddziaływania związany jest z wirowaniem i ruchem cząsteczki w poprzek strumienia, a wielkość tego oddziaływania zależy od kształtu cząsteczki i jej interakcji ze strumieniem. Ilościowe określenie tego mechanizmu nie jest jeszcze w pełni możliwe.

Mechanizm bezwładności odgrywa istotną rolę w przypadku filtracji powietrza, zaś w przypadku filtracji wody może być pominięty.

Wyrażenia dla efektywności pojedynczego kolektora i odpowiednio mechanizmów dyfuzji, sedymentacji i intercepcji mają postać:

dyfuzja

$$\eta_D = 4Pe^{-2/3} = 0.9 \left(\frac{kT}{\mu d_p d_s v}\right), \tag{5.12}$$

sedymentacja

$$\eta_G = \frac{v_p}{v} = \frac{((\rho_p - \rho)gd_p^2)}{18\mu v},$$
(5.13)

intercepcja

$$\eta_I = 1.5 \left(\frac{d_p}{d_s}\right)^2,\tag{5.14}$$

gdzie: $P_e = (v d_s/D)$ - liczba Pecleta, $D = k I/(3\pi\mu d_p),$ k - stała Boltzmanna, μ - lepkość bezwzględna, T - temperatura bezwzględna, v_p - prędkość opadania cząsteczki, ρ_p - gęstość materiału cząsteczki, ρ - gęstość wody,

- g przyspieszenie ziemskie,
- d_p średnica kolektora,
- d. średnica cząsteczki.

Rozpatrując zmianę koncentracji dC, która zachodzi w wodzie na elementarnym odcinku dz, i odnosząc ją do efektywności pojedynczego kolektora czystego złoża, określono zależność:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = -\left(1.5\frac{(1-\varepsilon_0)}{d_s}\right)\alpha(\eta_D + \eta_G + \eta_I)C(t,L)$$
(5.15)

gdzie: α - jest współczynnikiem efektywności zderzeń.

Porównując wzór (5.15) z (5.1) można określić związek pomiędzy makroskopowym współczynnikiem filtracji λ_0 i mikroskopową efektywnością pojedynczego kolektora:

$$\eta_0 = \eta_D + \eta_G + \eta_I \tag{5.16}$$

$$\lambda = 1.5 \left(\frac{(1-\varepsilon_0)}{d_s}\right) \alpha \eta_0 \tag{5.17}$$

W pracy [4] wykorzystując model kul w komórkach i dołączając efekt oddziaływania hydrodynamicznego oraz siły Londona i siły Van der Waalsa, określono na drodze obliczeń numerycznych następujące wyrażenie na η_0 :

$$\eta_0 = 4A_s^{1/3}P_e^{-2/3} + 3.38 \cdot 10^{-3}A_s N_G^{1.2} N_R^{-0.4} + A_s N_{LO}^{1/8} N_R^{15/8}$$
(5.18)

gdzie: $As = 2(1 - P^5)/(2 - 3P + 3P^2 - 2P^6),$ $P = (1 - \varepsilon)^{1/3},$ $N_R = dp/dc,$ $N_{CO} = 4H/(9\pi\mu d_p^2 v),$ H - stała Hamakera.





Poprawność teorii analizy trajektorii została zweryfikowana przez porównanie z danymi eksperymentalnymi, co przedstawiono na rys.5.3.

Z rysunku wynika, że minimum występuje dla $N_R = (6 \div 8)10^{-3}$, co odpowiada cząsteczkom o wielkości $3 \div 4 \,\mu m$ filtrowanym w złożu, którego ziarna (kolektory) mają wielkość rzędu 500 $\mu m(0.5mm)$, przy założeniu oddziaływań powierzchniowych.

Jednak gdy powierzchnia posiada potencjał odpychający, obliczenia oparte na analizie trajektorii wskazują na radykalny spadek wartości λ_0 lub η_0 .

Uogólniony wniosek odnośnie do mechanizmów wpływających na efekty procesu filtracji pośpiesznej (wielkość współczynnika filtracji)przedstawiony został w pracach Mohanki [43], [44]. Został on sformułowany następująco: niezależnie od mechanizmu, który kontroluje filtrację, można przyjąć, że prawie dla każdego rodzaju zawiesiny w danej temperaturze wody wydajność filtru zależy od zewnętrznej powierzchni, dostępnej dla akumulacji cząstek zanieczyszczeń i natężenia przepływu w pobliżu tej powierzchni. Jeżeli powierzchnia dostępna dla akumulacji cząstek jest większa, to większe jest prawdopodobieństwo kontaktu cząstki z tą powierzchnią. Również jeśli zawiesina porusza się wolniej, to wzrasta prawdopodobieństwo kontaktu cząstki z powierzchnią. Podsumowując, wzrost powierzchni i zmniejszenie prędkości przepływu zwiększają efektywność procesu filtracji.

5.2.2 Analiza wpływu czynników chemicznych

Dotychczasowe badania wykazały [49, 19, 55, 56], że destabilizacja cząsteczki zawiesiny i chemiczna obróbka wody zwiększają efektywność usuwania zanieczyszczeń na drodze filtracji. Przykładowo już w pracy [49] pokazano, że odpowiednie wstępne przygotowanie wody pozwala na zwiększenie prędkości filtracji z 1.36 mm/s do 4.08 mm/s, bez pogarszania jakości filtratu. Badania Cleasby'ego i O'Melii [19], [46, 47] potwierdzają, że idea chemicznej destabilizacji jest podstawowym czynnikiem efektywności filtracji. W badaniach tych zwraca się również uwagę, że niewłaściwa obróbka chemiczna wody może dawać złą jakość filtratu, nawet przy prędkościach mniejszych od 1.36 mm/s.

Wykres koagulacji opracowany przez Tiena i Gimbela [56, 57, 58] stanowi podstawę do określenia warunków destabilizacji cząsteczek, a stąd efektywnej filtracji. Szczegółowe omówienie tego wykresu i sposobu jego wykorzystania, przez graficzne wykreślenie podstawowych mechanizmów koagulacji, zarówno dla siarczanu glinu, jak i dla żelaza, jest przedstawione w [56].

Na podstawie tego wykresu możliwe jest uogólnienie warunków dotyczących pH wody i dawki siarczanu glinu dla różnych mechanizmów koagulacji. Potencjał Zeta przechodzi przez 0, przy pH równym 4.8, nazywanym punktem izoelektrycznym. Przy wartości pH pomiędzy 4.8-6.7 cząsteczki stają się powtórnie stabilne przez ładunek odwrotny. Przy dalszym zwiększaniu pH potencjał Zeta znowu przekracza 0 w zakresie szczytu obszaru powtórnej stabilizacji.

Wysoka zawartość jonów siarczanowych (więcej niż $10 - 15 mg SO_4/l$) lub występowanie substancji humusowych (więcej niż 8 - 10 mg TOC/lcałkowity węgiel organiczny / l) może stłumić (zlikwidować) obszar restabilizacji.

Dla sprawdzenia przydatności wykresu koagulacji wykonano szereg badań pilotowych. Na stacji uzdatniania wody [56, 57, 58] zastosowano filtrację bezpośrednią z dwuwarstwowym złożem, przy prędkości filtracji 3.7 m/h. Przy wyższej dawce siarczanu glinu, tj. 8 mg/l, obszar efektywnej filtracji rozszerzył się do 6.9 - 7.1, jednak nadal jest zgodny z granicą neutralizacji ładunku.

Zebrane na podstawie badań dane odnośnie do wielkości dawek koagulantów stosowanych w różnych zakładach produkcji wody wskazują, że większość zakładów pracuje z dawkami od 2 do 20 mg/l i pH od 6.5 do 7.5. Odpowiednie punkty pracy leżą w obszarze neutralizacji ładunku.

Dla osiągnięcia wyższych efektów w przypadku filtracji bezpośredniej zaleca się dodatkowo stosowanie odpowiednich polimerów.

Podsumowując, można stwierdzić, że przedstawione w pracach wyniki podkreślają potrzebę pomiaru rozpuszczonego węgla organicznego, jak również stosowania wykresu koagulacji do określenia warunków chemicznego przygotowania wody dla procesu bezpośredniej filtracji.

5.3 Równanie kinetyki w postaci ogólnej

Analizując strukturę równania kinetyki opisującego usuwanie zanieczyszczeń z filtrowanej wody, przy założeniu zależności współczynnika filtracji od koncentracji zanieczyszczeń odłożonych w złożu, analogiczną strukturę równania wynikającego z analizy trajektorii oraz równanie bilansu masy, można sformułować następujące wnioski.

Równanie kinetyki występujące w modelu procesu filtracji opisuje kinetykę usuwania zanieczyszczeń z filtrowanej wody lub kinetykę gromadzenia zanieczyszczeń w złożu. Wzajemne przekształcenie równań jest możliwe dzięki równaniu bilansu masy.

Prawe strony równania kinetyki są funkcjami koncentracji C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie, jak również koncentracji $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu. Funkcje te są ogólnie nieliniowe i charakteryzują się tym, że jeśli koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu dąży do wartości granicznej (istnienie takiej wartości wynika ze skończonej objętości por w złożu), to wartość funkcji dąży do zera, a tym samym również do zera dąży prędkość zmiany koncentracji C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie. Równanie kinetyki posiada zatem punkt równowagi (stan ustalony), w którym prędkości zmian odpowiednich koncentracji są równe zeru. W punkcie równowagi występuje zatem zależność funkcyjna pomiędzy koncentracją C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie a koncentracją $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu.

W monografii równanie kinetyki w sformułowaniu ogólnym przedstawiono w rozbiciu na fragmenty składowe, takie jak: i) zależność w stanie ustalonym pomiędzy koncentracją C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie a koncentracją $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu, ii) kinetykę koncentracji C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie lub iii) kinetykę koncentracji $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu oraz iv) bilans masy.

Podobnie jak w rozważaniach dotychczasowych rozpatrujemy przypadek jednowymiarowy, to jest taki, kiedy wszystkie występujące w modelu zmienne są funkcjami tylko jednej zmiennej przestrzennej (L), mierzonej od powierzchni złoża oraz czasu (t).

Przyjmuje się następujące oznaczenia:

C(t,L)- koncentracja zanieczyszczeń w wodzie na głębokości (L),w chwili(t),

 $C(t,0) = C_0$ - koncentracja zanieczyszczeń w wodzie na powierzchni warstwy,

 $\sigma(0,L)$ - koncentracja zanieczyszczeń w złożu na głębokości (L),w chwilit=0,

v(t, L) = v - prędkość filtracji.

Z definicji stanu równowagi wynika, że pochodne koncentracji C(t, L), $\sigma(t, L)$ względem czasu i zmiennej przestrzennej są równe zeru. Koncentracje te nie zależą zatem od argumentów (t, L) i dopuszczalny jest następujący zapis uproszczony: C(t, L) = C, $\sigma(t, L) = \sigma$. Ogólnie zależność funkcyjną pomiędzy wymienionymi koncentracjami przyjmuje się w postaci:

$$\sigma = \varphi(C) \tag{5.19}$$

Kinetyka akumulacji zanieczyszczeń zależy od różnicy pomiędzy aktualnym stężeniem zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie a stężeniem równowagowym odpowiadającym aktualnej koncentracji zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu.

Model kinetyki rozpatrywany jest przy założeniu stanu równowagi względem zmiennej przestrzennej, stąd dopuszczalny jest zapis: $C(t, L) = C(t), \sigma(t, L) = \sigma(t)$. W monografii przyjęto model:

$$\frac{d}{dt}\sigma(t) = \beta(C(t) - C^*(t))$$

$$\sigma(t) = \varphi(C^*(t))$$
(5.20)

gdzie $C^*(t)$ jest stężeniem równowagowym, lub model

$$\frac{d}{dt}\sigma(t) = \alpha(\sigma^*(t) - \sigma(t))$$

$$\sigma^*(t) = \varphi(C(t))$$
(5.21)

gdzie $\sigma^*(t)$ jest stężeniem równowagowym.

Eliminując zmienną $C^*(t)$ z modelu (5.20) lub zmienną $\sigma^*(t)$ z modelu (5.21), otrzymuje się:

$$\frac{d}{dt}\sigma(t) = \beta(C(t) - \varphi^{-1}(\sigma(t)))$$
(5.22)

lub

$$\frac{d}{dt}\sigma(t) = \alpha(\varphi(C(t) - \sigma(t))$$
(5.23)

Pełny model bilansu masy ma postać:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) + \frac{\partial}{\partial t}C(t,L) + v\frac{\partial}{\partial L}C(t,L) = 0$$
(5.24)

Jeżeli założyć, że szybkość zmiany koncentracji C(t, L) względem czasu jest pomijalnie mała w porównaniu z pozostałymi składnikami równania, wówczas model bilansu masy przyjmuje postać uproszczoną:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) + v\frac{\partial}{\partial L}C(t,L) = 0$$
(5.25)

Uwzględniając model bilansu w postaci (5.24) i przepisując model (5.22) z uwzględnieniem zależności odpowiednich koncentracji, zarówno od czasu, jak i zmiennej przestrzennej, otrzymuje się:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) = \beta(C(t,L) - C^*(t,L))$$

$$\sigma(t,L) = \varphi(C^*(t,L))$$
(5.26)

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

z warunkami: $C(t,0) = C_0, t \in [0,T]; \sigma(0,L)) = 0$, $x \in [0,L]$. Model ten można kolejno przekształcić do postaci:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) = \beta(C(t,L) - \varphi^{-1}(\sigma(t,L)))$$

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) + \frac{\partial}{\partial t}C(t,L) + v\frac{\partial}{\partial L}C(t,L) = 0$$
(5.27)

$$\frac{\partial}{\partial t^2} C(t,L) + v \frac{\partial^2}{\partial L \partial t} C(t,L) + \beta \left(1 + \frac{d\varphi^{-1}}{d\sigma}\right) + \frac{\partial}{\partial t} C(t,L) + \beta v \frac{d\varphi^{-1}}{d\sigma} \frac{\partial}{\partial L} C(t,L) = 0 \qquad (5.28)$$

Przyjmując model bilansu masy w postaci (5.25) i ponownie wykorzystując model (5.22), otrzymuje się kolejno:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) = \beta(C(t,L) - C^*(t,L))$$

$$\sigma(t,L) = \varphi(C^*(t,L)) \qquad (5.29)$$

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

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) = \beta(C(t,L) - \varphi^{-1}(\sigma(t,L)))$$

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) + v\frac{\partial}{\partial L}C(t,L) = 0$$
(5.30)

$$v\frac{\partial^2}{\partial L\partial t}C(t,L) + \beta \frac{\partial}{\partial t}C(t,L) + \beta v\frac{d\varphi^{-1}\partial}{d\sigma\partial L}C(t,L) = 0$$
(5.31)

Kolejne warianty kinetyki można otrzymać stosując w miejscu modelu (5.20) model o postaci (5.21). Biorąc jednak pod uwagę, że nie wnosi to niczego istotnie nowego, wariantu tego nie rozpatrywano.

Równanie w postaci (5.28) lub (5.31) oraz jego analityczne metody rozwiązywania są opisane w literaturze. W monografii zwrócono uwagę na jedną z przybliżonych metod analitycznych, mając na uwadze możliwość jej zastosowania w interpretacji przedstawianych dalej wyników symulacji procesu filtracji. Zakładając, że poszukiwane rozwiązanie równania (5.28)lub (5.31) jest stałe dla argumentów t, L leżących na prostej o równaniu:

$$aL - t = const \tag{5.32}$$

a następnie obliczając pochodną kierunkową C(t, L) wzdłuż prostej (5.32), powyższe założenie można wyrazić formalnie w postaci:

$$\frac{\partial}{\partial L}C(t,L) + a\frac{\partial}{\partial t}C(t,L) = 0$$
(5.33)

Zakładając dodatkowo stacjonarność poszukiwanego rozwiązania i łącząc równanie (5.28) z (5.32), wyznacza się nieznany współczynnik *a* jako:

$$\alpha = \frac{1}{v} \left(1 + 1 \left/ \frac{d\varphi^{-1}}{d\sigma} \right) \right)$$

stąd:

$$\frac{L}{v}\left(1+1\left/\frac{d\varphi^{-1}}{d\sigma}\right) - t = const$$
(5.34)

Przedstawiona uogólniona wersja kinetyki procesu usuwania i akumulacji zanieczyszczeń może być wykorzystana w przypadku identyfikacji procesu filtracji. Przeprowadzone rozważania pokazują, że alternatywne modele kinetyki filtracji uzyskane na drodze rozważań fizykochemicznych (model ze współczynnikiem filtracji, model wynikający z analizy trajektorii) posiadają podobną strukturę i wykorzystując równanie bilansu masy, można je wzajemnie przeliczać. Wszystkie one zawierają w mniej lub bardziej jawnej postaci założenie o istnieniu w stanie ustalonym równowagi pomiędzy koncentracjami C(t, L), $\sigma(t, L)$ i wobec tego prędkości zmian tych koncentracji (kinetyka) zależą od "odległości" koncentracji aktualnej od tej, która odpowiada punktowi równowagi.

Strata ciśnienia przy przepływie przez złoże

W literaturze dotyczącej opisu procesu filtracji powszechnie przyjmowane jest założenie o addytywności straty przy przepływie przez złoże czyste oraz straty wynikającej z akumulacji zanieczyszczeń w złożu.

Straty jednostkowe przy przepływie przez złoże czyste wyrażają się zależnością [43, 44]:

$$\frac{\partial}{\partial L}h_0(t,L) = \frac{K_0\mu v(1-\varepsilon_0)^2}{\rho g \varepsilon_0^3 \psi^2 d_s^2}$$
(6.1)

gdzie K_0 jest stałą Kozeny, zaś ε_0 oznacza porowatość złoża czystego.

Dodatkowe straty jednostkowe wynikające z akumulacji zanieczyszczeń można wyrazić [16, 17]:

$$\frac{\partial}{\partial L}h_a(t,L) = b_1 \left(\frac{6(1-\varepsilon_0)}{\psi d_s}\right)^{0.9} v^{0.4}\sigma(t,L)$$
(6.2)

gdzie:

 $h_a(t,L)$ - dodatkowa strata ciśnienia

 $\sigma(t,L)$ - koncentracja zanieczyszczeń w złożu na głębokości L,w chwilit.

Odpowiednio do (6.1), (6.2) całkowita jednostkowa strata ciśnienia ma postać:

$$\frac{\partial}{\partial L}h(t,L) = \frac{K_0 \mu v (1-\varepsilon_0)^2}{\rho \, g \, \varepsilon_0^3 \psi^2 d_s^2} + b_1 \left(\frac{6(1-\varepsilon_0)}{\psi d_s}\right)^{0.9} v^{0.4} \sigma(t,L) \tag{6.3}$$

Zależność dodatkowej straty ciśnienia $h_a(t, L)$ od koncentracji $\sigma(t, L)$ powoduje konieczność uzupełnienia zależności (6.3) modelem procesu filtracji, tj. równaniami pozwalającymi na określenie zmiennych C(t, L), $\sigma(t, L)$. Jeżeli jednak jawne wyznaczenie zależności C(t, L) nie jest konieczne z układu równań określającego zmienne C(t, L), $\sigma(t, L)$, można wyeliminować zmienną C(t, L). Przykładowo, jeżeli równanie kinetyki akumulacji zanieczyszczeń w złożu filtracyjnym, patrz podrozdział 5.3, ma postać:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) = -\beta\varphi^{-1}(\sigma(t,L)) + \beta C(t,L)$$
(6.4)

zaś pełne równanie bilansu masy ma postać:

$$\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) + \varepsilon_0 \frac{\partial}{\partial t}C(t,L) + v \frac{\partial}{\partial L}C(t,L) = D \frac{\partial^2}{\partial L^2}C(t,L), \qquad (6.5)$$

eliminując C(t, L) otrzymujemy :

$$\frac{D}{\beta} \frac{\partial^3}{\partial t \partial L^2} \sigma(t, L) + D(\varphi^{-1})' \frac{\partial^2}{\partial L^2} \sigma(t, L) + \frac{\varepsilon_0}{\beta} \frac{\partial^2}{\partial t^2} \sigma(t, L) +$$

$$\frac{\partial^2}{\partial t^2} \sigma(t, L) + D(\varphi^{-1})' \frac{\partial^2}{\partial L^2} \sigma(t, L) + \frac{\varepsilon_0}{\beta} \frac{\partial^2}{\partial t^2} \sigma(t, L) +$$

$$(6.6)$$

$$+\frac{v}{\beta}\frac{\partial^2}{\partial t\partial L}\sigma(t,L) + (1-\varepsilon_0(\varphi^{-1})')\frac{\partial}{\partial t}\sigma(t,L) - v(\varphi^{-1})'\frac{\partial}{\partial L}\sigma(t,L) = 0$$

lub z pominięciem dyfuzji:

$$\frac{\varepsilon_0}{\beta} \frac{\partial^2}{\partial t^2} \sigma(t,L) + \frac{v}{\beta} \frac{\partial^2}{\partial t \partial L} \sigma(t,L) + (1 - \varepsilon_0(\varphi^{-1})') \frac{\partial}{\partial t} \sigma(t,L) - v(\varphi^{-1})' \frac{\partial}{\partial L} \sigma(t,L) = 0$$
(6.7)

Dla równań (6.6) lub (6.7) obowiązuje ten sam warunek brzegowy. $\sigma(L,0)=\sigma_0,\,(\varphi^{-1})'$ oznacza pochodną funkcji φ^{-1} względem argumentu.

W zależności od wybranego układu współrzędnych (skierowanie osi L) oraz przy uwzględnieniu warstwy wody nad złożem, równanie linii ciśnień (będące konsekwencją równania dla strat ciśnienia w złożu) ma postać:

$$\frac{\partial}{\partial L}h(t,L) = 1 - \frac{K_0 \mu v (1-\varepsilon_0)^2}{\rho \, g \, \varepsilon_0^3 \psi^2 d_s^2} - b_1 \left(\frac{6(1-\varepsilon_0)}{\psi d_s}\right)^{0.9} v^{0.4} \sigma(t,L) \tag{6.8}$$

z warunkiem brzegowym $h(t,0) = h_0$, gdzie h_0 jest wysokością warstwy wody nad złożem.

Część II

Symulacja procesu filtracji

Dysponując modelem procesu filtracji możemy naśladować proces fizyczny organizując odpowiedni proces numeryczny oparty na zależnościach matematycznych stanowiących model. Zgodność pomiędzy wartościami zmiennych otrzymanymi z symulacji w porównaniu z wartościami zarejestrowanymi w procesie fizycznym jest miarą jakości modelu i poprawności odpowiadającego mu procesu numerycznego. Stwierdzenie takiej zgodności upoważnia do zastępowania procesu fizycznego przez proces numeryczny.



Model dla celu symulacji

W części I przedstawiono i omówiono różne modele procesu filtracji. W części II przedstawia się numeryczne symulacje procesu filtracji, wykonane dla różnych modeli procesu i różnych zestawów danych. Celem jest wykazanie, że symulowany proces filtracji jakościowo odpowiada procesowi rzeczywistemu, to jest posiada te same co on właściwości charakterystyczne. Wyniki symulacji przedstawia się w postaci trójwymiarowych wykresów funkcji $C(t, L), \sigma(t, L)$ i h(t, L). Wykresy te są rekonstrukcjami funkcji ciągłej, wykonanymi automatycznie przez pakiet Mathematica na podstawie skończenie elementowych tablic $C(k, j), \sigma(k, j), h(k, j)$, które z kolei, jak to omówiono, zostały otrzymane w wyniku numerycznego całkowania równań modelu.

Wykonanie symulacji, udokumentowanych wykresami funkcji $C(t,L), \sigma(t,L)$ i h(t,L), dla wszystkich możliwych wariantów modelu procesu filtracji nie jest możliwe. Dlatego w monografii wybrano dwa typy modelu, nazywane dalej uproszczony i pełny, i dla każdego z nich przeprowadzono symulacje dla wybranych zestawów danych początkowych.

Model przyjęty dla celów symulacji ma postać:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = -\lambda(\sigma(t,L),v(t))C(t,L)$$
(7.1)

z warunkiem brzegowym $C(t,0) = C_0$,

$$\frac{\partial \sigma(t,L)}{\partial t} = -v \frac{\partial C(t,L)}{\partial L}$$
(7.2)

z warunkiem początkowym $\sigma(0, L)$,

$$\frac{\partial h(t,L)}{\partial L} = 1 - K(v)\sigma_0(t,L) - \frac{K_0\nu v(1-\varepsilon_0)^2}{g\varepsilon_0^3\psi^2 d_s^2}$$
(7.3)

z warunkiem brzegowym $h(t,0) = h_0$.

Rozdział 7. Model dla celu symulacji

Dodatkowe zależności pomocnicze określają postacie funkcji $\lambda(\sigma(t,L), v(t)), K(v)$ oraz zależność pomiędzy masową, $\sigma(t,L)$, a objętościową $\sigma_0(t,L)$ gęstością zanieczyszczeń zatrzymanych w złożu.

W literaturze [11, 20, 44, 47] istnieje wiele alternatywnych postaci wymienionych zależności, przykładowe z nich wykorzystane w obliczeniach symulacyjnych zamieszczone są poniżej.

W przypadku uproszczonym przyjęto:

$$\lambda(\sigma(t,L)) = \lambda_0 \left(1 - \frac{\sigma(t,L)}{\sigma_u}\right) \tag{7.4}$$

W przypadku bardziej złożonym (pełnym) przyjęto:

$$\lambda(\sigma(t,L),v(t) = \lambda_0(v(t)) \\ \left(1 + \beta \frac{\sigma_0(t,L)}{\varepsilon_0}\right)^x \left(1 - \frac{\sigma_0(t,L)}{\varepsilon_0}\right)^y \left(1 - \frac{\sigma(t,L)}{\sigma_u(v(t))}\right)^{z(v(t))}$$
(7.5)

gdzie

$$\lambda_0(v(t)) = C_1 \frac{S^{1.35}}{v(t)^{0.25}} \tag{7.6}$$

$$S = \frac{6(1 - \varepsilon_0)}{\psi d_s} \tag{7.7}$$

$$\beta = \frac{a}{S^{0.65}} \tag{7.8}$$

$$z(v) = c_2 \frac{S^{0.61}}{v(t)^{0.24}} \tag{7.9}$$

$$K(v) = bS^{0.9}v(t)^{0.4} (7.10)$$

$$\sigma_0(t,L) = \frac{\sigma(t,L)}{\rho_s c_3 c_4(v(t))}$$
(7.11)

$$c_4(v(t)) = 0.2v(t) \tag{7.12}$$

Oprócz modelu o wynikach symulacji decydują również wartości liczbowe współczynników występujących w modelu, jak również parametry określające proces filtracji (liczba warstw i ich grubości, czas trwania cyklu i inne).

Ustalając dane liczbowe, starano się, by były one w miarę rzeczywiste, to jest zgodne ze stosowanymi w praktyce filtracji. Dane liczbowe i parametry przyjęte w wykonanych symulacjach zestawiono w odpowiednie tabele umożliwiające analizę tych danych, a w szczególności ich porównywanie.

Dla ułatwienia analizy otrzymanych wyników symulacji starano się, aby symulacje różniły się pomiędzy sobą możliwie małą liczbą danych. Niestety, podejście takie powoduje radykalny wzrost koniecznych do symulacyjnego przebadania zestawów (wariantów) danych.

Numeryczne rozwiązywanie równań procesu filtracji

Model procesu filtracji stanowi układ trzech równań różniczkowych o pochodnych cząstkowych, zadanych warunkach początkowych i brzegowych oraz szereg zależności pomocniczych. Zarówno równania różniczkowe, jak i zależności pomocnicze są silnie nieliniowe. Wykonanie symulacji procesu filtracji, to jest wyznaczenie funkcji C(t, L), $\sigma(t, L)$, h(t, L), wymaga rozwiązania równań modelu. Ponieważ ze względu na nieliniowości i strukturę równań rozwiązanie analityczne nie jest możliwe, dla określenia rozkładu zanieczyszczeń w złożu oraz związanej z nim linii ciśnień wymagane jest scałkowanie równań (7.1), (7.2), (7.3) dla złoża filtracyjnego. Również w zastosowaniu do projektowania proponuje się numeryczną metodę całkowania równań (7.1), (7.2), (7.3).

Zakłada się, że dane odnośnie do możliwych materiałów filtracyjnych i ich parametrów podzielonych na podstawowe i pomiarowe mają postać odpowiednich tablic.

Dla celów numerycznego rozwiązywania równań modelu konieczna jest dyskretyzacja argumentów występujących w funkcjach. Odpowiednio do kształtu (prostokąt) obszaru, na którym określone są rozpatrywane funkcje, w monografii przyjęto dyskretyzację równomierną na siatce prostokątnej, Δt , ΔL . W konsekwencji takiego założenia interesujące funkcje równoważne są tablicom liczbowym. Przyjmuje się, że numer wiersza tablicy odpowiada ustalonej chwili czasu, zaś numer kolumny odpowiada ustalonej głębokości w złożu, dokładniej $t = k\Delta t$, $L = k\Delta L$.

Dla obliczeń numerycznych przyjęto najprostszą, różnicową aproksymację pochodnych cząstkowych występujących w równaniach modelu. Konstrukcję schematu numerycznego, wynikającego z przyjętych założeń, ilustruje poniższy przykład.

Model procesu filtracji w wersji ciągłej ma postać:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = -\lambda(\partial(t,L))C(t,L); \quad C(t,0)$$
$$\frac{\partial \sigma(t,L)}{\partial t} = -v\frac{\partial C(t,L)}{\partial L}; \quad \sigma(0,L)$$
$$\frac{\partial h(t,L)}{\partial L} = k_1\sigma(t,L) + k_2; \quad h(t,0)$$
(8.1)

Aproksymując pochodne cząstkowe ilorazami różnicowymi, otrzymujemy:

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

$$\frac{\sigma(k,i) - \sigma(k-1,i)}{\Delta t} = -v(k-1)\frac{C(k-1,i) - C(k-1,i-1)}{\Delta L} \qquad (8.2)$$

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

Alternatywnie drugie z równań może być przedstawione w postaci:

$$\frac{\sigma(k,i) - \sigma(k-1,i)}{\Delta t} = v(k-1)\lambda(\sigma(k-1,i))C(k-1,i)$$
(8.3)

Rozwiązując równania względem zmiennych o "większym" argumencie dyskretnym (oznacza to, że wartości zmiennych wyznaczane będą dla rosnącego czasu i rosnącej głębokości w złożu), otrzymujemy:

$$C(k,i) = \frac{C(k,i-1)}{1 + \Delta L\lambda(\sigma(k,i))}$$
(8.4)

$$\sigma(k,i) = \sigma(k-1,i) + \Delta t v(k-1) \lambda(\sigma(k-1,i)) C(k-1,i)$$
(8.5)

$$h(k,i) = h(k,i-1) + \Delta Lk_1(\sigma(k,i)) + k_2$$
(8.6)

Warunki początkowe i brzegowe mają postacie: C(k,0) - war. brzegowy (znana koncentracja na powierzchni złoża), $\sigma(0,i)$ - war. początkowy (znana koncentracja zanieczyszczeń zaakumulowana w złożu na początku procesu),

h(k,0) - warunek brzegowy (znane ciśnienie na górnej powierzchni złoża). Graficznie proces wyznaczania kolejnych elementów macierzy, reprezen-

tujących funkcje C, σ, h odpowiednio do przyjętego schematu różnicowego, zilustrowano na rys.8.1.

Wiersze/kolumny macierzy reprezentujące warunek początkowy i warunki brzegowe zaznaczono przez zakreskowanie.

8.1 Dobór parametrów siatki ΔL i Δt

Odpowiednio do praktyki filtracji wody przyjęto dobowy cykl filtracyjny $(t_{max} = 24 h)$ oraz maksymalną grubość złoża wynoszącą 2 m $(H_{max} = 2 m)$. Zagadnienie doboru Δt i ΔL jest równoważne liczbie odcinków (oznaczonej przez nt), na które podzielony jest przedział czasu od 0 do 24 h, oraz liczbie przedziałów (nL), na które podzielona jest całkowita grubość złoża.

W badaniach numerycznych przyjmowano wartości:

nt	72	144	576	576	
$\Delta t \; [\min]$	20	10	2,5	2,5	
nL	25	50	100	400	
$\Delta L \ [m cm]$	8	4	2	0.5	

Badania numeryczne rozpoczęto od najgęstszej siatki (najmniejsze wartości Δt i ΔL), a następnie zwiększano siatkę, porównując otrzymane wykresy funkcji C, σ i h. Jeżeli wykres funkcji nie ulegał zmianom, przyjmowano dany rozmiar siatki. Ostatecznie, ponieważ w przypadku złóż wielowarstwowych wykres funkcji σ charakteryzuje się skokami na granicach warstw, przyjęto stosunkowo małą wartość ΔL wynoszącą 0.5 cm i Δt wynoszącą 10 min.

Stwierdzono również, że granicznymi wartościami oczka siatki są: $\Delta L = 4 \ cm$ i $\Delta t = 20 \ min$. Występuje już w takim przypadku zauważalna różnica pomiędzy dokładnymi i wyliczonymi dla takiej siatki funkcjami C, σ i h.



- Rys. 8.1. Graficzna ilustracja tablic reprezentujących funkcje C, σ , h oraz zależności pomiędzy elementami tych tablic występujące w schemacie numerycznego rozwiązywania równań modelu Fig. 8.1. Graphic illustration of tables representing C, σ , h functions and
- Fig. 8.1. Graphic illustration of tables representing C, σ , h functions and dependences between the elements of the tables which occur in the schematic of numerical solution of model equations

Wybrane zagadnienia budowy modelu

9.1 Identyfikacja parametrów i funkcji w modelu procesu filtracji

Różnicowy model procesu filtracji, dany równaniami:

$$C(k,i) = \frac{C(k,i-1)}{1 + \Delta L\lambda(\sigma(k,i))}$$
(9.1)

$$\sigma(k,i) = \sigma(k-1,i) + \Delta t v(k-1) \lambda(\sigma(k-1,i)) C(k-1,i)$$
(9.2)

$$h(k,i) = h(k,i-1) + \Delta Lk_1(\sigma(k,i)) + k_2$$
(9.3)

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. Przypadek dostępności pomiarowej wszystkich zmiennych oznacza, że dane są macierze reprezentujące funkcje C, σ, h oraz prędkość filtracji v.

9.1.1 Identyfikacja parametrów w zależnościach fizykalnych

W podejściu tym zakłada się, że dane są postacie analityczne zależności:

$$\lambda(\sigma(k,L),v(k);a,c_2,x,y)$$

$$k_1(v(k);b)$$

$$k_2(v(k);k_0)$$

W wypisanych zależnościach po średniku zamykającym listę argumentów funkcji wymieniono będące celem identyfikacji parametry funkcji.

W równaniach różnicowych (8.4), (8.5), (8.6) niektóre z argumentów funkcji, jak również parametry, są pomijane dla przejrzystości zapisu.

Podstawiając do równań modelu (8.4), (8.5), (8.6) odpowiednie wartości $C(l,m), \sigma(l,m), h(l,m)$ oraz wymienione postacie analityczne dla funkcji λ, k_1, k_2 , otrzymamy nadokreślony układ równań, z którego wyznaczyć należy parametry: a, c_2, x, y , związane z funkcją λ, b , związane z funkcją k_1 oraz k_0 związane z funkcją k_2 . Do wyznaczania tych parametrów można zastosować metodę najmniejszych kwadratów poprzedzoną linearyzacją.

Zauważmy, że przy identyfikacji parametrów modelu rozmiary macierzy określających funkcje C, σ i h są ze względu na możliwości pomiarowe znacznie mniejsze od tych, które występują w przypadku symulacji ($\Delta t = 2.5 \min, \Delta L = 0.5 cm$). W konsekwencji wymiar macierzy jest 576×400 .

Pomiary wartości C są możliwe jedynie na powierzchniach złoża, możemy mierzyć zatem C(k, 0), jest to bowiem stężenie zanieczyszczeń w wodzie podawanej na filtr, oraz $C(k, n\Delta L)$, będące stężeniem zanieczyszczeń w wodzie na wypływie z filtru.

Pomiary wartości σ nie są w ogóle możliwe, możliwe są natomiast pomiary ciśnienia w złożu z wartością $\Delta t \ll 2.5 min$, oraz ΔL rzędu 10 cm za pomocą sondy opisanej w rozdziale 19.

9.1.2 Parametryczna aproksymacja zależności funkcyjnych

Zależności funkcyjne, przyjęte w poprzednim punkcie, zostały zaproponowane w literaturze jako wynik fizykalnej analizy zjawisk zachodzących w procesie filtracji wody zanieczyszczonej przez ziarniste złoże. Parametry występujące w tych zależnościach mają najczęściej również znaczenie fizyczne.

W podejściu rozpatrywanym w tym punkcie nie bierze się pod uwagę tych zależności funkcyjnych, wprowadzając w ich miejsce funkcję ustalonych argumentów, w przypadku λ jest to funkcja v i σ .

Funkcję tę dobieramy tak, by możliwie najlepiej (ze względu na tę funkcję) spełniony był układ równań (8.4), (8.5), (8.6), w którym za wartości funkcji C(l,m), $\sigma(l,m)$, h(l,m) w odpowiednich punktach dyskretnych podstawione są wartości pomiarowe.

Podejście takie jest szczególnie efektywne, jeżeli do aproksymacji funkcji wykorzystać sieć neuronową typu wielowarstwowy perceptron. W takim przypadku parametrami funkcji są współczynniki wagowe neuronów sieci.

47

Symulacje na podstawie modelu uproszczonego

Symulację rozpoczęto od najprostszej klasy modeli i ustalonych warunków procesu filtracji. Rozpoczęto zatem od modelu, w którym zależność współczynnika filtracji od prędkości filtracji i koncentracji zanieczyszczeń w złożu ma postać:

$$\lambda(\sigma(t,L)) = \lambda_0 \left(1 - \frac{\sigma(t,L)}{\sigma_u}\right)$$

Oznacza to, że współczynnik filtracji jest jedynie funkcją koncentracji zanieczyszczeń odłożonych w złożu i ze wzrostem tej koncentracji maleje monotonicznie od wartości λ_0 do 0, przy $\sigma(t, L) \rightarrow \sigma_u$.

W zakresie ustalonych warunków procesu przyjęto stałą koncentrację zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie, stałą prędkość filtracji i stałą grubość warstwy wody nad złożem. Symulacja dotyczy 24-godzinnego cyklu filtracji i prowadzona jest dla złoża jedno- i dwuwarstwowego.

10.1 Dane liczbowe i parametry

Szczegółowe parametry techniczne, charakteryzujące warstwy, są zamieszczone w tabeli 10.1, a ich alternatywne zestawy oznaczono symbolami $w1 \div w5$.

PARAMETRY	WARIANTY OBLICZEŃ SYMULACYJNYCH							
	w1	w2	w3	w4	w5			
$C_0 [g/m^3]$	50	50	50	50	25			
ν[]	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$			
$v \; [m/h]$	5	5	5	10	5			
$H^w = h(t,0) \ [m]$	1	1	1	1	1			
$L^a_{max}\left[m ight]$	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5			
$L_{max}^{p}\left[m ight]$	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5			
T[h]	24	24	24	24	24			
$d_s^a \; [mm]$	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2			
$d_{s}^{p}\left[mm ight]$	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75			
ψ^a	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95			
ψ^p	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99			
ε_0^a	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4			
ε_0^p	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35			
$\lambda_0^a \left[m^{-1} \right]$	5	5	5	5	5			
$\lambda_0^p \left[m^{-1} \right]$	15	15	15	15	15			
$K^a(v) \left[m^3/g ight]$	$0.4 \cdot 10^{-3}$	$0.4 \cdot 10^{-3}$	$0.4 \cdot 10^{-3}$	$0.4 \cdot 10^{-3}$	$0.4 \cdot 10^{-3}$			
$K^p(v) \; [m^3/g]$	$0.5 \cdot 10^{-3}$	$0.5 \cdot 10^{-3}$	$0.5 \cdot 10^{-3}$	$0.5 \cdot 10^{-3}$	$0.5 \cdot 10^{-3}$			
K_0^a	0.95	0.95	0.95	0.95	0.95			
K_0^p	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2			
$\sigma^a_u \left[g/m^3 ight]$	10^{3}	$5 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^{3}$	$3 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$			
$\sigma^p_u \left[g/m^3 ight]$	$5 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^{3}$	$5 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^3$			
NAZWY ZBIORÓW *.eps								
	w1_c.eps	w2_c.eps	w3_ c.eps	w4_c.eps	w5_ c.eps			
	w1_s.eps	$w2_{-} s2.eps$	w3_s1.eps	w4_s1.eps	w5_s1.eps			
	w1_ h.eps	w2_s1.eps	w3_h.eps	w4_ s2.eps	w5_s2.eps			
		$w2_{-}h.eps$	$w3_{-} s2.eps$	w4_ h.eps	w5_h.eps			

10.2 Wyniki symulacji i ich analizy

Wyniki symulacji procesu filtracji uzyskane dla zestawu danych oznaczonych jako w1 przedstawione są poniżej w postaci wykresów funkcji C(t, L), $\sigma(t, L)$, h(t, L). W rozpatrywanym zestawie graniczna wartość pojemności warstwy antracytu wynosi $\sigma_u^a = 10^3$, zaś piasku wynosi $\sigma_u^p = 5 \ 10^3$.

Analizując postać funkcji C(t, L) widzimy, że na początku cyklu redukcja zanieczyszczeń z wartości 50 mg/l do wartości bliskiej 0 następuje już w pierwszej warstwie złoża. Zmiana koncentracji zanieczyszczeń w funkcji głębokości w złożu ma kształt funkcji jednowykładniczej. Po czasie ok. pięciu godz. czoło filtracji dociera do granicy warstw i koncentracja zanieczyszczeń na granicy warstw wzrasta z wartości równej zero (czyste złoże) do około 5mg/l i rozpoczyna się proces odkładania zanieczyszczeń w drugiej warstwie.



Rys. 10.1. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w1 Fig. 10.1. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a

function of time and depth in the bed for w1 data set

W konsekwencji tego analizując funkcję C(t, L) widzimy, że w początkowej fazie cyklu filtracji (pierwsze 3 godz.) znaczący spadek koncentracji zanieczyszczeń w wodzie filtrowanej występuje w warstwie pierwszej.

Po wyczerpaniu pojemności warstwy pierwszej (patrz funkcja $\sigma(t, L)$) rozpoczyna się proces odkładania zanieczyszczeń w warstwie drugiej. Na podstawie wykresu zależności $C(t, L), \sigma(t, L)$ widzimy, że czas prowadzenia symulowanej filtracji, wynoszący 24 godz., jest bliski maksymalnemu. Dalsze jego zwiększanie spowoduje pojawienie się różnej od 0 koncentracji zanieczyszczeń w wodzie na wylocie z filtru.

Ilość zanieczyszczeń odłożonych w złożu decyduje o stracie ciśnienia, a w konsekwencji o ciśnieniu panującym na różnej głębokości złoża filtracyjnego.



- Rys. 10.2. Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczy
szczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w
1
- Fig. 10.2. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w1 data set



- Rys. 10.3. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w1
- Fig. 10.3. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed for w1 data set

Analizując wykres funkcji h(t, L) widzimy, że jest on zbliżony do postulowanego w literaturze. Z praktycznego punktu widzenia rozkład ciśnień w złożu, występujący w końcowej fazie cyklu filtracji, jest niezadowalający, w złożu bowiem występuje efekt podciśnienia. Zauważmy również, że ze względu na pięciokrotnie mniejszą pojemność pierwszej warstwy występująca w niej składowa straty ciśnienia będąca konsekwencją odłożonych zanieczyszczeń jest niewielka. Strata ciśnienia prowadząca do pojawienia się podciśnienia występuje w warstwie drugiej.

Analizując jakościowo postacie funkcji $C(t, L), \sigma(t, L), h(t, L)$ widzimy, że na granicy warstw funkcje C(t, L) i h(t, L) nie są gładkie, zaś funkcja $\sigma(t, L)$ jest nieciągła. Inaczej, na granicy warstw występuje skokowa zmiana ilości zanieczyszczeń odłożonych w warstwie.

Analizując w dalszym ciągu na drodze badań symulacyjnych wpływ pojemności akumulacyjnych poszczególnych warstw złoża na postacie funkcji $C(t, L), \sigma(t, L), h(t, L),$ zrównano pojemność akumulacyjną pierwszej warstwy z przyjętą dla drugiej w zestawie w1.



Rys. 10.4. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w^2

Fig. 10.4. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed for w2 data set

Wyniki symulacji przedstawiają rysunki 10.4, 10.5, 10.6, 10.7. Dla lepszego zobrazowania nieciągłości funkcji $\sigma(t, L)$ przedstawiono dwa jej widoki, rys. 10.5, 10.6. Otrzymane funkcje są jakościowo pośrednie pomiędzy otrzymanymi dla zestawów $w\phi$ i w1. Warto zwrócić uwagę na funkcję h(t, L), dla której zmiana nachylenia występuje już w pierwszej warstwie złoża.

W zestawie danych w3 ponownie zróżnicowano pojemności akumulacyjne warstw antracytu $\sigma_u^a = 3 \cdot 10^3$, zaś dla piasku $\sigma_u^p = 5 \cdot 10^3$. Porównu-



- Rys. 10.5. Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczy
szczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu d
anych w2
- Fig. 10.5. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w2 data set



- Rys. 10.6. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w2 pokazana w innej perspektywie ukazującej nieciągłość funkcji $\sigma(t, L)$ występującą na granicy warstw
- Fig. 10.6. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w1 data set presented in a different perspective showing discontinuity of $\sigma(t, L)$ function which occurs on the border of layers

jąc pod względem pojemności akumulacyjnych zestawy danych w1, w2, w3, można uszeregować je w postaci w1, w3, w2. Przy takim uszeregowaniu pojemność akumulacyjna warstwy piasku jest stała, rośnie natomiast pojemność warstwy antracytu. Ponieważ we wszystkich trzech zestawach stała jest koncentracja zanieczyszczeń w wodzie filtrowanej oraz prędkość filtracji, analizując wykresy funkcji $\sigma(t, L)$, można zauważyć, że największy "zapas" pojemności filtru występuje oczywiście dla zestawu danych w2.

Jednak ze względu na nieliniowy (wykładniczy) charakter tej funkcji, szczególnie w pierwszej fazie cyklu filtracji, możliwe wydłużenie cyklu nie jest proporcjonalne do krotności zwiększenia pojemności akumulacyjnej i odwrotności grubości warstwy złoża.

Kolejna grupa eksperymentów symulacyjnych przeprowadzona została dla zilustrowania wpływu prędkości filtracji na koncentrację zanieczyszczeń C(t,L), rozkład zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu $\sigma(t,L)$ i rozkład ciśnień w złożu h(t,L).

W zestawie danych w4 zwiększono dwukrotnie prędkość filtracji, pozostawiając wartości akumulacyjne warstw jak w zestawie w3. Dwukrotne zwiększenie prędkości filtracji oznacza wzrost ładunku zanieczyszczeń wnoszonego do złoża. W takiej sytuacji pojemność złoża okazała się niewystarczająca i w końcowej fazie cyklu filtracji (ostatnie 2 godz.) koncentracja zanieczyszczeń na wylocie filtru jest równa koncentracji wlotowej.

W zestawie danych w5 powrócono do prędkości filtracji v = 5 m/h, tj. takiej jak w zestawach w1, w2, w3. Zmniejszono równocześnie 2-krotnie koncentrację zanieczyszczeń w wodzie filtrowanej z wielkości 50 mg/dm^3 do $25 mg/dm^3$. W konsekwencji otrzymano rozkład zanieczyszczeń $\sigma(t, L)$, przedstawiony na rys.10.15, 10.16 - wynika z nich, że dla rozpatrywanych danych pojemność aumulacyjna warstwy piasku jest wykorzystana w niewielkim stopniu. Zanieczyszczenia odłożone są jedynie w początkowej warstwie złoża piaskowego. Koresponduje z tym uzyskany rozkład ciśnienia w złożu ($/ref\{w5.h\}$), jego minimum występuje w warstwie piasku na głębokości 0.75 m, czyli w pobliżu granicy warstw.

W eksperymentach symulacyjnych, przeprowadzonych dla zestawów danych w1 - w5, przyjęto stosunkowo prostą postać zależności współczynnika filtracji w danym fragmencie złoża: od ilości zanieczyszczeń zakumulowanych w tym fragmencie. Zależność ta scharakteryzowana jest jedynie dwoma parametrami λ_0 oraz σ_u . Łatwo zauważyć, że wraz ze wzrostem wartości $\sigma(t, L)$ wartość $\lambda(t, L)$ maleje od λ_0 do wartości 0, którą osiąga przy $\sigma(t, L) = \sigma_u$.



- Rys. 10.7. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w2
- Fig. 10.7. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed for w2 data set



- Rys. 10.8. Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczy
szczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu d
anych w
3
- Fig. 10.8. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w3 data set



- Rys. 10.9. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w3 i zmienionej perspektywie w celu pokazania nieciągłości funkcji $\sigma(t, L)$ występującej na granicy warstw
- Fig. 10.9. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w3 data set and in a changed perspective to show discontinuity of $\sigma(t, L)$ function which occurs on the border of layers



- Rys. 10.10. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w4
- Fig. 10.10. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed for w4 data set



- Rys. 10.11. Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w4
- Fig. 10.11. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w4 data set


- Rys. 10.12. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w4 przy perspektywie zmienionej dla pokazania nieciągłości funkcji
- Fig. 10.12. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w3 data set in a changed perspective to show discontinuity of function



- Rys. 10.13. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w4
- Fig. 10.13. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed for w4 data set



Rys. 10.14. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w5Fig. 10.14. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed for w5 data set



- Rys. 10.15. Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczy
szczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu d
anych w5
- Fig. 10.15. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w5 data set



- Rys. 10.16. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w5 i dla zmienionej perspektywy
- Fig. 10.16. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed for w5 data set and for changed perspective



- Rys. 10.17. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w5
- Fig. 10.17. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed for w5 data set

Symulacje na podstawie modelu pełnego

Ponieważ, jak podano wcześniej w rozdziale 7, oprócz zależności uproszczonej znana jest postać bardziej ogólna, w dalszych badaniach symulacyjnych taką właśnie postać przyjęto dla współczynnika prędkości filtracji λ (patrz modele procesu filtracji). Odpowiednie dla tego przypadku zestawy danych, oznaczone jako wp1, wp3, wp5, dotyczą prędkości filtracji stałej w trakcie cyklu fitracyjnego, zaś wp2, wp4, wp6 prędkości zmiennej.

Dla tej grupy badań symulacyjnych przedstawiono również zależność współczynnika filtracji od koncentracji zanieczyszczeń w złożu, a w wybranych przypadkach również zależności poszczególnych czynników, oznaczonych jako λ_x , λ_y , λ_z , dających w iloczynie zależność λ od σ .

11.1 Dane liczbowe i parametry

Dane liczbowe i szczegółowe parametry techniczne, charakteryzujące warstwy, są zamieszczone w tabeli 11.1, a ich alternatywne zestawy oznaczono symbolami wp1 dla prędkości stałej i wp2 dla prędkości zmiennej.

PARAMETRY	WARIANT	WARIANTY OBLICZEŃ SYMULACYJNYCH		
	wp1	wp2		
$C_0 [g/m^3]$	50	50		
ν[]	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$		
v [m/h]	v = 5	$v(t) = v(0) - \frac{3}{24}t, v(0) = 5$		
$H^w = h(t,0) [m]$	1	1		
$L^a_{max}[m]$	0.5	0.5		
$L_{max}^{p}\left[m ight]$	1.5	1.5		
T[h]	24	24		
$d_s^a \ [mm]$	1.2	1.2		
$d_s^p \ [mm]$	0.75	0.75		
ψ^a	0.95	0.95		
ψ^p	0.99	0.99		
ε_0^a	0.4	0.4		
ε_0^p	0.35	0.35		
c_1^a	1.145	1.145		
c_1^p	2.0	2.0		
aa	0.1	0.1		
a^p	0.2	0.2		
$ ho_s^a \left[g/m^3\right]$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	$2.4\cdot 10^{-6}$		
$ ho_s^p \left[g/m^3 ight]$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	$2.4 \cdot 10^{-6}$		
c_3^a	$1.2 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-3}$		
c_3^p	$6.3 \cdot 10^{-3}$	$6.3 \cdot 10^{-3}$		
c_4^a	0.2	0.2		
c_4^p	0.2	0.2		
x^a	1.5	1.5		
x^p	1.5	1.5		
y^a	0.75	0.75		
y^p	0.75	0.75		
c_2^a	0.45	0.45		
c_2^p	0.6	0.6		
b^a	0.5	0.5		
b^p	0.8	0.8		
K_0^a	0.95	0.95		
K_0^p	1.2	1.2		
$\sigma^a_u \left[g/m^3 ight]$	10^{-3}	10^{-3}		
$\sigma^p_u \left[g/m^3 ight]$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$		
NAZWY ZBIORÓW *.eps				
	wpl_c.eps	wp2_l.eps		
	wp1_s.eps	wp2_ c.eps		
	wp1_h.eps	wp2_s.eps		
	wp1_l.eps	wp2_h.eps		

11.2 Wyniki symulacji i ich analiza



- Rys. 11.1. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp1
- Fig. 11.1. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp1 data set



- Rys. 11.2. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp1
- Fig. 11.2. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp1 data set



- Rys. 11.3. Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t,L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym dla zestawu danych wp1
- Fig. 11.3. Filter coefficient λ as a function of mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter for wp1 data set



- Rys. 11.4. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp1
- Fig. 11.4. Head loss $\check{h}(t, L)$ in the filter bed as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp1data set

Symulacje przy zmiennej prędkości filtracji

Biorąc pod uwagę, że rozpatrywany współczynnik filtracji zależy od prędkości, ostatni cykl badań symulacyjnych poświęcono sytuacji, w której prędkość filtracji zmienia się w czasie cyklu filtracyjnego. Rozpatrzono dwa najprostsze przypadki liniowego narastania prędkości filtracji w czasie i liniowego zmniejszania się prędkości filtracji w czasie.

12.1 Dane liczbowe i parametry

PARAMETRY	WARIANTY OBLICZEN SYMULACYJNYCH		
	wp3	wp4	
$C_0 \left[g/m^3\right]$	50	50	
ν[]	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$	
$v \; [m/h]$	v = 10	$v(t) = v(0) - \frac{8}{24}t, \ v(0) = 10$	
$H^w = h(t,0) \left[m\right]$	1	1	
$L^a_{max} [m]$	0.5	0.5	
$L^p_{max}[m]$	1.5	1.5	
$T \ [godz.]$	24	24	
$d_s^a \; [mm]$	1.2	1.2	
$d_s^p \; [mm]$	0.75	0.75	
ψ^a	0.95	0.95	
ψ^p	0.99	0.99	
ε_0^a	0.4	0.4	
ε_0^p	0.35	0.35	
c_1^a	1.145	1.145	
c_1^p	2.0	2.0	
a^a	0.1	0.1	
a^p	0.2	2.0	
$ ho_s^a ~[g/m^3]$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	
$ ho_s^p \left[g/m^3 ight]$	$2.4\cdot10^{-6}$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	
c_3^a	$1.2 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-3}$	
c_3^p	$6.3\cdot10^{-3}$	$6.3 \cdot 10^{-3}$	
c_4^a	0.2	0.2	
c_4^p	0.2	0.2	
x^a	1.5	1.5	
x^p	1.5	1.5	
y^a	0.75	0.75	
y^p	0.75	0.75	
c_2^a	0.45	0.45	
$c_2^{\overline{p}}$	0.6	0.6	
$b^{\overline{a}}$	0.5	0.5	
b^p	0.8	0.8	
K_0^a	0.95	0.95	
K_0^p	1.2	1.2	
$\sigma_u^a \left[g/m^3\right]$	10^{-3}	10^{-3}	
$\sigma^p_u \; [g/m^3]$	$5\cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	
NAZWY ZBIORÓW *.eps			
	wp3_l.eps	wp4_l.eps	
	wp3_ c.eps	wp4_ c.eps	
	wp3_ s.eps	wp4_ s.eps	
	wp3_h.eps	wp4_ h.eps	

PARAMETRY	WARIANT	WARIANTY OBLICZEŃ SYMULACYJNYCH		
	wp5	wp6		
$C_0 \left[g/m^3\right]$	50	50		
ν[]	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$1.5 \cdot 10^{-4}$		
v [m/h]	v = 2	$v(T) = v(0) + \frac{3}{24}T, v(0) = 2$		
$H^w = h(t,0) [m]$	1	1		
$L^a_{max}[m]$	0.5	0.5		
$L_{max}^{p}[m]$	1.5	1.5		
T [godz.]	24	24		
$d_s^a \ [mm]$	1.2	1.2		
$d_s^p \ [mm]$	0.75	0.75		
ψ^a	0.95	0.95		
ψ^p	0.99	0.99		
ε_0^a	0.4	0.4		
ε_0^p	0.35	0.35		
C_1^a	1.145	1.145		
C_1^p	2.0	2.0		
aª	0.1	0.1		
$ a^p $	0.2	2.0		
$ ho_s^a \left[g/m^3 ight]$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	$2.4 \cdot 10^{-6}$		
$\rho_s^p \left[g/m^3\right]$	$2.4 \cdot 10^{-6}$	$2.4 \cdot 10^{-6}$		
C_3^a	$1.2 \cdot 10^{-3}$	$1.2 \cdot 10^{-3}$		
C_3^p	$6.3\cdot10^{-3}$	$6.3 \cdot 10^{-3}$		
C_4^a	0.2	0.2		
C_4^p	0.2	0.2		
x^a	1.5	1.5		
x^p	1.5	1.5		
y^a	0.75	0.75		
y^p	0.75	0.75		
C_2^a	0.45	0.45		
C_2^p	0.6	0.6		
b^a	0.5	0.5		
b^p	0.8	0.8		
K_0^a	0.95	0.95		
K_0^p	1.2	1.2		
$\sigma_u^a \left[g/m^3 \right]$	10^{-3}	10 ⁻³		
$\sigma_u^p \left[g/m^3\right]$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$		
NAZWY ZBIORÓW *.eps				
	wp5_l.eps	$wp6_{-}l.eps$		
	wp5_ c.eps	wp6_ c.eps		
	wp5_s.eps	wp6_ s.eps		
	wp5_h.eps	wp6_h.eps		

12.2 Wyniki symulacji i ich analiza

Ponieważ dla przyjętych danych w wyrażeniu określającym λ dominował czynnik, w którym maksymalna pojemność złoża zależała od prędkości filtracji w ten sposób, że większym prędkościom odpowiadała większa wartość, a mniejszym - mniejsza, uzyskano interesujące wyniki symulacji dla przypadku malejącej prędkości filtracji. Zanieczyszczenia odłożone w złożu w początkowej fazie cyklu filtracji (kiedy obowiązywała duża pojemność akumulacyjna złoża) były wypłukiwane ze złoża przy końcu cyklu filtracji, (kiedy występowała mała pojemność akumulacyjna złoża). Ilustrują to wykresy przedstawione na rys. 12.1, 12.2, 12.4 oraz na rysunkach 12.9, 12.10, 12.12

Analizując rys. 12.1 widzimy, że proces wypłukiwania zanieczyszczeń już zakumulowanych zachodzi w warstwie piaskowej i rozpoczyna się po ok. 7 godz. w tej części warstwy, w której koncentracja zakumulowanych zanieczyszczeń była największa, czyli w pobliżu granicy warstw.

W konsekwencji w obszarze tym koncentracja zanieczyszczeń w wodzie rośnie nawet powyżej wartości w wodzie doprowadzanej na filtr. Jednak przepływając dalej w głąb warstwy piaskowej zanieczyszczenia te są akumulowane w tej części złoża, w której dla danej prędkości nie została jeszcze osiągnięta maksymalna pojemność akumulacyjna. Opisany proces można nazwać relokacją zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu będącą konsekwencją malejącej pojemności akumulacyjnej złoża.

W innym ujęciu po upływie 7 godz. koncentracja zanieczyszczeń w wodzie filtrowanej, rozpatrywana dla ustalanej chwili jako funkcja głębokości w złożu, posiada maksimum przesuwające się w dół złoża wraz z upływem czasu filtracji, którego wartość dodatkowo rośnie również wraz z upływem tego czasu. Dla symulacji przedstawianej na rys. 12.1 pod koniec cyklu filtracji wartość maksymalnego stężenia zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie jest 3-krotnie większa od wartości wlotowej. Przypadek "odwrotny" do opisanego dla zestawu danych wp2 ilustrują wyniki symulacji przedstawianej na rysunkach 12.17, 12.18, 12.20. W przypadku tym prędkość filtracji rośnie ze wzrostem czasu filtracji, rośnie zatem pojemność akumulacyjna warstwy piasku. Najwyraźniej widać to na rys. 12.18, przedstawiającym rozkład koncentracji zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu, tj. $\sigma(t, L)$, a dokładniej $\sigma(t, 0.5^+)$, to jest na granicy warstw od strony warstwy piasku.

Po stanie przejściowym, trwającym ok. 5 godz., koncentracja zanieczyszczeń w rozpatrywanym fragmencie złoża (poniżej granicy warstw) rośnie prawie liniowo z upływem czasu, czyli podobnie jak prędkość filtracji. Dodatkowo jest to wartość maksymalna, ponieważ nie zmienia się przy przyroście głębokości ΔL .



- Rys. 12.1. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy prędkości filtracji malejącej liniowo w czasie od wartości $5\frac{m}{h}$ do $2\frac{m}{h}$ oraz dla zestawu danych wp2
- Fig. 12.1. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity decreasing linearly over time from $5\frac{m}{h}$ to $2\frac{m}{h}$ and for wp2 data set



- Rys. 12.2. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy prędkości filtracji malejącej liniowo w czasie od wartości $5\frac{m}{h}$ do $2\frac{m}{h}$ oraz dla zestawu danych wp2
- Fig. 12.2. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity decreasing linearly over time from $5\frac{m}{h}$ to $2\frac{m}{h}$ and for wp2 data set



- Rys. 12.3. Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony przy prędkości filtracji malejącej liniowo w czasie od wartości $5\frac{m}{h}$ do $2\frac{m}{h}$ dła zestawu danych wp2
- Fig. 12.3. Filter coefficient λ as a function of mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter determined at filtration velocity decreasing linearly over time from $5\frac{m}{h}$ to $2\frac{m}{h}$ for wp2data set



- Rys. 12.4. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego przy prędkości filtracji malejącej liniowo w czasie od wartości $5\frac{m}{h}$ do $2\frac{m}{h}$ dla zestawu danych wp2
- Fig. 12.4. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity decreasing linearly over time from $5\frac{m}{h}$ to $2\frac{m}{h}$ for wp2 data set



- Rys. 12.5. Koncentracja C(t,L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp3
- Fig. 12.5. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp3 data set



- Rys. 12.6. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp3
- Fig. 12.6. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp3 data set

Przedstawione wyniki symulacji wykonane były przy wykorzystaniu pakietu "Mathematica". Ze względu na swoją uniwersalność nadaje się on do wykorzystania w systemie wspomagania projektowania i eksploatacji filtrów.



- Rys. 12.7. Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t,L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony dla zestawu danych wp3
- Fig. 12.7. Filter coefficient λ as a function of mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter determined for wp3 data set



- Rys. 12.8. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp3
- Fig. 12.8. Head loss $\bar{h}(t, L)$ in the filter bed as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp3data set



- Rys. 12.9. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy malejącej liniowo w czasie prędkości filtracji dla zestawu danych wp4
- Fig. 12.9. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity decreasing linearly over time for wp4 data set



- Rys. 12.10. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy malejącej liniowo w czasie prędkości filtracji dla zestawu danych wp4
- Fig. 12.10. Mass concentration of particles $\sigma(t, \hat{L})$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity decreasing linearly over time for wp4 data set



- Rys. 12.11. Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony dla zestawu danych wp4 przy malejącej liniowo w czasie prędkości filtracji
- Fig. 12.11. Filter coefficient λ as a function of mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter determined for wp4 data set at filtration velocity decreasing linearly over time



- Rys. 12.12. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego przy malejącej liniowo w czasie prędkości filtracji dla zestawu danych wp4
- Fig. 12.12. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity decreasing linearly over time for wp4 data set



- Rys. 12.13. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp4
- Fig. 12.13. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp4 data set



- Rys. 12.14. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp5
- Fig. 12.14. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp5 data set



- Rys. 12.15. Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t,L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony dla zestawu danych wp5
- Fig. 12.15. Filter coefficient λ as a function of mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter determined for wp5 data set



- Rys. 12.16. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp5
- Fig. 12.16. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model for wp5 data set



- Rys. 12.17. Koncentracja C(t, L) zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy narastającej liniowo w czasie prędkości filtracji dla zestawu danych wp6
- Fig. 12.17. Mass concentration of particles C(t, L) present in the water as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity increasing linearly over time for wp6 data set



- Rys. 12.18. Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy narastającej liniowo w czasie prędkości filtracji dla zestawu danych wp6
- Fig. 12.18. Mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity increasing linearly over time for wp6 data set



- Rys. 12.19. Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym przy narastającej liniowo w czasie prędkości filtracji wyznaczony dla zestawu danych wp6
- Fig. 12.19. Filter coefficient λ as a function of mass concentration of particles $\sigma(t, L)$ accumulated in the filter at filtration velocity increasing linearly over time determined for wp6 data set



- Rys. 12.20. Ciśnienie h(t, L) w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego przy narastającej liniowo w czasie prędkości filtracji dla zestawu danych wp6
- Fig. 12.20. Head loss h(t, L) in the filter bed as a function of time and depth in the bed determined on the basis of complete model at filtration velocity increasing linearly over time for wp6 data set

Część III

Projektowanie filtrów

W projektowaniu filtrów piaskowych, filtrów wielowarstwowych o zróżnicowanym materiale złoża oraz filtrów węglowych występują liczne problemy. Możliwość stosowania symulacji jest cenną pomocą dla inżyniera projektującego filtr, szczególnie dla odpowiedniego doboru uziarnienia i liczby warstw oraz projektowania procesu płukania, w którym kryterium stanowią warunki niemieszania się warstw złoża. Możliwe są następujące koncepcje projektowania filtrów piaskowych i węglowych:

- projektowanie filtrów pospiesznych w oparciu o metodę określania rozkładu ciśnień w złożu filtracyjnym,
- projektowanie filtrów wielowarstwowych w oparciu o metodę symulacji procesu filtracji,
- projektowanie filtrów wielowarstwowych z wykorzystaniem kryteriów wrażliwościowych.

Projektowanie filtrów ze względu na rozkład ciśnień

Przy projektowaniu grawitacyjnych filtrów pośpiesznych wśród parametrów projektowanych występują takie, jak wysokość warstwy wody na złożem i związana z tym wysokość komory filtru, oraz wysokość położenia przelewu wody w zbiorniku wody czystej. Istniejące i stosowane w tym zakresie wytyczne projektowe są mało precyzyjne, zostawiając duży zakres swobody projektantowi. Przykładowo zaleca się, by grubość warstwy wody nad złożem była rzędu 1-1.5 m, zaś wysokość przelewu w zbiorniku wody czystej ustala się z warunku zapewnienia założonego przepływu.

Z drugiej strony wiadomo, że wysokość warstwy wody nad złożem wraz z wysokością przelewu określają charakter rozkładu ciśnień w złożu, stąd przez ich odpowiedni dobór można wyeliminować zjawisko występowania podciśnienia.

Jeżeli wartość ciśnienia w danym punkcie złoża jest niższa od ciśnienia atmosferycznego, mówimy o zjawisku występowania podciśnienia w złożu.

W rzeczywistości rozkład ciśnień w złożu zmienia się dynamicznie wraz z upływem czasu filtracji i zależy od rozkładu koncentracji zanieczyszczeń zakumulowanych w złożu, który z kolei jest zależny od czasowego profilu prędkości filtracji w trakcie cyklu filtracji.

Przykładowy proces ewolucji rozkładu ciśnień w złożu ilustrują wyniki symulacji przedstawione na rysunkach 10.3, 10.7, 10.13, 10.17 oraz w przypadku zmiennej prędkości filtracji na rysunkach 12.4, 12.12, 12.20.

Występowanie podciśnienia może w skrajnych przypadkach prowadzić do tzw. "przebicia" złoża, zawsze jednak powoduje zapowietrzenie obszaru, w którym występuje podciśnienie na skutek wydzielania się powietrza rozpuszczonego w wodzie. Prowadzi to do wzrostu strat w rozpatrywanym obszarze. Ponieważ w większości przypadków decyzja o zakończeniu cyklu filtracji i rozpoczęciu cyklu płukania oparta jest na wielkości strat, to zjawisko zapowietrzania złoża powoduje skrócenie cyklu filtracji.

Wobec powyższego ważne jest opracowanie precyzyjnej metody określania rozkładu ciśnień w złożu, a w szczególności jego minimalnej wartości w zależności od parametrów projektowych, tj. wysokości warstwy wody nad złożem i wysokości położenia przelewu w zbiorniku wody czystej oraz doboru na tej drodze ich optymalnej wartości.

Przedstawiona metoda pozwala również na analizę pracy filtru pospiesznego ze stałą prędkością filtracji, w wariantach wzrastającego poziomu wody na filtrze lub zaworu regulacyjnego na wpływie filtratu.

13.1 Jakościowa analiza rozkładu ciśnień w złożu

Analizując rozkład ciśnień h(t, L) w złożu, należy brać pod uwagę linię ciśnienia hydrostatycznego, wysokość umieszczenia przelewu w zbiorniku wody czystej względem złoża, wielkość strat $\Delta h_0(x)$, występujących w złożu czystym w funkcji głębokości liczonej od powierzchni złoża oraz wielkość dodatkowych strat $\Delta h_a(t, L)$, wynikających z akumulacji zanieczyszczeń w złożu i zależnych zarówno od głębokości w złożu, jak i od czasu trwania filtracji.

Decydujący wpływ na jakościowy obraz rozkładu ciśnień w złożu ma wysokość umieszczenia przelewu w zbiorniku wody czystej względem złoża. Można tu wyróżnić trzy typowe przypadki zilustrowane graficznie na rysunkach 13.1, 13.2, 13.3.

W przypadku 1 przelew umieszczony jest na poziomie powierzchni złoża, ciśnienie h(t, L) dla każdego $t \in [0, T]$ jest monotonicznie malejącą funkcją głębokości, stąd jego wartość nie może być niższa od ciśnienia atmosferycznego. Wadą tego przypadku jest konieczność stosowania dużej grubości warstwy wody nad złożem.

W przypadku 2 przelew umieszczony jest w obszarze grubości złoża, a na rys.13.2 w jego połowie. Rozkład ciśnień h(t, L) wykazuje charakterystyczne załamania i może posiadać minimalną wartość w swoim początkowym fragmencie licząc od powierzchni złoża (patrz również rysunki 10.3, 10.7, 10.13, 10.17).

W przypadku 3, przedstawionym na rys.13.2, przelew umieszczony jest na poziomie dna filtru. Rozkład ciśnień może posiadać minimum. Patrz również rysunki 10.3, 10.7, 10.13, 10.17.

Na rysunkach pominięto dla uproszczenia straty na odcinku wypływ z filtru przelew w zbiorniku wody czystej.

Wyróżnione przypadki sugerują prostą graficzną metodę sprawdzania, czy nie wystąpi podciśnienie w złożu, polegające na wrysowaniu danych a priori wielkości strat $\Delta h(x,T) = \Delta h_a(x,T) + \Delta h_0(x)$ w jeden z przypadków, odpowiednio do założonego usytuowania przelewu.



- Rys. 13.1. Rozkład ciśnień w złożu w przypadku przelewu w zbiorniku usytuowanym na poziomie powierzchni złoża Fig. 13.1. Distribution of pressures in the bed during overflow from a tank
- located at the level of the bed's surface



- Rys. 13.2. Rozkład ciśnień w złożu w przypadku przelewu w zbiorniku usytuowanym na poziomie połowy wysokości złoża Fig. 13.2. Distribution of pressures in the bed during overflow from a tank
- located in the mid-position of the bed's height

Metoda, oparta na analitycznej analizie rozkładu ciśnień, przedstawiona jest w dalszych punktach pracy.

Metoda symulacji procesu filtracji z rejestracją rozkładu ciśnień omówiona była w części II.

13.2 Analityczne warunki dla niewystępowania podciśnienia w złożu

Zakładamy, że dana jest funkcja strat ciśnienia w złożu o postaci:

$$\Delta h(t,L) = \Delta h_0(L) + \delta h_a(t,L) \tag{13.1}$$

Ciśnienie w złożu dla $L \in [0, L_{max}]$ wyraża się zatem zależnością:

$$h(t,L) = L + h_w - \Delta h(t,L) \quad \text{dla} \quad L \in [0, L_{\max}]$$

$$(13.2)$$

$$h(t,L) = z + h_w - \Delta h(t,L) \quad \text{dla} \quad \mathbf{x} \in [\mathbf{z}, \mathbf{L}_{\max}]$$
(13.3)

gdzie z jest położeniem przelewu, mierzonym względem poziomu powierzchni złoża.

W przypadku gdy $z \leq 0$, obowiązuje zależność (13.3). Jeśli $z \geq L_{max}$, obowiązuje zależność (13.2), co odpowiada przypadkowi skrajnemu przedstawionemu na rys.13.3.

Minimalną wartość funkcji h(t, L), osiąganą dla argumentów L_{min} , t_{min} i oznaczaną dalej przez h_{min} , znajdujemy przyrównując do zera pochodne cząstkowe względem L i t, w przedziałach odpowiednio $[0, L_{max}]$, [0, T]. Ponieważ z przesłanek fizycznych dla filtracji ze stałą prędkością $\partial h(t, L)/\partial t > 0$, dla każdego $t \in [0, T]$, otrzymujemy $t_{min} = T$.

Zauważmy na podstawie wyników symulacji, że stwierdzenie to nie jest prawdziwe przy prędkości filtracji zmieniającej się w trakcie cyklu filtracji.

Zakładając, że mamy przypadek stałej prędkości filtracji L_{min} , wyznaczamy z warunku $\partial h(L,T)/\partial L = 0$, i ostateczny warunek niewystępowania podciśnienia w złożu można przedstawić w postaci:

$$h(L_{\min}, T) > h_s \tag{13.4}$$

gdzie hs - jest marginesem bezpieczeństwa

W przypadku gdy h(t, L) dane jest wzorem (13.2), po uwzględnieniu (13.1) otrzymujemy:

$$\frac{\partial}{\partial L}h(L,T) = 1 - \frac{\partial}{\partial L}\Delta h(L,t) = 1 - k_1 - k_2\sigma(L,T)$$

Stąd równanie pozwalające na wyznaczenie L_{min} ma postać:

$$1 - k_1 - k_2 \sigma(L, T) = 0 \tag{13.5}$$

Analizując to równanie zauważmy, że $k_1 > 1$ (straty jednostkowe [m/m] w czystym złożu), stąd składnik $1 - k_1 > 0$ może być chwilowo pominięty, a uproszczone w ten sposób równanie ma postać $\sigma(L,T) = 0$, zatem L_{min} odpowiada położeniu "czoła filtracji" w chwili t = T. Oznacza to, że minimalne ciśnienie wystąpi na głębokości czoła filtracji. W filtrach pośpiesznych jest to wielkość rzędu 0, 5 m. Uwzględnienie pominiętego składnika $1 - k_1$ przesuwa x_{min} w kierunku mniejszych wartości, nawet do 0, 25 m.

W przypadku gdy h(L,t) dane jest wzorem (13.3), po uwzględnieniu (13.1), otrzymujemy:

$$\frac{\partial}{\partial L}h(L,T) = 1 - \frac{\partial}{\partial L}\Delta h(L,T) = -k_1 - k_2\sigma(L,T)$$

Łatwo sprawdzić, że w tym przypadku równanie

$$-k_1 - k_2 \sigma(L, T) = 0 \tag{13.6}$$

przy $k_1 > 0, k_2 > 0$, nie posiada rozwiązań ze względu na L w przedziale $L \in [0, L_{max}]$, zatem w tym przypadku minimalna wartość ciśnienia wystąpi na brzegu przedziału w punkcie $L = L_{max}$.

W przypadku pośrednim odpowiadającym rysunkowi 13.2, h(t, L) dane jest wzorem (13.2) dla $L \in [0, L_{max}]$ i wzorem (13.3) dla $L \in [z, L_{max}]$. W konsekwencji mogą wystąpić dwa minima funkcji h(x, T) o wartościach $h_{min1} = h(T, L_{min})$, gdzie L_{min} jest rozwiązaniem równania (13.5), jeżeli rozwiązanie to istnieje w przedziale [0, z], oraz $h_{min2} = h(L, T)$, w przypadku przeciwnym.

Odpowiednik warunku (13.4) ma postać:

$$h(x_{min}, T) + h_s \ge h(L, T) \tag{13.7}$$

Warunki (13.4), (13.7) wraz z równaniem (13.5) oraz wyrażeniami (13.2), (13.3), (6.1), (6.2) stanowią podstawę dla precyzyjnego doboru parametrów projektowych, takich jak wysokość warstwy wody nad złożem, położenie z przelewu w zbiorniku wody czystej względem powierzchni złoża, a pośrednio wysokości komory filtru, czasuTtrwania procesu oraz wysokości złoża $L_{\max}.$

88

Dokładność przedstawionej metody zależy od dokładności zastosowanego modelu na wielkość strat oraz modelu filtracji.

Biorąc pod uwagę analizę równania (13.5), możliwe jest również zastosowanie przybliżonych wzorów określających głębokość penetracji zanieczyszczeń w miejsce pełnego modelu filtracji.

Stosowanie przedstawionej dokładniejszej metody projektowania wysokości warstwy wody nad złożem w powiązaniu z położeniem przelewu do zbiornika wody czystej pozwala na obniżenie wysokości komory filtru i obniżenie w efekcie nakładów inwestycyjnych.



Rys. 13.3. Rozkład ciśnień w złożu w przypadku przelewu w zbiorniku usy-tuowanym na poziomie dna filtru
Fig. 13.3. Distribution of pressures in the bed during overflow from a tank located at the level of the bed's bottom

Projektowanie procesu filtracji

Do projektowania filtru ze względu na proces filtracji wykorzystuje się opracowany model matematyczny umożliwiający wykonanie symulacji procesu filtracji dla różnych założeń projektowych.

Inaczej, zamiast sprawdzać poprawność założeń projektowych na modelach fizykalnych lub instalacjach pilotowych, wykonuje się obliczenia symulacyjne. Poszczególne etapy tak rozumianego procesu projektowania przedstawia poniższy schemat.

- 1. Przyjmij
 - (a) Materiał warstw, liczbę warstw, grubość warstw
 - (b) Prędkość filtracji, czas trwania cyklu filtracji, dopuszczalną stratę ciśnień
 - (c) Koncentrację zanieczyszczeń w wodzie surowej
- 2. Oblicz
 - (a) $\rho_s, d_s, \varepsilon_0, S, \psi$
 - (b) $\lambda_0(v), \beta, \sigma_u(v), z(l,v), K(v)$
- 3. Przyjmij warunki brzegowe i początkowe
 - (a) $C(k,0) = C_0$
 - (b) $\sigma(0,i) = 0$
 - (c) $h(k,0) = h_0$
- 4. Przyjmij

(a) k = 1

(b) i = 1

5. Oblicz wykorzystując dane z p.2.

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

$$\sigma(k,i) = \sigma(k-1,i) + \Delta tv(k-1)\lambda(\sigma(k-1,i))C(k-1,i) \quad (14.1)$$

$$h(k,i) = h(k,i-1) + \Delta Lk_1(\sigma(k,i)) + k_2$$
recall a single interpretence of the product of the prod

- 6. Sprawdź, czy nie jest przekroczone ograniczenie na dopuszczalną stratę ciśnienia
 - (a) Jeżeli nie, to przejdź do następnego punktu
 - (b) Jeśli tak, to przejdź do p.10
- 7. Sprawdź, czy to ostatnia warstwa złoża
 - (a) Jeśli nie, to przejdź do następnego punktu
 - (b) Jeśli tak, przejdź do p.9
- 8. Zwiększ k o 1 i wróć do p.5
- 9. Sprawdź, czy to ostatnia chwila czasu
 - (a) Jeśli tak, to przejdź do następnego punktu
 - (b) Jeśli nie, to zwiększ i o 1 i wróć do p. 4.b.
- 10. Drukuj $C(k,i), \sigma(k,i), h(k,i)$

Istotną część przedstawionego algorytmu stanowią punkty 3, 4, 5, w których realizowana jest symulacja procesu filtracji polegająca na numerycznym całkowaniu równań modelu na siatce prostokątnej, odpowiednio do rozważań przedstawionych w części II.

14.1 Kryteria dla procesu filtracji

Omawiane kryteria służą do porównywania między sobą czasowo przestrzennych rozkładów zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie oraz zatrzymanych w złożu i odpowiadających im strat ciśnienia. Przy wszystkich kryteriach zakłada się, że dana jest maksymalna dopuszczalna strata ciśnienia dla całego złoża.

14.1.1 Kryterium równości strat

Kryterium to można rozpatrywać w dwu wariantach:

- równość strat ciśnienia na grubościach poszczególnych warstw złoża wielowarstwowego przy końcu cyklu filtracji,
- równość średnich jednostkowych strat ciśnienia w poszczególnych warstwach przy końcu cyklu filtracji.

Pomimo że oddzielne rozpatrywanie tego kryterium jest w pełni uzasadnione, to w odniesieniu do całości konstrukcji filtru szczególnie jego wariant pierwszy nie jest możliwy do przyjęcia. Chcąc zapewnić bowiem taki sam spadek ciśnienia dla wszystkich warstw, należy przyjąć dużą grubość górnej warstwy zawierającej najlżejszy materiał, a z kolei warstwa ta w trakcie płukania ulega dużej ekspansji wymagając specjalnej konstrukcji komory filtru.

14.1.2 Kryterium równości ładunków zanieczyszczeń

Intuicyjnym kryterium porównania dwóch rozkładów zanieczyszczeń w złożu są ładunki zanieczyszczeń zatrzymane w poszczególnych warstwach. W tym przypadku można również rozpatrywać dwa warianty tego kryterium:

- równość ładunków zanieczyszczeń w danych warstwach przy końcu cyklu filtracji,
- równość gęstości ładunków (tj. ilość zanieczyszczeń w jednostkowej objętości danej warstwy) przy końcu cyklu filtracji.

Kryterium to przez zależność straty ciśnienia od ilości zanieczyszczeń związane jest z kryterium pierwszym. Stąd jego wariant pierwszy posiada tę samą negatywną z praktycznego punktu widzenia cechę co wariant pierwszy kryterium pierwszego.

14.1.3 Zadany rozkład koncentracji zanieczyszczeń

Przesłanką do ustalenia rozkładu koncentracji zanieczyszczeń, akumulowanych w jednostce czasu w poszczególnych warstwach złoża, jest informacja o rozkładzie wielkości cząstek zawiesiny występujących w filtracie. Jeżeli jest to rozkład równomierny, to właściwe jest stosowanie kryterium równości gęstości ładunków (tj. ilość zanieczyszczeń w jednostkowej objętości danej warstwy) przy końcu cyklu filtracji. Natomiast jeżeli mamy do czynienia z rozkładem normalnym lub logarytmicznie normalnym, to największa redukcja zanieczyszczeń (o wielkościach zbliżonych do średniej) powinna wystąpić w środkowej warstwie złoża, a "ogony rozkładu" powinny być wychwycone odpowiednio przez warstwy górne (cząstki o wielkości znacznie przewyższającej średnią) i dolne (cząstki o wielkości poniżej średniej). Równocześnie jako materiał warstwy, która powinna zatrzymać największy ładunek zanieczyszczeń, dobiera się najtańszy; jest nim najczęściej piasek.
Rozdział 15

Projektowanie procesu płukania

W klasycznych filtrach pospiesznych występowanie naturalnej dyspersji uziarnienia powoduje jego stratyfikację w trakcie płukania, w wyniku której wielkość uziarnienia monotonicznie rośnie w kierunku od powierzchni złoża do płyty drenażowej. W cyklu filtracji może prowadzić to do szybkiego "zatykania się" górnych warstw złoża, przy niewykorzystaniu pojemności warstw dolnych. Wyeliminowanie tego niekorzystnego zjawiska możliwe jest przez:

- odwrócenie kierunku filtracji (proces filtracji o przepływie wstępującym),
- sterowanie głębokością penetracji zanieczyszczeń,
- wprowadzenie złóż wielowarstwowych.

W tym ostatnim przypadku problemem, który należy rozwiązać, jest odpowiedni dobór liczby warstw i ich parametrów, tak by osiągnąć pożądany rozkład zanieczyszczeń i zadowalający przebieg procesu płukania.

Problem ten będzie w dalszej części monografii nazywany skrótowo problemem projektowania filtru wielowarstwowego. W jego zakresie rozpatrywuje się dwa problemy częściowe:

- Projektowanie procesu płukania, w którym kryterium stanowi warunek niemieszania się warstw.
- Projektowanie procesu filtracji w oparciu o kryterium oceniające rozkład zanieczyszczeń w złożu.

Ponieważ kryterium niemieszania się warstw stanowi warunek konieczny, całemu procesowi projektowania można nadać następującą strukturę hierarchiczną. Na początku ustala się liczbę i rodzaj materiałów warstw, a następnie z warunku ich niemieszania się dopuszczalne zakresy średnic uziarnienia.

Z kolei, zakładając na wstępie dowolne grubości warstw, przeprowadza się symulacje procesu filtracji i w oparciu o wybrane kryterium ocenia uzyskany rozkład zanieczyszczeń w złożu. Jeżeli jest on niezadowalający, zmienia się grubość warstw i powtórnie przeprowadza symulację procesu filtracji. Jeżeli dla żadnego z układów grubości warstw nie udaje się osiągnąć zadowalającej wartości kryterium, dokonuje się modyfikacji na etapie wcześniejszym, zmieniając średnicę uziarnienia, tak jednak by nadal był spełniony warunek niemieszania się warstw.

W przypadku gdy i to nie prowadzi do zadowalającej wartości kryterium, zmienia się rodzaj materiałów warstw i wyznacza nowy warunek ich niemieszania się.

Odpowiednio do przedstawionego powyżej schematu projektowania w dalszej części omawia się warunki niemieszania się warstw oraz alternatywne kryteria oceniające uzyskane w wyniku symulacji rozkłady zanieczyszczeń.

15.1 Warunki niemieszania się warstw

Realizacja pierwszej fazy cyklu projektowania złoża wielowarstwowego wymaga, przy ustalonej liczbie warstw i ustalonym rodzaju materiału, doboru uziarnienia warstw i zakresu intensywności płukania złoża, przy których materiały poszczególnych warstw nie będą się mieszały się w wyniku płukania.

W literaturze spotyka się w tym zakresie różne kryteria, pozwalające na rozstrzygnięcie, czy zjawisko mieszania się warstw nie będzie występować.

15.1.1 Kryterium prędkości opadania

Kryterium to wymaga znajomości prędkości swobodnego opadania ziarna (v_s) w cieczy fluidyzującej. Jeżeli zachodzi relacja:

$$\forall_{(j>i)} \quad v_{s,j} > v_{s,i}$$

gdzie i, j są numerami warstw liczonymi od powierzchni złoża (stąd j > i), to warstwy te nie mieszają się w wyniku płukania.

Dla wyznaczenia na podstawie tego kryterium zakresu średnic uziarnienia warstw wykorzystuje się najczęściej graficzną zależność prędkości opadania od średnicy i gęstości materiału. Wadą tego kryterium jest nieuwzględnienie oddziaływań pomiędzy ziarnami złoża oraz założenie stałej prędkości przepływu w przekroju poprzecznym złoża. Z badań eksperymentalnych wiadomo, że warstwy mogą nie mieszać się przy małej intensywności płukania, a mieszać przy wysokiej oraz że w złożu fluidyzowanym mogą występować lokalne obszary o znacznie wyższej niż średnia prędkości przepływu (zjawisko strumieni wodno-piaskowych [60]).

15.1.2 Kryterium prędkości fluidyzacji

Kryterium to jest zbliżone do poprzednio omówionego. Zamiast prędkości swobodnego opadania bierze się pod uwagę minimalną prędkość fluidyzacji (v_{min}) . Dany układ warstw nie ulega mieszaniu się, jeżeli zachodzi:

 $\forall_{(j>i)} \ v_{min_j} > v_{min_i}$

gdzie i, j są numerami warstw liczonymi od powierzchni złoża.

Kryterium to można modyfikować, wstawiając zamiast minimalnej prędkości fluidyzacji, prędkość maksymalną lub ważoną ze współczynnikiem α , co prowadzi do następującego wyrażenia ogólnego:

$$v = \alpha v_{min} + (1 - \alpha) v_{max}; \ \alpha \in [0, 1]$$

w którym α jest współczynnikiem wagowym.

15.1.3 Kryterium gęstości masowej

Jeżeli przyjąć, że siły przeciwdziałające mieszaniu się warstw pochodzą od różnic gęstości masowej złoża w stanie fluidyzacji (zależy ona od intensywności płukania), to kryterium niemieszania się warstw można zapisać w postaci:

$$\forall_{i>j}\rho j - \rho i = (1 - \varepsilon_j)(\rho_{z,j} - \rho) - (1 - \varepsilon_i)(\rho_{z,i} - \rho) > 0$$

gdzie: i, j numery warstw liczone od powierzchni złoża,

 ρ_j , ρ_i gęstości masowe warstw i, j w stanie fluidyzacji przy porowatościach odpowiednio $\varepsilon_i, \varepsilon_j$,

 ρ_{zi}, ρ_{zi} gęstości masowe ziaren (materiału) dla warstw i, j.

15.2 Kryteria płukania filtrów węglowych

Granulowany węgiel aktywny (GAC) może być wykorzystany w różnych schematach technologicznych uzdatniania wody.

W monografii rozważa się przypadek, w którym stanowi on wypełnienie lub warstwę filtru pośpiesznego.

Analizując stabilność stanu równomiernej fluidyzacji w złożu GAC, stwierdzono na podstawie przeprowadzonych badań [60], że zachowuje się ono podobnie jak złoże piaskowe, tj. występuje w nim zjawisko strumieni wodno-węglowych, w obszarze których prędkość przepływu jest kilkakrotnie większa od średniej, a ich liczba i długość strumieni rosną ze wzrostem intensywności płukania.

W porównaniu ze złożem piaskowym zaobserwowano mniejszą turbulencję na brzegach strumieni. Strumienie występujące przy niskich intensywnościach płukania nie odziaływają na siebie, zaś strumienie rozpoczynające się od płyty drenażowej i występujące przy wyższych intensywnościach, odziaływają na siebie poprzez związane z nimi strefy cyrkulacji. Mechanizm tego oddziaływania jest taki sam jak dla złoża piaskowego. Ze względu na niewystępowanie istotnej turbulencji strumieni strefy cyrkulacji obejmują całą wysokość złoża, co prowadzi do jego mieszania się.

Cyrkulacja złóż GAC występuje dopiero od momentu pojawienia się strumieni rozpoczynających się od drenażu.

Materiał dostający się do strumienia w jego dolnej części jest transportowany w strumieniu aż do powierzchni złoża, gdzie rozpływa się na boki i przesuwa powtórnie ku dołowi wraz z objętością nie objętą strumieniem.

Przy wzroście intensywności objętość strefy cyrkulacyjnej związanej z danym strumieniem powiększa się.

Zaobserwowano również zjawisko łączenia się stref cyrkulacji dwu sąsiednich strumieni, polegające na tym, że materiał wyrzucany na powierzchnię złoża przez jeden strumień bywa transportowany w strefie cyrkulacji do dolnej części strumienia sąsiedniego. Wyraźnego podkreślenia wymaga fakt, że ta sama warstwa węgla, występująca w złożu dwuwarstwowym piaskowo-węglowym, wykazuje zachowanie odmienne. Brak jest strumieni, występuje fluidyzacja w przybliżeniu równomierna. W monografii przedstawiono hipotezę, że spowodowane jest to przemieszczaniem się cząstek węgla z drobniejszą frakcją warstwy piasku. Zjawisko to nie zostało do końca wyjaśnione i wymaga dalszych badań.

Kolejna cecha płukania złóż GAC jest związana z jego niewielką wytrzymałością mechaniczną i dużą ścieralnością. W przeprowadzonych badaniach płukanie czystego złoża w czasie $5 \div 10$ min dawało zawsze wodę silnie zabarwioną pyłem węglowym, przy czym intensywność zabarwienia wzrastała ze wzrostem intensywności płukania. Po półrocznym okresie badań i płukaniu średnio z częstotliwością raz na dobę okazało się, że średnica efektywna ziaren zmalała o połowę wartości wyjściowej. Stąd w dalszych rozważaniach ilościowych określa się wrażliwość parametrów procesu na zmianę średnicy uziarnienia.

15.2.1 Kryteria wrażliwościowe

Rozpatrzmy ogólny proces scharakteryzowany parametrami

 $x = (x_1, ..., x_i, ..., x_I)$

przy założeniu że każdy z poszczególnych parametrów zależy z kolei od wektora zmiennych

$$a = (a_1, ..., a_j, ..., a_J).$$

Zmienne występujące w wektorze *a* określają wielkości fizyczne, podlegające fluktuacjom niezależnym od procesu i stanowią wobec tego zakłócenia rozpatrywanego procesu.

Przykładami takich zmiennych w procesie płukania mogą być temperatura wody płucznej, zmiana składu granulowanego złoża i inne.

Główną ideą leżącą u podstaw proponowanych dalej kryteriów jest stwierdzenie, że z technologicznego punktu widzenia lepszy jest proces, którego parametry są mniej wrażliwe na zmiany wielkości zakłócających. Wprowadzamy następujące kryteria:

A. Wrażliwość punktowa i-tego parametru względem j-tej zmiennej w punkcie

$$a = (\bar{a}_1, \dots, \bar{a}_j, \dots, \bar{a}_J)$$

$$w = rac{\partial x_i}{\partial a_j}|_{ar a_j}$$

B. Wrażliwość przyrostowa i-tego parametru względem \bar{a}_j -tej zmiennej.

$$w = rac{x_i(a_j) - x_i(a_j + \delta a_j)}{\Delta a_j}$$

C. Prawdopodobieństwo, względem j-tej zmiennej, utrzymania i-tego parametru w przedziale $\underline{x}_i, \overline{x}_i$ jego dopuszczalnych wartości.

$$p_{i,j} = \frac{\|[\underline{x}_i(a_j), \overline{x}_i(a_j)] \cap [\underline{x}_i(a_j + \delta a_j), \overline{x}_i(a_j + \delta a_j)]\|}{\|[\underline{x}_i(a_j), \overline{x}_i(a_j)]\|}$$
(15.1)

Jeżeli założyć, że normą || [c,d] || odcinka [c,d] jest jego długość d-c, to wzór (15.1) przyjmuje postać:

$$p_{i,j} = \begin{cases} \frac{\overline{x}_i(a_j) - \underline{x}_i(a_j + \delta a_j)}{\overline{x}_i(a_j) - \underline{x}_i(a_j)} & \text{jeżeli } \overline{x}_i(a_j) > \underline{x}_i(a_j) \\ 0 & \text{jeżeli } \overline{x}_i(a_j) < \underline{x}_i(a_j) \end{cases}$$
(15.2)

15.2.2 Obliczanie kryteriów dla złóż GAC

W celu ilustracyjnego porównania procesów płukania złoża piaskowego i GAC przyjmuje się, że parametrami płukania są: minimalna prędkość krytyczna fluidyzacji v_k^1 , maksymalna prędkość krytyczna fluidyzacji v_k^2 oraz zalecana prędkość płukania v_p , zaś zmiennymi zakłócającymi, od których zależą wymienione parametry, są: temperatura wody płucznej τ oraz średnica ziaren d_s .

Aby nie powtarzać wielokrotnie podobnych obliczeń, wrażliwość punktową wyznacza się dla minimalnej prędkości fluidyzacji, zaś przyrostową dla prędkości zalecanej. Przyjmując dla minimalnej prędkości fluidyzacji następującą zależność analityczną:

$$v_k^1 = \frac{1}{4} \frac{(\rho_z - \rho(\tau))g}{\eta(\tau)} \frac{\varepsilon_0^3}{1 - \varepsilon_0} (\frac{\psi d_s}{6})^2$$
(15.3)

wyznaczamy

$$\begin{split} w_{\tau} &= \frac{\partial v_k^1}{\partial \tau} \\ &= -\frac{1}{4} \frac{(\rho_z - \rho(\tau))g}{\eta^2(\tau)} \frac{\varepsilon_0^3}{1 - \varepsilon_0} (\frac{\psi d_s}{6})^2 \frac{d\eta}{d\tau} \\ &- \frac{1}{4} \frac{g}{\eta(\tau)} \frac{\varepsilon_0^3}{1 - \varepsilon_0} (\frac{\psi d_s}{6})^2 \frac{d\rho}{d\tau} \\ &= -\frac{1}{4} \frac{g}{\eta(\tau)} \frac{\varepsilon_0^3}{1 - \varepsilon_0} (\frac{\psi d_s}{6})^2 (\frac{\rho_z - \rho(\tau)}{\eta(\tau)} \frac{d\eta}{d\tau} + \frac{d\rho}{d\tau}) \end{split}$$

Stąd stosunek wrażliwości punktowych minimalnych prędkości fluidyzacji względem temperatury, dla złóż piaskowego i GAC, wyraża się zależnością:

$$\frac{w_{\tau}^{a}}{w_{\tau}^{p}} = \alpha \frac{\frac{\rho_{z}^{a} - \rho(\tau)}{\eta(\tau)} \frac{d\eta}{d\tau} + \frac{d\rho}{d\tau}}{\frac{\rho_{z}^{p} - \rho(\tau)}{\eta(\tau)} \frac{d\eta}{d\tau} + \frac{d\rho}{d\tau}}$$
(15.4)

gdzie:

$$\alpha = \frac{\frac{\varepsilon_{0,a}^3}{1 - \varepsilon_{0,a}} (\psi_a d_{z,a})^2}{\frac{\varepsilon_{0,p}^3}{1 - \varepsilon_{0,p}} (\psi_a d_{z,p})^2}$$
(15.5)

Współczynnik α nie jest zależny od punktu (temperatury $\overline{\tau}$), w którym wyznaczana jest wrażliwość. Podstawiając dane liczbowe dla typowych złóż: $d_s^a = 0,2cm, \ \rho_z^a = 1,4g/cm3, \ \varepsilon_0^a = 0,7, \ d_s^p = 0,07cm, \ \rho_z^p = 2,54g/cm3,$ $\varepsilon_0 p = 0,38$ oraz aproksymując odpowiednie pochodne przez ilorazy różnicowe, otrzymujemy dla zmiany temperatury z $\tau = 20$ do $\tau = 4$ C°

$$\frac{d\eta}{d\tau} = 3.13 \ 10^{-4}$$
$$\frac{d\rho}{d\tau} = -1.25 \ 10^{-4}$$

ostatecznie:

$$\frac{w_{\tau}^a}{w_{\tau}^p} = 24$$

Wynik ten oznacza, że w przypadku złoża GAC minimalna prędkość graniczna fluidyzacji jest 24-krotnie bardziej wrażliwa na zmianę temperatury wody płucznej w porównaniu z analogiczną dla złoża piaskowego.

Kolejno wyznaczymy wrażliwość na zmianę średnicy uziarnienia złoża. Mamy:

$$w_{d_s} = \frac{\partial v_k^1}{\partial d_s}$$
$$= -\frac{1}{2} \frac{(\rho_z - \rho(\tau))g}{\eta^2(\tau)} \frac{\varepsilon_0^3}{1 - \varepsilon_0} \frac{\psi^2 d_s}{36}$$

Stąd wyrażenie na stosunek odpowiednich wrażliwości ma postać:

$$\frac{w_{d_s}^a}{w_{d_s}^p} = \alpha \frac{\frac{\rho_s^a - \rho}{d_s^a}}{\frac{\rho_s^p - \rho}{d_s^p}}$$
(15.6)

Dla tych samych danych liczbowych mamy:

$$\frac{w_{d_s}^a}{w_{d_s}^p} = 8.5$$

Otrzymany wynik oznacza, że złoże GAC w porównaniu ze złożem piaskowym jest również bardziej wrażliwe na zmianę średnicy uziarnienia.

Wprowadzone nowe kryteria ilościowe pozwalają na porównanie złóż GAC i piaskowych pod względem płukania. Kryteria te, intuicyjnie stosowane dotychczas w projektowaniu, obecnie w sposób ilościowy określają wrażliwość parametrów płukania na zmianę wielkości zakłócających.

Wyznaczone wartości liczbowe kryteriów dla typowych złóż GAC i piaskowych wskazują, że pierwsze z nich jest od kilku do kilkunastukrotnie bardziej wrażliwe. Uprawnia to do stwierdzenia, że złoże GAC wymaga bardziej starannego wyznaczania i utrzymywania parametrów płukania, jak również ich odpowiedniej korekcji, dokonywanej w oparciu o pomiary wielkości zakłócających. Jednym z możliwych rozwiązań jest automatyczna stabilizacja parametrów procesu płukania, uwzględniająca znane zmiany wielkości zakłócających.

Rozdział 16

Optymalizacja w projektowaniu filtrów

Nowoczesna praktyka projektowania wymaga wyboru rozwiązań optymalnych. Rozważania przedstawione poniżej stanowią próbę sformułowania zadania projektowania filtrów pośpiesznych w kategoriach optymalizacji wielokryterialnej.

W tym zakresie przedstawia się sformułowanie problemu optymalizacji wielokryterialnej, definiuje zmienne decyzyjne, niepewne i kryteria.

16.1 Sformułowanie problemu optymalizacji

Ogólny problem optymalizacji wielokryterialnej w warunkach niepewności formułuje się podając [1]:

- wektor zmiennych decyzyjnych $x = [x_1, ..., x_{nx}],$
- wektor zmiennych niepewnych $z = [z_1, ..., z_{nz}],$
- zbiór skalarnych funkcji kryterialnych $f_i(x, z), i = 1, ..., F$,
- zbiór ograniczeń nierównościowych $g_i(x,z) > \gamma_i \ i = 1, ..., G$,
- zbiór ograniczeń równościowych $h_i(x,z) = \chi, i = 1, ..., H$.

Zadanie polega na znalezieniu wektora x^* , optymalnego w sensie zależnym od dalszych uściśleń problemu.

W odniesieniu do optymalizacji filtrów pośpiesznych zmienne decyzyjne interpretuje się jako parametry konstrukcyjne i eksploatacyjne. Zmienne niepewne zaś jako te parametry konstrukcyjne, których wartości nie są znane na etapie projektowania (znane są jedynie przedziały ich zmienności lub charakterystyki probabilistyczne). 104

Wprowadzenie wielu funkcji kryterialnych wynika z niemożności agregacji (np. cenowej) takich kryteriów częściowych, jak koszt inwestycji i jakość uzyskiwanej wody (filtratu). Agregację cenową stosuje się natomiast dla kryteriów częściowych przedstawiających koszty inwestycyjne i eksploatacyjne.

Ograniczenia nierównościowe i równościowe odpowiadają założeniom technicznym i normatywnym procesu. Dla optymalizacji filtrów pośpiesznych najbardziej typowe są ograniczenia na jakość filtratu.

Uściślenie problemu optymalizacji wielokryterialnej polega na wyborze sposobu "traktowania" wielu kryteriów oraz sposobu "usunięcia" zmiennych niepewnych, występujących zarówno w funkcjach kryterialnych, jak i w ograniczeniach.

Zakładając, że przyjęte kryteria są zgodne, tj. korzystne są jak najmniejsze wartości każdego z nich, najprostszym podejściem jest ich agregacja, polegająca na wprowadzeniu jednego kryterium.

Jeżeli kryteria mają różny stopień ważności i można je uporządkować

$$f_1 > \cdots > f_i > f_{i+1} > \cdots > f_F$$

gdzie $f_i > f_{i+1}$ oznacza, że kryterium f_i jest ważniejsze (ma wyższą hierarchię) od kryterium f_{i+1} , stosuje się podejście hierarchiczne.

Proces znajdowania optymalnego x^* rozpoczyna się zatem od kryterium f_1 , które jest najważniejsze. Rekurencyjnie proces ten jest określony następująco: niech x^{i*} będzie wynikiem minimalizacji i-tego kryterium, zaś $\beta_i(x^{i*})$ otoczeniem punktu x^{i*} , to jest przykładowo zbiorem punktów xspełniających warunek $|x - x^{i*}| \leq \delta_i$. Punkt $x^{(i+1)*}$ wyznacza się z minimalizacji kryterium f_{i+1} w obszarze $\beta_i(x^{i*})$ i postępowanie powtarza się.

Ostatnim z rozpatrywanych podejść jest wyznaczenie zbioru decyzji kompromisowych P. Decyzje tego zbioru mają tę właściwość, że nie istnieje w nich kierunek, w którym maleją równocześnie wszystkie kryteria. Cechą charakterystyczną tego podejścia jest to, że nie prowadzi ono do jednej decyzji optymalnej x^* , a ogranicza jedynie zbiór możliwych decyzji do wspomnianego już zbioru P. Z tego względu stosuje się je przy wspomaganiu projektowania, gdzie ostatecznego wyboru $x^* \in P$ dokonuje projektant.

Kolejnym zagadnieniem występującym przy formułowaniu problemu optymalizacji filtrów pospiesznych jest występowanie zmiennych niepewnych. Przykładowo, zmienne takie służą do opisu jakości wody surowej podawanej na filtr lub parametrów technologicznych, takich jak np. temperatura. Jawne wprowadzenie tych zmiennych do procesu projektowania pozwala na właściwe sformułowanie zadania optymalizacji i formalne rozpatrywanie wariantów uwzględnianych dotychczas co najwyżej intuicyjnie.

Wspomniane warianty wiążą się z wprowadzeniem wtórnych funkcji kryterialnych i wtórnych ograniczeń. Wtórnymi funkcjami kryterialnymi mogą być np. wartość średnia, maksymalna lub minimalna pierwotnych funkcji kryterialnych, wziętych po zmiennych niepewnych. Podobnie można żądać, by ograniczenia spełnione były dla każdych realizacji zmiennych niepewnych, spełnione z zadanym prawdopodobieństwem lub spełnione dla wartości średnich, występujących w nich zmiennych niepewnych.

W nieco innym podejściu można również rozwiązywać wielokrotnie proces optymalizacji dla pierwotnych funkcji kryterialnych i pierwotnych ograniczeń, dla kolejnych zakładanych realizacji zmiennych niepewnych. W rezultacie otrzymuje się tzw. optymalną regułę decyzyjną, uzależniającą optymalną decyzję od realizacji zmiennej niepewnej. Podejście takie stosuje się, jeżeli spodziewamy się znajomości zmiennych niepewnych w trakcie eksploatacji, natomiast nie są one znane na etapie projektowania.

W przedstawianym problemie optymalizacji filtrów pospiesznych zagadnieniem o charakterze technicznym jest sposób wyznaczania kryterium oraz odpowiadającej ustalonej wartości zmiennej decyzyjnej i niepewnej. Stosuje się zarówno analityczną postać kryterium, jak i wyznaczoną na drodze symulacji procesu filtracji.

16.2 Zmienne dla opisu filtrów pośpiesznych

Formułując problem optymalizacji wielokryterialnej dla filtrów pośpiesznych definiuje się zmienne decyzyjne, niepewne i kryteria, podając równocześnie ograniczenia.

Zmienne decyzyjne i ograniczenia: $Q[m^3/doba]$ - wydajność zakładu produkcji wody N - liczba złóż filtracyjnych n - numer warstwy złoża; $1 \leq n \leq ar{n}$ $L_{max,i}[m]$ - grubość *i*-tej warstwy; $i = 1, ..., \bar{n}$ $\rho_i \left[q/cm^3 \right]$ - gęstość materiału, $\rho_i \in \{\rho_1, ..., \rho_M\}$ $d_i[mm]$ - średnica efektywna, $d_i \in \{di_1, ..., d_{1F1}, ..., d_{M1}, ..., d_{MFM}\}$ ε_i] - porowatość warstwy, $\varepsilon_i \in \{\varepsilon_{i1}, ..., \varepsilon_{1F1}, ..., \varepsilon_{M1}, ..., \varepsilon_{MFM}\}$ $v\left[m/h\right]$ - prędkość filtracji, $4\leq v\leq 10$ $\Delta_h [mH_2O]$ - graniczna strata ciśnienia, $2 \leq \Delta_h \leq 3, 5$ $D_i [mg/dm^3]$ - dawka reagenta, $\underline{D}_i \leq D_i \leq \overline{D}_i$ $v_p\left[m/s
ight]$ - prędkość płukania, $\underline{v}_p \leq v_p \leq \overline{v}_p$ $t_p[min]$ - czas płukania, $\underline{t}_p \leq t_p \leq \overline{t}_p$ $\tau \left[C^{o} \right]$ - temperatura wody p - liczba płukań każdego filtru na dobę $q_p \left[l/(sm^2) \right]$ - prędkość płukania $t_p \left[h \right]$ - czas płukania $t_d[h]$ - czas przerwy w pracy filtru związany z płukaniem t_z [h] - czas trwania zrzutu filtratu na początku cyklu

Zmienne niepewne i ich charakterystyki

 P_i - wektor parametrów wody podawanej na filtry i=1,...,P
 $\underline{P}_i \leq P_i \leq \bar{P}_i$ lub dystrybuanta $F(P_1,...,P_p)$

Kryteria i ograniczenia

 $K_1 [mln z]$ - koszt inwestycji, $\underline{K}_1 \leq K_1 \leq \overline{K}_1$ $K_2 [tys/rok]$ - koszt eksploatacji, $K_2 \leq \overline{K}_2$ $J_i [*]$ - parametry wody oczyszczonej, $J_i \leq \overline{J}_i, i = 1, ..., P$

16.3 Modele matematyczne dla kryteriów kosztowych

Dla wyrażenia kryteriów K_1 , K_2 przez zmienne decyzyjne i zmienne niepewne przyjmuje się zmodyfikowaną wersję modelu z prac [51, 50]. Mamy:

$$K_1 = k_1 L^u_{max} F^w \tag{16.1}$$

gdzie k1, u, w są wielkościami dobieranymi eksperymentalnie,

$$L_{max} = \sum_{i=1}^{\bar{n}} L_{max,i}$$
(16.2)

jest całkowitą wysokością złoża.

Wyrażenie na łączne pole powierzchni filtrów ma postać [51]:

$$F = \frac{Q}{24v - 3,6pq_p t_p - pt_d v - pt_z v}$$
(16.3)

lub

$$F = Q \frac{\frac{V}{v} + t_p}{V - V_p} \tag{16.4}$$

gdzie V jest ilością wody filtrowanej w jednym cyklu przez m^2 powierzchni, zaś V_p ilością wody zużywanej w jednym cyklu na płukanie m^2 powierzchni złoża.

llość wody filtrowanej w jednym cyklu przez m^2 powierzchni wyraża się z kole
i zależnością:

$$V = \frac{\beta f}{\gamma C_0} \frac{H}{n} \sum_{n=1}^{\bar{n}} \log \frac{\Delta h}{k_i H v}$$
(16.5)

$$f = \frac{\sum_{n=1}^{\bar{n}} \log \frac{n \Delta h_i}{k_i H_i v}}{\sum_{n=1}^{\bar{n}} \log \frac{\Delta h}{k_i H v}}$$
(16.6)

$$V_p = q_p t_p \tag{16.7}$$

gdzie:

 β - stała związana z gęstością osadu odłożonego w złożu,

 γ - współczynnik określający część zanieczy
szczeń zatrzymanych w złożu,

 \mathcal{C}_0 - koncentracja zanieczy
szczeń w wodzie podawanej na filtr,

f - współczynnik określający rozkład zanieczyszczeń w złożu,

 k_i - współczynnik strat dla i - tej warstwy czystego złoża,

 q_p - intensywność płukania.

Wzory (16.1), (16.2), (16.3), (16.5), (16.6), (16.7) wyrażają koszt inwestycji w funkcji zmiennych decyzyjnych.

Model matematyczny przyjęty dla kosztów eksploatacyjnych w skali dobowej ma postać sumy kosztów energii i chemikaliów:

$$K_2 = K_{2,1} + K_{2,2} \tag{16.8}$$

gdzie:

$$K_{2,1} = Q_p \Delta_{h_p} \frac{e}{\eta_p} + Q \Delta_{h_f} \frac{e}{\eta_f}$$
(16.9)

$$Q_p = \frac{v_p}{v_f - v_p} Q \tag{16.10}$$

oraz: $\Delta_{h_p}, \Delta_{h_f}$ są wysokościami podnoszenia dla pomp
 wody płuczącej i surowej,

 $\eta_p,\,\eta_f$ współczynnikami sprawności dla pomp
 wody płuczącej i surowej,ejest jednostkowym kosztem energii.

Koszt chemicznego przygotowania filtrowanej wody wyraża się zależnością:

$$K_{2,2} = \sum_{i=1}^{n} \bar{i}k_i D_i \tag{16.11}$$

gdzie k_i jest jednostkową ceną *i*-tego reagenta, zaś D_i jego dawką.

Dla rozważanych kryteriów kosztowych możliwa jest ich naturalna agregacja do postaci łącznych kosztów rocznych:

$$K = aK_1 + 365K_2 + K_3 \tag{16.12}$$

gdzie a jest współczynnikiem amortyzacji, K_3 jest stałym składnikiem kosztu rocznego, związanym z niezbędnymi remontami i innymi wydatkami ponoszonymi na utrzymanie stacji.

16.4 Modele matematyczne dla kryteriów jakości

Dla wyrażenia kryteriów jakości wody uzdatnionej przez zmienne decyzyjne i zmienne niepewne przyjmuje się model filtracji (7.1), (7.2), (7.3) z pomocniczymi zależnościami (7.4), (7.5), (7.6) określającymi współczynnik filtracji, którego wartość zależy od dawki reagenta, oraz pozostałymi zależnościami (7.7), (7.8), (7.9), (7.10), (7.7), (7.12).

Argumentami funkcji C,σ,h występującymi w modelu są czas i zmienna przestrzenna L,liczona od powierzchni złoża.

Model filtracji o podstawowych równaniach (7.1), (7.2), (7.3) posiada odpowiednik dyskretny, to jest taki, w którym przestrzeń argumentów (czas, głębokość w złożu) została zdyskretyzowana na siatce prostokątnej. Model dyskretny opisany podstawowymi równaniami (8.4), (8.5), (8.6) wykorzystywany jest do symulacji procesu filtracji.

Zakładamy, że parametry wody podawanej na filtr utożsamiane są z koncentracjami zanieczyszczeń oraz że przez analogiczne koncentracje wyrażone są również parametry wody oczyszczonej.

Dodatkowo zakłada się, że procesy filtracji dla poszczególnych zanieczyszczeń są wzajemnie niezależne.

Przy przyjętych jak powyżej założeniach możliwe jest powiązanie za pomocą symulacji procesu filtracji, parametrów wody po filtrze z parametrami wody podawanej na filtr i zmiennymi decyzyjnymi. W szczególności można ustalić zależne od czasu współczynniki redukcji $r_i(t)$ koncentracji zanieczyszczeń dla poszczególnych warstw i całego złoża.

Współczynnik redukcji r(t) dla całego złoża jest iloczynem odpowiednich współczynników redukcji dla poszczególnych warstw i wyraża się następująco:

$$r(t) = \prod_{i=1}^{barn} r_i(t)$$
(16.13)

Powracając do kryteriów jakości procesu filtracji mamy ostatecznie:

$$J_k(t) = p_k r_k(t), \ k = 1, ..., P$$
(16.14)

Wzory wyrażają kryterium jakości filtratu w funkcji zmiennych decyzyjnych i zmiennych niepewnych $p_k, k = 1, ..., P$. Dalszych badań wymaga ustalenie zależności współczynnika filtracji od prędkości filtracji v oraz dawek reagentów $D_i, i = 1, ..., D$. Pewne propozycje na ten temat przedstawiono w pracy [10].

16.5 Dyskusja problemu optymalizacji w projektowaniu filtrów

Sformułowanie zadania projektowania grawitacyjnych filtrów pośpiesznych w kategoriach optymalizacji wielokryterialnej stanowi nowoczesne narzędzie dla ich projektowania. W tym zakresie ustalono zmienne decyzyjne, zmienne niepewne, zadania oraz kryteria i ograniczenia. Podstawowym rezultatem jest skompletowanie modeli matematycznych, wiążących przyjęte kryteria ze zmiennymi decyzyjnymi i niepewnymi oraz koncepcja zastąpienia (z konieczności uproszczonych) zależności analitycznych pomiędzy koncentracjami zanieczyszczeń na wlocie i wylocie z filtru przez symulację procesu filtracji.

Występujące w modelach współczynniki liczbowe powinny być przyjmowane dla aktualnych warunków, na podstawie analizy istniejących rozwiązań projektowych. Chodzi tu głównie o współczynniki związane z kosztami.

Wykonanie oprogramowania realizującego przedstawione modele, a następnie powiązanie ich w systemie optymalizacji pozwoli na efektywne wspomaganie projektowania (np. znajdowanie rozwiązań kompromisowych), jak również jawne uwzględnienie niepewności i jej wpływu na decyzje projektowe.

Przedstawiona metoda projektowania była oparta na symulacji procesu filtracji, przy zadanych parametrach projektowych. Wyniki symulacji w postaci rozkładu ilości odłożonych zanieczyszczeń oraz linii ciśnień stanowią podstawę do obliczeń wartości kryterium, co z kolei pozwala na porównanie aktualnie rozpatrywanego wariantu z poprzednim i zmianę parametrów projektowych. W monografii zakładano, że zmiana parametrów dla uzyskania kolejnej wersji dokonywana jest przez projektanta, stąd nie przywiązywano szczególnej wagi do algorytmu tej zmiany.

Jeżeli natomiast przyjąć, że cały proces projektowania miałby być zautomatyzowany, to istnieje potrzeba opracowania algorytmów zapewniających zbieżność procesu kolejnych wariantów projektu do wariantu odpowiadającego optymalnej wartości przyjętego kryterium.

Część IV

Eksploatacja filtrów

Filtracja jest jednym z podstawowych i znaczących procesów niemal każdego ciągu technologicznego oczyszczania wody. Dotychczasowe osiągnięcia do stosowania złóż wielowarstwowych, doprowadziły filtracji głębokozłożowej i bezpośredniej. Zmierza się również do stosowania wyższych prędkości filtracji i grubszych warstw złoża. Coraz częściej stosowana jest praca filtrów ze zmienną prędkością filtrowania i próby bardziej efektywnego wykorzystania złóż filtru przez stosowanie filtrów wielowarstwowych, które aktualnie coraz powszechniej występują w praktyce eksploatacyjnej. Eksploatacja złożonych systemów filtracji wymaga wprowadzenia nowych systemów sterowania realizowanych w układzie wielowarstwowym, zgodnie z zasada hierarchiczna, przy założeniu wielowymiarowości procesów jednostkowych. Właściwe sterowanie procesem filtracji w warunkach zmieniającej się jakości oczyszczanej wody wymaga wcześniejszej weryfikacji możliwych do zastosowania wariantów sterowania. Powoduje to konieczność budowy i eksploatacji filtru pilotowego.

Zastąpienie badań eksperymentalnych, prowadzonych na modelu fizycznym przez symulację wykorzystującą model matematyczny, powoduje radykalne obniżenie kosztów. W zastosowaniu do sterowania możliwość wprowadzenia "przyspieszonej" skali czasu pozwala na prawie natychmiastową ocenę wariantów sterowania i wybór najlepszego.

Dla rozwiązania tego problemu proponuje się koncepcję sterowania akumulacją zanieczyszczeń w procesie filtracji oraz efektywną metodę diagnostyki filtrów z wykorzystaniem sondy mierzącej na bieżąco rozkład ciśnienia w złożu.

.

Rozdział 17

Sterowanie rozkładem akumulowanych zanieczyszczeń

17.1 Sformułowanie problemu sterowania

Zagadnienie dotyczy ważnego dla eksploatacji filtrów problemu sterowania rozkładem zanieczyszczeń w złożu filtracyjnym. Szczególnie dotyczy to pracy filtrów wielowarstwowych, aktualnie najczęściej stosowanych w praktyce eksploatacyjnej. Głębokość penetracji zanieczyszczeń w filtrze zależy od wielu czynników. Należą do nich rodzaj i uziarnienie materiałów filtracyjnych, grubość warstw, prędkość filtracji, rodzaj usuwanych z wody zanieczyszczeń oraz chemiczne i fizyczne parametry prowadzenia procesu.

Obecnie w eksploatacji stosuje się stały przepływ przez filtr, natomiast rozwiązaniem przyszłościowym może być automatyczne sterowanie prędkością filtracji i dozowaniem reagentów, tak aby otrzymać rozkład zanieczyszczeń zatrzymanych w złożu optymalny z punktu widzenia jakości oczyszczanej wody i czasu trwania cyklu filtracyjnego.

Omawiając projektowanie procesu filtracji sformułowano pożądane postacie rozkładu zanieczyszczeń odłożonych w złożu, a obecnie przedstawiona zostanie koncepcja, jak taki rozkład zrealizować.

W dotychczasowej praktyce na etapie projektowania zakładane są optymalne redukcje zanieczyszczeń w poszczególnych warstwach (optymalny rozkład zanieczyszczeń odłożonych w złożu), jednak w praktyce eksploatacyjnej rzadko udaje się je zrealizować i wówczas filtr wielowarstwowy pracuje nieoptymalnie, a w skrajnym przypadku gorzej od filtru piaskowego jednowarstwowego. Przyczyną jest brak sprzężenia zwrotnego "informującego", że realizujący się w trakcie trwania cyklu filtracji rozkład zanieczyszczeń jest różny od projektowego. Wprowadzenie sprzężenia zwrotnego wymaga rozwiązania następujących zadań:

- wyznaczenia aktualnego rozkładu zanieczyszczeń akumulowanych w złożu filtracyjnym na podstawie dostępnych pomiarów,
- sterowania rozkładem zanieczyszczeń w celu uzyskania rozkładu optymalnego, przyjętego w założeniach projektowych.

Rozwiązanie zadania 1 warunkuje zadanie 2. Należy zauważyć, że rozwiązanie zadania 1 na drodze eksperymentalnej, przez bezpośredni pomiar koncentracji zanieczyszczeń na różnych głębokościach złoża nie jest technicznie możliwe. Wykorzystuje się w tym celu metodę pomiaru pośredniego, poprzez pomiary ciśnienia. Przy korzystaniu z pomiarów pośrednich wymagana jest znajomość zależności pomiędzy koncentracją zanieczyszczeń a wielkością mierzoną, tj. ciśnieniem.

Zależność ta określana jest w monografii przy użyciu modelu procesu filtracji opracowanego w wersji dyskretnej i omówionego w części dotyczącej symulacji (część II).

Znajomość modelu procesu filtracji jest również podstawą dla rozwiązania problemu 2, dotyczącego sterowania procesem odkładania zanieczyszczeń w złożu filtracyjnym w obecności zakłóceń odziaływających na proces.

W zależności od rodzaju zakłóceń wyróżnia się dwie podstawowe struktury sterowania:

- kompensację zakłóceń, która może być stosowana w przypadku możliwości pomiaru wielkości zakłócenia (w rozpatrywanym procesie zakłóceniem tego typu są parametry wody oczyszczanej),
- sprzężenie zwrotne; dla realizacji tej struktury nie jest wymagana pomiarowa znajomość zakłóceń, wymaga się natomiast pomiaru wielkości sterowanej (rozkład zanieczyszczeń w złożu), istnienia wielkości sterującej oraz znajomości modelu sterowanego procesu.

Badania podjęte w monografii dotyczą możliwości realizacji sterowania w strukturze ze sprzężeniem zwrotnym. Wynikające stąd kolejne zadania obejmują:

- doprowadzenie modelu procesu filtracji do postaci umożliwiającej syntezę prawa sterowania,
- uzyskanie liniowego, niestacjonarnego modelu procesu,
- sformułowanie dla uzyskania modelu zadania sterowania,
- podanie struktury uzyskanego liniowego prawa sterowania.

Odpowiednio do nakreślonych zadań dalej omawia się model procesu filtracji i określa na tej podstawie możliwe wielkości sterujące i pomiarowe.

W kolejnych punktach przedstawia się przekształcenia modelu fizykalnego do postaci umożliwiającej syntezę prawa sterowania. Następnie przeprowadza się linearyzację modelu w połączeniu z aproksymacją, metodą kollokacji ortogonalnej.

Dla uzyskanego w wyniku aproksymacji liniowego, niestacjonarnego modelu procesu opisanego równaniami różniczkowymi o pochodnych zwyczajnych formułuje się zadanie sterowania i podaje strukturę uzyskanego liniowego prawa sterowania.

W części podsumowującej przeprowadza się interpretację uzyskanych wyników i dyskusję nad warunkami praktycznego wykorzystania uzyskanych rezultatów.

17.2 Model procesu

Rozpatrywany w tym punkcie model procesu filtracji jest zgodny z przedstawionym już w częściach I, II, z tą różnicą że dalej dla uwypuklenia zależności od zmiennych sterujących wprowadzono jawną zależność współczynnika filtracji i współczynnika proporcjonalności K(v) (w równaniu na straty) od dawki chemikaliów:

$$\frac{\partial C(t,L)}{\partial L} = -\lambda(\sigma(t,L),v(t))C(t,L)$$
(17.1)

z warunkiem brzegowym $C(t, 0) = C_0$,

$$\frac{\partial \sigma(t,L)}{\partial t} = -v \frac{\partial C(t,L)}{\partial L}$$
(17.2)

z warunkiem początkowym $\sigma(0, L)$,

$$\frac{\partial h(t,L)}{\partial L} = 1 - K(v)\sigma_0(t,L) - \frac{K_0\nu v(1-\varepsilon_0)^2}{g\varepsilon_0^3\psi^2 d_s^2}$$
(17.3)

z warunkiem brzegowym $h(t, 0) = h_0$.

$$\lambda(\sigma(t,L),v(t) = \lambda_0(v(t)) \left(1 + \beta \frac{\sigma_0(t,L)}{\varepsilon_0}\right)^x \left(1 - \frac{\sigma_0(t,L)}{\varepsilon_0}\right)^y \left(1 - \frac{\sigma(t,L)}{\sigma_u(v(t))}\right)^{z(v(t))}$$
(17.4)

$$\lambda_0(v(t)) = C_1 \frac{S^{1.35}}{v(t)^{0.25}} \tag{17.5}$$

$$S = \frac{6(1-\varepsilon_0)}{\psi d_s} \tag{17.6}$$

$$\beta = \frac{a}{S^{0.65}} \tag{17.7}$$

$$z(v) = c_{21} \frac{S^{0.61}}{v(t)^{0.24}} \tag{17.8}$$

$$K(v) = bS^{0.9}v(t)^{0.4} (17.9)$$

$$\sigma_0(t,L) = \frac{\sigma(t,L)}{\rho_s c_3 c_4(v(t))} \tag{17.10}$$

$$c_4(v(t)) = 0.2v(t) \tag{17.11}$$

Przyjmuje się następujące wielkości sterujące: v(t) prędkość filtracji i d(t) dawka wapna, regulująca pH wody.

W przypadku pH nie jest znana analityczna zależność współczynników λ , K od pH (dawka d(t)). Na istnienie takiej zależności wskazują jednak wyniki wielu badań eksperymentalnych, można się tu powołać na znaczące w tym zakresie prace O'Melii i Grappsa [46]. Dla celów dalszych rozważań współczynniki λ , K przyjęto w postaci:

$$\lambda = \lambda(v(t), d(t), \sigma(z, t)) \tag{17.12}$$

$$K(v) = K(p, v(t), d(t))$$
(17.13)

Model fizykalny (17.1), (17.2), (17.3), (17.4), (17.5), (7.11), (17.7), (7.9), (17.9), (17.9), (7.11), (17.11) wraz z warunkami początkowymi i brzegowymi oraz współczynnikami λ , K zależącymi od wielkości sterujących, stanowi podstawę konstruowanego dalej modelu dla celów sterowania.

17.3 Model zlinearyzowany i jego aproksymacja

Model fizykalny procesu filtracji jest modelem nieliniowym. Dla celów syntezy sterowania wymagany jest model liniowy otrzymany w wyniku linearyzacji modelu nieliniowego.

Model zlinearyzowany opisuje związek pomiędzy przyrostami wartości sterujących względem ich wartości nominalnych a odpowiadającymi im przyrostami koncentracji zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie, ilości zanieczyszczeń akumulowanych w złożu i ciśnienia w złożu. Odpowiednie przyrosty zapisujemy w postaci:

$$v(t) = v_n(t) + v_p(t)$$

$$d(t) = d_n(t) + d_p(t)$$

$$C(t,L) = C_n(t,L) + C_p(t,L)$$
(17.14)

$$\sigma_w(t,L) = \sigma_n(t,L) + \sigma_p(t,L)$$

$$h(t, L) = h_n(t, L) + h_p(t, L)$$

Zakłada się, że wielkości nominalne $v_n(t)$, $d_n(t)$, $C_n(t,L)$, $\sigma_n(t,L)$, $h_n(t,L)$ wyznaczone zostały na etapie projektowania i spełniają równania modelu wraz z odpowiednimi warunkami początkowymi i brzegowymi.

Podstawiając wyrażenia na przyrosty do ogólnych równań modelu i pomijając w rozwinięciu wyrażenia rzędu wyższego niż pierwszy, otrzymujemy poszukiwane równanie liniowe dla przyrostów. Ma ono postać:

$$\frac{\partial C_p(t,L)}{\partial L} = a_{11}(t,L)C_p(t,L) + a_{12}(t,L)\sigma_p(t,L) + b_{11}(t,L)v_p(t,L) + b_{12}(t,L)d_p(t)$$
(17.15)

$$\frac{\partial \sigma_p}{\partial L} = a_{21}(t,L) \frac{\partial c_p(t,L)}{\partial L} + b_{12}(t,L) v_p(t)$$
(17.16)

$$\frac{\partial h_p(t,L)}{\partial L} = a_{32}(t)\sigma_p(t,L) + b_{31}(t)v_p(t) + b_{32}(t)d_p(t)$$
(17.17)

gdzie:

$$\begin{aligned} a_{11}(t,L) &= -\lambda(p,v_n(t),d_n(t),\sigma_n(t,L)) \\ a_{12}(t,L) &= -C_n(t,L)\partial\lambda/\partial\sigma|_{v_n(t),d_n(t),\sigma_n(t,L)} \\ b_{11}(t,L) &= -C_n(t,L)\partial\lambda/\partialv|_{v_n(t),d_n(t),\sigma_n(t,L)} \\ b_{12}(t,L) &= -C_n(t,L)\partial\lambda/\partialv|_{v_n(t),d_n(t),\sigma_n(t,L)} \\ a_{21}(t) &= v_n(t) \\ b_{21}(t,L) &= \partial C_n(t,L)/\partial L \\ a_{32}(t) &= K(p,v_n(t),d_n(t)) \\ b_{31}(t) &= \partial K/\partial v|_{v_n(t),d_n} \\ b_{32}(t) &= \partial h/\partial d|_{v_n(t),d_n} \end{aligned}$$

Model zlinearyzowany (17.15), (17.16), (17.17) może już stanowić podstawę do syntezy prawa sterowania.

Ze względu jednak na lepiej opracowaną teorię sterowania, opartą na modelach różniczkowych zwyczajnych, aproksymujemy go modelem różniczkowym zwyczajnym, odpowiednio wysokiego rzędu.

W monografii dla celów aproksymacji proponuje się metodę kollokacji ortogonalnej.

Niech $p_n(L) = w_n L^n + w_{n-1} L^{n-1} + \ldots + (-1)^n$ będzie n-tym z wielomianów Jacobiego, tworzących układ ortogonalny w przedziale (0,1). Zmienna L reprezentuje znormalizowaną głębokość w złożu, to jest $L = L/L_{max}$. Pomiędzy współczynnikami wielomianów Jacobiego zachodzi związek rekurencyjny:

$$w_{i+1} = \frac{n-i}{i+1} \frac{n+i+1}{i+1} w_i$$
 $i = 0, 1, ..., n-1, w_0 = 1$

Oznaczamy przez $L_1, L_2, ..., L_n$ pojedyncze i rzeczywiste zera omawianych wielomianów. Dla możliwości uwzględnienia warunków brzegowych wprowadzamy dodatkowo zera $L_0 = 0, L_{n+1} = 1$, tworząc wielomian

$$p_{n+2}(L) = L(L-1)p_n(L)$$

Zera tak powstałego wielomianu przyjmuje się za punkty kollokacji. Według wzoru interpolacyjnego Lagrange'a mamy:

$$C(t,L) = \sum_{i=0}^{n+1} F_i(L)C_i(t) \qquad C(L_i,t) = C_i(t)$$

$$\sigma(L_i, t) = \sum_{i=0}^{n+1} F_i(L)\sigma_i(t) \qquad \sigma(L_i, t) = \sigma_i(t)$$

$$h(t,L) = \sum_{i=0}^{n+1} F_i(L)h_i(t)$$
 $h(L_i,t) = h_i(t)$

gdzie:

$$F_i(L) = \frac{p_{n+2}(L)}{(L - L_1)p_{n+2}^{(1)}(L_i)}$$
$$p_{n+2}^{(1)} = dp_{n+2}(L)/dL$$

$$\frac{\partial C(L_j, t)}{\partial L} = \sum_{i=0}^{n+1} F_i^{(1)}(L_j) C_i(t)$$
$$\frac{\partial h(L_j, t)}{\partial L} = \sum_{i=0}^{n+1} F_i^{(1)}(L_j) h_i(t)$$
(17.18)

gdzie:

$$F_i^{(1)}(L_j) = \frac{d}{dL} F_i(L)|_{L=L_j}$$

Wyrażenie aproksymujące pochodną po czasie ma postać:

$$\frac{\partial \sigma(L_j, t)}{\partial t} = \frac{d\sigma_j(t)}{dt}$$
(17.19)

Dalej używać będziemy zapisu wektorowego oznaczając:

$$\underline{C}^{T}(t) = [C_{0}(t), ..., C_{n+1}(t)]$$
$$\underline{\sigma}^{T}(t) = [\sigma_{0}(t), ..., \sigma_{n+1}(t)]$$
$$\underline{h}^{T}(t) = [h_{0}(t), ..., h_{n+1}(t)]$$

gdzie a^T oznacza transpozycję wektora a.

W przyjętej konwencji oznaczeń wyrażenia (17.18), (17.19) przyjmują postać:

$$\frac{\partial \underline{c}(t)}{\partial L} = F^{(1)} \underline{C}(t) \tag{17.20}$$

$$\frac{\partial \underline{h}(t)}{\partial L} = F^{(1)}\underline{h}(t) \tag{17.21}$$

$$\frac{\partial \underline{\sigma}(t)}{\partial L} = \frac{d}{dt} \underline{\sigma}(t) \tag{17.22}$$

gdzie:

$$F^{(1)} = \left[\begin{array}{ccc} F_0^{(1)}(L_0) & \cdots & F_{n+1}^{(1)}(L_0) \\ F_0^{(1)}(L_{n+1}) & \cdots & F_{n+1}^{(1)}(L_{n+1}) \end{array} \right]$$

Podstawiając (17.20), (17.21), (17.22) do (17.15), (17.16), (17.17), otrzymujemy:

$$F^{(1)}\underline{C}(t) = A_{11}(t)\underline{C}(t) + A_{12}(t)\underline{\sigma}(t) + B_{11}(t)v(t) + B_{12}(t)d(t) \quad (17.23)$$

$$\frac{d}{dt}\underline{\sigma}(t) = A_{21}(t)F^{(1)}\underline{C}(t) + B_{21}(t)v(t)$$
(17.24)

$$F^{(1)}\underline{h}(t) = A_{32}(t)\underline{\sigma}(t) + B_{31}(t)v(t) + B_{32}(t)d(t)$$
(17.25)

gdzie:

Eliminując z układu (17.23), (17.24), (17.25) wektor $\underline{C}(t)$ otrzymujemy:

$$\frac{d}{dt}\underline{\sigma}(t) = A_{21}(t)F^{(1)}(F^{(1)} - A_{11}(t))^{-1}A_{12}(t)\underline{\sigma}(t) + (B_{21}(t) + A_{21}(t)F^{(1)}(F^{(1)} - A_{11}(t)^{-1}B_{11}(t))v(t) + A_{21}(t)F^{(1)}(F^{(1)} - A_{11}(t))^{-1}B_{12}(t)d(t)$$
(17.26)

$$h(t) = (F^{(1)})^{-1} A_{32}(t) \underline{\sigma}(t) + (F^{(1)})^{-1} B_{31}(t) v(t) + (F^{(1)})^{-1} B_{32}(t) d(t)$$
(17.27)

lub w zapisie skróconym:

$$\underline{\dot{\sigma}}(t) = A(t)\underline{\sigma}(t) + B(t)u(t)$$
(17.28)

$$h(t) = C(t)\underline{\sigma}(t) + D(t)\underline{u}(t)$$
(17.29)

Określenia macierzy A(t), B(t), C(t), D(t) wynikają bezpośrednio z postaci (17.26), (17.28), zaś

$$u^{T}(t) = [v(t), d(t)]$$

Układ (17.28), (17.29) przedstawia standardową w teorii sterowania postać modelu dynamicznego mogącego stanowić podstawę do syntezy prawa sterowania.

Równanie (17.28) jest równaniem stanu reprezentowanego przez wektor $\underline{\sigma}(t)$. Równanie (17.29) jest równaniem pomiarowym wiążącym wielkość, która może być mierzona (rozkład ciśnień w punktach kollokacji) ze stanem.

Jeżeli w układzie (17.28), (17.29) założyć, że wielkością sterującą jest jedynie $v(t) = v(t) - v_n(t)$, to wielkość $d(t) = d(t) - d_n(t)$, wyrażająca odchyłkę dawki wapna lub, co jest równoważne, odchyłkę pH wody od wielkości nominalnej, może być traktowana jako zakłócenie.

Podobnymi zakłóceniami są wszystkie inne czynniki, nie uwzględnione w modelu, a mające wpływ na przebieg procesu filtracji.

Stąd model (17.28), (17.29) może być zapisany z jawnym uwzględnieniem zakłóceń w postaci:

$$d\underline{\sigma}(t) = (A(t)\underline{\sigma}(t) + B(t)\underline{u}(t) + \underline{w}(t))dt$$
(17.30)

$$\underline{h}(t) = C(t)\underline{\sigma}(t) + Dt)\underline{u}(t) + \underline{r}(t)$$
(17.31)

Zakłóceniom v(t), w(t) nadajemy model losowy przyjmując, że są one białymi szumami gaussowskimi z zerowymi wartościami średnimi i macierzami kowariancji Q(t), R(t), tj:

$$E\{\underline{w}(t)\} = 0, \qquad E\{\underline{r}(t)\} = 0$$
$$E\{\underline{w}(t)\underline{w}^{T}(\tau)\} = Q(t)\delta(t-\tau), \quad E\{r(t)\underline{r}^{T}(\tau)\} = R(t)\delta(t-\tau)$$
$$E\{\underline{w}(t)r^{T}(t)\} = 0$$

17.3.1 Problem sterowania i prawo sterowania

Przypominając, że kolejnymi składowymi wektora $\underline{\sigma}(t)$ są odchyłki ilości zanieczyszczeń odłożonych na głębokościach $z_0, ..., z_{n+1}$ (punkty kollokacji) od wartości nominalnych, można jako cel sterowania postawić minimalizację następującego wskaźnika jakości:

$$J = E\left\{\underline{\sigma}^{T}(t_{f})M\underline{\sigma}(t_{f}) + \int_{0}^{t_{f}}(\underline{\sigma}^{T}(t)P\underline{\sigma}(t) + \underline{u}^{T}(t)T\underline{u}(t))dt\right\}$$
(17.32)

gdzie operacja uśredniania wynika z faktu, że dla modelu (17.30), (17.31) $\underline{\sigma}, \underline{u}$ są procesami losowymi.

Pierwszy składnik przyjętego wskaźnika jakości wyraża odchyłkę rozkładu zanieczyszczeń w złożu w momencie zakończenia procesu filtracji, zaś całka wyraża "sumę" odchyłek rozkładu zanieczyszczeń i sterowań od ich wartości nominalnych za cały cykl filtracji. Dla sformułowanego jak wyżej problemu sterowania statystycznie optymalnego jego rozwiązanie ma postać:

$$\underline{u}(t) = S(t)\underline{\hat{\sigma}}(t) \tag{17.33}$$

$$S(t) = -T^{-1}B(t)K(t)$$

$$\frac{d}{dt}K(t) = -A^{T}(t)K(t) - K(t)A(t) + K(t)B(t)T^{-1}B(t)K(t) - P, \ K(T) = M$$
(17.34)

$$\frac{d}{dt}\underline{\hat{\sigma}}(t) = A(t)\underline{\hat{\sigma}}(t) + B(t)\underline{u}(t) + W(t)(\underline{h}(t) - C(t)\underline{\hat{\sigma}}(t) - D(t)\underline{u}(t), \ \underline{\hat{\sigma}}(0) = 0 \quad (17.35)$$

$$W(t) = L(t)C^T(t)R^{-1}$$

$$\frac{d}{dt}L(t) = A^{T}(t)L(t/t) + L(t/t)A(t) - L(t/t)C^{T}(t)R^{-1}C(t)L(t/t) + Q(t), \ L(0) = 0 \ (17.36)$$

17.4 Interpretacja prawa sterowania

Interpretując wyniki zawarte we wzorach (17.33), (17.34), (17.35), (17.36) widzimy, że sterowanie u(t) w chwili t jest liniową funkcją oceny $\underline{\hat{\sigma}}(t)$ rozkładu zanieczyszczeń w złożu w tej samej chwili.

Macierz S(t) określa wzmocnienie układu sterowania i wyznaczana jest na podstawie równania (17.34). Równanie (17.35) pokazuje, w jaki sposób może być wyznaczona ocena na podstawie pomiarów rozkładu ciśnień <u>h(t)</u>.

Możliwość realizacji przedstawionej koncepcji uwarunkowana jest możliwością numerycznej realizacji przedstawionego algorytmu sterowania oraz zasadnością przyjętego modelu. Przy obecnym stanie rozwoju techniki mikroprocesorowej realizacja algorytmu sterowania (17.33), (17.34), (17.35), (17.36) jest możliwa nawet przy stosunkowo dużej liczbie składowych wektora $\underline{\sigma}$.

Rozdział 18

Sterowanie pracą stacji filtrów

W poprzednim rozdziale omówiony został problem sterowania rozkładem zanieczyszczeń akumulowanych w filtrze, obecnie przejdziemy do przedstawienia sposobu sterowania pracą stacji filtrów, polegającego na zapewnieniu zadanego poziomu wody na filtrze, przez odpowiednie otwarcie zaworu regulacyjnego na wypływie.

Stosowany obecnie sposób sterowania polega na zainstalowaniu na odpływie zaworu regulacyjnego, którego otwarcie uzależnione jest od wielkości straty ciśnienia w złożu lub w przypadku stabilizacji prędkości filtracji otwarcie zaworu regulacyjnego zależy od spadku ciśnienia w kryzie pomiarowej na wypływie z filtru. Ten sposób sterowania jest przydatny przy pracy stacji ze stałą wydajnością, natomiast sposób, którego koncepcję przedstawia się poniżej, jest przydatny przy pracy stacji ze zmienną wydajnością, co stanowi rozwiązanie przyszłościowe i jest spójne z zaprezentowaną w poprzednim rozdziale koncepcją sterowania rozkładem zanieczyszczeń w filtrze.

18.1 Stabilizacja poziomu wody na filtrze

W celu kompleksowego sterowania zakładem produkcji wody potrzebna jest znajomość pracy filtrów pod względem statycznym i dynamicznym, czyli układ sterowania poziomem wody nad złożem i jego pożądane własności dynamiczne. Aby praca filtru była poprawna,wymagane są wolne zmiany prędkości filtracji.

W proponowanym rozwiązaniu zmiana wydajności filtru odbywa się przez zwiększenie dopływu wody surowej, co w dotychczasowych warunkach powodowałoby podniesienie zwierciadła wody na filtrze, a przy stosowaniu stabilizacji poziomu powoduje otwarcie zaworu i zwiększenie wypływu z filtru. Dodatkowo przez odpowiedni dobór nastaw regulatora można osiągnąć redukcję szybkości zmian prędkości filtracji do wartości dopuszczalnych, co zapewni optymalne warunki pracy filtru.

Dla określenia własności zaproponowanego sposobu sterowania analizuje się zachowanie statyczne i dynamiczne filtru o sterowanym poziomie, współpracującego ze zbiornikiem gromadzącym filtrat.



Rys. 18.1. Filtr pospieszny otwarty ze zbiornikiem wody czystej Fig. 18.1. Open rapid filter with a clean water tank

18.1.1 Model statyczny grawitacyjnego filtru pospiesznego

Poziom wody na filtrze współpracującym ze zbiornikiem wody czystej można określić następującym równaniem:

$$H_F = \frac{1}{F} \int_0^t [Q_{we}(\tau) - Q_{wy}(\tau)] d\tau + H_F(0)$$
(18.1)

gdzie:

 $H_F(t), H_F(0)$ - poziom wody na filtrze w chwili t, w chwili początkowej, Q_{we}, Q_{wy} - natężenie dopływu wody surowej, filtratu, F - powierzchnia przekroju poprzecznego filtru.

Zależność (18.1) będzie w dalszym ciągu nazywana modelem statycznym filtru. Wyraża ona zależność w stanie ustalonym natężenia wypływu filtratu Q_{wy} w funkcji otwarcia φ zaworu regulacyjnego i wysokości H_z poziomu wody w zbiorniku.

W celu wyrażenia Q_{wy} w funkcji wymienionych zmiennych rozpatruje się współpracę komór filtracyjnych ze zbiornikiem filtratu przedstawioną na rysunku 18.2.



Rys. 18.2. Współpraca komór filtrów pośpiesznych ze zbiornikiem wody czystej Fig. 18.2. Co-operation of rapid filter chambers with a clean water tank

Przy założeniach jednakowych wydatków z komór filtracyjnych, dla przedstawionego układu otrzymuje się wzór:

$$\Delta H = H_F - H_Z = \sum \Delta h + n^2 k_z Q_{wy}^2 \tag{18.2}$$

gdzie

 $\sum \Delta h$ - suma strat na odcinku zwierciadło wody na filtrze punktw, n - liczba pracujących równocześnie filtrów,

kz - współczynnik oporu przewodu zbiorczego.

Straty $\sum \Delta h$ są sumą straty w złożu i w warstwie podtrzymującej (Δh_z) , drenażu (Δh_{dr}) i w dalszych elementach drogi przepływu.

$$\sum \Delta h = \Delta h_z + \Delta h_{dr} + \Delta h_{wl} + \Delta h_R + \Delta h_{zo} + \Delta h_k + \Delta h_{ZR} + \Delta h_{wyl} + \Delta h_L$$
(18.3)

Strata ciśnienia w złożu jednorodnym wyraża się następująco:

$$\Delta h_z = \frac{h_z}{k F} Q_{wy} = C(k) Q_{wy} \tag{18.4}$$

Dla grupy pozostałych strat, uwzględniając odpowiednie przekroje, można napisać:

$$\Delta h_{dr} + \Delta h_{wl} + \Delta h_R + \Delta h_{zo} + \Delta h_k + \Delta h_{ZR} + \Delta h_{wyl} + \Delta h_L = = [A + B(\varphi)]Q^2_{wy}$$
(18.5)

gdzie:

A - suma oporów,

 $B(\varphi)$ - współczynnik oporu zaworu regulacyjnego.

Wstawiając (18.4) i (18.5) do (18.2), otrzymamy:

$$(A + B(\varphi) + n^2 k_z)Q_{wy}^2 + C(k)Q_{wy} - \Delta H = 0$$
(18.6)

Otrzymane równanie posiada pierwiastki:

$$Q_{wy} = \frac{-C(k) \pm \sqrt{\Delta}}{2(A + B(\varphi) + n^2 k_z)}$$
$$\Delta = C^2(k) + 4\Delta H(A + B(\varphi) + n^2 k_z)$$

Łatwo zauważyć, że zawsze $\Delta H = H_F - H_z > 0i$, stąd wynika istnienie dodatniego pierwiastka rzeczywistego, posiadającego interpretację fizyczną. Dlatego w dalszym ciągu przyjmuje się:

$$Q_{wy} = \frac{-C(k) + \sqrt{\Delta}}{2(A + B(\varphi) + n^2 k_z)}$$
(18.7)

Równanie (18.7) stanowi poszukiwany model statyczny opisujący przepływ wyjściowy z filtru w funkcji pozycji zaworu regulacyjnego, współczynnika filtracji, liczby pracujących filtrów oraz poziomu wody na filtrze i w zbiorniku.

18.1.2 Dynamika poziomu wody na filtrze

Na podstawie uzyskanego modelu statycznego można przejść do budowy modelu dynamicznego, który opisuje zachowanie się poziomu wody na filtrze w czasie, w zależności od natężenia dopływu wody na filtr. Zmiany poziomu wody na filtrze, jak można się spodziewać, będą zależeć również od φ , H_z oraz k.

Ponieważ filtr przy zdefiniowanych powyżej warunkach (wyjściowych i wejściowych) jest prostym elementem całkującym, jego zachowanie opisuje równanie:

$$H_F(t) = \frac{1}{F} \int_0^t [Q_{we}(\tau) - Q_{wy}(\tau)] d\tau + H_F(0)$$
(18.8)

Różniczkując powyższe równanie względem czasu oraz podstawiając:

$$Q_{wy} = Q_{wy}(H_F, \varphi, k_z, H_z) \tag{18.9}$$

otrzymuje się równanie różniczkowe pierwszego rzędu ze względu na H_F o postaci:

$$\frac{d}{dt}H_F + \frac{1}{F}Q_{wy}(H_F,\varphi,k_z,H_z) = \frac{1}{F}Q_{we}$$
(18.10)

z warunkiem początkowym dla t = 0 wynoszącym $H_F(0)$.

Równanie (18.10) stanowi poszukiwany model dynamiczny filtru o niestabilizowanym poziomie wody na filtrze.

Dla celów sterowania poziomem wody na filtrze interesujące jest określenie transmitancji (ilorazu operatorowych postaci wielkości wyjściowej i wejściowej) między przyrostem ΔH_F a przyrostem $\Delta \varphi$ względnego otwarcia zaworu regulacyjnego. Transmitancja ta stanowi podstawę doboru rodzaju regulatora i jego nastaw.

Ponieważ równanie (18.10) jest nieliniowe, konieczna jest jego linearyzacja wokół punktu pracy

$$p_0 = (H_{F,0}, \varphi_0, k_{z,0}, H_{z,0})$$

spełniającego równanie statyczne otrzymane z (18.7). Dla zmiennych H_F, φ założymy przyrosty odpowiednio $\Delta H_F, \Delta \varphi$. Rozwijając w szereg zależność $Q_{wy}(H_F, \varphi, k, H_z)$ względem wymienionych wyżej zmiennych otrzymuje się:

$$Q_{wy} = Q_{wy}(H_{F,0},\varphi_0,k_{z,0},H_{z,0}) + \frac{\partial Q_{wy}}{\partial H_F}|_{p_0}\Delta H_F + \frac{\partial Q_{wy}}{\partial \varphi}|_{p_0}\Delta \varphi$$
(18.11)

Ostatecznie równanie (18.10) zlinearyzowane względem H_F, φ ma postać:

$$\frac{d}{dt}\Delta H_F + \frac{1}{F}\frac{\partial Q_{wy}}{\partial H_F}|_{p_0}\Delta H_F + \frac{1}{F}\frac{\partial Q_{wy}}{\partial\varphi}|_{p_0}\Delta\varphi = 0 \qquad (18.12)$$

Rozdział 18. Sterowanie pracą stacji filtrów

Dokonując obustronnej transformacji operatorowej równania (18.12), otrzymuje się postać poszukiwanej transmitancji przyrostu poziomu wody H_F na filtrze do przyrostu otwarcia $\Delta \varphi$ zaworu regulacyjnego:

$$\frac{\Delta H_F(s)}{\Delta \varphi(s)} = \frac{k_{z,R}}{1+sT},\tag{18.13}$$

gdzie:

s - operator Laplace'a

 $k_{z,R} = \left(\frac{\partial Q_{wy}}{\partial \varphi} \frac{\partial H_F}{\partial Q_{wy}}\right)|_{p_0}$

$$T = F\left(\frac{\partial H_F}{\partial Q_{wy}}\right)|_{p_0}$$

Po zróżniczkowaniu równania (18.9) otrzymuje się zależność:

$$\frac{\partial Q_{wy}}{\partial \varphi}|_{p_0} = \frac{H_{F0} - H_{z0} - \sqrt{\Delta_0} Q_{wy0}}{\sqrt{\Delta_0} (A + B(\varphi_0) + n^2 k_z)} \frac{dB(\varphi)}{d\varphi}|_{\varphi_0} = k_z \varphi$$
(18.14)

gdzie:

$$\Delta_0 = (C(k))^2 + 4(H_{F0} - H_{z0})(A + B(\varphi_0) + n^2 k_{z,0})$$

$$Q_{wy0} = \frac{-C(k) + \sqrt{\Delta_0}}{2(A + B(\varphi_0) + n^2 k_z)},$$

$$\left. \frac{\partial Q_{wy}}{\partial H_F} \right|_{p_0} = \frac{1}{\sqrt{\Delta_0}} = k_H$$

Otrzymana transmitancja ma charakter elementu inercyjnego, w którym stała czasowa T_{zR} i wzmocnienie k_{zR} są funkcjami aktualnego punktu pracy

$$p_0 = (H_{F,0}, \varphi_0, k_{z,0}, H_{z,0})$$

zaś ich konkretne wartości liczbowe mogą być określone na podstawie podanych wzorów.

W podobny sposób, linearyzując równanie (18.10) tylko względem H_F przy ustalonych pozostałych parametrach, możemy otrzymać transmitancję
między poziomem wody H_F a przepływem wejściowym Q_{we} . Zakładając dla zmiennej H_F przyrost ΔH_F , a dla zmiennej Q_{we} przyrost ΔQ_{we} i rozwijając w szereg zależność $Q_{wy}(H_F, \varphi, k, H_z)$ względem H_F , otrzymujemy:

$$Q_{wy} = Q_{wy}(H_{F,0},\varphi_0,k_{z,0},H_{z,0}) + \frac{\partial Q_{wy}}{\partial H_F}\Big|_{p_0} \Delta H_F$$

Po podstawieniu powyższego rozwinięcia do równania (18.10) otrzymujemy:

$$\frac{d}{dt}\Delta H_f + \frac{1}{F}\frac{\partial Q_{wy}}{\partial H_F}\Big|_{p_0}\Delta H_F = \frac{1}{F}\Delta Q_{we}$$

Stąd po wykonaniu transformacji operatorowej uzyskuje się poszukiwaną transmitancję:

$$\frac{\Delta H_f(S)}{\Delta Q_{we}(S)} = \frac{k_F}{1+sT} \tag{18.15}$$

$$k_f = \frac{\partial H_F}{\partial Q_{wy}}\Big|_{p_0} = F\sqrt{\Delta_0} \tag{18.16}$$

Transmitancja między poziomem wody na filtrze a przepływem wejściowym również ma charakter inercyjny, a wzmocnienie i stała czasowa są zależne od aktualnych warunków w złożu (punktu pracy).

Porównując (18.13) i (18.15), (18.16), można stwierdzić, że odpowiednie transmitancje mają identyczne stałe czasowe, zaś różnią się jedynie wzmocnieniami.

Dobór nastaw regulatora, zakresu proporcjonalności V i czasu całkowania T jest możliwy dla konkretnego układu. Powinien on zapewnić pożądane zachowanie poziomu H_F i wypływu Q_{wy} niezależnie od zmian przepływu wejściowego.

Otrzymane nastawy stanowią podstawę badań symulacyjnych, w których uwzględnia się nieliniowy model statyczny filtru.

Przestawiony model filtru pospiesznego otwartego może być przydatny przy opracowaniu układu regulacji poziomu wody na filtrze oraz nadrzędnego układu sterującego dopływem wody do filtru, przy zmiennych warunkach rozbioru wody.

Ponieważ wyprowadzone transmitancje zależą od punktu pracy oraz zmieniają się w czasie, realizacja powyższych układów regulacji za pomocą konwencjonalnych elementów nie gwarantuje wysokiej jakości regulacji. Wydaje się, że korzystne byłoby zastosowanie regulatora cyfrowego posiadającego możliwość adaptacji.

Rozdział 19

Diagnostyka filtru

Zagadnienie opracowane i przedstawione poniżej dotyczy estymacji rozkładów ciśnień w złożu filtracyjnym. Z dotychczasowych badań wynika, że znajomość tego rozkładu stanowi jedno z podstawowych kryteriów oceny poprawności pracy filtrów i jest ważna dla monitorowania pracy złoża i racjonalnej jego eksploatacji, jak również dla sterowania rozkładem zanieczyszczeń w złożu.

Pomiar ciśnienia w złożu na różnych głębokościach i w funkcji czasu wymaga zastosowania odpowiednio precyzyjnych czujników. Jednocześnie duże trudności pomiarowe stwarzają wysoki poziom zakłóceń, związanych z niejednorodną, ziarnistą, strukturą złoża. Ich usunięcie wymaga stosowania metod obróbki sygnału pomiarowego.

W rozdziale przedstawia się koncepcję systemu wyznaczania rozkładu ciśnień przy użyciu sondy z monolitycznymi czujnikami ciśnienia rozmieszczonymi wzdłuż wysokości złoża. Sygnały z poszczególnych czujników po standaryzacji przekazywane są z przyjętym cyklem czasowym do karty akwizycji danych mikrokomputera.

W zakończeniu omawia się wyniki uzyskane w tym zakresie i kierunki dalszych prac dla wdrożenia układu zbierania i opracowania wyników pomiarów.

19.1 Sonda do pomiaru ciśnień w złożu filtracyjnym

Rozkład ciśnień w złożu filtracyjnym określany jest funkcją h(t, L), gdzie L jest głębokością mierzoną od powierzchni złoża, zaś t czasem, jaki upłynął od rozpoczęcia cyklu filtracji.

Przykładowe typy rozkładów ciśnień, dla ustalonych chwil czasu, przedstawiono we wcześniejszych rozdziałach monografii, w tym w części II. Znajomość rozkładu ciśnień w ustalonych chwilach cyklu filtracji stanowi cenną informację pomiarową, pozwala bowiem na optymalny dobór czasu trwania cyklu filtracji, informuje o możliwości wystąpienia podciśnienia w złożu oraz określa pośrednio rozkład zanieczyszczeń akumulowanych w złożu, co z kolei umożliwia realizację algorytmu sterowania koncentracją zanieczyszczeń akumulowanych w złożu.

Znajomość rozkładu ciśnień w punktach siatki określonej przez ΔL , Δt , dla której dokonano dyskretyzacji modelu procesu filtracji, umożliwia prostą identyfikację parametrów tego modelu.

Ze względu na kłopotliwe w warunkach technicznych instalowanie piezometrów w złożu, w dotychczasowej praktyce eksploatacyjnej wykorzystuje się jedynie "brzegowe" wartości tego rozkładu, tj. $h(t, L_{max})$ i na tej podstawie określa koniec cyklu filtracji.

Pomiar rozkładu ciśnień wymaga dyskretyzacji zmiennych L i t, tj. wykonywania odczytów ciśnienia w wybranych punktach wzdłuż grubości złoża (np. co ΔL =100 mm) i w wybranych chwilach czasu (np. co Δt =15 min). Dla takich danych łączna liczba odczytów ciśnienia wymaganych dla jednego cyklu filtracji wynosi zatem około 1000 i ich tradycyjne wykonanie, a następnie przetworzenie nie jest możliwe.

Z powyższych względów proponuje się wykonanie specjalizowanej sondy pomiarowej przy następujących założeniach ogólnych:

- sonda jest urządzeniem przenośnym, jej wprowadzenie do złoża odbywa się w cyklu płukania, obecność sondy nie narusza warunków przepływu w cyklu filtracji, sonda może być wprowadzona do dowolnego obszaru złoża,
- kolumnę sondy stanowi rura osłonowa z tworzywa sztucznego (odporna na korozję i stosunkowo lekka) o długości około 2,5 m i średnicy około 70 mm, z rozmieszczonymi wzdłuż jej długości w odstępach co 100 mm elementami pomiarowymi; liczba elementów pomiarowych wynosi 8 lub 16,
- odczyty ciśnień z poszczególnych czujników wykonywane są cyklicznie, częstotliwość odczytów ustalona jest programowo,
- odczyty gromadzone są w pamięci mikrokomputera i są dostępne dla dalszego przetwarzania,
- skalowanie czujników sondy odbywa się automatycznie przy zerowym przepływie przez złoże, wprowadzana jest jedynie głębokość zanurzenia sondy.

Wymienione powyżej założenia ogólne dla konstrukcji sondy są stale aktualne, prędkość rozwoju sprzętu komputerowego powoduje, że proponowane dalej rozwiązania sprzętowe należy traktować jedynie jako przykładowe.

19.1.1 Element pomiarowy sondy

Pojedynczy element pomiarowy sondy składa się z miniaturowego piezorezystancyjnego czujnika ciśnienia, obudowy wraz z komorą pomiarową i przedwzmacniacza.

Czujniki ciśnienia są półprzewodnikowymi przyrządami wykorzystującymi efekt piezorezystancyjny w monolitycznym krzemie z wdyfundowanymi piezorezystorami, pracującymi w układzie aktywnego mostka Wheatstone'a.

Konstrukcję czujnika i wymiary obudowy przedstawia rys.19.1. Modyfikacja w stosunku do obudowy oryginalnej polega na wprowadzeniu dodatkowego króćca. Pozwala to na pomiar ciśnienia wody bez stosowania membrany separującej. Doprowadzenie wody do standardowego króćca spowodowałoby zniszczenie czujnika ze względu na kontakt wody z wyprowadzeniami elektrycznymi.



- Rys. 19.1. Konstrukcja monolitycznego czujnika ciśnienia: 1 górny króciec pomiarowy, 2 krzemowa struktura z membraną, 3 wspornik szklany, 4 wyprowadzenie elektryczne, 5 dolny króciec pomiarowy
 Fig. 19.1. Construction of monolithic pressure sensor: 1 upper sampler, 2
- Fig. 19.1. Construction of monolithic pressure sensor: 1 upper sampler, 2
 siliceous structure with a membrane, 3 glass holder, 4 power outlet, 5 bottom sampler

Schemat elektryczny czujnika przedstawia rys.19.2, zaś przykładowe charakterystyki wejściowe czujnika PS 040 rys.19.3.

Pojedyncze egzemplarze czujników dla tego samego zakresu pomiarowego posiadają różne charakterystyki, stąd wymagają różnych współczynników skalujących wyznaczanych automatycznie przy skalowaniu sondy.



Rys. 19.2. Schemat elektryczny czujnika ciśnienia Fig. 19.2. Electrical schematic of the sensor







Przemysłowe zastosowanie czujnika ciśnienia serii PS w sondzie wymaga umieszczenia go w obudowie o odpowiedniej wytrzymałości mechanicznej, chroniącej czujnik przed zanieczyszczeniem, zwiększającej jego możliwości przez zastosowanie komory pomiarowej i mogącej pomieścić układ konwertera napięcia 0-100 mV na sygnał 0-20 mA.

Projekt obudowy czujnika ciśnienia przedstawia rys.19.4.



Rys. 19.4. Obudowa czujnika ciśnienia w wersji rozbieralnej: 1 - płytka konwertera, 2 - czujnik, 3 - ciśnienie odniesienia, 4 - wyprowadzenia czujnika, 5 - tuleja, 6 - przewód łączący, 7 - nakrętka mocująca, 8 - komora pomiarowa, 9 - membrana, 10 - uszczelka, 11 - ścianka
Fig. 19.4. Separable pressure sensor's housing: 1 - converter plate, 2 - sensor, 3 - comparative pressure, 4 - sensor outlet, 5 - sleeve, 6 - connecting conduit, 7 - clamp nut, 8 - measurement chamber, 9 - membrane, 10 - gasket, 11 - wall

W przyjętej wersji obudowa jest rozbieralna i możliwa jest wymiana zarówno samego czujnika, jak i płytki konwertera. Dodatkowo zastosowano komorę pomiarową wypełnioną olejem silikonowym, zamkniętą membraną i chronioną od zewnątrz siatką.

Zaletą tego rozwiązania jest brak kontaktu krzemowej struktury czuj-

nika z wodą (wykorzystano górny króciec pomiarowy) oraz działanie uśredniające na powierzchni membrany.

Ewentualne uproszczenie konstrukcji przez wyeliminowanie komory pomiarowej, nierozbieralne połączenie płytki konwertera z czujnikiem aż po odlew z żywicy epoksydowej (rys.19.5) z umieszczonym wewnątrz czujnikiem i płytką zależą od relacji kosztów pomiędzy czujnikiem a kosztami wykonania obudowy i płytki konwertera.



- Rys. 19.5. Obudowa czujnika ciśnienia w wersji nierozbieralnej: 1 płytka konwertera, 2 - czujnik, 3 - ciśnienie odniesienia, 4 - wyprowadzenie czujnika
- Fig. 19.5. Inseparable pressure sensor's housing: 1 converter plate, 2 sensor, 3 comparative pressure, 4 sensor outlet

19.1.2 Konstrukcja kolumny sondy

Kolumnę sondy stanowi rura ϕ 70mm o długości 2570 mm zakończona stożkowo u dołu i zamknięta pokrywą z hakiem u góry, rys.19.6.

Kolumna posiada 8(16) gniazd służących do umieszczenia elementów pomiarowych rozmieszczonych od dołu kolumny w odstępach 100 mm. Oś każdego kolejnego gniazda (licząc od dołu kolumny) skręcona jest względem osi gniazda poprzedniego o kąt 30 stopni. Łącznie z wydłużeniem tulei





gniazd eliminuje to wzajemny wpływ sąsiednich elementów pomiarowych, jak również wpływ ścian sondy.

Rozmieszczenie gniazd pomiarowych oraz konstrukcję pojedynczego gniazda przedstawia rys.19.7.

W przypadku występowania przepływu wzdłuż ścian sondy umieszczonej w złożu, jak również trudności w jej wprowadzeniu do złoża sfluidyzowanego na zasadzie samozatopienia przewiduje się wykonanie spiralnego kołnierza wzdłuż całej kolumny sondy. W trakcie wprowadzania do złoża kolumna sondy powinna wykonać ruch obrotowy wokół swojej osi.



Rys. 19.7. Pojedyncze gniazdo elementu pomiarowego: 1 - nakrętka z siatką, 2 - kolumna sondy, 3 - tuleja

Fig. 19.7. Single unit of measuring device: 1 - net nut, 2 - probe column, 3 - sleeve

19.1.3 Układ akwizycji danych pomiarowych

Podstawowym funkcjonalnym fragmentem sondy jest układ akwizycji sygnału pomiarowego zawierający: konwerter rezystancja/prąd, specjalizowaną kartę akwizycji obsługującą 8 elementów pomiarowych oraz oprogramowanie podstawowe.

Karta akwizycji danych pomiarowych może współpracować z mikrokomputerem poprzez slot 8-bitowy.

Karta posiada następujące parametry:

- 8 wejść analogowych (4 napięciowe 0-2,5 V lub prądowe 0 20 mA oraz 4 - dla czujników rezystancyjnych PT-100),
- 8 wejść dwustanowych 0 12 V,
- 16 wejść dwustanowych 0 50 V, 500 mA.

Układ akwizycji można podzielić na następujące podukłady:

- interface z magistralą IBM,
- wejścia analogowe,
- wejścia dwustanowe,
- wyjścia dwustanowe.

Poniżej zostaną przedstawione poszczególne podukłady.

Interface z magistralą IBM

Układ interface'u składa się z zespołu wzmacniaczy linii danych, adresowych oraz sterujących. Bufor magistrali uaktywniany jest sygnałem wyboru karty pochodzącym z dekodera adresu. Karta zajmuje w przestrzeni adresowej I/O mikrokomputera obszar 140H-15FH. Układ dekodera generuje sygnały wyboru sterownika we/wy dwustanowych przetwornika A/C oraz bufora sygnału końca konwersji przetwornika A/C.

Układ wejść analogowych

Układ wejść analogowych został wykonany na bazie 8-kanałowego przetwornika μ PD7004 firmy NEC. Jest to przetwornik 10-bitowy o czasie konwersji 100 μs i wejściu napięciowym 0-5V. Wejścia mogą pracować w dwóch trybach:

- 4 wejścia uniwersalne napięciowe lub prądowe oraz 4 wejścia dla czujników PT-100,
- 8 wejść dla czujników PT-100.

Zakres napięć lub prądów wejściowych można zmieniać poprzez wymianę rezystorów w układach wzmacniaczy wejściowych.

W celu poprawy stabilności parametrów torów pomiarowych układy wejściowe zasilane są ze źródła referencyjnego opartego na układzie REF-02 firmy PMI. Punkt pracy wzmacniaczy jest regulowany wspólnie z bufora, zasilanego również ze źródła referencyjnego za pomocą potencjometru.

Układy wejściowe zabezpieczone są przed podaniem napięć o niewłaściwej polaryzacji oraz przekroczeniem napięcia +5V.

Każde z wejść napięciowych lub prądowych posiada filtr dolno
przepustowy RC o stałej czasowej $\tau=0.75~{\rm ms}.$

Sygnały analogowe po przejściu przez tory wejściowe podawane są na wejścia przetwornika A/C. Start konwersji następuje po podaniu do przetwornika poprzez szynę danych numeru kanału. Sygnał końca konwersji podawany jest poprzez bufor trójstanowy na szynę danych.

Przedwzmacniacz do współpracy z czujnikiem ciśnienia

Układ przedwzmacniacza został wykonany w postaci konwertera rezystancja/prąd. Sygnał napięciowy pochodzący z mostka rezystancyjnego czujnika pomiarowego doprowadzony jest na wejście różnicowe wzmacniacza pomiarowego.

Wyjściowy sygnał napięciowy o poziomie +5V podawany jest na konwerter napięcie/prąd. Prąd wyjściowy o zakresie 0-20 mA jest podawany na wejście karty akwizycji danych pomiarowych.

Mostek pomiarowy czujnika ciśnienia zasilany jest ze źródła referencyjnego +5V (U3) poprzez wzmacniacz napięciowy. Dwa wzmacniacze stanowią aktywny układ kompensacji wejściowego napięcia niezrównoważenia wzmacniacza pomiarowego. Regulacja napięcia niezrównoważenia odbywa się poprzez potencjometr. Dodatkowy potencjometr służy do dokładnego ustawienia napięcia referencyjnego źródła.

19.2 Organizacja i przetwarzanie pomiarów

Wartość funkcji h(t, L), gdzie L jest głębokością mierzoną od powierzchni złoża, zaś t czasem, jaki upłynął od rozpoczęcia cyklu filtracji, określoną w punkcie dyskretnym L_i i w chwili t_j , oznaczać będziemy przez h_{ij} dla i = 1, ..., N, j = 1, ..., M, gdzie odpowiednio N jest liczbą punktów pomiarowych wzdłuż głębokości złoża, zaś M liczbą chwil czasowych, w których wykonywane są pomiary. Inaczej h_{ij} traktować będziemy jako element macierzy H, w której i jest numerem wiersza, j numerem kolumny. Macierz Hnazywamy przestrzenno-czasowym obrazem ciśnień w złożu filtracyjnym. W wyniku wykonanego przy użyciu sondy cyklu pomiarów macierz H jest dostępna w pamięci komputera współpracującego z sondą.

Pomiary przeprowadzone na specjalnie skonstruowanym stanowisku badawczym pozwoliły na wycechowanie elementu pomiarowego i potwierdziły poprawną pracę całego systemu w złożu. Pomiary ciśnień wykazywały duży rozrzut, wynikający z ziarnistej struktury złoża i oscylacji przepływów kapilarnych, co wymagało stosowania zaawansowanych algorytmów przetwarzania danych pomiarowych.

Omówiona sonda do pomiaru rozkładu ciśnień w złożu filtracyjnym, współpracująca poprzez kartę akwizycji danych z mikrokomputerem IBM AT, jest przykładem systemu pomiarowego niezbędnego do współpracy systemu symulacji procesu filtracji z systemem sterowania. Idea opisanego rozwiązania sondy i jej współpracy z mikrokomputerem jest aktualna, natomiast szczegóły techniczne mogą ulegać zmianie ze względu na szybki rozwój mikrokomputerów, specjalizowanych kart i protokołów współpracy z czujnikami analogowymi. Przedstawione w opracowaniu aspekty monitorowania pracy złoża filtracyjnego mają duże znaczenie utylitarne dla nowoczesnego prowadzenia procesu filtracji.



Rozdział 20

Podsumowanie

Podsumowując całość rozważań, przyjrzyjmy się raz jeszcze podstawowej koncepcji monografii, jej elementom i powiązaniom między nimi.

W mniej formalnym ujęciu główną koncepcją monografii jest nowe spojrzenie na dorobek zgromadzony w zakresie modelowania, projektowania i eksploatacji filtrów pośpiesznych w oczyszczaniu wody.

Jako element integrujący przyjęto cyfrową symulację procesu filtracji. W przypadku modelowania pozwala ona na weryfikację modeli, w przypadku projektowania umożliwia szybki i tani przegląd wariantów projektowych, w tym w szczególności wybór wariantu optymalnego przez zastąpienie badań eksperymentalnych prowadzonych na modelu fizycznym symulacją wykorzystującą matematyczny model procesu. W efekcie powoduje to radykalne obniżenie kosztów i skrócenie czasu badań.

Podejście takie ma ogromne znaczenie szczególnie w przypadku projektowania filtrów wielowarstwowych, gdzie liczba wariantów wymagających przebadania gwałtownie rośnie ze względu na wzrost liczby parametrów decyzyjnych, takich jak rodzaj i uziarnienie materiału filtracyjnego, grubość warstwy, prędkość filtracji i inne.

Optymalizacja wielokryterialna w projektowaniu oczyszczania wody na drodze filtracji dotyczyła wyboru struktury systemu, jego parametrów technologicznych i konstrukcyjnych i oparta została na prognozowaniu efektów procesu przy uwzględnieniu zakłóceń zewnętrznych i wewnętrznych, głównie zmienności składu i temperatury wody oraz sposobu jej obróbki przed wprowadzeniem na filtry. Podstawowym rezultatem monografii w tym względzie jest skompletowanie modeli matematycznych, wiążących przyjęte kryteria optymalizacji ze zmiennymi decyzyjnymi i niepewnymi. Praktycznym aspektem tego rezultatu będzie intensyfikacja projektowania filtrów pospiesznych w kategoriach optymalizacji wielokryterialnej, a w szczególności automatyczne odrzucanie wariantów, które w świetle przyjętych kryteriów nie są optymalne.

W eksploatacji filtrów cyfrowa symulacja procesu filtracji w powiąza-

niu z diagnostyką filtrów pozwala na predykcję procesu, a w konsekwencji sterowanie rozkładem koncentracji zanieczyszczeń w złożu i efektywne wykorzystanie jego pojemności akumulacyjnej.

Należy przy tym zauważyć, że cyfrowa symulacja procesu filtracji zastępuje w wymienionych powyżej zakresach (modelowanie, projektowanie, eksploatacja) klasyczne techniki, takie jak stanowiska doświadczalne, stanowiska w skali ułamkowo-technicznej, stacje pilotowe, będąc przy tym metodą nieporównywalnie tańszą.

Autorka zdaje sobie sprawę, że nie wszystkie koncepcje umieszczone w książce są w pełni zamknięte, niektóre z nich powinny być nadal rozwijane. Przykładowo, symulacje powinny być umieszczone w środowisku bardziej przyjaznym dla użytkownika pod względem sposobu wprowadzania danych. W wersji przedstawionej w monografii, wykonane one były z wykorzystaniem doskonałego pakietu "Mathematica", pracującego jednak w trybie interaktywnym i nastawionego na użytkownika o pewnym doświadczeniu matematycznym.

W zakresie sterowania procesem dalszych badań wymaga również wybór wielkości sterujących, to jest takich, za pomocą których możemy wpływać na rozkład koncentracji zanieczyszczeń, odłożonych w poszczególnych warstwach złoża.

Autorka będzie wdzięczna za wszystkie przekazane jej uwagi dotyczące monografii.

Analiza, modelowanie i symulacja procesu filtracji wody dla celów projektowania i eksploatacji filtrów

Streszczenie

Monografia stanowi próbę ogólnego i integrującego spojrzenia na proces oczyszczania wody przez filtrację. Przedstawiono w niej uporządkowany dorobek z zakresu modelowania symulacji, projektowania i eksploatacji filtrów.

Istotną rolę odgrywa w niej model teoretyczny i oparta na nim numeryczna symulacja procesu filtracji. W szczególności przedstawiono numeryczne modele filtracji, sformułowano problem identyfikacji/adaptacji parametrów modelu do danych pomiarowych wybranego procesu rzeczywistego oraz zastosowanie tak otrzymanego modelu do sterowania rozkładem zanieczyszczeń w złożu i diagnostyki filtru. Ogólne podstawy filtracji omówiono w podejściu opartym na bilansie masy i analizie trajektorii.

W zakresie projektowania przedstawiono podejście oparte na symulacji procesu filtracji i alternatywnych ocenach rozkładu zanieczyszczeń i rozkładu ciśnień w złożu filtracyjnym.

Sformułowano zadania projektowania grawitacyjnych filtrów pośpiesznych w kategoriach optymalizacji wielokryterialnej opartej na modelach matematycznych dla kryteriów kosztowych i kryteriów jakości.

W aspekcie nowoczesnego prowadzenia procesu filtracji przedstawiono sterowanie rozkładem zanieczyszczeń akumulowanych w złożu z filtrowanej wody i model dynamiczny filtru pośpiesznego dla celów sterowania pracą stacji filtrów ze zmienną wydajnością.

W monografii przedstawia się również koncepcję sondy do pomiaru rozkładu ciśnień w złożu filtracyjnym, współpracującą przez kartę akwizycji danych z mikrokomputerem dla celów eksploatacyjnych, w szczególności diagnostyki filtrów.



Analysis, modelling and simulation of water filtration for designing and exploiting filters

Abstract

The monograph presents a general and integrative approach to water treatment by means of the rapid filtration in terms of its intensification.

Much emphasis has been put on theoretical model and numerical simulation of water filtration based on it.

The monograph presents also overall scientific achievements concerning modelling, simulation, design and exploitation of filters.

The approach to the theoretical model and its location in the field of water filtration taken herein differs from the traditional one. It focuses on numerical models of filtration, the problem of identification/adaptation of model parameters to the measurement data of a chosen real process, and application of thus obtained model to the control of contamination distribution in the filter bed and filter diagnosis.

General fundamentals of filtration have been discussed in an approach based on mass balance and trajectory analysis. As far as design is concerned, the monograph presents an approach based on filtration simulation and, alternatively, estimation of contamination and pressure distribution in the filter bed. Furthermore, tasks of designing filters in terms of multi-criterion optimization on the basis of mathematical models for cost and quality criteria have been set up.

In the case of exploitation, the monograph presents a conception of controlling the distribution of contamination from the filtered water accumulated in the filter bed and a dynamic model of rapid filter for controlling the operation of a station with filters of variable efficiency. It also suggests a conception of a probe for measuring the distribution of pressures in the filter bed, co-operating with a micro-computer through a data acquisition card.



Wykaz ilustracji

5.1	Wyidealizowany model złoża (wg Amirtharajah 1982) Mashaniamu, tropoportu i nuch grastogali wgglodom linii	22
3.2	Mechanizmy transportu i ruch cząsteczki względem mm	22
5.3	Porównanie wyników teoretycznych uzyskanych w metodzie	
0.0	trajektorii z danymi eksperymentalnymi (wg Tien i Paysta-	
	kes 1979)	25
8.1	Graficzna ilustracja tablic reprezentujących funkcje C , σ , h oraz zależności pomiędzy elementami tych tablic występu- jące w schemacie numerycznego rozwiązywania równań mo- delu	44
10.1	Koncentracja ${\cal C}(t,L)$ zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w	
	funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych $w1$.	51
10.2	Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil-	
	tracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu	50
10.2	danych w_1	97
10.3	bokości w złożu dla zestawu danych w	52
10.4	Koncentracja $C(t, L)$ zanjeczyszczeń w filtrowanej wodzie w	.51
2012	funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych $w2$.	53
10.5	Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczy szczeń odłożonych w złożu fil-	
	tracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu	
	danych w^2	54
10.6	Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil-	
	danuch w? nokazana w innej perspektywie ukazującej uje-	
	ciagłość funkcji $\sigma(t, L)$ występującą na granicy warstw	54
10.7	Ciśnienie $h(t, L)$ w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głę-	
	bokości w złożu dla zestawu danych $w2$	56
10.8	Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil-	
	tracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu	
	danych $w3$	56

10.9) Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil- tracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w3 i zmienionej perspektywie w celu pokazania pie-	
	ciągłości funkcji $\sigma(t, L)$ występującej na granicy warstw \ldots	57
10.1	OKoncentracja $C(t, L)$ zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji oznaw i glabalczóś w glażu dla gostawu dowach w t	EQ
10.1	1 Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil- tracyjnym w funkcji czasu i głabokości w złożu dla zestawu	90
	danych $w4$	58
10.1	2Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil- tracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych w4 przy perspektywie zmienionej dla pokazania nie-	
	ciągłości funkcji	59
10.1	3Ciśnienie $h(t, L)$ w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głę- bokości w złożu dla zostawu danych wi	50
10.1	4Koncentracja $C(t, L)$ zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w	09
	funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu danych $w5$.	60
10.13	5Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil- tracyjnym w funkcji czasu i głebokości w złożu dla zestawu	
	danych $w5$	60
10.16	6 Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczy szczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu dla zestawu	
	danych w5 i dla zmienionej perspektywy	61
10.17	7Ciśnienie $h(t, L)$ w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głę- bokości w złożu dla zestawu danych $w5$	61
11.1	Koncentracja $C(t, L)$ zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie	
	modelu pełnego dla zestawu danych $wp1$	65
11.2	Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona	
11.0	na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych $wp1$	65
11.3	W społczynnik nitracji λ jako lunkcja koncentracji $\delta(t, L)$ za- nieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym dla zestawu	CC
11.4	danych $wp1$	00
	bokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych <i>wp</i> 1	66
12.1	Koncentracja $C(t, L)$ zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie	
	modelu pełnego przy prędkości filtracji malejącej liniowo w czasie od wartości $5\frac{m}{h}$ do $2\frac{m}{h}$ oraz dla zestawu danych $wp2$	71

12.2 Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy prędkości filtracji malejącej liniowo w	
czasie od wartości $5\frac{m}{h}$ do $2\frac{m}{h}$ oraz dla zestawu danych $wp2$ 12.3 Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ za- nieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony przy predkości filtracji malejacej liniowo w czasie od warto-	71
 ści 5^m/_h do 2^m/_h dla zestawu danych wp2	72
 przy prędkości filtracji malejącej liniowo w czasie od wartości 5^m/_h do 2^m/_h dla zestawu danych wp2	72
modelu pełnego dla zestawu danych $wp3$	73
tracyjnym w łunkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych $wp3$ 12.7 Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ za-	73
nieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony dla zestawu danych wp3	74
bokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych $wp3$	74
12.9 Koncentracja $C(t, L)$ zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy malejącej liniowo w czasie prędkości	
filtracji dla zestawu danych $wp4$ 12.10Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil-	75
tracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy malejącej liniowo w czasie na dkaści filtracji dla zastowu danuch wz4	75
12.11Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ za- nieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony	10
dla zestawu danych $wp4$ przy malejącej liniowo w czasie pręd- kości filtracji	76
bokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego przy malejącej liniowo w czasie prędkości filtracji dla zestawu	
danych $wp4$	76
funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych $wp4$	77

12.14 Koncentracja $\sigma(t, L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu fil tracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczon	a
na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych $wp5$.	. 77
12.15Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ za nieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym wyznaczony dla zestawu danych wrz	- y 78
12 16Ciśnienie $h(t L)$ w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głe	. 10
bokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego dla zestawu danych wp5) . 78
12.17Koncentracja $C(t, L)$ zanieczyszczeń w filtrowanej wodzie w	1
funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona na podstawie modelu pełnego przy narastającej liniowo w czasie prędkośc filtracji dla zestawu danych <i>wp</i> 6	e i . 79
12.18 Koncentracja $\sigma(t,L)$ zanieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i głębokości w złożu wyznaczona	
na podstawie modelu pełnego przy narastającej liniowo w czasie predkości filtracji dla zestawu danych <i>wp</i> 6	. 79
12.19Współczynnik filtracji λ jako funkcja koncentracji $\sigma(t, L)$ za- nieczyszczeń odłożonych w złożu filtracyjnym przy narasta- jacej liniowo w czasie predkości filtracji wyznaczony dla ze-	
stawu danych $wp6$. 80
12.20Ciśnienie $h(t, L)$ w złożu filtracyjnym w funkcji czasu i glę- bokości w złożu wyznaczone na podstawie modelu pełnego	
stawu danych $wp6$	80
13.1 Rozkład ciśnień w złożu w przypadku przelewu w zbiorniku usytuowanym na poziomie powierzchni złoża	85
13.2 Rozkład ciśnień w złożu w przypadku przelewu w zbiorniku usytuowanym na poziomie połowy wysokości złoża	85
13.3 Rozkład ciśnień w złożu w przypadku przelewu w zbiorniku	
usytuowanym na poziomie dna filtru	89
18.1 Filtr pospieszny otwarty ze zbiornikiem wody czystej	126
18.2 Współpraca komór filtrów pośpiesznych ze zbiornikiem wody czystej	127
 19.1 Konstrukcja monolitycznego czujnika ciśnienia, 1 - górny króciec pomiarowy, 2 - krzemowa struktura z membraną, 3 - wspornik szklany, 4 - wyprowadzenie elektryczne, 5 - dolny 	
króciec pomiarowy	135
19.2 Schemat elektryczny czujnika ciśnienia	136

19.3	Charakterystyka WE-WY czujnika PS 040 dla różnych wa-	
	runków zasilania mostka	136
19.4	Obudowa czujnika ciśnienia w wersji rozbieralnej, 1 - płytka	
	konwertera, 2 - czujnik, 3 - ciśnienie odniesienia, 4 - wy-	
	prowadzenia czujnika, 5 - tuleja, 6 - przewód łączący, 7 -	
	nakrętka mocująca, 8 - komora pomiarowa, 9 - membrana,	
	10 - uszczelka, 11 - ścianka	137
19.5	Obudowa czujnika ciśnienia w wersji nierozbieralnej: 1 -	
	płytka konwertera, 2 - czujnik, 3 - ciśnienie odniesienia, 4	
	- wyprowadzenie czujnika	138
19.6	Kolumna sondy	139
19.7	Pojedyncze gniazdo elementu pomiarowego: 1 - nakrętka z	
	siatką, 2 - kolumna sondy, 3 - tuleja	140

Bibliografia

- Adamski W.: Naukowe podstawy analizy, sterowania i projektowania procesu adsorpcji w układach technologicznych oczyszczania wody, Ochrona Środowiska, 521/2-3, 1987.
- 2. Adin A., Rebhun M.: Components of Deep-Bed Filtration Mathematical Model, Proc. Symp. on Water Filtration, European Federation of Chem. Eng., Antwerp, Belgium 1982.
- 3. Amirtharajah A.et al.: Predicting Expansion of Filters During Backwashing, Journal AWWA, 64:1:52, 1972.
- 4. Amirtharajah A., Mills K.M.: Rapid Mix Design for the Mechanisms of Alum Coagulation, *Journal AWWA*, 74:4:210, 1982.
- 5. Amirtharajah A.: Fundamentals and Theory of Air Scour. Journal Envir. Eng. Div. ASCE, 110:3:573, 1984.
- 6. Amirthajah A., Suprenant B.K.: Direct Filtration Using the Alum Coagulation Diagram, Journal AWWA, 1984.
- Anderson B.D., Moore J.B.: Filtracja optymalna, WNT, Warszawa 1984.
- 8. Arboleda J.: Hydraulic Control System of Constant and Declining Flow Rate in Filtration, *Journal AWWA*, 66:2;87, 1974.
- 9. Arboleda J., Giraldo R., Snel H.: Hydraulic Behaviour of Declining Rate Filtration, *Journal AWWA*, 1985.
- Baylis J.R.: Design Criteria for Rapid Sand Filters, Journal AWWA, 51:11:1433, 1959.
- Camp T.P.: Theory of Water Filtration. Journal Sanit. Eng. Div. ASCE, 90:SA 4:1, 1964.
- Camp T.R.: Theory of Water Filtration, Discussion, Journal Sanit. Eng. Div. ASCE, 1965.

- Camp T.P: Backwashing of Granular Water Filters Journal Sanit. Eng. Div. ASCE, 90, 1971.
- 14. Cleasby J.L.: Turbidimetric Control of Filter Effluent Quality, *Journal* AWWA, 52:11:1411, 1960.
- 15. Cleasby J.L.: Filter rate control without rate controllers, *Journal* AWWA, 61:4, 1969.
- Cleasby J.L.: Water Filtration Through Deep Granular Media, Public Works, Junary, 1970.
- 17. Cleasby J.L.: Optium Backwash of Granular Filters, *Journal Sanit.* Eng. Div., ASCE, 7:1, 1974.
- 18. Cleasby J.L., Di Bernardo: Hydraulics Considerations in Declining Rate Filtration, *Journal Env. Eng. Div.*, ASCE, EE6, 1980.
- Cleasby J.L.: Filtration-Back to the Basics. Proc.AWWA Seminar.: Coagulation and Filtration : Back to the Basic. Journal AWWA, June, 1981.
- 20. Committee Report. State of the Art of Water Filtration, Journal AWWA, 64:10:662, 1972.
- 21. Cornwell D.A., Bishop M.M., Dunn H.J.: Declining-Rate Filters: Regulary Aspects and Operating Results, *Journal AWWA*, 76:12:55, 1984.
- Cranston K.O., Amirtharajah A.: Improving the Initial Effluent Quality of a Dual-Media Filter by Coagulants in Backwash, *Journal* AWWA, 79:12:50, 1987.
- 23. Crittenden J.C., Weber W.J.Jr.: Model for Design of Multi-component Adsorption System, *Journal Env. Eng. Div.*, 104, EE6, 1978.
- 24. Edwards G.A., Amirtharajah A.: Removing Colour Caused by Humic Acids. Journal AWWA, 77:3:50, 1985.
- 25. Edzwald J.K., Becker W.C., Tambini S.J.: Organics, Polymers and Permonmance in Direct Filtration. *Journal Envir.Eng. Div*, ASCE, 113:1:167, 1987.
- 26. Foley P.: Experience With Direct Filtration at Ontario's Lake Hurton Treatment Plant, *Journal AWWA*, 72:3:162, 1980.
- Fujita K.: Hydraulic of Filter Backwashing, Journal AWWA, 445:8:2, 1973.

- 28. Fujisaki N. et al.: An Experimental Study on Dual-Media and Conventional Sand Filters, *Journal AWWA*, 463:39, 1973.
- 29. Grochulska-Segal E.: Parametry hydrauliczne i technologiczne wielowarstwowych filtrów pospiesznych, Mat. Konf. Nauk. Techn. "Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi", Poznań 1984.
- Harris V.L.: High Rate Filter Efficiency, Journal AWWA, 62:8:515, 1970.
- Hayashi Y. et al.: Study on High Rate Filters II. Contact Filtration, Journal AWWA, 442:11:18, 1969.
- Huang I.Y.C., Baumann E.R.: Least Cost Sand Filter Design for Iron Removal, Journal of Sanitary Engineering Division, ASCE, Vol. 97. No. SA 2, April, 1971.
- Hudson E.H.: Operating Characteristics of Rapid Sand Filters, Journal AWWA, 51:1:114, 1959.
- Hudson E.H.: High-Quality Water Production and Viral Disease, Journal AWWA, 54:10:1265, 1962.
- 35. Hutchison W. et al.: Operational and Experimental Results of Direct Filtration. Journal AWWA, 66:2:79, 1974.
- Iwasaki T.: Some Notes on Sand Filtration. Journal AWWA, Vol. 29, 1957.
- Ives K.I.: The Physical and Mathematical Basic of Deep-Bed Filtration, Journal Water, 51, 24, 1967.
- Kawamura S.: Desing and Operation of High-Rate Filters Part 1, Journal AWWA, October, 1975.
- Logsdon G.S.: Alternatieve Filtration Methodes for Removal of Giardia Cysts and Cyst Models, *Journal AWWA*, 73:2:111, 1982.
- 40. Meditch J.S.: Estymacja i sterowanie statystycznie optymalne w układach liniowych, WNT, Warszawa 1975.
- 41. Michelsen M.L., Villdsen J.: A Convienient Computational Procedure of Collocation Constans, *Chem. Eng. Journal*, t.4, 1972.
- 42. Minc D.M., Krisztni W.R.: Modielirowanije processa filtracji suspenzyj czerez ziernistyje słoi, Sbornik naucznych rabot AKCh, wyp.1, 1960.
- Mohanka S.S.: Theory of Multilayer Filtration, Journal of Sanitary Eng. Div., ASCE, 95 (SA6), 1969.

- 44. Mohanka S.S.: Multilayer Filter Design, Journal Water and Water Engineering, April, 1981.
- 45. Neparidze G.G., Krisztuł W.P., Paskuckaja K.N.: Oczistka wody dwuchstupenczatym filtrowanijem, *Wodosn. i Sanit. Techn.*, wyp. 3,1980.
- 46. O'Melia C.R. et al.: Some Chemical Aspects of Rapid Sand Filtration, Journal AWWA, 56:10:1326, 1964.
- 47. O'Melia Ch. R. and Stumm W.: Theory of Water Filtration, Journal AWWA, Nov. 1967.
- 48. Peel R.G., Benedek A.: Dual Rate Kinetic Model of Fixed Bed Adsorber, *Journal Env. Eng. Div*, EE4, August, 1980.
- Rajagopalan R., Tien C.: Trajektory Analisys of Deep-Bed Filtration with the Sphereincell Porous Media Model, Journal AIChE, 22:523, 1976.
- 50. Rajmond D., Letterman A.M.: Economic analysis of granular bed filtration, *Journal of the EED*, EE2, vol.106, April 1980.
- Roman M., Piotrowski I.: Urządzenia do oczyszczania wody i ścieków, PWN, Warszawa 1974.
- 52. Seidel J., Badach A., Molisz W.: Metody rozwiązywania zadań optymalizacji, WNT, Warszawa 1980.
- 53. Servais P., Billen G., Bouillot P.: Biological Colonization of Granular Activated Filters in Drinking Water Treatment, *Journal Env. Eng. Div.*, 120:4:888, 1994.
- 54. Stone B.G.: Design of Ralph D. Bollman Water Treatment Plant, Journal AWWA, 64:6:369, 1972.
- 55. Tuepker J.: Operation and Maintenance of Rapid Sand and Mixed-Media Filters in a Lime Softening Plant, Journal AWWA, 60:12:1377 (Dec.1968)
- 56. Tien C., Paystakes A.C.: Advances in Deep-Bed Filtration. Journal AIChE, 25:5:737, 1979.
- 57. Tien C., Gimbel R.: On the Development of a Comprehensive Model of Deep Bed Filtration, Proc. Sym. on Water Filtration, Belgium, 1982.
- 58. Tien C.: Theoretical Analysis of Filtration, Proc. Int. Tech. Conf. on Filtration and Separation, American Filtration Soc., 1988.

- 59. Wagner B.G., Hudson H.E.: Low Dosage High-Rate Direct Filtration. Journal AWWA, 74:5:256, 1982.
- 60. Wojciechowska K.M.: Modelowanie rozdziału wody w procesie płukania filtrów, Mat. Konf. Nauk. Techn., "Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi", Poznań 1980.
- 61. Wojciechowska K.M.: One-Dimensional Distribution of Solids Concetration Control in a Filter Bed, Part I, Proc. International Conference, AMSE, Tassin-la-Demi-Lune, France 1985.
- 62. Wojciechowska K.M.: Filtry wielowarstwowe, analiza procesów filtracji i płukania w aspekcie potrzeb projektowych, Mat. Konf. Nauk. Techn. "Intensyfikacja zaopatrzenia w wodę miast i osiedli", Wisła 1985.
- 63. Wojciechowska K.M.: Sterowanie akumulacją zanieczyszczeń w procesie filtracji, *Ochrona Środowiska*, PZiTS, 463/2-3, Wrocław 1985.
- 64. Wojciechowska K.M.: One-Dimensional Distribution of Solids Concentration Control in a Filter Bed. Part II. Modeling, Simulation Control, AMSE Press, vol.7, Feb. 1986.
- 65. Wojciechowska K.M.: Specyfikacja procesu płukania złóż węglowych, Mat. Konf. Nauk. Techn. "Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi", Poznań 1986.
- 66. Wojciechowska K.M.: Model dynamiczny filtru pośpiesznego dla celów sterowania pracą stacji filtrów. Prace III Sympozjum Międzynarodowego "Symulacja procesów dynamicznych", Zakopane 1986.
- Wojciechowska K.M.: Matematyczne modele procesu adsorpcji do projektowania filtrów, Ochrona Środowiska, PZiTS, 521/2-3, Wrocław 1987.
- Wojciechowska K.M.: Udoskonalona metoda projektowania filtrów pośpiesznych, Mat. Konf. Nauk. Techn. "Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej", PZITS, 536/87, Kołobrzeg 1987.
- 69. Wojciechowska K.M.: Aspekty projektowania i eksploatacji filtrów piaskowo-węglowych. Mat. III Sympozjum Sekcji Inż. Sanit. PAN "Węgiel aktywny - Problemy badawcze i wdrożenia w gospodarce wodnej", Kraków 1987.
- 70. Wojciechowska K.M.: Zastosowanie modeli matematycznych w wielokryterialnej optymalizacji filtrów pośpiesznych, Mat. Konf. Nauk. Techn. "Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi", Poznań 1988.

- Wojciechowska K.M.: Modeling of Filtration and Adsorption in Multilayer Filters. International Conference "Modelling Simulation", Istanbul 1988.
- 72. Wojciechowska K.M.: Multilayer Filter Diagnostics Based on Head Loss Distribution, International Symposium of IMEKO, Praha, June 1989.
- 73. Wojciechowska K.M.,Koźmiński G.: Badania nad pojemnością akumulacyjną złóż filtracyjnych filtrów kontaktowych, Mat. Konf. Nauk. Techn. "Intensyfikacja zaopatrzenia w wodę miast i osiedli", Wisła 1989.