

IZABELA KRUPIŃSKA *

WARUNKI EFEKTYWNEGO PROCESU KOAGULACJI – PRZEGLĄD LITERATURY

Streszczenie

W artykule omówiono wpływ składu fizyczno-chemicznego oczyszczanej wody oraz wybranych parametrów technologicznych na przebieg i skuteczność procesu koagulacji. Na podstawie literatury wykazano, że o efektach koagulacji współdecydują: rodzaj i stężenie usuwanych zanieczyszczeń, temperatura, pH, zasadowość, skład jonowy oraz zasolenie oczyszczanej wody. Bardzo istotne są również parametry technologiczne procesu takie jak rodzaj i dawka koagulantu.

Słowa kluczowe: koagulacja, oczyszczanie wody

WPROWADZENIE

Mimo, że koagulacja jest procesem stosowanym w oczyszczaniu wód już od XIX wieku, nadal prowadzone są badania mające na celu zwiększenie jej efektywności. Koagulacja umożliwia usuwanie z wody zanieczyszczeń koloidalnych oraz zawiesin trudnoopadających powodujących mętność i barwę oraz decydujących o poziomie zanieczyszczeń organicznych oczyszczanych wód. Zapewnienie optymalnych parametrów technologicznych przebiegu procesu koagulacji: rodzaju i dawki koagulantu, wartości pH oraz warunków hydraulicznych, umożliwia również częściowe usuwanie z oczyszczanej wody rozpuszczonych domieszek lub zanieczyszczeń. Celem optymalizacji procesu koagulacji jest również zmniejszenie niepożądanych skutków procesu takich jak: obniżenie pozostałego stężenia kationów stosowanych koagulantów, agresywności korozyjnej wody po koagulacji oraz zmniejszenie ilości osadów pokoagulacyjnych [Anielak 2000; Rak 2001; Kowal, Świdorska-Bróz 2007; Nawrocki, Biłozor 2010].

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

RODZAJ I DAWKA KOAGULANTU

Stosowanie właściwego koagulantu oraz jego optymalnej dawki jest jednym z warunków skutecznej koagulacji. Wykazano, że koagulanty glinowe są skuteczniejsze w eliminacji związków barwnych niż sole żelaza. Produkty hydroлізу koagulantów glinowych nie tworzą barwnych połączeń z substancjami organicznymi w przeciwieństwie do form żelaza, które tworzą rozpuszczone barwne kompleksy ze związkami organicznymi, najczęściej z substancjami humusowymi [Kowalski 1995; Maćkiewicz 1987; Świdarska-Bróz 1992]. Niebezpieczeństwo powstawania takich barwnych chelatów istnieje przy zastosowaniu zbyt małej dawki koagulantu żelazowego lub niewłaściwego odczynu koagulacji. Stwierdzono również, że spolimeryzowane chlorki poliglinu wykazują większą efektywność w usuwaniu substancji organicznych oraz zmniejszaniu barwy i mętności niż siarczany (VI) glinu [Krupińska, Świdarska-Bróz 2003; Rak 2001; Rak, Świdarska-Bróz 2002; Krupińska 2006]. O większej efektywności koagulantów glinowych wstępnie zhydrolizowanych decyduje obecność polimerycznych kompleksów glinu o dużym dodatnim ładunku, skutecznie destabilizujących i mostkujących usuwane barwne zanieczyszczenia organiczne. Do właściwego przebiegu koagulacji, oprócz doboru odpowiedniego koagulantu bardzo ważne jest również stosowanie optymalnych dawek. Optymalne dawki koagulantów zależą głównie od wartości pH wody oraz rodzaju usuwanych koloidów zarówno organicznych jak i nieorganicznych. Dawkowanie większej, niż wymagana ilość koagulantu nie poprawia skuteczności procesu, lecz może wręcz odwrotnie zmniejszyć jego efektywność. Zmniejszenie efektywności procesu w wyniku przedawkowania koagulantu spowodowane jest powstawaniem w oczyszczanej wodzie stabilnego układu koloidalnego o ładunku elektrycznym odpowiadającym ładunkowi stosowanego koagulantu [Kowal, Świdarska-Bróz 2007]. Zdaniem wielu autorów [Edwards, Amirtharajah 1985; Edzwald, Bunker 1990; Edzwald, Bunker 1994; Rak 2001], istnieje liniowa stechiometryczna zależność między optymalną dawką koagulantu, a stężeniem substancji humusowych w wodzie. Jak podaje Karczewska [Karczewska 1985], przy stężeniach kwasów humusowych powyżej 10 g/m^3 , zależność ta jest zakłócona. Natomiast Eikebrokk i Fettig [Eikebrokk, Fettig 1990], wymaganą dawkę koagulantu glinowego określili jako:

$$D_{Al} (\text{g/m}^3) = 1,23 \cdot \text{Abs UV}_{254} (\text{m}^{-1}) \quad (1)$$

gdzie: Abs – absorbanca UV, m^{-1} .

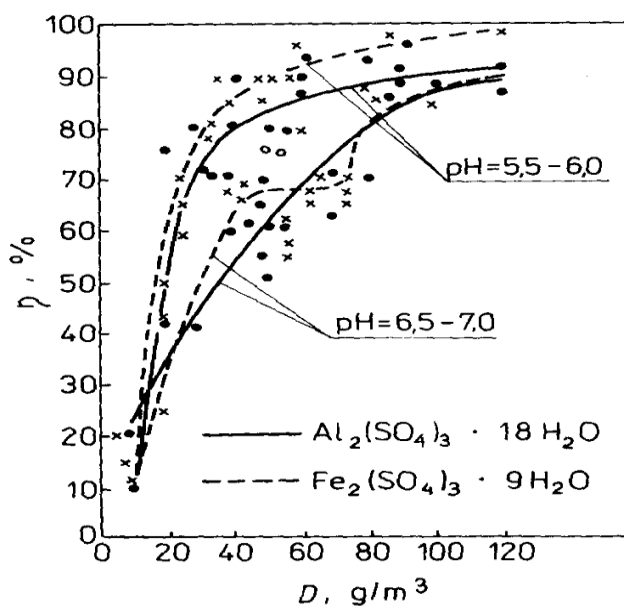
Uważają również, że o stopniu usuwania substancji humusowych, poza dawką koagulantu decyduje również odczyn oraz początkowe stężenie i forma występowania substancji organicznych. Przykładem jest niejednokrotnie stwierdzana niższa skuteczność usuwania w procesie koagulacji dobrze rozpuszczalnych w wodzie kwasów fulwowych w porównaniu z efektywnością usuwania gorzej rozpuszczalnych kwasów huminowych. Generalnie, skutecz-

ność koagulacji w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych z wody jest wprost proporcjonalna do ich masy cząsteczkowej [Tuhkanen, Ketonen, Gilberg, Jahela 2004]. O przebiegu i skuteczności procesu koagulacji oprócz rodzaju i dawki koagulantu oraz rodzaju i stężenia usuwanych zanieczyszczeń współdecydują również: odczyn, temperatura, zasadowość, skład jonowy i zasolenie oczyszczanej wody.

ODCZYN WODY

O całkowitej skuteczności procesu koagulacji decydują: destabilizacja zanieczyszczeń koloidalnych, neutralizacja ładunku anionów usuwanych zanieczyszczeń przez kationowe produkty hydrolizy koagulantów, wymiana jonowa, kompleksowanie powierzchniowe, adsorpcja na cząsteczkach wodorotlenków metali stosowanych koagulantów oraz współstrącenie. Rola wymienionych mechanizmów zależy w dużym stopniu od pH oczyszczanych wód. Wykazano, że odczyn oczyszczanej wody decyduje o formie, a tym samym o stabilności usuwanych zanieczyszczeń, a także o rodzaju i ładunku produktów hydrolizy koagulantów. Zapewnienie optymalnej wartości pH stwarza warunki maksymalnego wykorzystania koagulantu, co powoduje, że w oczyszczonej wodzie pozostaje minimalna ilość kationu stosowanego koagulantu. Stwierdzono również, że rola pH jest większa podczas usuwania zanieczyszczeń decydujących o barwie i poziomie zanieczyszczeń organicznych niż o mętności [Kowal, Świdarska-Bróz 1979; Kowal, Świdarska-Bróz 2007; Krupińska 2006]. Obniżenie wartości pH oczyszczanej wody, równoznaczne ze wzrostem dodatniego ładunku produktów hydrolizy koagulantów, zwiększa skuteczność neutralizacji usuwanych zanieczyszczeń organicznych, a w efekcie zwiększa stopień usuwania rozpuszczonego węgla organicznego. W przypadku koagulantów niehydrolizowanych wstępnie (np. siarczanu (VI) glinu lub siarczanu (VI) żelaza (III)), warunkiem uzyskania odpowiedniej ilości dodatnich produktów hydrolizy jest obniżenie wartości pH poniżej 6, co powoduje niestety intensyfikację korozyjności wody [Rak, Świdarska-Bróz 2002; Krupińska 2006]. Według Świdarskiej zapewnienie optymalnej wartości pH ($H^+ = 10^{-6} \text{ mol/dm}^3$) wody zanieczyszczonej substancjami humusowymi, prawie dwukrotnie zmniejsza wymagane dawki zarówno siarczanu (VI) glinu, jak i siarczanu (VI) żelaza (III) oraz zwiększa o ok. 20% stopień usuwania kwasów humusowych. Ponadto, przy zachowaniu optymalnych dawek koagulantu oraz wartości pH pozostałe stężenia jonów glinu i żelaza (III) nie przekraczają zawartości tych jonów w wodach przed koagulacją [Świdarska-Bróz 1998]. Zdaniem wielu autorów [Karczewska 1985, Perchuć 2004, Rak 2001, Krupińska 2006, Świdarska-Bróz 1998], optymalne wartości pH podczas oczyszczania wód „barwnych” w procesie koagulacji mieszczą się w zakresach $pH = 5 \div 6$ i $pH = 4 \div 5$ odpowiednio dla koagulantów glinowych

i żelazowych. Black i Packham [Perchuć 2004] najlepsze efekty obniżenia intensywności barwy uzyskali w zakresie $\text{pH}=4,5\div 5,5$ dla soli Fe(III) oraz $\text{pH}=5\div 6$ dla soli glinu. Uzyskana wysoka skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu zanieczyszczeń decydujących o barwie i poziomie zanieczyszczeń organicznych wody w podanych powyżej zakresach pH jest efektem zmniejszenia stopnia dysocjacji substancji organicznych oraz obecności dużej ilości polikationów glinu i żelaza decydujących o skutecznej neutralizacji ładunku usuwanych koloidów. Potwierdzają to zależności przedstawione na rys. 1.



Rys.1. Wpływ pH , dawki i rodzaju koagulantu na stopień usuwania kwasów humusowych [Kowal, Świdarska-Bróz 2007]

Fig.1. Effect of pH , dose and type of coagulant on the degree of humic acids removal [Kowal, Świdarska-Bróz 2007]

Znaczenie adsorpcji wg. Jekela [Jekel 1986] jest istotne przy $\text{pH} > 7$, a zdaniem Dempsey'a i innych [Dempsey 1984] przy $\text{pH} > 6,25$. Natomiast Maćkiewicz i Rak [Maćkiewicz 1987; Rak 2001] podają, że w zakresie $\text{pH}= 6,0\div 7,5$ usuwanie związków barwnych w procesie koagulacji zachodzi głównie w wyniku adsorpcji rozpuszczonych humusanów żelaza (III) na wodorotlenku glinu, co powoduje wzrost wymaganej dawki koagulantu. Natomiast przy $\text{pH} > 8$ w przypadku stosowania koagulantów glinowych, w wyniku rozpuszczania wodorotlenku glinu następuje desorpcja zanieczyszczeń. Na optymalną wartość pH procesu koagulacji solami glinu ma także wpływ stężenie substancji orga-

nicznych w oczyszczanej wodzie. Wraz ze wzrostem stężenia OWO zmniejsza się optymalna wartość pH, jako konsekwencja rosnącego zapotrzebowania na kationowe produkty hydrolizy koagulantów wymaganych do skutecznej neutralizacji ujemnych koloidów organicznych [Karczewska 1985; Kowal, Świdarska-Bróz 2007]. Wyniki badań wykazały również, że zakresy pH efektywnej koagulacji stosowanej do zmniejszania barwy i mętności nie pokrywają się i do skutecznego zmniejszenia barwy wymagane są niższe wartości pH [Perchuć 2004; Sozański 1996]. Stwierdzono także, że w zakresie $\text{pH}=6\div 10$ ujawniła się wyraźnie mniejsza przydatność siarczanu (VI) żelaza (III) niż siarczanu (VI) glinu szczególnie w obniżaniu intensywności barwy. Spowodowane jest to powstawaniem barwnych i trudno sedymentujących połączeń jonów Fe^{3+} z kwasami humusowymi [Świdarska-Bróz 1992; Krupińska 2006]. Zdaniem Edzwalda [Edzwald 2000], zastosowanie wstępnie zhydrolizowanych chlorków poliglinu zapewnia wprowadzenie do oczyszczanej wody polimerycznych form glinu (wytworzonych w czasie produkcji tych koagulantów) bez względu na odczyn wody. Stabilność w wodzie polimerycznych polikationów glinu w zdecydowanie mniejszym stopniu zależy od pH oczyszczanej wody niż produktów hydrolizy koagulantów niezhydrolizowanych wstępnie. Opinie dotyczące optymalnych zakresów pH dla siarczanu (VI) glinu i chlorków poliglinu nie są jednak jednoznaczne. Według Dempsey'a i innych [Dempsey, i in. 1984; Dempsey 1994] dla siarczanu (VI) glinu wynosi on $\text{pH}=5,5\div 7,0$, zaś dla chlorków poliglinu $\text{pH}=4,0\div 8,0$. Natomiast Hall i Packman [Rak 2001] uważają, że zakresy te są odpowiednio równe $\text{pH}=5,0\div 6,0$ i $\text{pH}=3,0\div 9,0$. Podobnego zdania są także Edzwald i Van Benschoten [Edzwald, Van Benschoten 1990]. Badania prowadzone przez Odegaard [Perchuć 2004] dla wód powierzchniowych o małej zasadowości oraz barwie wynoszącej od 30 do 80 mgPt/dm^3 , wykazały, że zalecane dawki koagulantów oraz odpowiadające im optymalne zakresy pH wynosiły: dla siarczanu(VI) glinu 1,5-3,0 mgAl/dm^3 ($\text{pH}=5,5\div 6,5$), chlorku żelaza(III) – 3,0-6,0 mgFe/dm^3 ($\text{pH}=5,5\div 7,0$) i chlorku poliglinu 1,5-2,5 mgAl/dm^3 ($\text{pH}=4,0\div 5,0$).

TEMPERATURA WODY

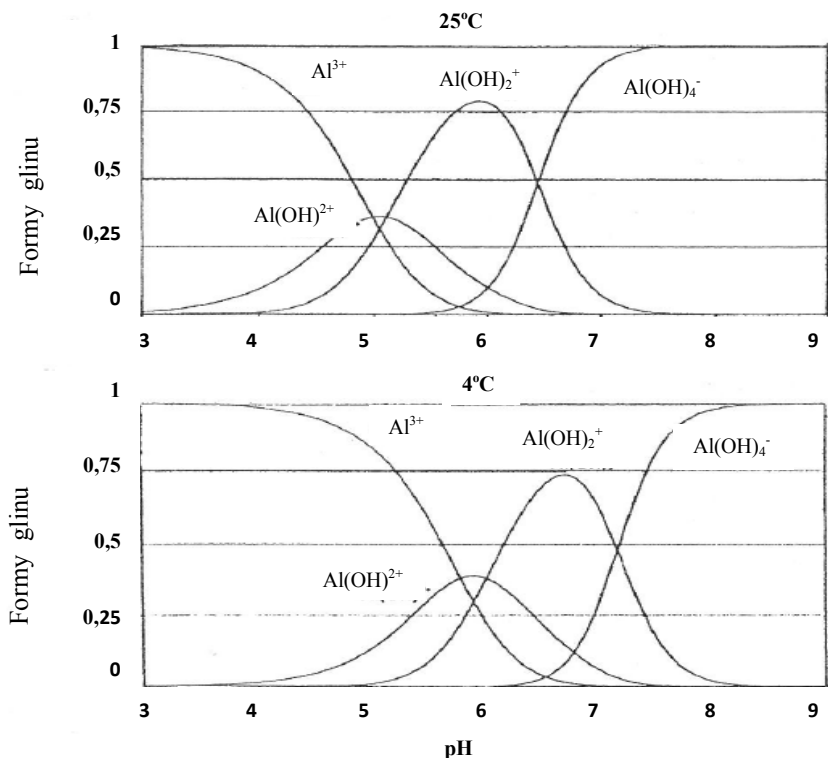
Skuteczność koagulacji zmniejsza się wraz z obniżeniem temperatury oczyszczanej wody. Przyczyny pogorszenia skuteczności procesu koagulacji w niskich temperaturach nie są jednak nadal wystarczająco poznane. Camp stwierdził, że niskie temperatury hamują proces hydrolizy, co obniża sprawność flokulacji [Chojnacki 1968]. Natomiast Morris i Knocke [Morris i Knocke 1984] wykazali, że wodorotlenki glinu i żelaza(III) powstają bardzo szybko nawet przy niskich temperaturach wody. Według nich, w ciągu jednej minuty ok. 95% koagulantu przechodzi w formę wodorotlenową przy temperaturze

wody 1°C. Podkreślili jednak, że w tych warunkach łączenie powstałych kłaczków jest utrudnione. Na podstawie różnych doniesień literaturowych [Tunkanen i in. 2004; Van Benschoten i Edzwald 1990] przypuszcza się, że zmniejszenie efektywności koagulacji w niskich temperaturach, może być spowodowane wpływem wielu czynników takich jak:

- zmniejszenie szybkości reakcji hydrolizy i strącania wodorotlenków kationów stosowanych koagulantów;
- wzrost lepkości wody, co powoduje zmniejszenie prędkości sedymentacji kłaczków i gradientu prędkości ruchu wody, przy tej samej prędkości mieszania;
- zmiany wartości stałych równowagowych reakcji hydrolizy, co powoduje, że krzywe rozpuszczalności produktów hydrolizy siarczanu (VI) glinu przesuwają się w zakres wyższego odczynu (rys. 2);
- zmiana stopnia dysocjacji cząsteczek wody.

Badania prowadzone przez Kowala i Maćkiewicz [Kowal, Maćkiewicz 1976], dla wody z rzeki Odry w zakresie temperatur od 1,5°C do 22,5°C wykazały, że taka sama dawka koagulantu w niższych temperaturach powodowała mniejsze obniżenie bezwzględnej wartości potencjału elektrokinetycznego, co zdaniem autorów wynikało z większej stabilności koloidów w niższych temperaturach oraz wzrostu lepkości wody. Według Maćkiewicz [Maćkiewicz 1987], podczas oczyszczania wód barwnych i mętnych w zakresie niskich wartości pH wzrost temperatury wody zwiększa skuteczność koagulacji. Natomiast przy pH > 7 wzrost temperatury zmniejsza skuteczność obniżenia intensywności barwy, co spowodowane jest desorpcją zanieczyszczeń. Podobnego zdania jest Anielak [Anielak 2000], która uważa, że jeżeli usuwanie zanieczyszczeń następuje głównie w wyniku adsorpcji, to wyższa temperatura powoduje pogorszenie efektów koagulacji.

Ujemny wpływ niskiej temperatury oczyszczanej wody na sprawność procesu koagulacji można zmniejszyć zapewniając optymalną wartość pH lub stosując koagulanty mniej wrażliwe na zmianę temperatury, a takimi są koagulanty wstępnie zhydrolizowane [Kowal, Świdarska-Bróz 2007].



Rys.2. Wpływ temperatury oraz wartości pH wody na ilościowy udział produktów hydrolyzy siarczanu(VI)glinu [Van Benschoten, Edzwald 1990; Rak 2001]
 Fig.2. Effect of temperature and pH of the water on the quantitative part of hydrolysis products sulphate (VI) of aluminum [Van Benschoten, Edzwald 1990; Rak 2001]

SKŁAD JONOWY I ZASOLENIE WODY

Stwierdzono, że rodzaj i ładunek jonów występujących w oczyszczanej wodzie decyduje o przebiegu i skuteczności koagulacji. Jony siarczanowe biorą udział w destabilizacji koloidów dodatnich obecnych w wodzie przed koagulacją lub powstających w wyniku przedawkowania koagulantów. Wykazano także, że decydują one o szybkości tworzenia się kłaczków wodorotlenków metali stosowanych koagulantów [Kowal, Świdorska-Bróz 2007]. Zdaniem Maćkiewicz [Maćkiewicz 1991], ze wzrostem stężenia jonów siarczanowych i chlorkowych w oczyszczanej wodzie zwiększa się stopień usuwania zanieczyszczeń, głównie organicznych. Wykazano również, że obecność kationów dwuwartościowych, a szczególnie kationów wapnia i magnezu poprawia efekty usuwania

koloidów posiadających ładunek ujemny. Jony wapnia destabilizują ujemne koloidy organiczne, ponieważ tworzą z nimi trwałe i bardziej podatne na koagulację połączenia [Kowal, Świdowska-Bróz 2007].

ZASADOWOŚĆ WODY

Koagulacja koagulantami glinowymi i żelazowymi będącymi solami mocnych kwasów i słabych zasad powinna być prowadzona w warunkach kontrolowanej zasadowości. Dla właściwego przebiegu reakcji hydrolizy koagulantów niezbędna jest tzw. zasadowość minimalna (Z_{\min}), którą wyznacza się z równania [Kowal, Świdowska-Bróz 2007]:

$$Z_{\min} = W \cdot D_k + (0,7 \div 1) \quad (2)$$

gdzie: D_k – dawka koagulantu, g/m^3 ; W – jednostkowe zużycie zasadowości naturalnej wody w procesie hydrolizy koagulantu.

Jeżeli zasadowość oczyszczanej wody jest mniejsza od wyznaczonej minimalnej zasadowości, należy ją zwiększyć dodając do wody przed procesem koagulacji wapno bądź inną zasadę, aby zapewnić skuteczną hydrolizę koagulantu [Nawrocki, Biłozor 2010].

INNE PARAMETRY TECHNOLOGICZNE

O efektach koagulacji decydują także takie czynniki jak: kolejność dawkowania reagentów, czas i intensywność wolnego oraz szybkiego mieszania. Karczewska podaje [Karczewska 1985], że badania wpływu kolejności dawkowania reagentów zwłaszcza koagulant-wapno nie przyniosły jednoznacznych wniosków. Natomiast polielektrolity powinny być dodawane do wody z opóźnieniem od 1 do 3 min w stosunku do koagulantu podstawowego [Krupińska 2006; Kowal, Świdowska-Bróz 2007]. Przedmiotem licznych prac było również określenie wpływu sposobu i intensywności szybkiego mieszania wody z koagulantem na skuteczność usuwania zanieczyszczeń. Według Lisko „świeżo” powstające wodorotlenki o dodatnim powierzchniowym ładunku mają bardzo dobre właściwości destabilizacyjne, a czas szybkiego mieszania ma duże znaczenie, gdyż powstające wodorotlenki w bardzo krótkim czasie tworzą coraz bardziej zwartą strukturę, co utrudnia adsorpcję koloidalnych zanieczyszczeń [Ferenc 1993]. Zdaniem Nawrockiego i Biłozora [Nawrocki, Biłozor 2010] podczas szybkiego mieszania, gradient prędkości ruchu cieczy (G) nie powinien być niższy niż $100 s^{-1}$, a czas szybkiego mieszania powinien być krótszy niż 60 s.

PODSUMOWANIE

Przebieg i skuteczność procesu koagulacji zależy od wielu parametrów związanych ze składem fizyczno-chemicznym oczyszczanej wody, rodzajem i dawką koagulantu oraz sposobem prowadzenia procesu. Właściwie przebiegający proces koagulacji zapewnia nie tylko dużą efektywność usuwania koloidów i zawiesin trudno sedymentujących, ale również zasocjowanych z nimi mikrozanieczyszczeń. Udoskonalenie tego procesu uzyskuje się przez wprowadzenie nowych koagulantów i flokulantów, określenie kolejności ich właściwego dawkowania i mieszania, a także zapewnienie optymalnego zakresu pH oraz tzw. minimalnej zasadowości oczyszczanej wody. W ostatnich latach coraz częściej stosuje się koagulanty wstępnie zhydrolizowane, które w porównaniu z niezhydrolizowanymi wstępnie takimi jak np. siarczan (VI) glinu powodują mniejsze zużycie zasadowości, mniejsze obniżenie pH oczyszczanej wody oraz niskie stężenia glinu pozostałego w wodzie po koagulacji. Bardzo duże znaczenie na efektywność procesu koagulacji ma również wartość pH oczyszczanej wody. Stężenie jonów H^+ decyduje o formie występowania usuwanych zanieczyszczeń oraz o rodzaju i ładunku produktów hydrolizy koagulantów, a tym samym o mechanizmie destabilizacji usuwanych koloidów. Generalnie wartość pH w większym stopniu wpływa na stabilność koloidów organicznych niż nieorganicznych. O przebiegu i skuteczności procesu koagulacji decyduje również temperatura oczyszczanej wody. Negatywny wpływ niskiej temperatury wody można jednak zmniejszyć stosując koagulanty wstępnie zhydrolizowane lub zapewniając optymalny odczyn procesu koagulacji.

LITERATURA

1. ANIELAK A.M.: *Chemiczne i fizyko-chemiczne oczyszczanie ścieków*. PWN, Warszawa 2000
2. Chojnacki A.: *Wpływ temperatury na koagulację wody siarczanem glinowym*. GWITS, s. 153, 1968/5
3. DEMPSEY B.A., SHEU H., TANZEER AHMED T.M., MENTINK J.: *Polyaluminum chloride and alum coagulation of clay-fulvic acid suspensions*. JAWWA, 1984/3
4. DEMPSEY B.A.: *The coagulation of humic substances by means of aluminum salts*. JAWWA, 1994, s.141-151
5. DZIUBEK A. M., MAĆKIEWICZ J.: *Zastosowanie koagulacji powierzchniowej do uzdatniania wód infiltracyjnych*. Ochrona Środowiska, (74), s. 57-60, 1999/3
6. EDWARDS A. G., AMIRTHARAJAH A.: *Removing color caused by humic acids*. JAWWA, s. 50, 1985/3

7. EDZWALD J.K., VAN BENSCHOTEN J.E.: *Aluminum coagulation of natural organic matter*. Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag 1990
8. EDZWALD J.K., BUNKER D.Q.: *Dissolved air flotation. Pretreatment and comparisons to sedimentation*. Chemical Water and Wastewater Treatment III, Springer-Verlag 1994
9. EDZWALD D.K.: *Polyaluminum coagulants for drinking water treatment, chemistry and selection*. Chemical Water and Wastewater Treatment VI, Springer-Verlag 2000
10. EIKEBROKK B., FETTIG J.: *Treatment of coloured surface water by coagulation. Direct filtration: effect of water quality, type of coagulant and filter aids*. Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag 24, 1990
11. FERENC A.: *Intensyfikacja procesów koagulacji i adsorpcji w osadzie zawieszonym klarowników*. Rozprawa doktorska, Wrocław 1993
12. JEKEL M.R.: *Interactions of humic acids and aluminium salts in the flocculation process*. Water Research, s. 1535, 1986/12
13. KARCZEWSKA A.: *Skuteczność koagulacji grup związków barwnych w wodach*. Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1985
14. KOWAL A., MAĆKIEWICZ J.: *Wpływ odczynu na niektóre procesy oczyszczania wody*. Gospodarka Wodna, s.203-207, 1976/7
15. KOWAL A. L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Wpływ odczynu wody na skuteczność redukcji barwy i utlenialności w procesie koagulacji*. GWiTS, s.272-276, 1979/ 9
16. KOWAL A. L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław 2007
17. KOWALSKI T.: *Wpływ właściwości chemicznych zanieczyszczeń wód na dobór koagulantów*. Ochrona Środowiska (59), s.3-8, 1995/4
18. KRUPIŃSKA I., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Znaczenie czasu flokulacji w usuwaniu żelaza z wody podziemnej w procesie koagulacji*. Materiały Konferencyjne Woda-Ścieki-Odpady w Środowisku, Zielona Góra 2003
19. KRUPIŃSKA I.: *Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej ze szczególnym uwzględnieniem usuwania związków żelaza*. Rozprawa doktorska, Wrocław 2006
20. MAĆKIEWICZ J.: *Flokulacja w procesach koagulacji i filtracji wód*. PWN, Warszawa 1987
21. MAĆKIEWICZ J.: *Wpływ zasolenia wód miękkich na skuteczność koagulacji*, Ochrona Środowiska (43), s 15-17, 1991/2
22. MORRIS J. K., KNOCKE R. W.: *Temperature effects on the use of metal-ion coagulants for water treatment*. JAWWA, s.74, 1984/3

23. NAWROCKI J., BIŁOZOR S.: *Uzdatnianie wody, procesy chemiczne i biologiczne*. PWN, Warszawa-Poznań 2010
24. PERCHUĆ M.: *Zastosowanie koagulacji powierzchniowej w modernizacji stacji uzdatniania wody o dużej zawartości żelaza, manganu i substancji humusowych*. Materiały Konferencyjne, Uzdatnianie wód podziemnych-badania, projektowanie i eksploatacja, s. 136-153, Warszawa 1999
25. PERCHUĆ M.: *Współdział żelaza i kwasów humusowych w kształtowaniu sposobu uzdatniania barwnych wód podziemnych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2004
26. RAK M.: *Wpływ alkaliczności koagulantów glinowych na ich skuteczność oraz agresywność kwasowęglową wody po koagulacji*. Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2001
27. RAK M., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Przydatność wstępnie zhydrolizowanych koagulantów glinowych w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych z wody*. Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka, s. 9-19, Częstochowa-Ustroń 2002
28. RAK M., ŚWIDERSKA BRÓŹ M.: *Produkty hydrolizy chlorków poliglinu*. Ekotechnika (23), s. 10-13, 2002/3
29. SOZAŃSKI M.: *Chemizm i kryteria stosowania siarczanu glinowego w uzdatnianiu wody do picia*. GWiTS, s.395-405, 1996/11
30. ŚWIDERSKA BRÓŹ M., *Wpływ pH na usuwanie kwasów humusowych z wody*. GWiTS, s. 153-157, 1984/10
31. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Interakcja kwasów humusowych z kationami koagulantów oraz wybranymi metalami ciężkimi*. Archiwum Ochrony Środowiska nr 1, s. 181-192, 1992
32. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Usuwanie substancji humusowych z wody w środowisku alkalicznym*. Ochrona Środowiska (35), s. 3-5, 1998/2
33. TUHKANEN T., KETONEN A., GILBERG L., JAHOLA J.: *Removal of different size fractions of natural organic matter in drinking water by optimised coagulation*. Chemical Water and Waste Water Treatment, s.201-208, Orlando, Florida 2004
34. VAN BENSCHOTEN J.E., EDZWALD J.K.: *Chemical aspects of coagulation using aluminum salts –II. Coagulation of fulvic Acid using alum and polyaluminum Chloride*. Water Research (12), s. 1527-1535, 1990/24

CONDITIONS FOR EFFECTIVE COAGULATION - LITERATURE REVIEW

S u m m a r y

The article discusses the influence of the physico-chemical parameters of treated water, and technological progress and outcome of the process of coagulation. It was shown that co-decide about the effects of coagulation: the type and concentration of discharged pollutants, temperature, pH, alkalinity, ionic composition and salinity of the treated water. Very important are also-independent of technological parameters of the process, such as the type and dose of coagulant.

Key words: coagulation, treatment of water