

Marcin Kłos, Jolanta Gumińska

Wykorzystanie pomiaru liczby cząstek do optymalizacji dawki koagulantu w oczyszczaniu wód powierzchniowych

Koagulacja jest powszechnie stosowanym procesem jednostkowym w oczyszczaniu wód powierzchniowych, przede wszystkim do usuwania koloidów i trudnoopadających zawiesin, a także rozpuszczonych związków organicznych. Proces koagulacji najczęściej przebiega w oparciu o dwa podstawowe mechanizmy, tj. neutralizacji ładunku ujemnie naładowanych cząstek koloidalnych przez dodatnio naładowane produkty hydrolizy koagulantu oraz tzw. koagulacji wymiatającej (sweep coagulation) opartej na zjawisku wychwytywania zanieczyszczeń przez wytrącone cząstki wodorotlenku glinu [1–3]. Ten drugi mechanizm w głównej mierze odpowiada za skuteczność flokulacji zneutralizowanych cząstek oraz wytworzenie kłaczków o pożądanych właściwościach. Pozwala on także na stworzenie optymalnych warunków do usuwania rozpuszczonych związków organicznych wywołujących barwę wody poprzez ich sorpcję na powierzchni wytrąconych cząstek zawiesin pokoagulacyjnych. Oprócz skutecznego usuwania rozpuszczonych i koloidalnych związków organicznych, koagulacja wymiatająca bardzo dobrze sprawdza się także w usuwaniu mikroorganizmów z wody [4].

Dobór właściwych warunków technologicznych procesu oczyszczania wody pozwala na stworzenie optymalnych warunków do wytrącania nierozpuszczalnych form wodorotlenku glinu zdolnych do aglomeracji zanieczyszczeń. O prawidłowości przebiegu procesu decyduje wiele parametrów, z których najważniejsze to rodzaj i dawka koagulantu, które w głównej mierze decydują zarówno o mechanizmach, wg których przebiega proces koagulacji, jak i o skuteczności usuwania zanieczyszczeń [1,5,6].

W artykule dokonano analizy wiarygodności procedury testu naczyniowego prowadzonego w celu wyznaczenia dawki optymalnej koagulantów hydrolizujących i wstępnie zhydrolizowanych w oparciu o pomiar liczby cząstek. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że zależności między dawką koagulantu a parametrami jakościowymi wody mają odmienny przebieg w przypadku koagulantów hydrolizujących i spolimeryzowanych. Różnice te są szczególnie istotne w ocenie przydatności reagentów wstępnie zhydrolizowanych, gdzie miejscowe ekstrema zależności poszczególnych wskaźników jakościowych w funkcji stosowanej dawki nie pokrywają się ze sobą, jak ma to miejsce np. w przypadku siarczanu glinu. Różnice w skuteczności działania poszczególnych reagentów uzależnione są od wielu

czynników, m.in. od stopnia polimeryzacji koagulantu oraz jego ładunku powierzchniowego. Oznacza to, że przy ocenie dawek skutecznych i optymalnych tych reagentów ważne jest ponowne zdefiniowanie kryteriów stawianych procesowi koagulacji w aspekcie działania całego układu technologicznego oczyszczania wody.

Metodyka badań

Badania przeprowadzono z użyciem wody modelowej przygotowanej na bazie wody wodociągowej. W celu uzyskania wody modelowej o wymaganym stężeniu związków organicznych do wody wodociągowej wprowadzono określone objętości wyciągu torfowego. Wyciąg kwasów humusowych został uzyskany poprzez ekstrakcję NaOH (0,1 mol/dm³). Po upływie 1 tygodnia sklarowany roztwór zdekantowano znad osadu.

Zakres wartości podstawowych wskaźników jakościowych wody modelowej był następujący:

- mętność: 1,0÷1,3 NTU,
- ogólna liczba cząstek (0,5÷666 μm): 1900÷2300 1/cm³,
- ogólny węgiel organiczny mierzony metodą spektrofotometryczną (OWO): 4,3÷4,9 gC/m³,
- rozpuszczony węgiel organiczny mierzony metodą spektrofotometryczną (RWO): 3,8÷4,2 gC/m³,
- absorbancja w nadfiolecie próbek niesączonych (UV_{251nm}^{1m}): 23,5÷27,5,
- absorbancja w nadfiolecie próbek sączonych (UV_{251nm}^{1m}): 19,8÷24,8,
- pH: 6,9÷7,1.

W badaniach wykorzystano siarczan glinu, jako przykład koagulantu hydrolizującego oraz cztery koagulanty wstępnie zhydrolizowane o różnym stopniu polimeryzacji, tj. PAX XL-19, Flokor 1 ASW, Flokor 1A oraz Flokor 1.2A. PAX i Flokor to nazwy handlowe wodnego roztworu kompleksowego chlorowodorotlenku glinu o ogólnym wzorze chemicznym AL_m(OH)_{3m-1}Cl·H₂O. Zawierają one od 9% do 13% jonów glinu w formie monomerów i polimerów. W tabeli 1 przedstawiono podstawowy skład zastosowanych koagulantów.

Badania wykonano w skali laboratoryjnej zgodnie z metodyką testów naczyniowych z wykorzystaniem sześciostanowiskowego flokulatora Flocculator SW 1 firmy Stuart Scientific. Po procesie szybkiego mieszania (1min przy 200 obr./min) oraz flokulacji (30 min przy 30 obr./min) kłaczkii poddawano 60-min. sedymentacji. Po tym czasie pobrano wodę nadosadową, w której oznaczono ogólny i rozpuszczony węgiel organiczny, absorbancję (próbki

Tabela 1. Charakterystyka badanych koagulantów
Table 1. Characteristics of the coagulants tested

Parametr	Koagulant				
	Flokor 1ASW	Flokor 1A	Flokor 1.2A	PAX XL-19	Siarczan glinu
Gęstość, g/cm ³	1,245	1,275	1,295	1,350	1,590
pH	3,94	4,21	4,21	3,5	3,4
Al, % wag.	9,32	11,46	11,68	12,5	9,2
Cl, % wag.	5,53	5,69	6,48	9	0
Al/Cl	1,69	2,01	1,80	1,4	0
Fe, % wag.	0,010	0,010	0,020	–	0,004
Zasadowość, %	85,69	77,81	85,25	85,0	0

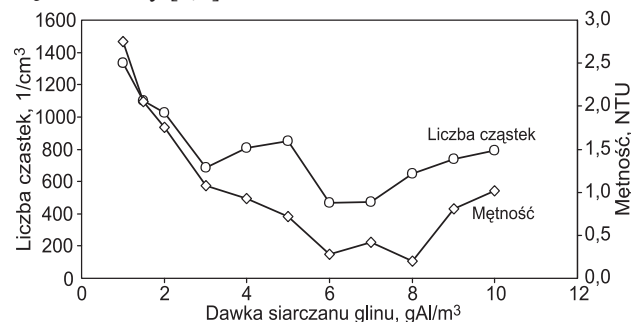
sączone i niesączone) w nadfiolecie przy długościach fali 251 nm i 263 nm za pomocą spektrofotometru UV/VIS Pastel UV firmy Secomam oraz liczbę cząstek w zakresie 0,5–666 μm za pomocą analizatora IPS LCW firmy Kamika Instruments.

W przypadku każdego koagulantu wykonano 5 testów w zakresie dawek wyznaczonych w czasie badań wstępnych. Zakres dawek siarczanu glinu wynosił 1–10 gAl/m³, natomiast koagulantów wstępnie zhydrolizowanych 0,1–2 gAl/m³.

Dyskusja wyników

Wyniki uzyskane podczas poszczególnych serii pomiarowych poddano obróbce statystycznej w celu określenia liczby cząstek uzyskanej w przypadku danego rodzaju koagulantu i jego dawki stosowanej w badaniach. Podstawowa analiza statystyczna wykazała, że wartości medialne liczby cząstek przy określonej konfiguracji parametrów technologicznych były praktycznie takie same jak wartości średnie. Oznacza to, że uzyskano dużą powtarzalność pomiarów liczby cząstek.

Na rysunku 1 przedstawiono wykresy zależności liczby cząstek i mętności wody od dawki siarczanu glinu w próbkach po koagulacji i sedymentacji. Przebieg krzywych był zbliżony do typowych zależności ilustrujących wpływ siarczanu glinu na przebieg koagulacji cząstek powodujących mętność wody [1,7].



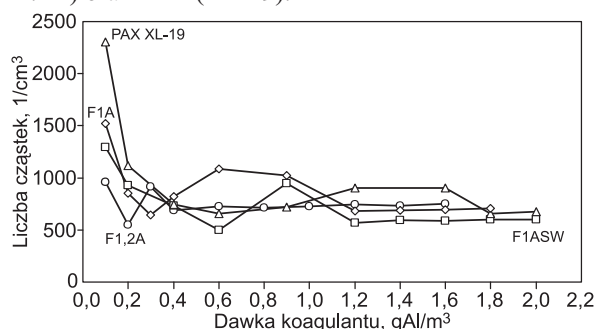
Rys. 1. Wpływ dawki siarczanu glinu na liczbę cząstek w wodzie po koagulacji i sedymentacji

Fig. 1. Effect of alum dose on the number of particles in the water after coagulation and sedimentation

Zgodnie z interpretacją tych zależności, na rysunku 1 można wyróżnić obecność trzech stref (2, 3 i 4) spośród sześciu wyróżnionych przez Langeliera [7]. Strefa 2 to zakres dawek, gdzie proces destabilizacji jest zakończony i mały wzrost dawki koagulantu powinien powodować znaczące zwiększenie szybkości koagulacji. Strefa 2 jest bardzo rozciągnięta (od początku badanego zakresu dawek, tj.

między 1 g/m³ i 6 g/m³), przy czym na granicy strefy 2 i 3 znajduje się punkt izoelektryczny. Cechą charakterystyczną jest brak strefy 1, czyli zakresu dawek, które nie powodują zwiększenia klarowności wody. Brak tej strefy można wytłumaczyć jakością wody surowej zastosowanej w badaniach. Ponieważ woda ta charakteryzowała się małą mętnością, nie zachodziła sorpcja jonów Al(III) na powierzchni cząstek zawieszin. Strefa 3, czyli strefa, w której zwiększenie dawki koagulantu nie poprawia skuteczności klarowania wody, obejmuje zakres dawek od 6 g/m³ do 8 g/m³. Po przekroczeniu dawki 8 g/m³ stwierdzono pogorszenie skuteczności koagulacji domieszek wody. Zwiększanie dawki koagulantu spowodowało dalsze pogarszanie się jakości wody po procesie koagulacji. Nie zaobserwowano natomiast ponownej poprawy jakości wody poddawanej procesowi koagulacji przy górnym zakresie stosowanych dawek. Zależność mętności wody od dawki siarczanu glinu miała podobny przebieg, jak między liczbą cząstek a dawką koagulantu, wystąpiły jednak pewne rozbieżności w zakresie małej mętności wody o niewielkiej liczbie cząstek. Wynikały one z braku wyraźnych korelacji pomiędzy zmierzoną liczbą cząstek a mętnością przy małych wartościach tych wskaźników. Związane to było z ograniczeniami w konstrukcji nefelometrów oraz ich selektywnością pomiaru ze względu na wielkość cząstek [8].

W przypadku koagulantów wstępnie zhydrolizowanych przebieg zależności liczby cząstek od dawki reagenta był nieco odmienny niż w przypadku koagulantów hydrolizujących. Na rysunku 2 przedstawiono wykres ilustrujący zależność liczby cząstek po procesie koagulacji i sedymentacji od dawki czterech koagulantów Flokor (F1ASW, F1A i F1.2A) oraz PAX (XL-19).

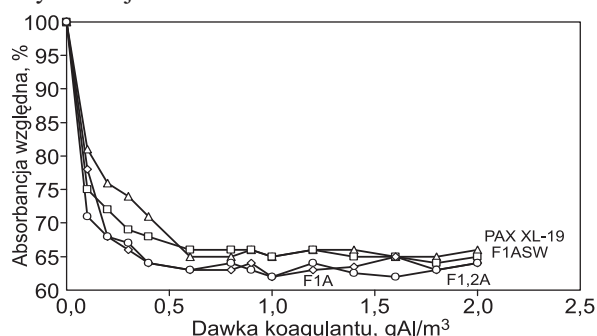


Rys. 2. Wpływ dawki koagulantów wstępnie zhydrolizowanych na liczbę cząstek w wodzie po koagulacji i sedymentacji
Fig. 2. Effect of pre-hydrolyzed coagulant dose on the number of particles in the water after coagulation and sedimentation

Koagulanty te różniły się zasadowością, stopniem spolimeryzowania oraz skutecznością neutralizacji ładunków zanieczyszczeń mierzoną jako zdolność do zmniejszania potencjału elektrokinetycznego [9]. Kształt krzywej zależności pomiędzy dawką koagulantów wstępnie zhydrolizowanych a liczbą cząstek oznaczonych w próbce był jedynie zbliżony do teoretycznego przebiegu tej zależności w przypadku koagulantów hydrolizujących. Cechą charakterystyczną było występowanie dwóch ekstremów dawki skutecznej, pomiędzy którymi odnotowano wzrost liczby cząstek. Przebieg ten różnił się od zależności pomiędzy dawką a mętnością badanej wody, gdyż w przypadku tego wskaźnika nie odnotowano charakterystycznego podwójnego minimum. Analiza zależności na rysunku 2 wykazała, że zakres tzw. dawki skutecznej zmieniał się wraz ze stopniem spolimeryzowania stosowanego koagulantu. Im ten stopień był większy, tym dawka skuteczna była coraz mniejsza, a jej zakres węższy. W przypadku koagulantu

PAX XL-19, w którym zawartość form monomerowych była stosunkowo duża (ok. 40%) [10], pierwszy zakres dawki skutecznej wynosił $0,6 \pm 0,9 \text{ gAl/m}^3$. W przypadku reagenta Flokor 1ASW, w którym ilość form monomerowych wynosi ok. 12% [10], dawka skuteczna wynosiła około $0,6 \text{ gAl/m}^3$, lecz pierwszy zakres dawki skutecznej był węższy niż w przypadku koagulantu PAX XL-19. Przy dawce $0,9 \text{ gAl/m}^3$ tego reagenta odnotowano już znaczący wzrost liczby cząstek w wodzie po koagulacji. Przy zastosowaniu koagulantów F1A i F1.2A odnotowano dalsze zmniejszenie dawki skutecznej. Dawka skuteczna reagenta F1A wynosiła $0,3 \text{ gAl/m}^3$, a F1.2A – $0,2 \text{ gAl/m}^3$. Zwiększenie ilości koagulantu poza zakres dawki skutecznej spowodowało pogorszenie skuteczności oczyszczania, objawiające się zwiększeniem liczby cząstek w wodzie po koagulacji i sedymentacji.

W czasie typowych testów naczyniowych dobór dawek uzależniony jest nie tylko od mętności czy liczby cząstek w wodzie po procesie sedymentacji, ale także od skuteczności usuwania zanieczyszczeń organicznych. W toku badań skuteczność koagulantów w tym zakresie określono analizując zmiany absorbancji w nadfiolecie. Na rysunku 3 przedstawiono zależność pomiędzy dawką koagulantu a absorbancją oznaczoną w próbkach wody po koagulacji i sedymentacji.



Rys. 3. Wpływ dawki koagulantów wstępnie zhydrolizowanych na absorbancję w nadfiolecie (próbki niesączone)
Fig. 3. Effect of pre-hydrolyzed coagulant dose on UV absorbance (unfiltered samples)

Z porównania zależności wynika, że dawki skuteczne do usunięcia z wody związków powodujących absorbancję w nadfiolecie były do siebie zbliżone i wynosiły około $0,6 \text{ gAl/m}^3$. Porównując je z dawkami skutecznymi z rysunku 2 widać, że pokrywały się w przypadku reagentów PAX XL-19 i Flokor 1ASW. Podobna sytuacja wystąpiła w przypadku siarczanu glinu, którego dawka zapewniająca najmniejszą liczbę cząstek wyniosła 6 gAl/m^3 , a dawka optymalna z uwagi na zmniejszenie absorbancji w nadfiolecie – 5 gAl/m^3 . W przypadku koagulantów F1A i F1.2A dawki pozwalające na uzyskanie największej skuteczności separacji zawiesin były prawie dwukrotnie mniejsze niż wymagane do zmniejszenia absorbancji do stałej wartości. Obserwacje te znalazły potwierdzenie w korelacji pomiędzy liczbą cząstek a absorbancją w nadfiolecie w próbkach sączonych i niesączonych (tab. 2).

Z danych zestawionych w tabeli 2 widać, że wraz ze wzrastającym stopniem polimeryzacji koagulantu malała korelacja pomiędzy liczbą cząstek oznaczanych w wodzie po koagulacji i sedymentacji oraz absorbancją w nadfiolecie. Potwierdza to zaobserwowane rozbieżności pomiędzy dawkami potrzebnymi do usunięcia cząstek zawiesin a dawkami pozwalającymi na skuteczne usuwanie związków powodujących pochłanianie nadfioletu (rys. 2 i 3). Interpretacja tych zależności wiąże się z analizą zdolności

Tabela 2. Współczynnik korelacji (r^2) pomiędzy liczbą cząstek a absorbancją w nadfiolecie po koagulacji
Table 2. Coefficient of correlation (r^2) between the number of particles and the value of UV absorbance after coagulation

Koagulant	Współczynnik korelacji (r^2)	
	próbki sączone	próbki niesączone
Siarczan glinu	0,84	0,93
PAX XL-19	0,67	0,95
Flokor 1ASW	0,69	0,95
Flokor 1A	0,37	0,59
Flokor 1.2A	0,23	0,43

poszczególnych koagulantów do neutralizacji potencjału elektrokinetycznego zanieczyszczeń obecnych w oczyszczanej wodzie. Wyniki badań [9] wykazały, że skuteczność neutralizacji ładunku zanieczyszczeń obecnych w wodzie jest ściśle uzależniona od stopnia spolimeryzowania koagulantu i zwiększa się wraz z nim. Oznacza to, że im większe stężenie form polimerowych związków glinu w koagulancie, tym dawka wymagana do neutralizacji potencjału elektrokinetycznego zanieczyszczeń jest mniejsza. Jednak nie pozwala ona na uzyskanie satysfakcjonującej skuteczności usuwania pozostałych, poza mętnością, zanieczyszczeń. Wynika z tego, że stosując koagulanty spolimeryzowane proces oczyszczania wody musi być prowadzony w oparciu o mechanizm tzw. koagulacji wymiatającej.

Podstawowym problemem występującym podczas tego typu koagulacji, wynikającym z konieczności prowadzenia jej w stanie przesylenia wody produktami hydrolizy, jest możliwość restabilizacji koloidów, na wskutek zbyt dużego stężenia produktów hydrolizy [1,5]. Przejście między koagulacją elektrostatyczną a wymiatającą skutkuje wzrostem liczby niezaglomerowanych cząstek, które są bardzo trudno usuwane podczas sedymentacji i filtracji pospiesznej. Dopiero głębokie wejście w strefę koagulacji wymiatającej, poprzez odpowiednie zwiększenie dawki koagulantu, pozwala na zwiększenie skuteczności klarowania wody. Spowodowane jest to m.in. nieliniową zależnością pomiędzy dawką koagulantu a średnią wielkością cząstek powstających podczas szybkiego i wolnego mieszania. [11,12]. W określonych warunkach hydraulicznych wolnego mieszania zwiększenie dawki koagulantu hydrolizującego ponad dawkę optymalną powoduje duży i gwałtowny spadek średniej wielkości agregatów pokoagulacyjnych. W przypadku stosowania koagulantów wstępnie zhydrolizowanych wielkość cząstek zmniejsza się, ale zmiana ta jest nieznaczna. Oznacza to, że właściwości cząstek, biorąc pod uwagę ich podatność na separację, są znacznie korzystniejsze. Prowadząc proces koagulacji dawką większą od optymalnej można znacznie łatwiej oddzielić je od oczyszczanej wody, niż ma to miejsce w przypadku koagulantów hydrolizujących. Ważne jest nie tylko ustalenie optymalnej dawki koagulantu, ale przede wszystkim utrzymanie jej na odpowiednim poziomie podczas zmian jakości wody. Możliwe jest to np. poprzez zastosowanie zautomatyzowanego układu dawkowania opartego o pomiar potencjału elektrokinetycznego lub prądu strumieniowego.

Z rozważań tych wynika, że w przypadku koagulantów wstępnie zhydrolizowanych zastosowanie typowych procedur doboru dawki, opartych na testach naczyniowych i analizie mętności wody sklarowanej może okazać się problematyczne. Wiąże się to z koniecznością określenia dawek wymaganych w koagulacji wymiatającej. W przypadku siarczanu glinu i innych koagulantów hydrolizujących

zakres dawek pozwalających na skuteczne sklarowanie mętności wody oraz usunięcie zanieczyszczeń rozpuszczonych w większości przypadków się pokrywa [13], natomiast w przypadku koagulantów wstępnie zhydrolizowanych, ze względu na znacznie większą gęstość ładunku powierzchniowego produktów hydrolizy, punkt izoelektryczny oraz dawka optymalna z uwagi na usuwanie mętności są znacznie mniejsze niż dawki wymagane do usuwania zanieczyszczeń rozpuszczonych. Zwiększenie dawki nie skutkuje co prawda takimi problemami, jak w przypadku reagentów hydrolizujących, ale często powoduje zawyżanie dawki optymalnej, co niesie za sobą przeciążenie układów sedymentacji i filtracji pospiesznej zawiesinami oraz zwiększa koszty prowadzenia procesu. Dlatego też w przypadku wyboru tego typu reagentów należy jasno określić kryteria, które bierze się pod uwagę przy optymalizacji procesu.

Wnioski

◆ Wyniki przeprowadzonych badań potwierdziły, że mechanizm działania koagulantów wstępnie zhydrolizowanych i hydrolizujących jest różny i zależy w głównej mierze od zawartości form polimerowych glinu. Wraz ze wzrostem stopnia polimeryzacji wzrasta zdolność koagulantów do neutralizacji potencjału elektrokinetycznego zanieczyszczeń obecnych w wodzie surowej, co powoduje zmniejszenie wymaganej dawki koagulantu stosowanego do usuwania koloidów i zawiesin.

◆ Dawki wymagane do usuwania zanieczyszczeń organicznych pochłaniających promieniowanie ultrafioletowe są większe niż dawki potrzebne do usuwania zawiesin. Wyniki przeprowadzonych badań wykazały, że dawki badanych koagulantów wstępnie zhydrolizowanych były bardzo zbliżone i nie zależały od stopnia spolimeryzowania reagentów.

◆ Zastosowanie koagulantów wstępnie zhydrolizowanych związane jest z koniecznością ponownego zdefiniowania metodyki testów naczyniowych pod kątem kryteriów, wg których ocenia się skuteczność ich działania. Oznacza to, że już na etapie testów naczyniowych należy zdecydować, czy proces będzie optymalizowany pod kątem usuwania zawiesin, czy też związków rozpuszczonych. Optymalizacja dawki koagulantu oraz pozostałych parametrów technologicznych powinna uwzględniać różnice w charakterze działania reagentów hydrolizujących i wstępnie zhydrolizowanych oraz mechanizmy ich działania,

ze szczególnym uwzględnieniem większej zdolności koagulantów wstępnie zhydrolizowanych do neutralizacji potencjału elektrokinetycznego zanieczyszczeń obecnych w oczyszczanej wodzie.

LITERATURA

1. J. DUAN, J. GREGORY: Coagulation by hydrolyzing metal salts. *Adv. Coll. Interf. Sci.* 2003, Vol. 100–102, pp. 475–502.
2. J. GREGORY, V. DUPONT: Properties of flocs produced by water treatment coagulants. *Water Science & Technology* 2001, Vol. 44, No. 10, pp. 231–236.
3. J. GREGORY: Fundamentals of flocculation. *Critical Reviews in Environmental Control* 1989, Vol. 19, No. 3, pp. 185–230.
4. H.A. BUSTAMANTE, S.R. SHANKER, R.M. PASHLEY, M.E. KARAMAN: Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 13, pp. 3179–3189.
5. J. NAWROCKI, S. BŁOZOR [red.]: Uzdatanie wody. Procesy chemiczne i biologiczne. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa–Poznań 2000.
6. M. KŁOS, J. GUMIŃSKA, W. SAWINIĄK: Zastosowanie koagulantów hydrolizujących oraz wstępnie zhydrolizowanych w procesie koagulacji kontaktowej. Mat. konf. „Zapoznanie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS Oddział Wielkopolski, Zakopane 2006, t. I, ss. 539–551.
7. A.L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
8. J. GREGORY: Turbidity and beyond. *Filtration and Separation* 1998, Vol. 35, No. 1, pp. 63–67.
9. M. KŁOS: Zastosowanie detektora prądu strumieniowego do oceny efektywności działania koagulantów. Mat. konf. „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody”, Politechnika Śląska, Wydział Inżynierii Środowiska i Energetyki, Szczyrk 2007, ss. 133–141.
10. M. KŁOS, J. GUMIŃSKA: Badania nad określeniem stopnia spolimeryzowania wstępnie zhydrolizowanych koagulantów glinowych. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 2, ss. 27–31.
11. P. ZHANG, Z. WU, G. ZHANG, G. ZENG, H. ZHANG, J. LI, J. DONG: Coagulation characteristics of polyaluminum chlorides PAC- Al_{30} on humic acid removal from water. *Separation and Purification Technology* 2008, Vol. 63, No. 3, pp. 642–647.
12. J.-L. LIN, C.-J.M. CHIN, J.R. PAN, D. WANG: Coagulation behavior of Al_{13} aggregates. *Water Research* 2008, Vol. 42, No. 16, pp. 4281–4290.
13. S.-H. KIM, B.-H. MOON, H.-I. LEE: Effects of pH and dosage on pollutant removal and floc structure during coagulation. *Microchemical Journal* 2001, Vol. 68, pp. 197–203.

Kłos, M., Gumińska, J. Optimizing the Coagulant Dose for Surface Water Treatment by Means of Particle Number Measurement. *Ochrona Środowiska* 2009, Vol. 31, No. 3, pp. 25–28.

Abstract: The standard procedures commonly used for the determination of the optimal coagulant dose involve the well-tried jar test method. To assess the efficiency of the coagulant, it is conventional to use the following water quality parameters: turbidity, color, UV absorbance and residual coagulant concentration. However, regardless of whether use is made of the hydrolyzing or of the frequently preferred pre-hydrolyzed coagulant, their doses determined according to water quality criteria can not be regarded as optimal in every instance. In the present study the jar test method was analyzed for reliability when used for determining the optimal dose of the coagulant (both hydrolyzing and pre-hydrolyzed) on the basis of particle number

measurement. The results have demonstrated that the mechanism governing the performance of both the coagulant types depended primarily on the content of the polymerized aluminum forms. As the degree of polymerization increased, so did the capacity of the coagulants for neutralizing the electrokinetic potential of the pollutants that were present in the water being treated. This is what enabled a reduction of the coagulant dose required for the removal of colloids and suspended solids. The doses required for efficient removal were substantially lower when the coagulant contained a higher proportion of polymerized aluminum forms than when use was made of the hydrolyzed reagent. The exact value of the dose depended on whether the optimization of the coagulation process was aimed at the removal of suspended solids or at NOM removal.

Keywords: Coagulation, prehydrolyzed coagulant, particle counter.