

mgr inż. E. Grochulska-Segal
prof. dr hab. inż. A. L. Kowal
dr inż. M. M. Sozański

Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska
Politechniki Wrocławskiej

SKŁAD FIZYKO-CHEMICZNY I WŁAŚCIWOŚCI TECHNOLOGICZNE WODY RZeki KACZAWY

Ujęcie wodne zakładu wodociągowego w Legnicy zlokalizowane jest w pradolinie rzeki Kaczawy. Woda z rzeki Kaczawy doprowadzana jest na stawy infiltracyjne poprzez osadnik ziemny. Wodę infiltracyjną ujmuje się za pośrednictwem studni wierconych i szybów, z których lewarem dopływa do studni zbiorczej. Istniejący zakład produkcji wody dla zaopatrzenia miasta Legnicy ujmuje wodę infiltracyjną w ilości 65000 m³/d.

Cel i zakres pracy

Celem pracy jest:

- charakterystyka fizyczno-chemiczna składu domieszek wody rzeki Kaczawy i stawu infiltracyjnego
- poznanie właściwości technologicznych wody rzeki Kaczawy.

Badania technologiczne prowadzone w klasycznym układzie uzdatniania wód powierzchniowych a ich celem były pomiary wartości parametrów jednostkowych procesów takich, jak: czas sedimentacji, prędkość opadania cząstek zawiesiny ziarnistej i kłaczkowatej, dawka koagulantu, długość cyklu filtracji, pojemność złóż na zanieczyszczenia i inne. Przyjęty w doświadczeniach układ technologiczny uzdatniania wody, podyktowany został ogólnym kierunkiem prac badawczo-projektowych, dotyczących nowego zakładu uzdatniania wody dla potrzeb Legnicko-Głogowskiego Okręgu Miedziowego.

Skład fizyczno-chemiczny wód

Woda z rzeki Kaczawy

Zakres zmian składu wody powierzchniowej z rzeki Kaczawy w latach 1973—77 przedstawiono w tablicy 1. Woda ta charakteryzowała się bardzo dużymi wahaniami mętności, barwy, utlenialności, BZT₅ i związków azotowych. Mętność wody zmieniała się od 1 do 300 mg/dm³, barwa wahała się w zakresie 5—80 mg/dm³ Pt, utlenialność zmieniała się w zakresie od 3 do 30 mg/dm³ O₂ a BZT₅ od 1,4 do 26,0 mg/dm³ O₂. Maksymalne stężenie amoniaku wynosiło 5,0 mg/dm³ N i było 50 razy większe w stosunku do stężenia minimalnego.

Zmiany odczynu wody wahały się najczęściej w granicach 7,3—8,0. Okresowo obserwowano również pH=8,3, co powodowało wystąpienie

zasadowości F. Największą stabilnością składu domieszek wody charakteryzował się okres letni a największe wahania występowały w okresie zimowym i wiosennym. Wahania w tych okresach wywołane były wpływem ścieków odprowadzanych z zakładów przemysłu kampanijnego oraz niskimi temperaturami, hamującymi procesy samooczyszczania. Duży wzrost utlenialności w okresie letnim (tablica 1) obserwowano podczas fali powodziowej w sierpniu 1977 r. Badania składu wody z Kaczawy pozwoliły ustalić korelacje, występujące między zasadowością wody a jej utlenialnością, przedstawione na rys. 1. Wpływ utlenialności na zmiany zasadowości wody był wyraźny dla zakresu zmian utlenialności od 3 do 15 mg/dm³ O₂.

Woda ze stawu infiltracyjnego

Charakterystykę fizyczno-chemiczną wody ze stawu infiltracyjnego przedstawiono w tablicy 2. Woda ze stawu infiltracyjnego charakteryzowała się — w przeciwieństwie do wody rzeki Kaczawy — znaczną stabilnością składu. Niewielkim wahaniom ulegał jedynie odczyn wody, utlenialność oraz zawartość związków azotowych. Utlenialność wody zmieniała się od 2,2—

Tab. 1

Fizyczno-chemiczna charakterystyka składu wody
z rzeki Kaczawy w latach 1973 - 1977.

Wskaźnik wody	Jedn.	Okres wiosenny	Okres letni	Okres jesienny	Okres zimowy
Mętność	mg/dm ³	5-300	3-20	5-100	1-250
Barwa	mg/dm ³ Pt	10-50	10-40	5-80	5-50
Odczyn	pH	7,4-8,3	7,5-7,7	7,3-8,0	7,2-7,8
Zasadowość	mmol/dm ³	1,9-2,5	2,2-2,7	2,3-2,8	1,7-2,9
Chlorki	mg/dm ³ Cl	20-45	17-30	27-43	22-53
Mangan	mg/dm ³ Mn	0-0,22	0-0,14	0-0,51	0-0,8
Żelazo og.	mg/dm ³ F	0,01-0,18	0,11-0,70	0,08-0,40	0,08-1,0
Amoniak	mg/dm ³ N	0,0-0,5	0,08-0,40	0,014-3,4	0,1-9,0
Azotyny	mg/dm ³ N	0,02-0,40	0,08-0,80	0,002-0,60	0,02-0,03
Azotany	mg/dm ³ N	1,0-3,0	0,7-3,0	0,01-6,0	0,4-7,0
Utlenialność	mg/dm ³ O ₂	4,6-12,0	3,3-7/30p/3,0-18,8		3,0-20,0
Tlen rozp.	mg/dm ³ O ₂	7,6-13,4	7,4-12,2	6,1-12,8	8,4-12,4
BZT ₅	mg/dm ³ O ₂	1,4-26,4	3,2-3,8	2,0-19,2	3,8-14,4

p - Fala powodziowa

OZNACZENIA :

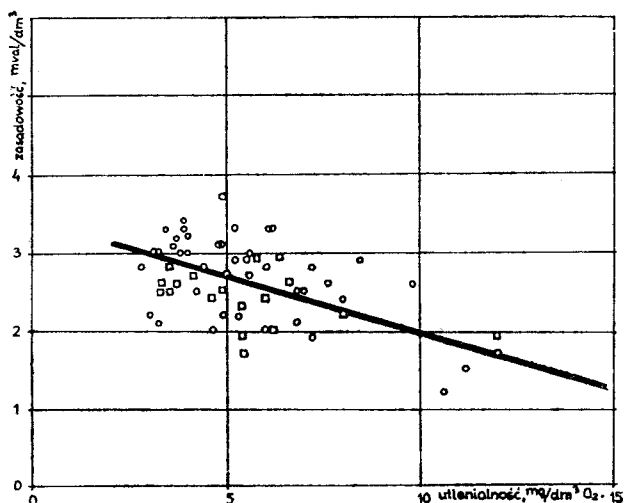
a - według badań laboratorium

INŻ. OCHR. ŚRODOW. .

o - według badań laboratorium

LPWIK w Legnicy.

— przebieg zależności : $Z = 3,3 - 0,125 U$.



Rys. 1. Zależność pomiędzy utlenialnością i zasadowością dla wody rzeki Kaczawy.

Tab. 2

Fizyczno-chemiczna charakterystyka składu wody
ze stawu infiltracyjnego

Lp.	Wskaźnik wody	Jedn.	Wartości ekstremalne wskaźnika wody	
			min	max
1.	Odczyn	pH	7,5	9,6
2.	Barwa	mg/dm³ Pt	15	50
3.	Mętność	mg/dm³	2	25
4.	Zasadowość	mval/dm³	0	1,0
5.	Utlenialność	mg/dm³ O₂	1,6	2,7
6.	Chlorki	mg/dm³ Cl	2,2	9,0
7.	Mangan	mg/dm³ Mn	24	38
8.	Żelazo	mg/dm³ Fe	ślady	0,31
9.	Amoniak	mg/dm³ N	ślady	0,3
10.	Azotyny	mg/dm³ N	0,03	0,6
11.	Azotany	mg/dm³ N	0,001	0,040
			0,2	6,0

—9,0 mg/dm³ O₂, zawartość amoniaku wahała się od 0,03—0,6 mg/dm³ N, stężenie azotynów zmieniło się od 0,001 do 0,04 mg/dm³ N, a zawartość azotanów od 0,2 do 0,6 mg/dm³ N. Wysoki odczyn wody w stawie, zmieniający się od 7,5 do 9,6 pH utrzymywał się w okresie miesięcznej obserwacji. Tak długi okres podwyższonego pH wody mógł zaistnieć tylko z powodu okresowego odczynu wody w rzece. Jakość wody w stawie infiltracyjnym, w badanym okresie, była gorsza od jakości wody rzeki Kaczawy. Przyczyną tego zjawiska mógł być podwyższony odczyn wody w stawie, powodujący obumieranie części roślinności przybrzeżnej i rozkład materii organicznej.

Czas przepływu wody w stawie wynosił powyżej 1—2 dni, co pozwalało na kilkudobowe wyrów-

nanie składu wody. Procesy biochemiczne, zachodzące w stawach mogły również być przyczyną wyczerpywania dwutlenku węgla i podwyższenia pH.

Ponadto przeprowadzono także badania składu domieszek wody w przekrojach poprzecznych stawu infiltracyjnego. Badania te wykazały, że jakość wody w przekroju stawu ulega zmianie. Utlenialność wody oraz zawartość tlenu rozpuszczonego przy brzegach stawu jest wyższa niż w środku i wynosi odpowiednio od 9,0 do 5,4 mg/m³ O₂ oraz od 16 do 6,8 mg/dm³ O₂. Pozostałe wartości wskaźników wody: mętność, barwa, odczyn są w przybliżeniu stałe. Zmiany utlenialności wody i zawartości tlenu rozpuszczonego w przekroju poprzecznym stawu, mogą być spowodowane rozwijającą się przybrzeżną roślinnością wodną.

Właściwości technologiczne domieszek wody

SEDYMENTACJA

Warunki i skala badań procesu sedymentacji zawiesiny ziarnistej

Podstawowe charakterystyki sedymentacji zawiesiny rzeki Kaczawy odniesiono do typowych prędkości opadania frakcji stosowanych w cylindrach Spilnera, w skali doświadczeń laboratoryjnych. Ten sposób badań jest najdogodniejszy z uwagi na to, że w skład badanych wód wchodzi zawiesina bardzo różnorodna, a w konsekwencji prędkości sedymentacji poszczególnych cząstek też znacznie się różnią. Podstawowymi składnikami zawiesiny rzeki Kaczawy są cząstki piasku, które szybko opadają, oraz drobne cząstki ilaste, bardzo wolno sedymentujące. Skale badań określają wymiary cylindrów Spilnera, tzn: średnica równa $4 \cdot 10^{-2}$ m, wysokość czynna sedymentacyjna — $3 \cdot 10^{-1}$ m, pojemność części osadowej — $5 \cdot 10^{-5}$ m³ i czasy sedymentacji wahające się od 300" do 14 400".

Wyniki analizy procesu sedymentacji zawiesin i ich interpretacja

Sedymentację badano dla różnych stężeń początkowych zawiesiny (61—740 mg/m³). Za wielkość charakteryzującą zdolność do opadania cząstek uznano ilość osadu jaka opadła po danym czasie sedymentacji, w stosunku do całkowitej ilości zawiesiny w części sedymentacyjnej cylindra. Ilość osadu dla poszczególnych czasów sedymentacji oproksumowano wzorem:

$$S = \sum_{r=0}^{r=\infty} \left(\frac{r \cdot \sqrt{H/c \cdot t_s}}{H} \left(\frac{c \cdot r^2 \cdot t_s}{H} f/r/\Delta r \right) + \sum_{r=\sqrt{H/c \cdot t_s}}^{r=\infty} f/r/\Delta r \right) + \quad (1)$$

W osadzie S znajdują się wszystkie frakcje o prędkości opadania $v > H/t_s$, a więc znajdują się w niej wszystkie cząstki o promieniu:

$$r > \sqrt{H/c \cdot t_s} \quad (2)$$

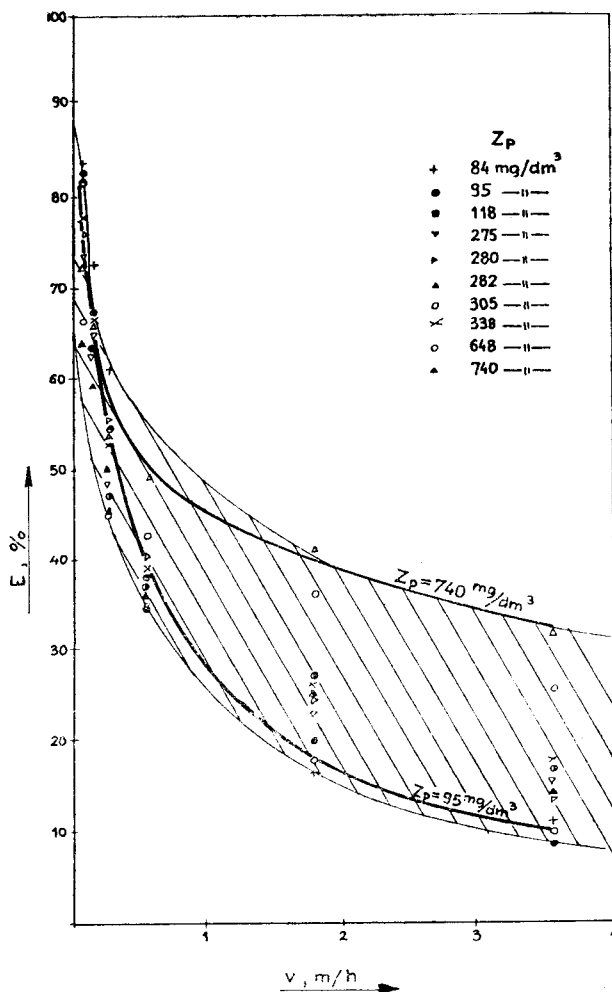
oraz częściowo osadzone, silniej zdyspergowane frakcje, których sumę można ująć wzorem:

$$\sum_{r=0}^{r=\sqrt{H/c \cdot t_s}} \left[\frac{c \cdot r^2 \cdot t_s}{H} f(r/\Delta r) \right] \quad (3)$$

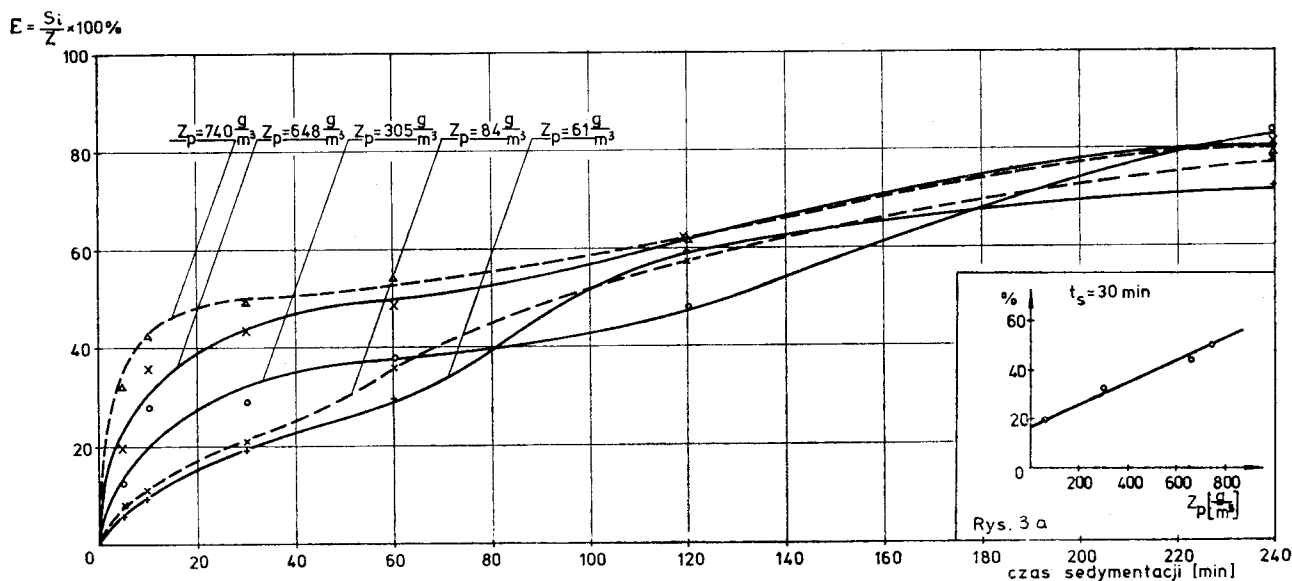
Ilość osadu S pozostałego po określonych czasach sedimentacji w procentach, w stosunku do całej ilości zawieszin zawartych w wodzie, obliczono ze wzoru:

$$E = \frac{S_i}{V \cdot Z_p} \cdot 100 \quad (4)$$

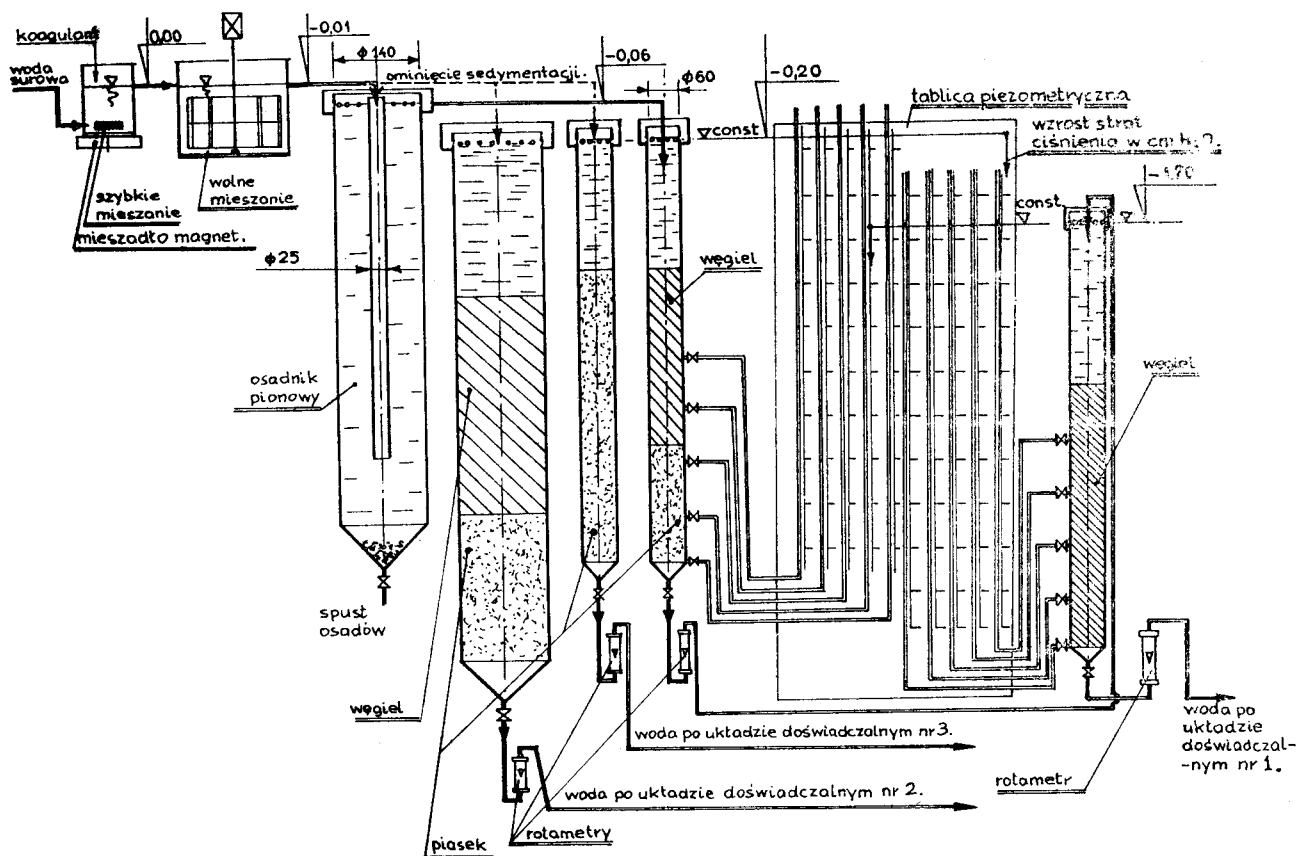
W oparciu o wyniki badań i obliczone prędkości opadania zawiesziny, sporządzono wykresy: procentowych prędkości sedimentacji (rys. 2) i procentowych czasów sedimentacji (rys. 3). Efekty sedimentacji po określonych czasach $\left(\frac{S_i}{Z}\right)$ zależałyby głównie od stężenia początkowego zawiesziny. Dla zawieszin o dużym stężeniu, w początkowej fazie procesu obserwowano wpływ flokulacji, zwiększającej prędkość sedimentacji i jej efekty (rys. 2, 3). Flokulacja w tym przypadku zachodziła od razu, a efekty sedimentacji były wyraźne już w pierwszych 20 minutach procesu. W końcowej fazie obserwowano spadek efektów sedimentacji. Dla zawieszin o małym stężeniu początkowym, flokulacja zachodziła z pewnym opóźnieniem i najlepsze efekty występowały później niż w przypadku dużych stężeń zawiesziny. Przykładowo wpływ stężenia na efekty sedimentacji, po 30 minutach stagnacji próbki pokazano na rys. 3a. Niezależnie od stężenia początkowego, ilość zawieszin łatwoopadających wynosiła około 60%.



Rys. 2. Wpływ prędkości opadania na redukcję zawieszin w wodzie rzeki Kaczawy.



Rys. 3. Krzywa procentowa czasów sedimentacji przy różnych początkowych stężeniach zawiesziny.



Rys. 4. Schemat instalacji doświadczalnej.

KOAGULACJA

Warunki prowadzenia procesu i jego efekty

Ocena właściwości hydraulicznych zawiesiny kłaczkowatej została przeprowadzona w oparciu o pomiary na modelowym osadniku pionowym, będącym częścią składową stacji oczyszczania wody w skali ułamkowo-technicznej, której schemat przedstawiono na rys. 4. Proces koagulacji prowadzono w klasycznym układzie z komorami szybkiego i wolnego mieszania. Koagulantem był siarczan glinowy, którego dawki ważyły się od $25,0 \text{ g/m}^3$ do $40 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. Stosowano czas flokulacji 20 minut, szybkość obrotowa mieszadła modelowej komory flokulacji była równa 20 obr/min, a wartość gradientu prędkości wynosiła 26 s^{-1} . Niski gradient prędkości podyktowany był rodzajem koagulantu, który hydrolizując daje kłaczkę o stosunkowo małej gęstości, nie sedimentujące w komorze flokulacji przy tych wartościach gradientów, a także nie ulegające dyspersji.

Efekty oczyszczania wody określono na podstawie obniżki jej domieszek, występującej po każdym procesie oczyszczania stacji modelowej (rys. 4). Rozkłady wartości mętności, barwy i utlenialności wody, po poszczególnych urządzeniach, pokazano na rys. 5. Z przedstawionych

na rysunku krzywych wynika, że wzrost efektów oczyszczania wody zmniejszał zakres rozkładów, które obejmowały coraz mniejsze przedziały wartości rozpatrywanych wskaźników oraz powodował przesunięcie krzywych w kierunku mniejszych wartości wskaźników. Otrzymane krzywe rozkładu są niesymetryczne, dotyczy to głównie mętności i barwy. Niesymetryczności te, spowodowane na ogół udziałem górnych wartości rozpatrywanych wskaźników, zanikały ze wzrostem efektów oczyszczania.

Charakterystyka warunków sedimentacji zawiesiny kłaczkowanej

Parametry sedimentacji kłaczków determinuje hydraulika przepływu wody przez model osadnika pionowego. Wymiary osadnika były równe:

$$D_M = 0,14 \text{ m}, \quad H_M = 2,7 \text{ m}, \quad d_{rM} = 25 \cdot 10^{-3} \text{ m}.$$

Natężenie przepływu wody wynosiło $0,007 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$, co zapewniało prędkość równą $0,7 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$. Przy przepływie $0,007 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$ liczba Reynoldsa dla osadnika wynosiła (dla temperatury wody 10°C i $\nu = 1,306 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$):

$$Re_M = \frac{V_{dp} \cdot R_h}{\nu} = \frac{1}{4} \frac{V_{dp} (D_M - d_{rM})}{\nu} \quad (5)$$

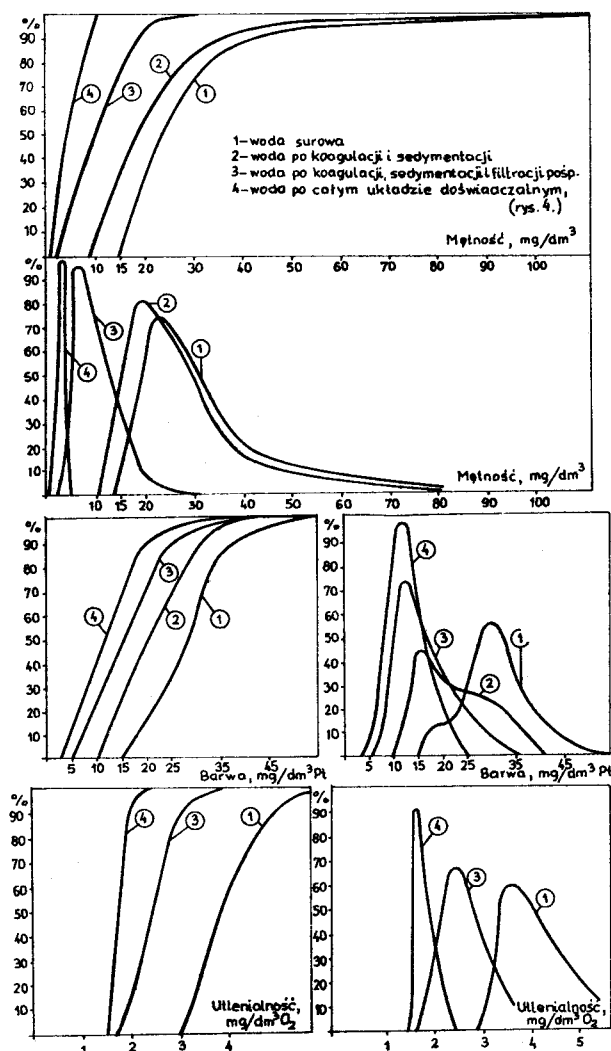
$$Re_M = \frac{1}{4} \frac{0,7 \cdot 10^{-3} (0,14 - 0,025)}{1,306 \cdot 10^{-6}} = 0,015 \cdot 10^3 = 15$$

natomiast liczba Froude'a była równa:

$$Fr_M = \frac{V_{pp}^2}{Rh \cdot g} = \frac{4 V_{pp}^2}{(D_M - d_{rM}) g} \quad (6)$$

$$Fr_M = \frac{4(0,7 \cdot 10^{-3})^2}{(0,14 - 0,025)} = 1,73 \cdot 10^{-6}$$

Przepływ wody z zawiesiną kłaczkową przez osadnik modelowy jest typowo laminarny, a stabilność komory sedymentacji wysoka. Warunki panujące w modelowym osadniku można uznać za nietypowe dla sedymentacji w technicznych urządzeniach tego typu, ale są natomiast optymalne dla hydraulicznej klasyfikacji kłaczków.



Rys. 5. Efekty oczyszczania wody na poszczególnych urządzeniach układu doświadczalnego.

Ocena właściwości hydraulicznych zawiesiny kłaczkowej

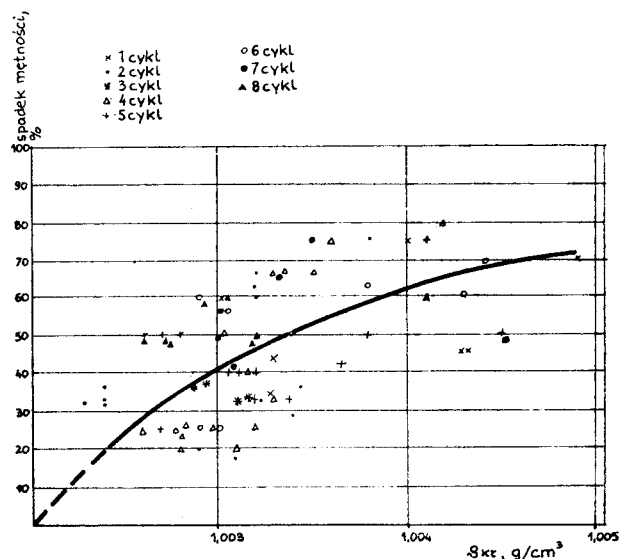
Efekty sedymentacji w danym osadniku zależą od właściwości fizycznych kłaczków głównie od ich gęstości, kształtu i wielkości. Gęstość kłaczków

zależy od gęstości powstającego, w wyniku hydrolizy, wodorotlenku glinowego oraz od rodzaju i gęstości usuwanych podczas koagulacji domieszek wody, decydujących o jej mętności i barwie. Gęstość kłaczków określono z zależności:

$$\rho_k = \rho_{Al(OH)_3} + k_1 \Delta M + k_2 \Delta B \quad (7)$$

W oparciu o statystyczne dane literaturowe [1, 4] wyprowadzono równanie [7] i przyjęto następujące wartości poszczególnych jego symboli: $\rho_{Al(OH)_3} = 1,0012 \text{ g/cm}^3$, $k_1 = 5 \cdot 10^{-5} \text{ g/cm}^3 \cdot 1/\text{mg/dm}^3/M$, $k_2 = 2 \cdot 10^{-5} \text{ g/cm}^3 \cdot 1/\text{mg/dm}^3/B$.

Adekwatność tych obliczeń opiera się na założeniu podobieństwa składu domieszek, powodujących mętność i barwę zarówno w wodzie z rzeki Kaczawy jak i w przypadku przedstawionym w literaturze [1, 4]. Gęstość kłaczków, określona pośrednio, miała istotny wpływ na efekty koagulacji, co przedstawiono na rys. 6. Rozrzut wyników otrzymanej zależności (rys. 6) jest spowodowany zmianami temperatury i składu wody, występującymi w okresie badań.



Rys. 6. Wpływ gęstości na efekty sedymentacji.

Doświadczalne określenie wielkości i kształtu kłaczków oddzielnie jest praktycznie niemożliwe, ponieważ kształt jest zależny od właściwości hydraulicznych strumienia wody i może zmieniać się w szerokich granicach. W pracy określono średnice kłaczków hydraulicznie zastępcze, obliczone na podstawie wzoru Stokesa, które są aktywne dla hydraulicznych warunków panujących w modelowym osadniku.

Do wzoru:

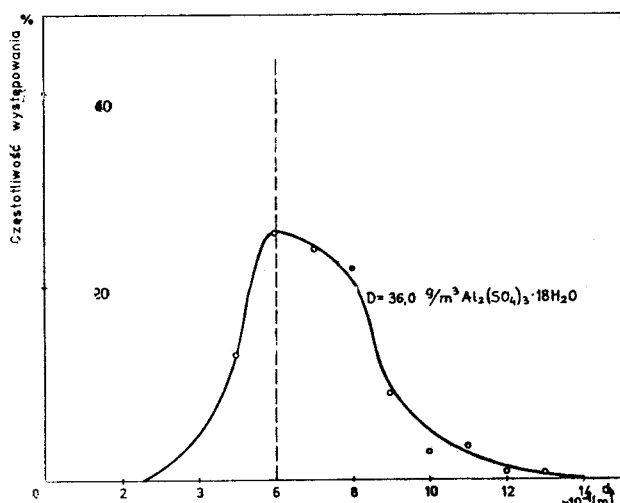
$$d_h = 4,24 \sqrt{\frac{v \cdot \mu}{g(\rho_k - \rho)}} \quad (8)$$

podstawione wartości gęstości kłaczków, lepkości dynamicznej wody, wysokość osadnika i czas przepływu.

Wielkość obliczonej średnicy d_h jest wartością graniczną, rozdzielającą całą masę kłaczków na część zatrzymaną w osadniku (osad), której

$d_o > d_h$ i część doprowadzana na filtry, której $d_z < d_h$. Znajac całkowitą masę kłaczków i zatrzymanego w osadniku osadu oraz odpowiadające im wartości średnicy d_h wyznaczono rozkłady prawdopodobieństwa, określające częstotliwość występowania kłaczków o wielkości d_h . Wyniki tej analizy przedstawiono na rys. 7, które obrazują częstotliwość występowania czestek zawiesiny kłaczkowatej o średnicy maksymalnej (granicznej), dopływających na filtry. Cząstki o średnicy większej od d_h zostały zatrzymane w osadniku modelowym o pionowym przepływie z prędkością $0,7 \cdot 10^{-3}$ m/s a ich ilość decyduje o masie osadu. Częstotliwość występowania tych cząstek obliczono na podstawie stosunku masy osadu do całkowitej masy cząstek zawiesiny kłaczkowatej:

$$C \cdot W = \frac{S_i}{Z} \cdot 100 \quad (9)$$



Rys. 7. Częstotliwość występowania kłaczków o wielkości d_h .

Rysunek 7 obrazuje krzywą wyznaczoną dla najczęściej stosowanej dawki siarczanu glinowego równej $36 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. Rozrzut otrzymanych wyników jest uwarunkowany polidispersyjnością cząstek oraz mogą go powodować zmiany stężenia zawiesiny jak i niestabilność warunków hydraulicznych, panujących w modelowym osadniku. Wpływ tych ostatnich jest w badanym przypadku do pominięcia, co wynika z obliczonych wcześniej wartości liczby Reynoldsa i Fraude'a. Polidispersyjność spowodowana była niewielką ilością cząstek kłaczkowatych, o dużych średnicach, dochodzących nawet do $1,14 \cdot 10^{-4}$ m, znacznie przekraczających ich wartość modalną równą $6,0 \cdot 10^{-4}$ m. Stosunkowo dużą polidispersyjność cząstek należy przypisać wpływowi stężenia zawiesiny kłaczkowatej na ich prędkość opadania. Przy dużych stężeniach występuje zjawisko interferencji hydrodynamicznej strug wody, opływającej kłaczkę, która zmniejsza ich prędkość sedimentacji, a przy mniejszych stężeniach, flokulacja kłaczków zwiększa ich prędkość opadania.

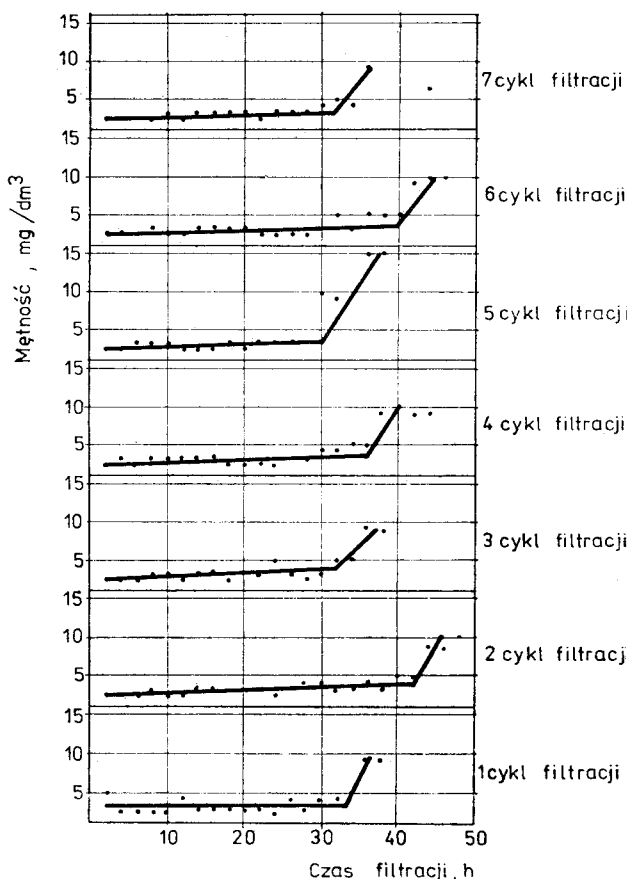
FILTRACJA POŚPIESZNA

Sposób prowadzenia badań i charakterystyka modeli filtrów

Proces filtracji pośpiesznej badano w trzech układach technologicznych uzdatniania wody (rys. 4). Pierwszy układ obejmował koagulację objętościową, sedimentację w osadniku pionowym, filtrację pośpieszną na złożu węglowo-piaskowym i sorpcją na węglu aktywnym. W drugim układzie pominięto sedimentację i sorpcję, a trzeci układ zawierał koagulację objętościową i filtrację pośpieszną na złożu piaskowym z pominięciem sedimentacji. Technologia zastosowania tych układów podyktowana była możliwością badania wpływu stężenia zawiesin na parametry filtracji wody. Rury ze szkła organicznego stanowiły modele filtrów ($D_f = 6 \cdot 10^{-2}$ m). Zastosowano złoża węglowo-piaskowe i węglowe o następującej charakterystyce:

węgiel	$d_{10} = 0,69 \text{ mm}$,	$d_{60} = 1,7 \text{ mm}$
piasek	$d_{10} = 0,44 \text{ mm}$,	$d_{60} = 0,63 \text{ mm}$

Całkowita wysokość złoża węglowo-piaskowego wynosiła 1,7m, przy czym warstwa piasku stanowiła 40% wysokości złoża, wysokość złoża węglowego była równa 1,0 m. Badania procesu filtracji w układach z pominięciem sedimentacji prowadzono na filtrach modelowych o średnicach rur $14 \cdot 10^{-2}$ i $6 \cdot 10^{-2}$ m. Rura o większej średnicy wypełniona była złożem piaskowo-węglowym o wysokości 1,7 m, filtr o mniejszej średnicy natomiast posiadał złożo piaskowe



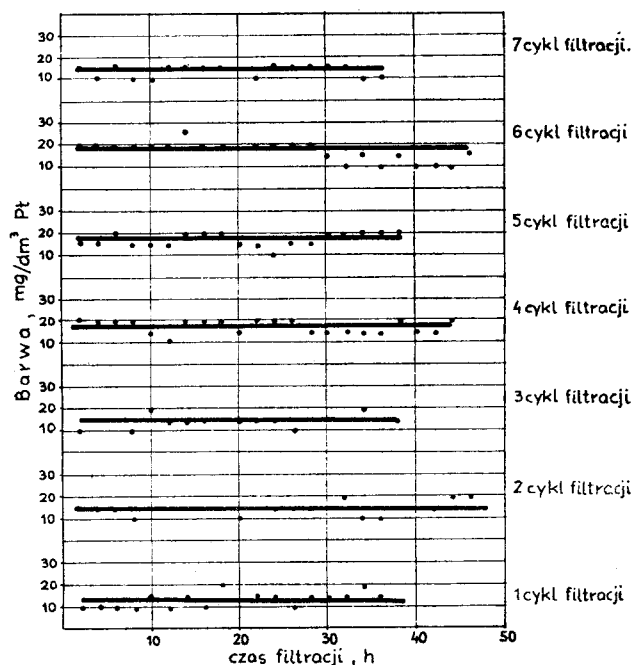
Rys. 8. Zmiana mętności filtratu w czasie filtracji wody po sedimentacji.

o wysokości warstwy 1,5 m. Uziarnienie tych złóż było jak w filtrach pracujących w układzie z sedimentacją. Filtrację prowadzono z prędkością równą 9,4 m/h.

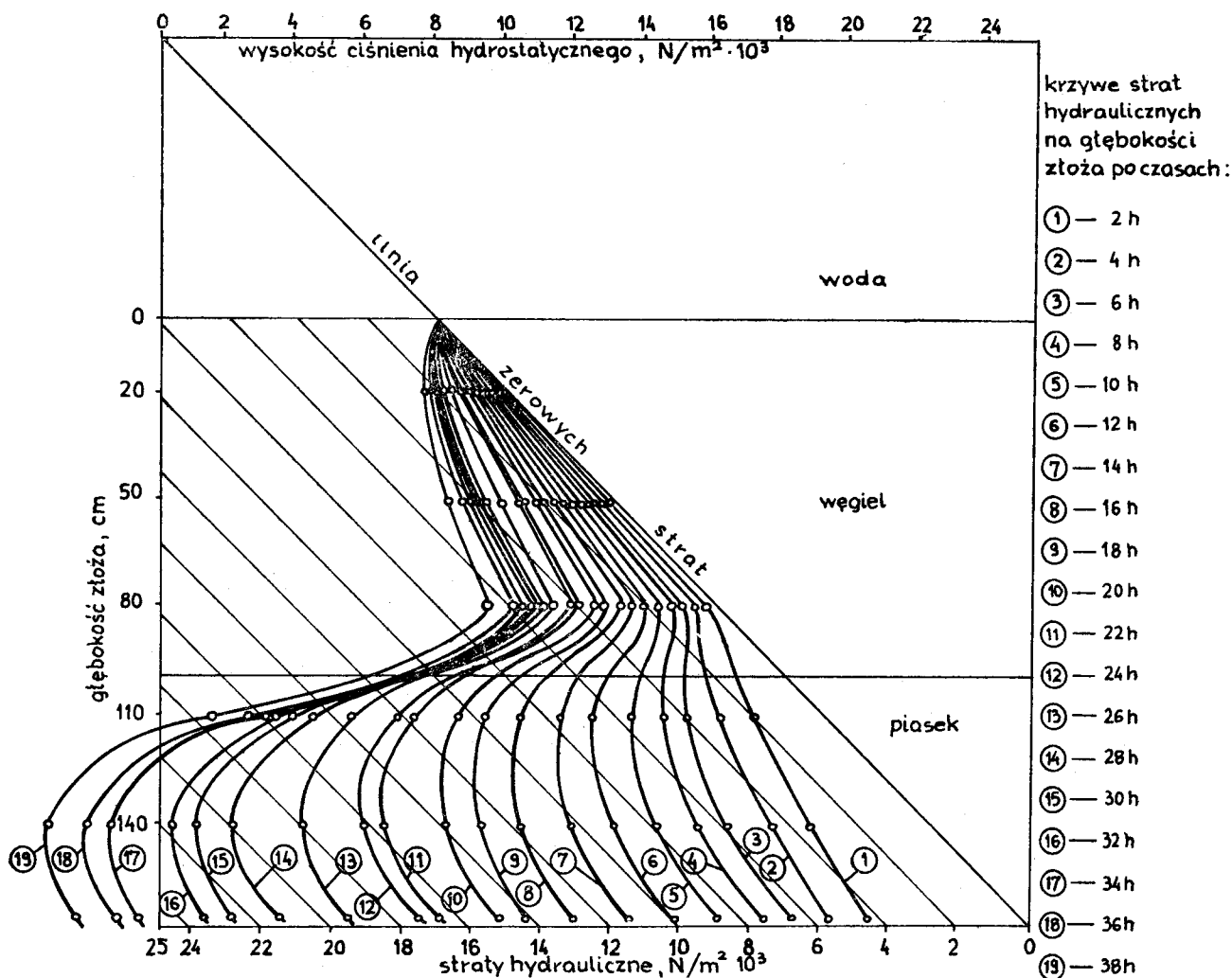
Wyniki badań i sposób interpretacji

Długość cykli filtracyjnych

Zasadnicze znaczenie dla doświadczalnego ustalenia długości cyklu filtracji ma skład wody przefiltrowanej oraz zmiana wielkości strat hydraulicznych w czasie i na głębokości złoża. Zmianę mętności i barwy oczyszczanej wody w złożach badanych filtrów, w czasie trwania cykli filtracji, przedstawiono na rys. 8 i 9, natomiast wysokość strat hydraulicznych na rys. 10 i 11. Badania filtru o złożu piaskowym miały charakter testowy, a szybkie przyrosty strat hydraulicznych (rys. 12) i krótkie cykle filtracji wykluczyły już na wstępie przydatność jednowarstwowego złoża piaskowego dla badanych warunków. Przeprowadzono badania 70 cykli filtracji, których długość wahała się od około 14 do 48 godzin. Długość cykli filtracyjnych ustalono



Rys. 9. Zmiana barwy filtratu w czasie filtracji wody po sedimentacji.



Rys. 10. Wysokość strat hydraulicznych na złożu dwuwarstwowym węglowo-piaskowym podczas filtracji wody po sedimentacji.

w oparciu o jakość filtru. Wystąpienie podciśnienia w złożu obserwowano po około 2—8 godzin od momentu pogorszenia się jakości filtru. Istotny wpływ na długość cykli filtracji miało stężenie zawieszin na dopływie. W układzie z sedymentacją czasy trwania cykli filtracyjnych wynosiły od 30 do 42 godzin i były około 2 razy dłuższe niż w przypadku pominięcia procesu sedymentacji.

Rozkład zanieczyszczeń na głębokości złóż filtracyjnych

Zmiany średniego gradientu wysokości strat hydraulicznych G_w na głębokości złoża:

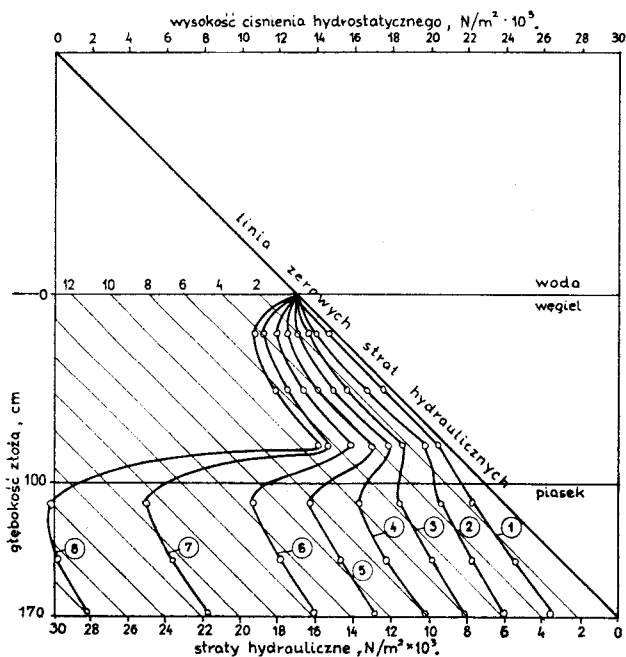
$$G_w = \frac{1}{\rho g} \frac{\Delta p}{\Delta H_z} \quad (10)$$

występujące przy przepływie wody pozbawionej zawieszin przez czyste złoża filtracyjne, przedstawiono na rys. 13. Otrzymane z doświadczeń krzywe, posiadają wyraźne maksima dla każdej warstwy czystego złoża. W warstwie węgla wartości maksymalne gradientu występują na głębokości około 0,5 m, natomiast w piasku wartości te obserwowane były na głębokości około 1,4 m, tj. 0,4 m poniżej płaszczyzny rozdziału warstw. Wymienione charakterystyczne głębokości powtarzały się dla prękości filtracji od 5 do 20 m/h.

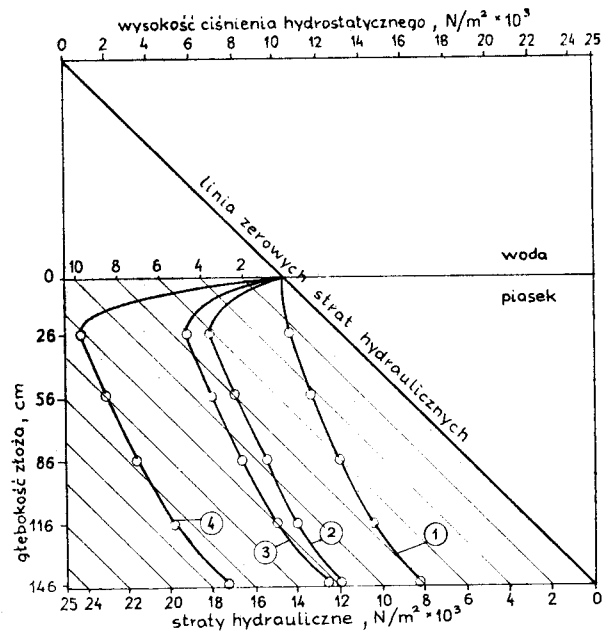
Przy identyfikacji zjawisk procesu filtracji, istotnym zagadnieniem było określenie miejsca zatrzymywania w złożach kłaczków, powstałych w wyniku koagulacji domieszek siarczanem glinowym. Interpretację wyników doświadczeń oparto na średnim gradientcie wysokości strat hydraulicznych,

$$G_z = \frac{1}{\rho g} \sum_{t=0}^{t=t_{ef}} \frac{\Delta p_t}{\Delta H_z} \quad (11)$$

charakteryzującym przepływ wody z zawiesinami.



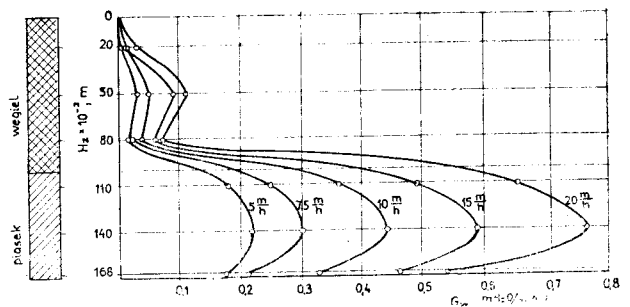
Rys. 11. Wysokość strat hydraulicznych na złożu dwuwarstwowym węglowo-piaskowym podczas filtracji wody z pominięciem sedymentacji.



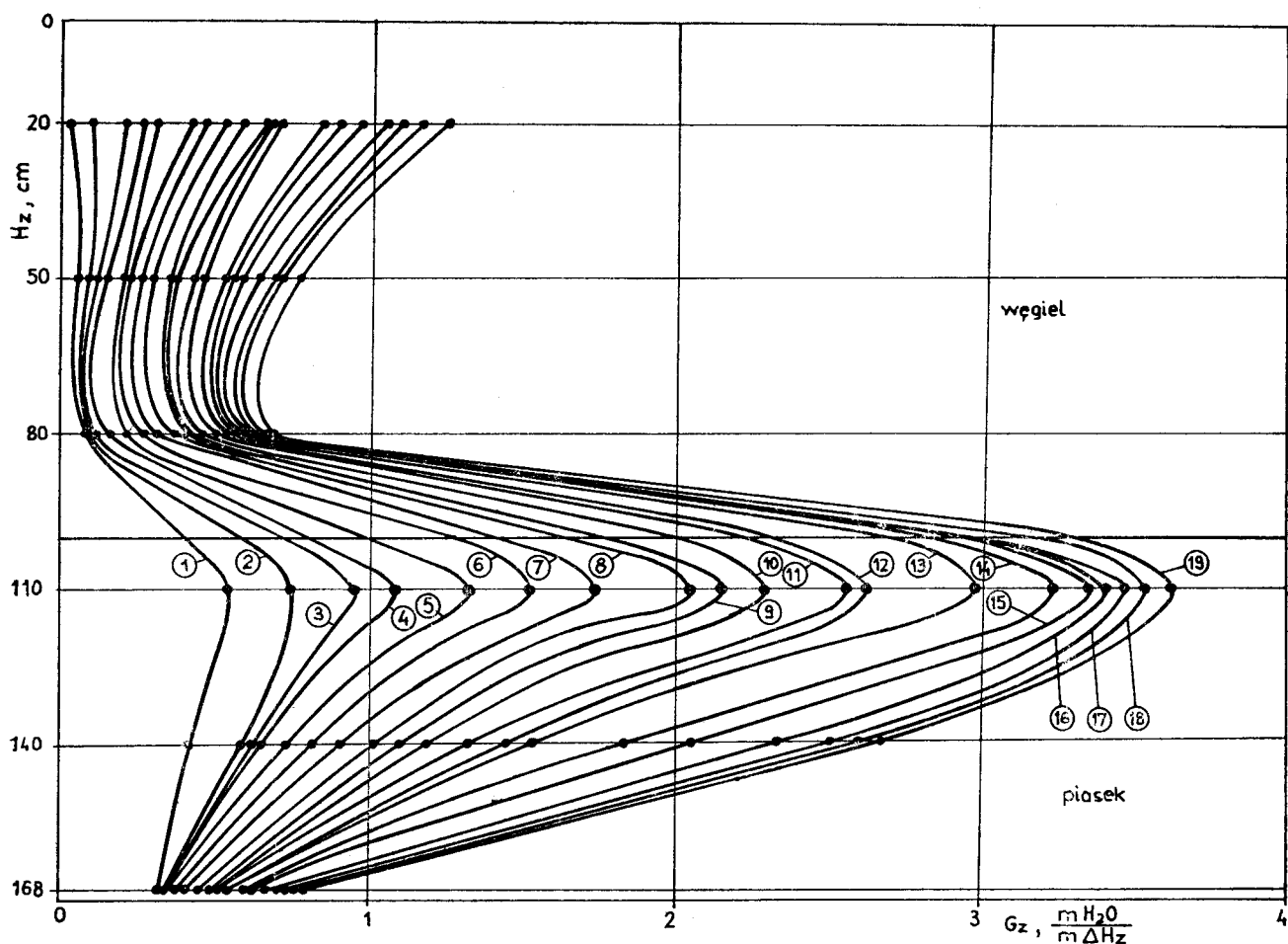
Rys. 12. Wysokość strat hydraulicznych na złożu piaskowym podczas filtracji wody z pominięciem sedymentacji.

Uzyskane wyniki zmian wartości G_z przedstawiono na rys. 14 i 15. Zmiany te ustalono w oparciu o wyniki doświadczeń przedstawionych na rys. 9 i 10. Maksymalne wartości średniego gradientu wysokości strat hydraulicznych, G_{zmax} , występują w obu warstwach złoża. W warstwie węgla G_{zmax} występuje na głębokości nie przekraczającej 20 cm a w warstwie piasku około 10 cm poniżej granicy rozdziału warstw. Wartości minimalne znajdują się w warstwie węglowej na głębokości około 80 cm, w złożu piaskowym natomiast nad warstwą podtrzymującą. Przedstawione głębokości złoża, na których stwierdzono występowanie maksymalnych i minimalnych wartości gradientu były stałe i powtarzały się we wszystkich cyklach filtracji, niezależnie od stężenia dopływających zawieszin.

Maksymalne wartości średniego gradientu wysokości strat hydraulicznych złóż zanieczyszczonych G_z , obrazujące miejsca zatrzymywania zawieszin, występowały zawsze powyżej miejsca maksymalnych wartości średniego gradientu wysokości strat hydraulicznych G_w dla przepływu czystej wody przez czyste złoża, które posiadały równocześnie minimalną przepuszczalność. Wynika z tego, że większość cząstek zawiesziny



Rys. 13. Charakterystyka zmian średniego gradientu wysokości strat hydraulicznych G_w na głębokości złoża dwuwarstwowego.

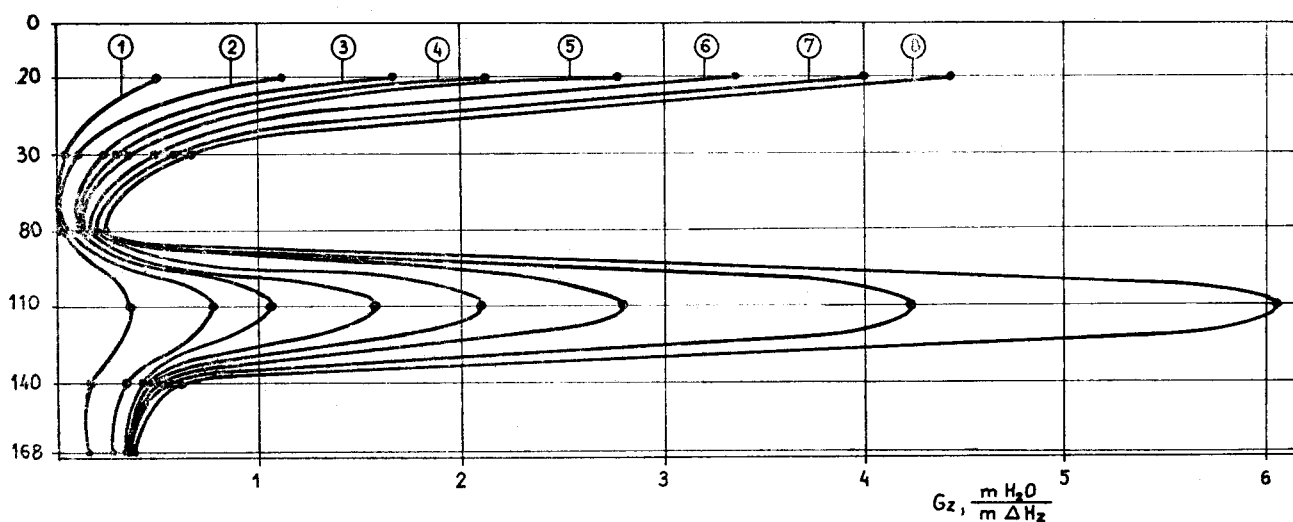


krzywe średnich gradientów wysokości strat hydraulicznych po czasach t : ①-2 h,

②-4 h, ③-6 h, ④-8 h, ⑤-10 h, ⑥-12 h, ⑦-14 h, ⑧-16 h, ⑨-18 h, ⑩-20 h, ⑪-22 h, ⑫-24 h, ⑬-26 h, ⑭-28 h,

⑮-30 h, ⑯-32 h, ⑰-34 h, ⑱-36 h, ⑲-38 h

Rys. 14. Charakterystyka zmian średniego gradientu wysokości strat hydraulicznych G_z na głębokości złoża z sedymentacją.



Krzywe średnich gradientów G_z po czasach:

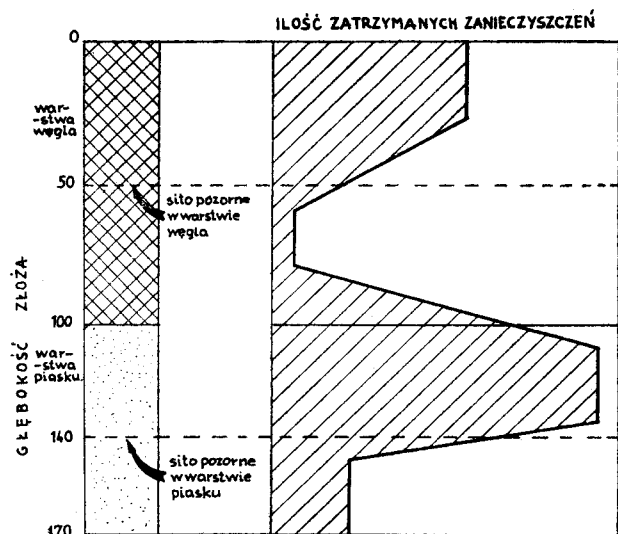
①-2 h, ②-4 h, ③-6 h, ④-8 h, ⑤-10 h, ⑥-12 h, ⑦-14 h, ⑧-16 h.

Rys. 15. Charakterystyka zmian średniego gradientu wysokości strat hydraulicznych G_z na głębokości złoża z pominięciem sedymentacji.

w procesie filtracji jest zatrzymywana na głębokości, poniżej której występuje strefa złoża o najmniejszej przepuszczalności. Strefie złoża o minimalnej przepuszczalności można zatem przypisać działanie pozornego sita [3], [4] (rys. 16), a zjawisko zatrzymywania na nim cząstek podczas filtracji, modelować procesem mechanicznego segregowania cząstek zanieczyszczeń w porach i kanalikach złoża, przy dodatkowym uwzględnieniu oddziaływań fizyczno-chemicznych tj. sorpcji, adhezji oraz struktury kłaczków.

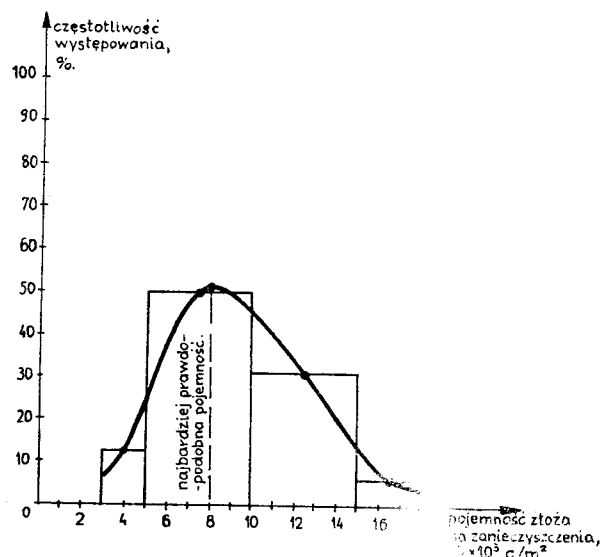
Wyznaczanie pojemności na zanieczyszczenia złoża filtracyjnego węglowo-piaskowego

Pojemność złoża wyznaczono dla przypadku oczyszczania wód rzeki Kaczawy w układzie

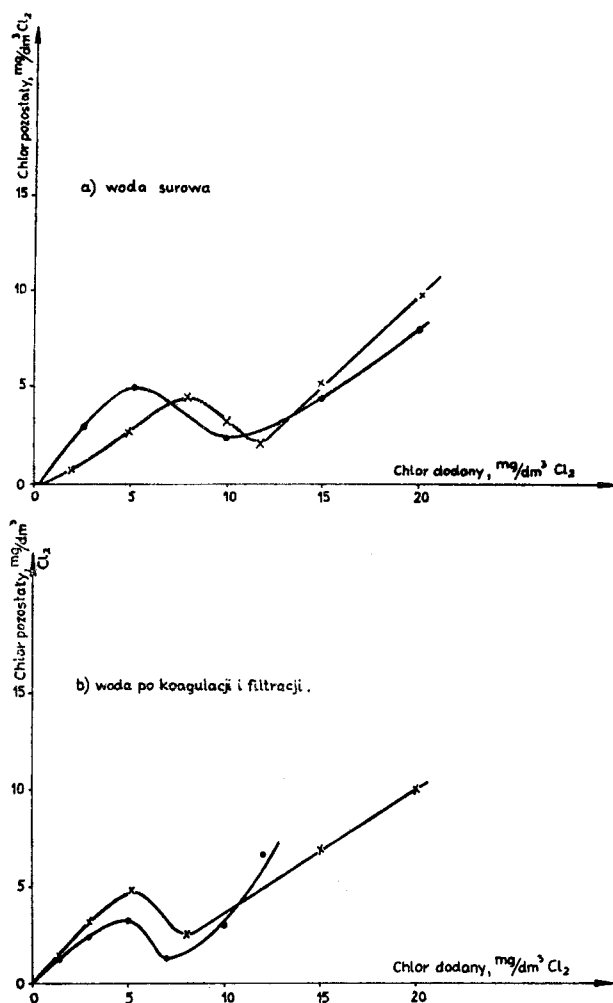


Rys. 16. Model filtracji na złożach dwuwarstwowych.

Przedział pojemności $g/m^3 \times 10^3$	3 ÷ 5	5 ÷ 10	10 ÷ 15	15 ÷ 18
Częstotliwość występowania, %	12,5	50,0	31,3	6,2



Rys. 17. Krzywa częstotliwości występowania różnych pojemności złoża na zanieczyszczenia.



Rys. 18. Krzywa zapotrzebowania chlorowego wody:

- a) z rzeki Kaczawy
b) oczyszczonej po koagulacji i filtracji na złożu węglowo-piaskowym.

z pominięciem sedymentacji. Na podstawie wyników doświadczeń przedstawionych na rys. 8, 9 i 11, obliczono pojemności badanego złoża na zanieczyszczenia. Znajac wartości zawiesin w wodzie dopływającej na filtr — C_z i w filtracie — C_o , prędkość filtracji oraz długość cyklu filtracyjnego t_{cf} , można pojemność obliczyć ze wzoru:

$$V_z = v_f \cdot t_{cf} (C_z - C_o) \quad (12)$$

przy czym w takiej postaci można ten wzór stosować w przypadku stałych w ciągu całego cyklu filtracji wartości C_z i C_o . Gdy C_z i C_o zmieniają się w trakcie trwania cyklu (co miało miejsce w rozpatrywanych badaniach), wzór (13) przybierze postać (14)

$$V_z = v_f \cdot t_{fj} \sum_{t_f=0}^{t_f=t_{cf}} (C_z - C_o) \quad (13)$$

We wzorze tym t_{fj} oznacza jednostkowy czas filtracji równy w danym przypadku częstotliwości dokonywania pomiarów — 2h. Wielkości stężenia zawiesin obliczono na podstawie mętności M , barwy B i dawki koagulacji ze wzoru:

$$C_i = a_1 \cdot DA_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2 + \beta_1 \cdot B + \gamma_1 \cdot M \quad (14)$$

przy czym określone doświadczalnie współczynniki wynoszą dla wód rzeki Kaczawy: $\alpha_1=0,55$, $\beta_1=0,25$, $\gamma_1=1,98$. Na podstawie obliczonych pojemności opracowano wykres częstotliwości występowania danej pojemności złoża na zanieczyszczenia (rys. 17).

Pojemność na zanieczyszczenia badanych złóż dwuwarstwowych węglowo-piaskowych wahała się od 3104 g/m² do 17 399 g/m² złoża (rys. 18). Najbardziej prawdopodobna pojemność na zanieczyszczenia, określona na podstawie wykresu częstotliwości występowania (rys. 17) wynosi około 8000 g/m² złoża.

DEZYNFEKCJA

Dezynfekcję wody przeprowadzono za pomocą chloru dodawanego do wody w postaci wody chlorowej. Chlorowaniu poddawano wodę surową z rzeki Kaczawy oraz wodę oczyszczoną (po procesie koagulacji siarczanem glinowym i filtracji na złożu węglowo-piaskowym). Stosowano dawki chloru od 0,5 do 20 mg/dm³Cl₂. Oznaczenia chloru wolnego i związanego prowadzono metodą z metyloorazem. Czas kontaktu wody z chlorem wynosi 0,5 godzin. Niezwłoczne zapotrzebowanie chlorowe wody surowej wynosiło do 1 mg/dm³Cl₂, natomiast w wodzie oczyszczonej nie obserwowano go (rys. 19). Dawka chloru do punktu załamania dla wody surowej wynosiła od 10—12 mg/dm³Cl₂, dla wody oczyszczonej natomiast 7—8 mg/dm³Cl₂ (rys. 19). Przebieg krzywych chlorowania (rys. 19) koreluje z zawartością amoniaku zarówno w wodzie surowej jak i oczyszczonej.

Podsumowanie i wnioski

1. Skład fizyczno-chemiczny wód rzeki Kaczawy pozwala zakwalifikować je do typowych wód rzek podgórskich

W wodach tych stwierdzono istnienie korelacji liniowej pomiędzy zasadowością Z i utlenialnością U, określonej równaniem:

$$Z=3,3-0,125 U$$

Największą stabilnością składu domieszek wody rzeki Kaczawy charakteryzował się okres letni a największe wahania występowały w okresie zimowym i wiosennym. Wahania w tych okresach wywołane były wpływem ścieków odprowadzanych z zakładów przemysłu kampanijnego oraz niskimi temperaturami, hamującymi procesy samooczyszczania. Oprócz wahań rocznych składu wody, występowały także wyraźne wahania dobowe, dotyczące stężenia jonów wodorowych. W godzinach nocnych od 22.00 do 2.00 obserwowano podwyższony odczyn, wynoszący 8,3 pH i wystąpienie zasadowości F, a w godzinach dziennych wartość odczynu wahała się 7,2 do 7,8 pH.

Charakterystycznym wskaźnikiem wody ze stawu infiltracyjnego był wysoki odczyn wody zmieniający się od 7,5 do 9,6 pH. Ponadto badania składu domieszek wody w przekrojach poprzecznych stawu infiltracyjnego wykazały, że

utlenialność wody oraz zawartość tlenu rozpuszczonego przy brzegach stawu jest wyższa niż w środku. Pozostałe wartości wskaźników wody: mętność, barwa, odczyn są w przybliżeniu stałe w przekrojach.

2. Zawiesinę wody rzeki Kaczawy pod względem składu granulometrycznego, można zakwalifikować do typowej zawiesiny polidispersyjnej, w której zawartość cząstek łatwoopadających waha się od około 48—62%. Stwierdzone zjawisko naturalnej flokulacji miało istotny wpływ na efekty sedimentacji i zależały od stężenia początkowego zawiesiny według funkcji rosnącej.

3. Decydujący wpływ na właściwości fizyczne zawiesiny kłaczkowatej, powstającej z koagulacji domieszek wód rzeki Kaczawy mają:

- skład koagulowanych domieszek, określanych mętnością i barwą
- rodzaj koagulantu.

Gęstość kłaczek wahała się od 1002,1—1004,9 kg/m³. Efekty sedymentacji były uzależnione od gęstości kłaczek według nieliniowej funkcji rosnącej. Wielkość granicznej średnicy tworzących się kłaczek zmieniała się w zakresie od (4,96 do 14,92) · 10⁻⁴ m. W badaniach nie stwierdzono wpływu dawki siarczanu glinowego na wielkość kłaczek. Można to uzasadnić optymalnym doбором dawki koagulantu, uzależnionym od składu wody. Przy dużej ilości koagulowanych domieszek (mętność, barwa) dawka koagulantu będzie odpowiednio większa, niż w przypadku wód mniej zanieczyszczonych. Zatem stosunek dawki do ilości koagulowanych domieszek jest w przybliżeniu wartością stałą, co ma niewątpliwie wpływ na właściwości kłaczek.

4. Czasy trwania cykli filtracji w układzie z sedymentacją wynosiły 30—42 godzin i były około 2 razy dłuższe niż w przypadku pominięcia procesu sedymentacji. Wystąpienie podciśnienia w złożach filtracyjnych obserwowano po około 2—8 godzinach od momentu pogorszenia się jakości filtratu. Większość cząsteczek niezależnie od stężenia zawiesiny, jest zatrzymywana w złożach dwuwarstwowych na głębokości powyżej strefy najmniejszej przepuszczalności. Strefie tej można przypisać działanie pozornego sita. Hipoteza pozornego sita w złożach jest podstawą do modelowania i optymalizacji procesu filtracji. Pojemność na zanieczyszczenia złóż dwuwarstwowych węglowo-piaskowych wahała się od 3104 g/m² do 17 399 g/m². Określone na podstawie wykresu częstotliwości występowania (rys. 17), najbardziej prawdopodobna pojemność wynosi około 8000 g/m².

Duża pojemność badanego złoża, przekraczająca wartości podawane w literaturze dla złóż piaskowych jest spowodowana dużą porowatością złoża dwuwarstwowego, szczególnie zaś dużo większą porowatością warstwy górnej — węgla w stosunku do porowatości warstwy dolnej — piasku. Taki układ warstw przy odpowiednim doborze uziarnienia, powodował zwiększenie pojemności na zanieczyszczenia, zmniejszenie strat hydraulicznych i wydłużenie cyklu filtracji.

5. Dawka chloru do punktu przełamania dla wody surowej wynosi 10—12 mg/dm³Cl₂, dla wody oczyszczonej natomiast 7—8 mg/dm³Cl₂. Niezwłoczne zapotrzebowanie chlorowe wody surowej wynosiło do 1 mg/dm³Cl₂, w wodzie oczyszczonej nie występowało (rys. 18). Przebieg krzywych chlorowania koreluje z zawartością amoniaku zarówno w wodzie surowej jak i oczyszczonej.

LITERATURA

1. A. L. KOWAL, M. M. SOZAŃSKI: Podstawy doświadczalne systemów oczyszczania wód. Politechnika Wrocławska, Wrocław 1977.
2. A. L. KOWAL: Technologia wody. Arkady, Warszawa 1977.
3. A. L. KOWAL, M. M. SOZAŃSKI, E. GROCHULSKA-SEGAL: Modelowanie procesu filtracji na złożach dwuwarstwowych. Zeszyty Naukowe Politechniki Wrocławskiej (w druku).
4. A. L. KOWAL, M. M. SOZAŃSKI, E. GROCHULSKA-SEGAL: Badania procesu filtracji w modelowym układzie ciągłego oczyszczania wody powierzchniowej. Materiały konferencyjne, Jelenia Góra 1978.
5. A. L. KOWAL, M. M. SOZAŃSKI, E. GROCHULSKA-SEGAL: Badania technologiczne wody powierzchniowej z rzeki Kaczawy. Raport Nr 219 Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1976.
6. A. L. KOWAL, M. M. SOZAŃSKI, E. GROCHULSKA-SEGAL: Badania technologiczne wody dla wodociągu LGOM (I etap Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1978.

SPIS OZNACZEŃ

B — barwa wody, c — stała we wzorze Stokesa na prędkość opadania cząstek, C₀ — stężenie zawiesin w filtracie, C_z — stężenie zawiesin w wodzie dopływającej na filtr, D_M — średnica modelowego osadnika pionowego, d_{rM} — średnica rury centralnej modelowego osadnika pionowego, d_h — średnica zastępcza (hydraulicznie równoważna) cząstki, E — efekt sedimentacji, F_r — liczba Fronde'a, G_w — średni gradient wysokości strat hydraulicznych przy przepływie wody pozbawionej zawiesin przez czyste złożo filtracyjne, G_z — średni gradient wysokości strat hydraulicznych przy przepływie wody z zawiesinami, g — przyspieszenie ziemskie, H — całkowita głębokość osadnika, ΔH_z — jednostkowa wysokość warstwy złoża filtracyjnego, M — mętność wody, ΔP_t — przyrost strat hydraulicznych w czasie, R_e — liczba Reynoldsa, R_h — promień hydrauliczny, r — promień sedimentującej cząstki, S — masa zsedymetowanego osadu w czasie t_s, t_s — czas sedimentacji, t_{fj} — jednostkowy czas filtracji, t_{cf} — czas trwania cyklu filtracyjnego, Z — całkowita ilość zawiesin w wodzie; Z = Z_p · V, Z_p — stężenie początkowe zawiesiny w wodzie, V — sedimentacyjna objętość cylindra Spilnera, v_{pp} — prędkość przepływu wody przez modelowy osadnik pionowy, v_f — prędkość filtracji, μ — lepkość dynamiczna wody, ν — lepkość kinematyczna wody, ρ_k — gęstość kłaczków, ρ — gęstość wody.