

Jolanta Gumińska

Technologiczne problemy związane z koagulacją podczas oczyszczania wody o małej zawartości zanieczyszczeń organicznych

Usuwanie związków nieorganicznych z wody w procesie koagulacji jest znacznie prostsze niż wówczas, gdy celem tego procesu jest usuwanie zanieczyszczeń organicznych. Jeżeli w wodzie obecne są związki organiczne, to z reguły właśnie one decydują o warunkach prowadzenia koagulacji. Wynika to między innymi z faktu, iż ładunek powierzchniowy cząstek mineralnych jest wielokrotnie mniejszy niż ładunek cząstek substancji organicznych naturalnie występujących w wodzie (NOM – natural organic matter). W zakresie pH typowym w większości wód naturalnych ujemny ładunek elektryczny cząstek mineralnych mieści się w zakresie $0,1\div 1\ \mu\text{eq}/\text{mg}$, natomiast ładunek ten w przypadku substancji organicznych jest zazwyczaj $10\div 100$ -krotnie większy. Jeżeli proces koagulacji cząstek mineralnych przebiega zgodnie z mechanizmem neutralizacji ładunku, wówczas dawki koagulantu są proporcjonalne do mętności wody. Większe dawki koagulantu są często stosowane w celu przyspieszenia procesu flokulacji, tzn. wytworzenia odpowiednio dużej liczby zaglomerowanych kłaczków. Tym samym zmienia się mechanizm procesu z neutralizacji ładunku na koagulację wymiatającą. W tym przypadku jednak nie występuje już zależność między dawką koagulantu a mętnością wody.

Obecność naturalnych substancji organicznych w oczyszczanej wodzie w istotny sposób wpływa na przebieg procesu koagulacji oraz właściwości fizyczne powstających aglomeratów (agregatów). Według modelu opracowanego przez autorów pracy [1], kłaczkowi wytworzone podczas flokulacji można podzielić na trzy kategorie:

- kłaczkowi o właściwościach pozwalających na ich separację w warunkach testu naczyniowego (a więc także w typowych osadnikach),

- aglomeraty o właściwościach koloidalnych, które nie sedymentują, ale można je oddzielić na drodze filtracji membranowej ($0,45\ \mu\text{m}$),

- agregaty zanieczyszczeń organicznych z glinem (NOM–Al), których wielkość jest na tyle mała, że nie pozwala na ich odfiltrowanie przez filtr membranowy $0,45\ \mu\text{m}$.

Zgodnie z tym modelem, monomery glinu (Al_m) mogą tworzyć ze związkami organicznymi (NOM) o dużej masie cząsteczkowej nierozpuszczalne kompleksy (NOM– Al_m). Jednak ze względu na to, że masa cząsteczkowa większości związków organicznych w wodach naturalnych nie jest

wystarczająco duża, aby stanowić zarodki kłaczków do wytworzenia agregatów z monomerami glinu, dlatego powstałe kompleksy NOM– Al_m występują w formie rozpuszczonej i nie ulegają sedymentacji.

Polikationowe formy glinu (Al_{13}), o dużym dodatnim ładunku powierzchniowym, skutecznie neutralizują ujemny ładunek koloidów w oczyszczanej wodzie, ale pełnią także funkcję zarodków procesu kłaczkowania podczas koagulacji rozpuszczonych frakcji związków organicznych. Powstające kłaczkowi (NOM– Al_{13}), z powodu małych rozmiarów, są również mało podatne na sedymentację, ale można je usunąć z wody podczas filtracji. Ma to szczególne znaczenie w przypadku stosowania koagulantów o dużym stopniu polimeryzacji. Formy koloidalne i strącone glinu, o strukturze dużych polimerów (Al_c), które powstają podczas hydrolizy koagulantu, mają dodatni ładunek powierzchniowy i mogą skutecznie adsorbować koloidy i substancje organiczne o ujemnym ładunku. Ze względu na dużą masę cząsteczkową strąconego i koloidalnego glinu, powstałe kłaczkowi wraz z zaadsorbowanymi związkami organicznymi, w tym w formie rozpuszczonej, mogą łatwo sedymentować.

Analizując mechanizmy usuwania zanieczyszczeń z wody podczas koagulacji stwierdzono, że formy monomerowe, polikationowe i strącone glinu są odpowiedzialne za usuwanie związków organicznych odpowiednio zgodnie z mechanizmami kompleksowania, neutralizacji i adsorpcji. Jednak to, jaki mechanizm koagulacji jest dominujący, zależy od wielu czynników, takich jak rodzaj koagulantu i jego dawka, skład oczyszczanej wody, w tym zawartość i właściwości zanieczyszczeń organicznych, a także pH i zasadowość wody. Mechanizm koagulacji zarówno reagentami wstępnie zhydrolizowanymi, jak i hydrolizującymi nie wynika więc tylko ze specjacji glinu w koagulancie, ale jest ściśle związany z procesami hydrolizy, polimeryzacji i strącania, zachodzącymi po wprowadzeniu koagulantu do oczyszczanej wody [2–10].

W praktyce proces koagulacji zanieczyszczeń wody odbywa się zazwyczaj w oparciu o dwa mechanizmy – neutralizację ładunku zanieczyszczeń koloidalnych oraz koagulację wymiatającą. Przyjmuje się, że z udziałem koagulantów hydrolizujących proces koagulacji zachodzi głównie zgodnie z tym drugim mechanizmem, natomiast w przypadku chlorków poliglinu większą rolę odgrywają polimerowe formy glinu o dużym dodatnim ładunku, które cechuje stabilność, w przeciwieństwie do szybko strącających się form glinu podczas hydrolizy koagulantów hydrolizujących [11, 12].

Skuteczność procesu koagulacji w dużej mierze zależy od wielkości powstałych kłaczków. W pracy [13], na podstawie analizy wartości potencjału dzeta (ζ), wskazano na wyraźne różnice we właściwościach kłaczków powstających podczas koagulacji siarczanem glinu oraz chlorkiem poliglinu (PACl). Analiza zależności między potencjałem ζ a objętościowym udziałem cząstek powstających podczas szybkiego mieszania pokazała, że w procesie koagulacji siarczanem glinu występowało największej liczby kłaczków praktycznie pokrywało się z wartością potencjału ζ bliską zeru, czyli największej skuteczności koagulacji na drodze neutralizacji ładunku, natomiast przy zerowej wartości potencjału ζ podczas koagulacji chlorkiem poliglinu udział objętościowy strąconych cząstek był bardzo mały. Oznacza to konieczność stosowania większej dawki PACl niż wynika to z ładunku zanieczyszczeń obecnych w wodzie, aby mogła się wytworzyć odpowiednia liczba cząstek zdolnych do aglomeracji i późniejszej sedymentacji. Jest to szczególnie istotne podczas koagulacji zanieczyszczeń w przypadku wody o małej mętności.

Powszechnie stosowanymi wskaźnikami służącymi do bieżącej oceny skuteczności koagulacji w zakładach wodociągowych jest pomiar absorbancji w nadfiolecie ($\lambda=254\text{nm}$) oraz mętności wody opuszczającej osadnik. Kontrola jakości wody najczęściej nie obejmuje negatywnych skutków prowadzenia koagulacji z użyciem koagulantów wstępnie zhydrolizowanych, do których należy wzrost liczby drobnych cząstek w wodzie sklarowanej.

W prezentowanym artykule przedstawiono wyniki badań pilotowych, których celem była analiza problemów związanych z doбором dawki chlorku poliglinu podczas oczyszczania wody o bardzo małej mętności i nieznacznej zawartości zanieczyszczeń organicznych.

Metody badań

Badania zaplanowano na miesiące zimowe, ponieważ w tym czasie ujmowana woda charakteryzuje się najmniejszą zmiennością wartości wskaźników fizyczno-chemicznych. W czasie badań pH wody wynosiło około 7, a jej zasadowość kształtowała się w zakresie $0,5\div 0,6\text{val/m}^3$. Zakresy wartości podstawowych wskaźników jakościowych ujmowanej wody, przyjętych do oceny skuteczności jej oczyszczania, były następujące:

- mętność: $1,7\div 5,5\text{NTU}$ (mediana $2,5\text{NTU}$),
- barwa pozorna: $14\div 42\text{gPt/m}^3$ (mediana 23gPt/m^3),
- absorbancja w nadfiolecie (próbki niesączone) ($UV_{254\text{nm}}^{1\text{m}}$): $8,1\div 15,2$ (mediana $11,9$),
- absorbancja w nadfiolecie (próbki sączone) ($UV_{254\text{nm}}^{1\text{m}}$): $6,9\div 13,2$ (mediana $10,2$),
- mediana temperatury wody wynosiła około 4°C .

Do oceny skuteczności procesu koagulacji przyjęto pomiar mętności wody oraz absorbancji w nadfiolecie w próbkach sączonych (jako wskaźnik zawartości rozpuszczonych związków organicznych) i niesączonych (jako wskaźnik informujący o obecności w wodzie zanieczyszczeń organicznych wraz z zawiesinami). Dodatkowo dokonywano także pomiaru barwy pozornej oraz liczby cząstek. Analiza zmian liczby cząstek o wielkości $1\mu\text{m}$ w wodzie pozwalała na ocenę prawidłowości doboru dawki koagulantu w przypadku, gdy proces koagulacji jest prowadzony zgodnie z mechanizmem koagulacji wymiatającej. Wyniki podano w postaci wartości środkowej (mediany).

Pomiar liczby cząstek wykonywano przy wykorzystaniu analizatora ARTI WPC21 (Hach), natomiast mętność

wody mierzono za pomocą mętnościomierza typu 2100AN (Hach). Oznaczenia absorbancji w nadfiolecie wykonano z zastosowaniem spektrofotometru DR 5000 (Hach).

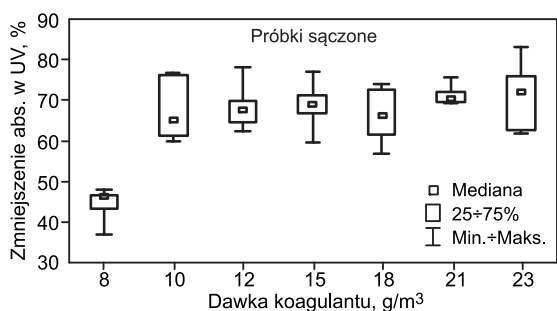
Podczas wyboru koagulantu do badań w układzie pilotowym kierowano się trzema kryteriami. Przede wszystkim ze względu na bardzo małe właściwości buforowe wody należało wytypować koagulant, który pozwoliłby na utrzymanie stabilnej wartości pH w całym czasie badań. Równocześnie założono, że proces koagulacji będzie optymalizowany ze względu na usuwanie zanieczyszczeń organicznych. Ponadto, ze względu na niską temperaturę ujmowanej wody (występującą przez wiele miesięcy), należało uniezależnić skuteczność hydrolizy koagulantu, a tym samym całego procesu oczyszczania wody, od wpływu temperatury. Niska temperatura wody w przypadku stosowania koagulantów hydrolizujących jest silnym czynnikiem ograniczającym sprawność procesu koagulacji, na skutek zmniejszenia zarówno skuteczności kinetyki ich hydrolizy, jak i skuteczności zderzeń agregatów w procesie flokulacji. Biorąc pod uwagę przyjęte kryteria wyboru koagulantu, na podstawie wyników testów naczyniowych oraz wstępnych badań pilotowych przyjęto, że badania będą prowadzone z zastosowaniem koagulantu typu PACl o zasadowości 80%. Koagulant ten, zgodnie z założeniami, nie powodował obniżenia pH wody po procesie koagulacji.

W badaniach zastosowano koagulant w szerokim zakresie dawek $8\div 23\text{g/m}^3$ ($0,9\div 2,5\text{gAl/m}^3$). Układ badawczy o wydajności $750\text{dm}^3/\text{h}$ składał się z zespolonej dwusekcyjnej komory flokulacji wraz z komorą sedymentacji z pakietami sedymentacyjnymi, natomiast szybkie mieszanie odbywało się w mieszaczu hydraulicznym. Czas flokulacji wynosił około 20 min, a obciążenie hydrauliczne osadnika $1,5\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Układ badawczy, który zainstalowano na stacji wodociągowej ujmującej wodę górską ze zbiornika zaporowego, pracował w sposób ciągły. Próbkę wody do analiz pobierano 4-krotnie w ciągu doby.

Dyskusja wyników badań

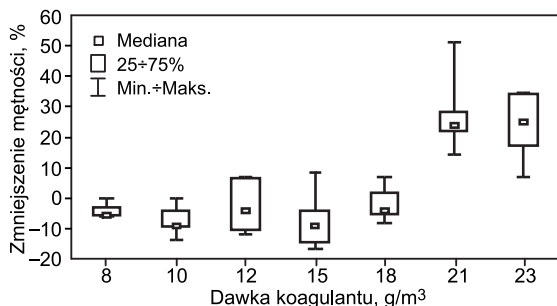
Optymalizując proces koagulacji pod względem usuwania zanieczyszczeń organicznych należy brać pod uwagę nie tylko skuteczność adsorpcji zanieczyszczeń na strąconych kłaczkach wodorotlenku glinu, ale również sprawność ich separacji. W przypadku wody o małej mętności, nawet jeśli adsorpcja jest skuteczna przy określonej dawce koagulantu, proces koagulacji musi być prowadzony z zastosowaniem większej dawki, która umożliwi wytworzenie odpowiedniej liczby kłaczków podatnych na sedymentację i filtrację. W czasie badań ujmowana woda charakteryzowała się bardzo małym ładunkiem powierzchniowym zanieczyszczeń organicznych. W efekcie skuteczna dawka koagulantu do usuwania tych zanieczyszczeń była także bardzo mała i wynosiła 10g/m^3 ($1,1\text{gAl/m}^3$) (rys. 1). Odnotowano wówczas zmniejszenie absorbancji próbek sączonych na poziomie 65%. Zwiększenie dawki chlorku poliglinu nie wpłynęło na zwiększenie skuteczności procesu.

Pomimo skutecznej adsorpcji zanieczyszczeń organicznych nie zanotowano poprawy mętności wody, co wynikało z bardzo małej mętności ujmowanej wody, która – przy tak niewielkiej dawce koagulantu – nie pozwalała na wytworzenie kłaczków podatnych na sedymentację (rys. 2). Dopiero zwiększenie dawki do 21g/m^3 , czyli w warunkach znacznego przedawkowania koagulantu w stosunku do ilości wymaganej do usuwania zanieczyszczeń organicznych, spowodowało nieznaczne zmniejszenie mętności wody.



Rys. 1. Wpływ dawki koagulantu na skuteczność zmniejszenia absorbancji w UV ($\lambda=254$ nm) (próbki sączone)

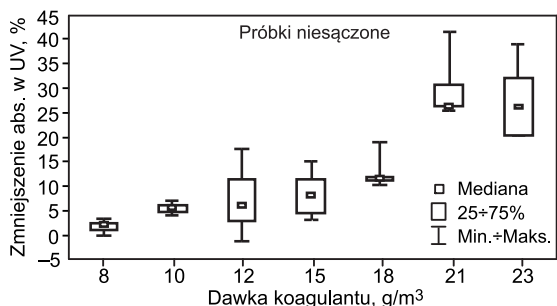
Fig. 1. Effect of coagulant dose on effectiveness of UV absorbance reduction at 254 nm (filtered samples)



Rys. 2. Wpływ dawki koagulantu na skuteczność zmniejszania mętności wody

Fig. 2. Effect of coagulant dose on effectiveness of water turbidity reduction

Można stwierdzić, że ujmowana woda zawierała dużo bardzo drobnych cząstek mineralnych lub organicznych, obdarzonych dużym ładunkiem elektrycznym. Cząstki te stanowiły podstawowe zanieczyszczenie tej wody. W próbkach sączonych nie stwierdzono ich obecności, ponieważ filtr membranowy skutecznie je zatrzymywał. Oznaczono je natomiast w próbkach niesączonych, na drodze pomiaru mętności i absorbancji w nadfiolecie. Wynika stąd, że dawka koagulantu potrzebna do adsorpcji związków rozpuszczonych była znacznie mniejsza niż wymagana do agregacji cząstek bardzo drobnych zawiesin. Potwierdza to silna korelacja stwierdzona pomiędzy stopniem zmniejszenia mętności i absorbancji próbek niesączonych, co odnotowano dopiero przy dawce 21 g/m^3 (rys. 2 i 3).

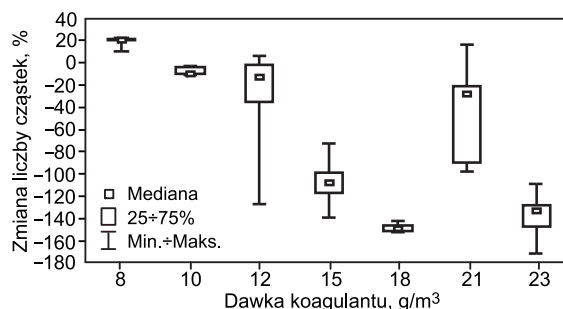


Rys. 3. Wpływ dawki koagulantu na skuteczność zmniejszenia absorbancji w UV ($\lambda=254$ nm) (próbki niesączone)

Fig. 3. Effect of coagulant dose on effectiveness of UV absorbance reduction at 254 nm (non-filtered samples)

Pomimo niekorzystnych warunków do separacji zawieszin pokoagulacyjnych, mętność wody oczyszczonej, niezależnie od dawki koagulantu, nie przekraczała $2,5 \text{ NTU}$. Wraz ze zwiększaniem dawki koagulantu zaobserwowano natomiast coraz mniejsze wartości absorbancji próbek niesączonych, która jest pośrednim wskaźnikiem zawartości

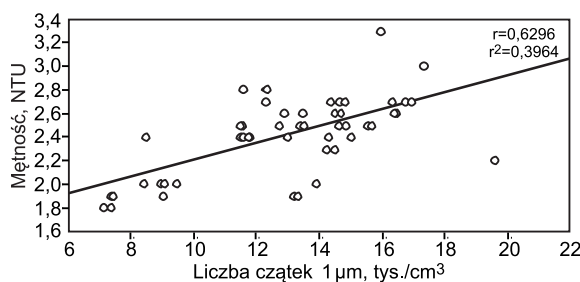
cząstek o różnej wielkości (rys. 3). Wzrost skuteczności zmniejszania absorbancji próbek niesączonych wynikał z tego, iż wraz ze wzrastającą dawką koagulantu wzrastała ilość strąconego wodorotlenku glinu wraz z zaadsorbowanymi zanieczyszczeniami, które były podatne na separację w procesie sedymentacji – była to typowa koagulacja wymiatająca. Biorąc pod uwagę podstawowe wskaźniki jakości wody oczyszczonej, które podlegają bieżącej kontroli w stacjach wodociągowych, tzn. mętności i absorbancji w nadfiolecie (próbki sączone), można stwierdzić, że prowadzenie koagulacji, niezależnie od stosowanej dawki z zakresu $10\text{--}23 \text{ g/m}^3$, nie miało istotnego wpływu na jakość wody oczyszczonej, ponieważ nie zaobserwowano żadnych negatywnych zmian wartości tych wskaźników. Jednakże takie uboczne skutki zostały potwierdzone przez pomiar liczby cząstek o wielkości $1 \mu\text{m}$. Wyniki przedstawione na rysunku 4 wyraźnie pokazują, że wraz ze zwiększaniem dawki koagulantu wzrastała liczba tych cząstek w stosunku do ich zawartości w ujmowanej wodzie.



Rys. 4. Wpływ dawki koagulantu na zmianę liczby cząstek o wielkości $1 \mu\text{m}$

Fig. 4. Effect of coagulant dose on change in $1 \mu\text{m}$ particle number

Duże wahania zmian liczby cząstek notowane podczas stosowania dawki 21 g/m^3 wynikały z faktu, iż jakość ujmowanej wody w tym czasie ulegała istotnym wahaniom. Pomimo bardzo dużego wzrostu liczby cząstek (nawet 1,5-krotnego), w porównaniu do ujmowanej wody, nie stwierdzono ich wpływu na mętność wody oczyszczonej. Brak korelacji pomiędzy liczbą cząstek a mętnością wody oznacza, że nie ma możliwości pełnej kontroli procesu koagulacji na podstawie pomiaru mętności (selektywność metody nefelometrycznej) (rys. 5).



Rys. 5. Zależność między liczbą cząstek o wielkości $1 \mu\text{m}$ a mętnością wody

Fig. 5. Correlation between $1 \mu\text{m}$ particle number and water turbidity

Wyniki badań pilotowych wskazują, że dawka zapewniająca skuteczną adsorpcję rozpuszczonych związków organicznych była około 2-krotnie mniejsza od wymaganej do usunięcia zawiesin z wody, wpływających na wartość mętności i absorbancji próbek niesączonych. Wprowadzić teoretyczną dawkę koagulantu, potrzebną do neutralizacji

cząstek mineralnych, była znacząco mniejsza niż wymagana do neutralizacji zanieczyszczeń organicznych, to jednak w przypadku wody o małej mętności i niskim ładunku powierzchniowym zanieczyszczeń organicznych właśnie cząstki mineralne decydowały o dawce skutecznej tego reagenta. Zbyt mała mętność wody uniemożliwiała skuteczną aglomerację cząstek wpływających na wartość tego wskaźnika, a tym samym konieczne było zwiększenie dawki koagulantu w celu wytworzenia odpowiedniego ładunku zawieszin podatnych na sedimentację. Dlatego w przypadku tego typu wód kryterium optymalizacyjnym nie powinno być usunięcie rozpuszczonych substancji organicznych, lecz zawieszin obecnych w ujmowanej wodzie.

Przeprowadzona analiza wpływu dawki koagulantu na skuteczność usuwania zanieczyszczeń z wody sugeruje, że w takiej sytuacji nie jest celowe prowadzenie koagulacji w układzie objętościowym. O wiele skuteczniejsze jest wówczas zastosowanie koagulacji powierzchniowej, prowadzonej w złożu filtrów pospiesznych. Koagulacja powierzchniowa, w porównaniu z koagulacją objętościową, pozwala na znacznie skuteczniejsze usuwanie cząstek o dużym ładunku powierzchniowym.

Podczas oczyszczania większości wód powierzchniowych, w tym wody badanej w innych porach roku, kiedy rozpuszczone zanieczyszczenia organiczne charakteryzowały się większym ładunkiem powierzchniowym, proces koagulacji musi być optymalizowany pod względem usuwania tej grupy związków, gdyż to właśnie one decydują o wymaganej dawce koagulantu.

Podsumowanie

Z doświadczeń badawczych i eksploatacyjnych wynika, że w przypadku oczyszczania wód powierzchniowych o małym ładunku zanieczyszczeń proces koagulacji objętościowej nie zawsze jest skuteczny. Uzyskane rezultaty badań pilotowych wykazały, że pomimo wysokiej skuteczności usuwania rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych oraz małej mętności wody oczyszczonej, ubocznym skutkiem prowadzonego procesu był wzrost liczby drobnych cząstek w wodzie opuszczającej osadnik. Wynikało to z faktu, iż dawka koagulantu, wymagana do adsorpcji związków rozpuszczonych, była znacznie mniejsza niż potrzebna do agregacji cząstek bardzo drobnych zawieszin. W takiej sytuacji, aby zapobiec negatywnemu zjawisku wzrostu liczby drobnych cząstek, należałoby zamiast procesu koagulacji objętościowej zastosować koagulację powierzchniową, która – w porównaniu z koagulacją objętościową – pozwala na znacznie skuteczniejsze usuwanie cząstek o dużym ładunku powierzchniowym.

LITERATURA

1. M. YAN, D. WANG, J. NI, J. QU, C. CHOW, H. LIU: Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics. *Water Research* 2008, Vol. 42, No. 13, pp. 3361–3370.
2. J. GUMIŃSKA, M. KŁOS: Analiza stabilności form glinu w koagulantach wstępnie zhydrolizowanych. *Przemysł Chemiczny* 2013, vol. 92, nr 8, ss. 1444–1448.
3. M. YAN, D. WANG, J. QU, W. HE, C. CHOW: Relative importance of Al(III) species (Al_a , Al_b , Al_c) during coagulation with polyaluminum chloride: A case study with the typical micro-polluted source waters. *Journal of Colloid and Interface Science* 2007, Vol. 316, No. 2, pp. 482–489.
4. W. XU, B. GAO, Y. WANG, Z. YANG, X. BO: Role of Al_{13} species in removal of natural organic matter from low specific UV absorbance surface water and the aggregates characterization. *Chemical Engineering Journal* 2011, Vol. 171, No. 3, pp. 926–934.
5. W. XU, B. GAO, Q. YUE, Q. WANG: Effect of preformed and non-preformed Al_{13} species on evolution of floc size, strength and fractal nature of humic acid flocs in coagulation process. *Separation and Purification Technology* 2011, Vol. 78, No. 1, pp. 83–90.
6. H. LIU, C. HU, H. ZHAO, J. QU: Coagulation of humic acid by PACl with high content of Al_{13} : The role of aluminum speciation. *Separation and Purification Technology* 2009, Vol. 70, No. 2, pp. 225–230.
7. M. YAN, D. WANG, J. NI, J. QU, C. CHOW, H. LIU: Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics. *Water Research* 2008, Vol. 42, No. 13, pp. 3361–3370.
8. D. WANG, W. SUN, Y. XU, H. TANG, J. GREGORY: Speciation stability of inorganic polymer flocculant–PACl. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 2004, Vol. 243, No. 1–3, pp. 1–10.
9. W. XU, B. GAO, Q. YUE, Q. WANG: Effect of preformed and non-preformed Al_{13} species on evolution of floc size, strength and fractal nature of humic acid flocs in coagulation process. *Separation and Purification Technology* 2011, Vol. 78, No. 1, pp. 83–90.
10. Z. LUAN: The basic theory and application study of PAC. Doctoral dissertation, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 1997.
11. Z. CHEN, Z. LUA, Z. JIA, X. LI: Study on the hydrolysis precipitation behavior of Keggin Al_{13} and Al_{30} polymers in polyaluminum solutions. *Journal of Environmental Management* 2009, Vol. 90, No. 8, pp. 2831–2840.
12. J. DUAN, J. GREGORY: Coagulation by hydrolyzing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science* 2003, Vol. 100–102, pp. 475–502.
13. K. McCURDY, K. CARLSON, D. GREGORY: Floc morphology and cyclic shearing recovery: Comparison of alum and polyaluminum chloride coagulants. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 2, pp. 486–494.

Gumińska, J. Technological Problems in Coagulation of Low-Polluted Water. *Ochrona Środowiska* 2014, Vol. 36, No. 3, pp. 19–22.

Abstract: Most often coagulation process in treatment of surface waters is optimized for effective removal of dissolved organic contaminants as they determine the required coagulant dose. With this in mind, results of a pilot study were presented. The purpose was to analyze problems with PACl dose selection in treatment of water with low-turbidity and low content of dissolved organic pollutants. It was determined that coagulant dose needed for effective adsorption of

the dissolved matter was much smaller than the one required for very fine suspension aggregation. This resulted in an increase in number of fine particles ($1\ \mu\text{m}$ in size) in clarified water, despite no significant change in turbidity and UV absorbance values (filtered samples). Therefore, in order to avoid this adverse event of fine particle number increase in the treated water, surface coagulation should be used instead of volumetric coagulation. Surface coagulation allows much more effective removal of pollution particles with high surface charge.

Keywords: Organic matter, coagulation mechanism, optimal dose, pre-hydrolyzed coagulant.