

Maria Jankowska

Zastosowanie modyfikowanych koagulantów glinowych (MKG) do usuwania domieszek wód

W technologii uzdatniania wody koagulacja nadal należy do najważniejszych procesów jednostkowych. Głównym celem koagulacji jest obniżenie barwy i mętności wody poprzez usunięcie substancji koloidalnych, zawiesin trudno opadających oraz intensyfikację procesu sedymentacji zawiesin łatwo opadających. Wiadomo, że barwne związki organiczne, np. humusany, w procesie chlorowania wody są prekursorami chlorowcopochodnych organicznych o różnej szkodliwości dla zdrowia, w tym mutagennych i kancerogennych. Również wstępne ozonowanie wody prowadzi do rozbicia związków organicznych o złożonej budowie, ale powoduje powstanie całego szeregu związków organicznych, w tym także związków o większej toksyczności niż związki pierwotne [1].

Cząstki powodujące mętność wody są zwykle konglomeratami nieorganiczno-organicznymi, a w wielu badaniach stwierdzono, że cząstki zawieszone są bardzo dobrymi sorbentami wielu mikrozanieczyszczeń szkodliwych dla konsumentów wody, jak np. metale ciężkie, radionuklidy, WWA, polichlorowane bifenyle (PCB), niektóre chlorowane związki organiczne (ChZO), pestycydy. Dlatego dokładne usuwanie mętności wody ma także wpływ na obniżenie poziomu stężeń innych zanieczyszczeń [2].

Wymagania jakościowe stawiane wodzie do picia dopuszczają barwę 20 gPt/m³ i mętność 5 g/m³, jednak te parametry dla wody uzdatnionej znacznie ograniczają efekty usuwania mikrozanieczyszczeń. Dlatego też coraz częściej wskazuje się na potrzebę prowadzenia tzw. głębokiej koagulacji, aby otrzymać wodę o barwie niższej od 5 gPt/m³ i mętności nie przekraczającej 1 g/m³ [3].

Koagulacja, poprzez zależność od wielu parametrów, a głównie od składu fizyczno-chemicznego i temperatury wody, rodzaju koagulantu i jego dawki, parametrów hydraulicznych procesu i innych, jest procesem złożonym, ale przez to istnieje możliwość optymalizacji parametrów w celu zwiększenia jej efektywności. Siarczany glinu zwykle wymaga stosowania flokulantów, szczególnie przy niskich temperaturach wody.

Dość często stosowanym w Polsce flokulantem nieorganicznym jest krzemionka aktywowana, jednak jej stosowanie jest uciążliwe w praktyce eksploatacyjnej. Wprowadzenie w charakterze flokulantów wielkocząsteczkowych związków organicznych do wody przeznaczanej do picia budzi zastrzeżenia. Możliwe jest zwiększenie efektywności procesu koagulacji poprzez zastosowanie koagulantów nowej generacji, działających bardziej efektywnie niż stosowane tradycyjnie sole glinu i żelaza.

Charakterystyka modyfikowanych koagulantów glinowych (MKG)

Badania nad mechanizmem hydrolizy soli glinu wykazały, że pośrednie produkty hydrolizy – jony hydroksyglinowe i dwuhydroksyglinowe – mogą się łączyć w formy polimeryczne, o rosnącej wielkości i zmiennym ładunku, np. $Al_6(OH)_{12}^{6+}$, $Al_{10}(OH)_{12}^{8+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, zwane hydroksykompleksami, hydroksypolimerami lub prepolimerami [4]. Zastosowane do koagulacji domieszek wody hydroksypolimery glinu lepiej usuwają mętność i substancje organiczne niż siarczany i chlorek glinu nie preparowane, flokulacja jest szybsza, a wytrącone kłaczkosady są duże i bardziej równomierne. W porównaniu z tradycyjnie stosowanymi solami glinu pozwalają one uzyskać takie same lub lepsze efekty przy znacznie niższych dawkach. Hydroksypolimery glinu nieznacznie obniżają pH i zasadowość wody, są także skuteczniejsze w koagulacji wód w niskich temperaturach.

Przy pH wód naturalnych i stężeniach soli glinu stosowanych do koagulacji, proces hydrolizy zachodzi bardzo szybko, a pośrednie produkty hydrolizy, jony $Al(OH)^{2+}$ i $Al(OH)_2^+$, łączą się między sobą tworząc hydroksypolimery. O przebiegu i efektywności koagulacji decydują nie jony glinu, lecz formy polimeryczne. Rodzaj i wielkość polimerów zależy od warunków, w których powstają. Uzasadnione jest też stwierdzenie, że każda z form hydroksypolimeru glinu w procesie koagulacji działa w inny sposób. Można więc sądzić, że dla określonego składu fizyczno-chemicznego wody i rodzaju zanieczyszczeń istnieje polimer o działaniu optymalnym [5]. Przy koagulacji wód siarczanem glinu formy polimeryczne powstają w sposób niekontrolowany i tylko przypadkowo może powstać polimer o działaniu optymalnym, natomiast kontrolowana neutralizacja soli glinu umożliwia otrzymanie roztworów hydroksypolimerów glinu o określonym składzie i określonych, powtarzalnych zdolnościach koagulacyjnych.

Modyfikowane koagulanty glinowe (MKG) są roztworami hydroksypolimerów glinu, otrzymanymi przez kontrolowaną neutralizację roztworów chlorku glinu za pomocą alkalicznych roztworów glinu [6,7]. W ten sposób otrzymano roztwory MKG o stężeniu glinu w preparacie od 2,7 do 121 kg/m³. Przy otrzymywaniu MKG ważnym parametrem był stosunek molowy jonów hydroksylowych do jonów glinowych ($r=OH/Al^{3+}$), charakteryzujący stopień neutralizacji jonów glinu w preparacie. Otrzymano roztwory MKG o $r=1,0+2,4$. Można przypuszczać, że parametr ten określa rozmiar utworzonego polimeru lub stężenie formy uprzywilejowanej [4]. Inne parametry kontrolowane to stężenia roztworów, kinetyka neutralizacji, temperatura preparacji i dojrzewania. Otrzymane preparaty są trwałe przez okres dłuższy od jednego roku. Roztwory MKG o wysokim stężeniu glinu mogą być przed użyciem rozcieńczane.

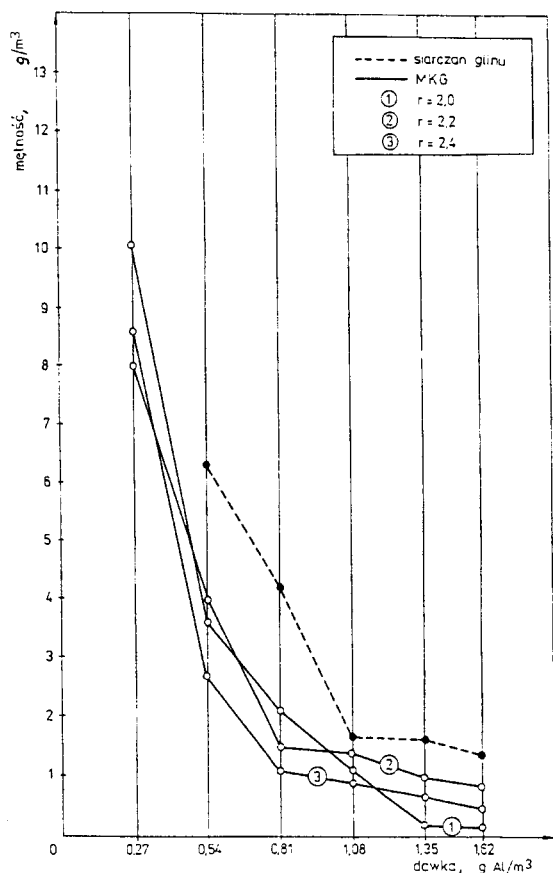
Istotną cechą MKG jest wysoki stopień neutralizacji jonu Al^{3+} , wynoszący około 67% dla $r=2,0$ i 80% dla $r=2,4$. Dzięki temu MKG w znacznie mniejszym stopniu niż siarczan glinu obniżają pH i zasadowość koagulowanej wody i jednocześnie powodują wytworzenie mniejszych ilości wolnego CO_2 , zwiększającego korozyjność wody. Jeden gram glinu wprowadzony do 1 m^3 wody w postaci siarczanu glinu, w reakcji hydrolizy, której produktem jest $\text{Al}(\text{OH})_3$, zużywa $0,111 \text{ val/m}^3$ zasadowości, natomiast 1 gram glinu wprowadzony do 1 m^3 wody w postaci MKG zużywa $0,037 \text{ val/m}^3$ zasadowości dla $r=2,0$ i $0,022 \text{ val/m}^3$ zasadowości dla $r=2,4$.

Celem przeprowadzonych badań było określenie zdolności koagulacyjnych roztworów MKG w porównaniu z siarczanem glinu. Kryterium oceny ich zdolności koagulacyjnych było obniżenie barwy, mętności i utlenialności oczyszczanej wody przy takich samych dawkach koagulantów i warunkach procesu. Przeprowadzono także ocenę wizualną przebiegu procesów flokulacji i sedymentacji. Niektóre z otrzymanych wyników dla MKG o $r=2,0+2,4$ przedstawiono w niniejszej pracy.

Koagulacja domieszek wody o wysokiej mętności

Metodyka badań

Do badań wykorzystano wodę wodociągową, sztucznie zmętnioną zawiesiną kaolinu. Mętność wody surowej wynosiła $38 \pm 54 \text{ g/m}^3$. Badania przeprowadzono metodą koagulacji objętościowej w próbkach wody o objętości 1 dm^3 , w temperaturach 5 i 19°C . Szybkie mieszanie trwało 1 min, wolne 10 min, zaś sedymentacja 30 min. W próbkach wody surowej i sklarowanej oznaczano pH i mętność, a także prowadzono obserwację wizualną procesu flokulacji i sedymentacji.



Rys. 1. Wpływ dawek koagulantów na usuwanie mętności wody (mętność początkowa 38 g/m^3 , temp. 19°C)

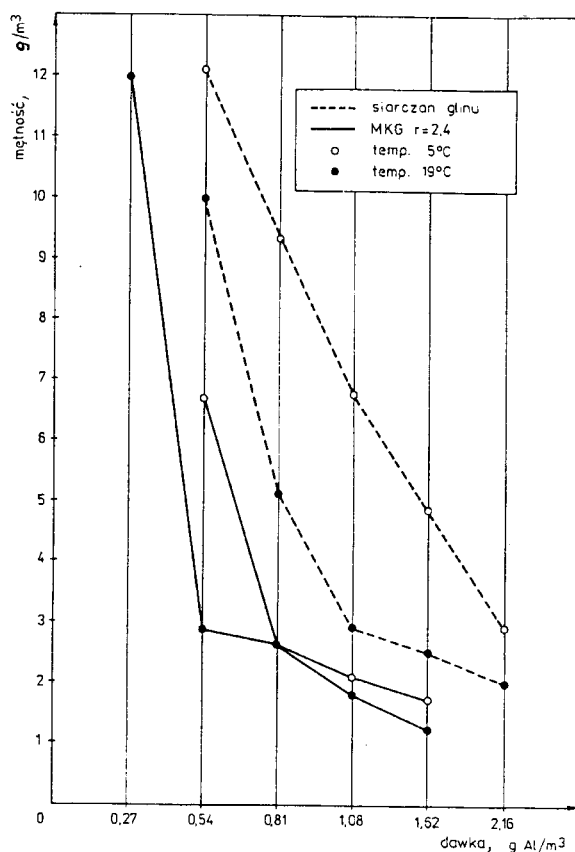
Wyniki badań

Na rysunku 1 przedstawiono zależności pomiędzy wielkością dawek MKG ($r=2,0$; $2,2$; $2,4$) oraz siarczanu glinu a mętnością wody pozostałą po procesie koagulacji i sedymentacji.

Mętność wody sklarowanej malała wraz ze wzrostem dawek koagulantów, przy czym MKG dla całego zakresu stosowanych dawek usuwały mętność lepiej niż siarczan glinu. Dawka progowa koagulantu, poniżej której nie powstawały widoczne gołym okiem kłaczkii osadu, wynosiła $0,54 \text{ g Al/m}^3$ dla siarczanu glinu i $0,27 \text{ g Al/m}^3$ dla MKG, co stanowiło 50% dawki siarczanu glinu. Wielkość kłaczków osadu oraz ich zdolności sedymentacyjne rosły wraz ze wzrostem dawek koagulantów, ale dla danej dawki koagulantu kłaczkii osadu w próbach koagulowanych MKG, w porównaniu z siarczanem glinu, były większe, bardziej równomierne i znacznie szybciej sedymentowały. Zdolności koagulacyjne MKG rosły wraz ze wzrostem r od $2,0$ do $2,4$, ale tylko przy niskich dawkach koagulantu, natomiast przy wyższych dawkach wpływ wartości r był mniej widoczny.

Ponieważ niskie temperatury wody obniżają efektywność procesu koagulacji, wykonano również badania porównawcze w próbkach wody o temperaturach 5°C i 19°C i mętności początkowej 51 g/m^3 . Wyniki przedstawione na rysunku 2 zasadniczo potwierdziły zależności przedstawione na rysunku 1, a ponadto stwierdzono, że:

– niska temperatura wody miała wyraźnie niekorzystny wpływ na efektywność koagulacji za pomocą siarczanu glinu, czego wyrazem były duże różnice w mętności wody sklarowanej w temperaturze 5°C , przy tych samych dawkach koagulantów, w porównaniu z temperaturą 19°C ,



Rys. 2. Wpływ dawek koagulantów i temperatury na usuwanie mętności wody (mętność początkowa 51 g/m^3)

– w próbkach koagulowanych MKG o $r=2,4$ również zauważono niekorzystny wpływ niskiej temperatury wody, jednak nie był on tak duży jak przy koagulacji siarczanem glinu.

Przy dawce siarczanu glinu równej $1,62 \text{ gAl/m}^3$ mętność wody sklarowanej wynosiła $2,5 \text{ g/m}^3$ w temperaturze 19°C i $9,8 \text{ g/m}^3$ w temperaturze 5°C , natomiast MKG o $r=2,4$ już przy dawce $0,81 \text{ gAl/m}^3$ (50% dawki siarczanu glinu) spowodował obniżenie mętności do $2,6 \text{ g/m}^3$.

Można zatem stwierdzić, że modyfikowane koagulanty glinowe przy oczyszczaniu wody o wysokiej mętności mają lepsze zdolności koagulacyjne niż siarczan glinu, gdyż takie same lub lepsze efekty uzyskano przy dawkach MKG niższych od dawek siarczanu glinu. Stwierdzono, że MKG usuwają mętność skuteczniej niż siarczan glinu także w niskiej temperaturze.

Flokulacja kłaczków osadu w próbkach wody koagulowanej MKG była szybsza i bardziej efektywna niż w próbkach koagulowanych siarczanem glinu. MKG powodowały powstawanie zwartych, bardziej równomiernych i dobrze sedymentujących kłaczków osadu, przez co nie było konieczne stosowanie flokulantów.

Koagulacja domieszek wody podziemnej o wysokiej barwie

Metodyka badań

Do badań wykorzystano wodę podziemną o $\text{pH}=7,5$, barwie w granicach $336\text{--}370 \text{ gPt/m}^3$ i zasadowości ogólnej (oznaczonej metodą pH-metryczną) w przedziale $5,2\text{--}5,8 \text{ val/m}^3$. Bezpośrednio przed koagulacją rozcieńczano ją wodą źródłaną o barwie $21\text{--}28 \text{ gPt/m}^3$ i zmiennym pH.

Woda używana do badań testowych miała barwę $102\text{--}130 \text{ gPt/m}^3$, $\text{pH}=7,5\text{--}8,4$, utlenialność $15,2\text{--}19,3 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, zasadowość ogólną $3,1\text{--}3,3 \text{ val/m}^3$ oraz twardość ogólną $85 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$. Według oceny wizualnej woda była klarowna (ze względu na wysoką barwę mętności nie oznaczono).

Wstępne próby wykazały, że koagulacja substancji humusowych, powodujących barwę wody, zachodziła znacznie bardziej opornie i była bardziej skomplikowana niż koagulacja substancji powodujących mętność wody. Stwierdzono, że znaczący wpływ na początek kłaczkowania oraz przebieg flokulacji mają czasy oraz intensywności szybkiego i wolnego mieszania.

Doświadczalnie ustalono optymalne parametry mieszania: szybkiego – 40 s (350 obr./min), wolnego – 20 min (20 obr./min), natomiast sedymentacja trwała jedną godzinę. W próbkach wody po koagulacji oznaczono przepuszczalność światła przy $\lambda=370 \text{ nm}$, wobec wody destylowanej jako odnośnika. Ponieważ w wodzie sklarowanej unosiły się zmienne ilości brunatnych kłaczków, dlatego też przepuszczalność światła oznaczono zarówno w wodzie sklarowanej – T (%), jak i w próbkach sączonych – T^* (%).

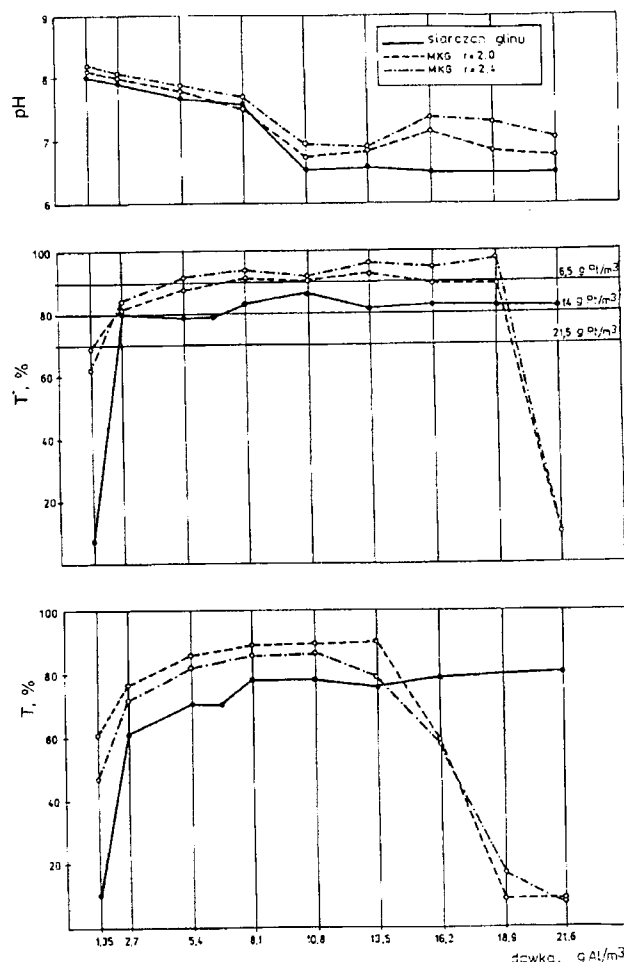
Porównanie wartości T i T^* pozwoliło wnioskować o skuteczności procesu sedymentacji (im większe kłaczkowanie, tym mniejsza różnica między T i T^*), o wielkości kłaczków, które można usunąć w procesie filtracji (duża różnica T i T^* – dużo drobnych, złe sedymentujących kłaczków). Niskie wartości T i T^* i małe różnice w ich wartościach świadczyły o braku lub o bardzo mało efektywnym kłaczkowaniu.

Wyniki badań

Na rysunku 3 przedstawiono wpływ dawek koagulantów na efekt koagulacji substancji humusowych, powodujących barwę wody. Tę serię prób wykonano na wodzie o barwie 120 gPt/m^3 , przy $\text{pH}=8,4$, w temperaturze 16°C .

Przy najniższej dawce siarczanu glinu równej $1,35 \text{ gAl/m}^3$ nie nastąpiło wytrącenie substancji barwnych, a wartości T i T^* były zbliżone do wartości T dla wody przed koagulacją. Dla dawek od $2,7$ do $8,1 \text{ gAl/m}^3$ wartość T rosła od 61 do 78% , a T^* od 81 do 83% (co odpowiadało barwie $13,0\text{--}11,5 \text{ gPt/m}^3$). Maksymalne obniżenie barwy wynosiło $88,7\text{--}90,4\%$. Dalsze zwiększanie dawek do $21,6 \text{ gAl/m}^3$ praktycznie nie zmieniło efektów koagulacji. Odczyn wody malał wraz ze wzrostem dawek siarczanu glinu od wartości $\text{pH}=8,4$ przed koagulacją do $\text{pH}=6,6$ przy dawce $10,8 \text{ gAl/m}^3$ i dalej ulegał już niewielkim zmianom.

MKG o $r=2$ już przy najniższej dawce spowodował wzrost T do 61% i T^* do 69% . Dla dawek od $2,7$ do $8,1 \text{ gAl/m}^3$ wartość T rosła od 66 do 89% , praktycznie nie ulegając zmianie do dawki $13,5 \text{ gAl/m}^3$, i była wyższa niż w próbach z siarczanem glinu, co świadczy o powstawaniu większych, lepiej sedymentujących kłaczków. Również barwa próbek sączonych, wynosząca od 13 do $4,5 \text{ gPt/m}^3$, była niższa od analogicznych po koagulacji siarczanem glinu.



Rys. 3. Wpływ dawek koagulantów na usuwanie substancji humusowych (wartości początkowe: barwa 120 gPt/m^3 , $\text{pH}=8,4$, temp. 16°C ; T – przepuszczalność światła dla próbek wody po sedymentacji, T^* – przepuszczalność światła dla próbek sączonych)

Natomiast przy dawkach MKG równych 16,2 i 18,9 gAl/m³ nastąpiło gwałtowne pogorszenie procesu flokulacji, czego wyrazem było obniżenie wartości T do 59 i 8%, ale mimo to barwa prób sączonych uległa obniżeniu do 7,5 gPt/m³. Przy dawce MKG równej 21,6 gAl/m³ nie nastąpiło kłaczkowanie w ciągu 20 min wolnego mieszania i 1-godzinnej sedymentacji.

MKG o $r=2,4$ dla zakresu dawek od 1,35 do 10,8 gAl/m³ również wykazywał lepsze zdolności koagulacyjne niż siarczan glinu, natomiast kłaczkosady sedymentowały nieco gorzej niż dla MKG o $r=2$, co uwidoczniło się w niższych wartościach T. Pomimo gorszej sedymentacji uzyskano lepsze usunięcie barwy – w kilku przypadkach barwa próbek sączonych była niższa od 4 gPt/m³. Przy dawkach 16,2 i 18,9 gAl/m³ powstały bardzo drobne, źle sedymentujące kłaczkosady, czego wyrazem było obniżenie T do 58 i 17%, ale mimo to barwa prób sączonych wynosiła tylko 3,5 gPt/m³ i 1,5 gPt/m³, co odpowiadało 97,1 i 98,8% usunięcia substancji barwnych. Przy dawce 21,6 gAl/m³ nie wystąpiło kłaczkowanie.

Na uwagę zasługuje omówienie obserwacji wizualnych przebiegu procesu flokulacji w próbkach koagulowanej wody. Podczas koagulacji siarczanem glinu, dla dawek koagulantu, przy których następowało kłaczkowanie, po zakończeniu szybkiego mieszania próbki były mętne, na początku mieszania wolnego następowało kłaczkowanie, a dalej rozmiary kłaczków zwiększały się już w niewielkim stopniu. Po zakończeniu flokulacji kłaczkosady były drobne lub średnich rozmiarów. W próbkach wody koagulowanych MKG zaobserwowano znaczne opóźnienie procesu kłaczkowania. Drobne kłaczkosady powstawały dopiero po kilku, a nawet kilkunastu minutach wolnego mieszania, zależnie od dawki MKG i r . Mimo to, przy dawkach optymalnych, powstawały duże lub bardzo duże kłaczkosady o znacznie lepszych zdolnościach sedymentacyjnych od tych, które powstały w próbkach koagulowanych siarczanem glinu. Przy dawkach MKG wyższych od przyjętych za optymalne zaobserwowano pogorszenie się flokulacji, kłaczkosady były drobne, przez co źle sedymentowały, ale barwa próbek sączonych była bardzo niska. Przy maksymalnej dawce MKG w ciągu 20 min wolnego mieszania nie zaobserwowano kłaczkowania.

Kłaczkosady, będące produktem koagulacji substancji humusowych, były puszyste i stosunkowo wolno sedymentowały, a w niektórych próbkach część osadu flotowała. Sedymentacja zachodziła szybko i efektywnie, gdy powstawały duże kłaczkosady, natomiast drobne kłaczkosady sedymentowały źle i usunięto je z wody przez filtrację.

Można zatem stwierdzić, że dla optymalnego zakresu dawek, wynoszącego dla badanej wody od 2,7 do 10,8 gAl/m³, MKG lepiej niż siarczan glinu usuwały barwę spowodowaną substancjami humusowymi. Jednak przedawkowanie MKG powodowało obniżenie efektywności, a nawet całkowity brak kłaczkowania. Zjawiska tego nie obserwowano przy koagulacji siarczanem glinu. Otrzymane wyniki oraz poczynione obserwacje sugerują odmienną mechanizm koagulacji barwnych substancji humusowych za pomocą siarczanu glinu i MKG.

Przy usuwaniu substancji humusowych z wody ważnym parametrem jest pH. W przypadku badanej wody stosowane dawki koagulantu powodowały znaczne obniżenie pH, a zatem można przypuszczać, że efekt koagulacji był wypadkową działania dawki koagulantu i zmiany pH koagulowanej wody. Omówione wyżej wyniki badań dotyczą wody o pH=8,4, ale podobne efekty koagulacji zaobserwowano dla zakresu pH=7,5÷8,4.

Koagulacja domieszek wody powierzchniowej

Metodyka badań

Badania przeprowadzono na wodzie z rzeki Drwęcy po wstępnym chlorowaniu, która w większości przypadków miała mętność 3 i 4 g/m³, barwę 18÷30 gPt/m³, utlenialność 5,8÷9,5 gO₂/m³ i pH=7,6÷8,0.

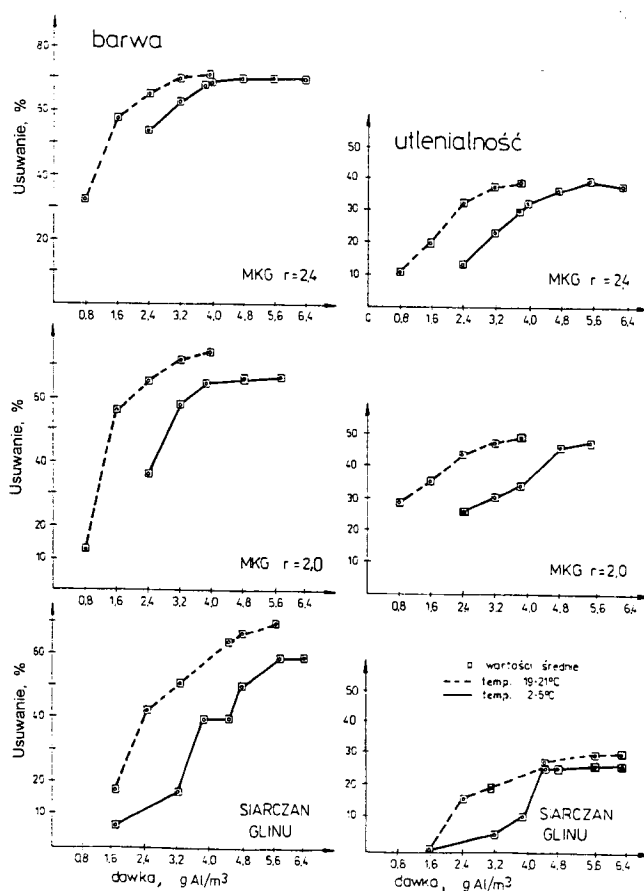
Szybkie mieszanie trwało 40 s, wolne mieszanie 35 i 60 min, a sedymentacja 3 i 4 h. Czasy wolnego mieszania i sedymentacji były takie, jakie stosowano na stacji uzdatniania wody [7].

Wyniki badań

Na rysunku 4 przedstawiono wpływ dawek siarczanu glinu i MKG o $r=2,0$ i 2,4 na obniżanie barwy i utlenialności wody w temperaturach 19÷21 °C i 2÷5 °C.

W temperaturach 19÷21 °C 50-procentowe obniżenie barwy uzyskano dla dawki siarczanu glinu równej 3,2 gAl/m³ oraz dla dawek MKG równych 1,5 gAl/m³ ($r=2$) i 1,4 gAl/m³ ($r=2,4$), co stanowiło odpowiednio 47% i 42,5% dawki siarczanu glinu. W temperaturach 2÷5 °C dawki MKG usuwające 50% barwy stanowiły 60% (dla $r=2$) i 50% ($r=2,4$) dawek siarczanu glinu. MKG o $r=2,4$ usuwał 50% barwy przy dawkach niższych od dawek MKG o $r=2,0$.

Na podstawie analizy utlenialności próbek wody przed i po koagulacji można stwierdzić, że substancje ją powodujące usuwały się trudno. W żadnej z próbek nie udało się uzyskać 50% obniżenia utlenialności, dlatego też do interpretacji wyników przedstawionych na rysunku 4 wzięto pod uwagę dawkę koagulantu, przy której uzyskano 25% obniżenie utlenialności.



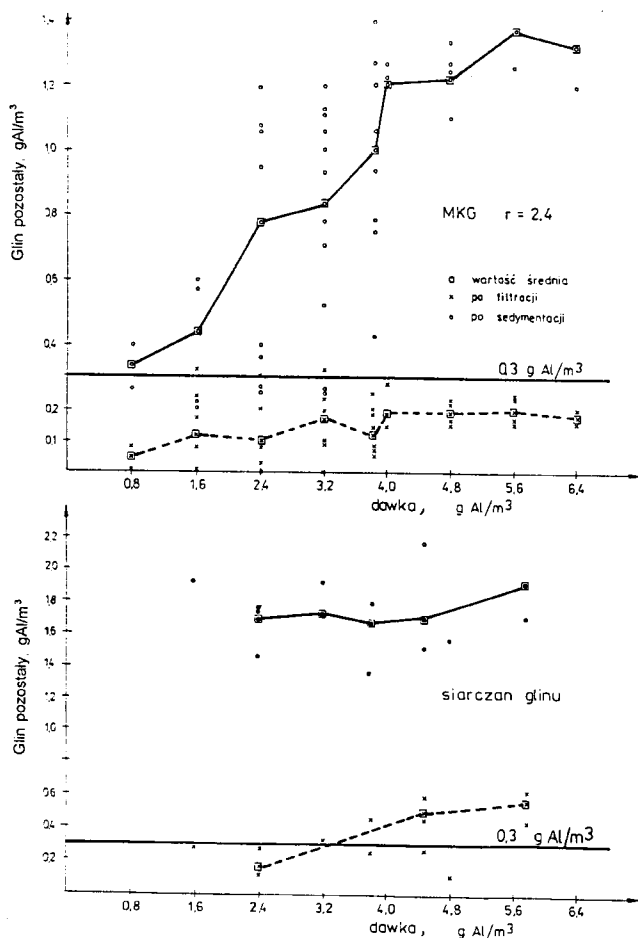
Rys. 4. Wpływ dawek koagulantów na stopień obniżenia barwy i utlenialności wody powierzchniowej

W temperaturach $19 \pm 21^\circ\text{C}$ 25-procentowe obniżenie utlenialności uzyskano dla dawki siarczanu glinu $4,5 \text{ gAl/m}^3$ oraz dawki MKG równej $1,9 \text{ gAl/m}^3$ ($r=2,4$), co stanowiło 34% dawki siarczanu glinu. MKG o $r=2,0$ już przy dawce $0,8 \text{ gAl/m}^3$ (18% dawki siarczanu glinu) spowodował obniżenie utlenialności o 28%. Również w temperaturach $2 \pm 5^\circ\text{C}$ MKG obniżały utlenialność o 25% przy dawkach niższych od dawki siarczanu glinu.

Dawki MKG, przy których uzyskano maksymalne obniżenie utlenialności były niższe od dawek siarczanu glinu. Dla MKG o $r=2$ uzyskano lepsze obniżenie utlenialności w porównaniu z MKG o $r=2,4$. MKG w mniejszym stopniu obniżały pH wody niż siarczan glinu, przy tych samych dawkach.

Na rysunku 5 przedstawiono wykresy charakteryzujące średnie zawartości glinu w wodzie po koagulacji i sedymentacji oraz w próbkach sączonych.

W próbkach koagulowanych siarczanem glinu średnia zawartość glinu w wodzie sklarowanej wynosiła $1,65 \text{ gAl/m}^3$ dla dawki $2,4 \text{ gAl/m}^3$ i $1,92 \text{ gAl/m}^3$ dla dawki $5,8 \text{ gAl/m}^3$. Wzrost dawek koagulantu powodował niewielki wzrost zawartości glinu pozostającego w wodzie w postaci rozpuszczonej oraz kłaczków osadu. W próbkach sączonych w zakresie dawek $1,6 \div 3,2 \text{ gAl/m}^3$ zawartości glinu były mniejsze lub równe $0,3 \text{ gAl/m}^3$ i dalej rosły wraz ze wzrostem dawek, przewyższając wartość dopuszczalną wynoszącą $0,3 \text{ gAl/m}^3$.



Rys. 5. Wpływ dawek koagulantów na zawartość glinu pozostającego w wodzie powierzchniowej (temp. $2 \div 5^\circ\text{C}$)

W próbkach wody koagulowanych MKG o $r=2,4$ zawartości glinu w próbkach sklarowanych były znacznie niższe, w porównaniu z próbkami koagulowanymi siarczanem glinu, i wyraźnie rosły wraz ze wzrostem dawek. Przy dawce MKG równej $0,8 \text{ gAl/m}^3$ zawartość glinu wynosiła $0,33 \text{ gAl/m}^3$ i następnie rosła do $1,37 \text{ gAl/m}^3$ przy dawce $5,8 \text{ gAl/m}^3$.

W próbkach sączonych po koagulacji MKG w zdecydowanej większości przypadków zawartości glinu były mniejsze od $0,3 \text{ gAl/m}^3$, przy czym średnie stężenia glinu zawierały się w granicach od $0,005 \text{ gAl/m}^3$ dla dawki $0,8 \text{ gAl/m}^3$ do $0,2 \text{ gAl/m}^3$ przy dawce $5,6 \text{ gAl/m}^3$.

Mętność wody po sedymentacji, niezależnie od mętności początkowej i warunków koagulacji, wynosiła w większości przypadków $1,0$ i $1,5 \text{ g/m}^3$ dla MKG oraz $1,5$ i $2,0 \text{ g/m}^3$ w próbach koagulowanych siarczanem glinu.

Badania potwierdziły znaną zależność, że początek kłaczkowania, czas flokulacji i wielkości kłaczków rosną wraz ze wzrostem dawek koagulantu i zależą od temperatury.

W próbkach koagulowanych MKG, w porównaniu z siarczanem glinu, szybciej rozpoczynał się proces kłaczkowania i powstawały ciężkie kłaczkowate o lepszych zdolnościach sedymentacyjnych.

Niskie temperatury wody opóźniały nieco proces flokulacji, ale powstawały duże kłaczkowate osadu o bardzo dobrych zdolnościach sedymentacyjnych, natomiast zaobserwowano wyraźnie niekorzystny wpływ niskich temperatur na przebieg koagulacji domieszek wody siarczanem glinu.

Wnioski

♦ Modyfikowane koagulanty glinowe były znacznie bardziej efektywne w oczyszczaniu wody niż siarczan glinu, ponieważ lepiej obniżały barwę, mętność i utlenialność wody, przy dawkach niższych od dawek siarczanu glinu. MKG wykazywały także lepsze działanie koagulujące w niskich temperaturach wody, w mniejszym stopniu niż siarczan glinu obniżały pH wody, a stężenia glinu pozostającego były niższe niż po koagulacji siarczanem glinu.

♦ Flokulacja podczas koagulacji MKG zachodziła lepiej niż dla siarczanu glinu, a kłaczkowate osadu były zwykle większe i zawsze miały lepsze zdolności sedymentacyjne. Koagulacja domieszek wody za pomocą MKG nie wymagała stosowania flokulantów.

♦ Ponieważ skuteczność usuwania barwy, mętności i utlenialności przez MKG zależała od r , więc dla wody poddawanej koagulacji będzie można dobierać modyfikowane koagulanty glinowe o działaniu optymalnym. Koagulacja wody za pomocą MKG umożliwiła obniżenie barwy i mętności wody do wartości zbliżonych do uzyskiwanych w głębokiej koagulacji.

LITERATURA

1. A.L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Problemy i tendencje w oczyszczaniu wody. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, PZITS, Poznań 1992, ss. 111–118.
2. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Mętność – istotny wskaźnik jakości wody oraz jej wpływ na przebieg koagulacji. Gaz, Woda i Techn. Sanit., 1995, nr 5, ss. 154–156.

3. M.M. SOZAŃSKI, J. JEŽ-WALKOWIAK: Współczesne kryteria stosowania siarczanu glinowego w uzdatnianiu wody do celów komunalnych. Mat. konf. „Ujmowanie i uzdatnianie wód”, PZITS, Zielona Góra 1995, ss. 65–79.
4. M. JANKOWSKA: Nowe poglądy na proces koagulacji. Gaz, Woda i Techn. Sanit., 1984, nr 10, ss. 158–161.
5. M. JANKOWSKA: Zwiększenie efektywności procesu koagulacji zanieczyszczeń wód. Mat. konf. „Ochrona wód”, Ustroń-Jaszowiec 1992, ss. 191–201.
6. M. JANKOWSKA: Badania nad uzyskiwaniem wysokoefektywnych i tanich koagulantów do uzdatniania wody. Sprawozdanie z Grantu KBN PB–0608/S4/92/02, 1995 (praca nie publikowana).
7. M. JANKOWSKA: Sposób otrzymywania modyfikowanych koagulantów glinowych. Zgłoszenia patentowe nr P–302988, P–314657.
8. M. JANKOWSKA, Z. STOJANOWSKA: Koagulacja zanieczyszczeń wód z rzeki Drwęcy za pomocą modyfikowanych koagulantów glinowych. Mat. konf. „Ujmowanie i uzdatnianie wód”, PZITS, Zielona Góra 1995, ss. 127–137.

On the Application of Modified Alum Coagulants to the Removal of Water Pollutants

The objective of the study was to upgrade the efficiency of the coagulation process by making use of some modified alum coagulants (referred to as MKG). The process was run with three types of samples: high-turbidity water, groundwater with increased coloured matter content (humic substances), and river

water (from the Drwęca). It was found that the MKGs not only yielded higher efficiencies of colour, turbidity and COD_p removal than those achieved with aluminium sulphate, but were equally effective at low water temperatures.