

prof. Maria Świdowska-Bróz
dr Marek Mołczan
dr Andrzej Biłyk

*Politechnika Wrocławska,
Instytut Inżynierii Środowiska*

PORÓWNANIE SKUTECZNOŚCI WYSOKOZASADOWYCH CHLORKÓW POLIGLINU W OCZYSZCZANIU WODY O NISKIEJ TEMPERATURZE

1. Wprowadzenie

Wśród czynników współdecydujących o efektach koagulacji istotna jest temperatura oczyszczanej wody, której nie koryguje się w warunkach technicznych. Wielokrotnie wykazano, że wraz z obniżającą się temperaturą wody zmniejszał się stopień jej oczyszczenia siarczanem glinu [1,2,3]. Spowodowane to jest zmniejszoną szybkością hydrolizy glinu, gorszymi warunkami flokulacji powodującymi powstawanie mniejszych kłaczków oraz wzrostem lepkości wody zmniejszającym prędkość sedymentacji zawiesin pokoagulacyjnych [4,5]. Wykazano także, że z wody o niskiej temperaturze gorzej usuwane są niskocząsteczkowe frakcje zanieczyszczeń organicznych [5,6]. W związku z powyższym, do uzyskania zadowalających efektów oczyszczania wody siarczanem glinu w okresie zimowym wymagane są większe jego dawki, wydłużony czas flokulacji, a niekiedy również zwiększenie stężenia jonów H^+ w oczyszczanej wodzie.

Minimalizację skali tego problemu zapewnia zastąpienie siarczanu glinu koagulantami glinowymi wstępnie zhydrolizowanymi charakteryzującymi się mniejszą wrażliwością na niską temperaturę wody [4,7]. W przypadku zastosowania tych ostatnich koagulantów, w oczyszczanej wodzie hydrolizuje tylko glin niezhydrolizowany wstępnie, którego ilość zmniejsza się wraz ze zwiększającą się zasadowością chlorków poliglinu. Ponadto polikationowe produkty wstępnej hydrolizy zapewniają skuteczniejszą destabilizację koloidów o ujemnym potencjale elektrokinetycznym, a ich polimeryczna struktura powoduje, że wykazują właściwości aglomerujące poprawiające efekty flokulacji [8]. Celem badań, których wyniki omówiono w artykule było określenie i porównanie skuteczności chlorków poliglinu o zasadowości 70-90% w oczyszczaniu wody powierzchniowej o temperaturze 5°C.

Tabela 1. Wartości¹⁾ badanych wskaźników jakości wody surowej

Etap badań	Temp.	pH	Zas. M	Mętność (M)	Utlenialność (Utl.)	Barwa (B)	Barwa* (B*)	UV ₂₅₄	OWO	RWO	CO ₂ agr	Glin
-	°C	-	val/m ³	NTU	gO ₂ /m ³	gPt/m ³	gPt/m ³	m ⁻¹	gC/m ³	gC/m ³	gCO ₂ /m ³	gAl/m ³
I	5	7,90	2,6	4,0	7,4	26,8	17,2	16,2	6,28	5,91	0,0	0,000
II	5	7,86	2,5	5,3	8,0	28,2	18,7	16,8	6,62	6,22	0,0	0,000
III	5	7,80	2,6	5,8	7,8	32,1	18,9	16,8	6,26	6,06	0,0	0,000

B - barwa wody przesączonej przez średni sącdek
 B* - barwa wody przesączonej przez filtr membranowy 0,45µm
¹⁾ - wartości średnie z trzech niezależnych pomiarów

Tabela 2. Charakterystyka badanych koagulantów, zgodnie danymi producentów

Koagulant		Glin (Al ³⁺)	Chlorki (Cl ⁻)	Zasadowość	pH	Gęstość, 20°C	Temperatura krzepnięcia	Modyfikatory
-		%	%	%	-	g/dm ³	°C	-
K1	PAX XL1905	6,0 ± 0,3	5,0 ± 1,0	85 ± 5	3,6 ± 0,4	1150 ± 50	~ -15	-
K2	PAX XL 19F	8,5 ± 0,3	5,5 ± 0,5	90 ± 5	4,0 ± 0,5	1220 ± 20	~ -20	-
K3	PAX XL3	5,3 ± 0,3	13,0 ± 2	70 ± 5	2,5 ± 0,5	1240 ± 20	~ -15	jony Na ⁺
K4	PAX XL19	12,5 ± 0,3	9,0 ± 2	85 ± 5	3,5 ± 0,4	1350 ± 40	~ -20	-
K5	Flokor 1,2A	11,1 ± 0,4	5,9 ± 0,2	85 ± 10	4,5 ± 0,05	1300 ± 0,01	~ -5	-
K6	Flokor 1ASW	8,0 - 10,0	4,7 - 5,2	70 - 90	3,9 - 4,2	1250	~ -5	-

2. Zakres i metodyka badań

Przedmiotem badań była woda powierzchniowa. Wartości badanych wskaźników jej składu fizyczno-chemicznego (średnie z trzech pomiarów, poza pH) podano w tabeli 1. W badaniach określono skuteczność sześciu wstępnie zhydrolizowanych chlorków poliglinu, których charakterystykę zamieszczono w tabeli 2.

Przed przystąpieniem do badań wodę termostatowano w temperaturze 5°C. Testy koagulacji objętościowej prowadzono stosując czas szybkiego 2 minuty (150 obr./min), a fazy flokulacji 20 minut (20 obr./min). Po koagulacji próbki wody poddawano 2h. sedymentacji zapewniając ich temperaturę równą ok. 5°C. Korektę pH wody przed koagulacją prowadzono 0,1n HCl lub 0,1n NaOH. W celu ustalenia wpływu parametrów technologicznych procesu koagulacji na efekty usuwania zanieczyszczeń, badania prowadzono w trzech etapach. W kolejnych etapach określano wpływ:

- rodzaju i dawki koagulantu – zmieniającej się w zakresie od ok. 1,0 do ok. 6,0 gAl/m³ (etap I),
- wartości pH oczyszczanej wody – korygowanej w przedziale 6,04-9,5 (etap II),
- dawki koagulantów stosowanej do oczyszczania wody o pH=6,8 (etap III).

Analizy składu fizyczno-chemicznego wody surowej, po korekcie pH oraz po koagulacji i 2h. sedymentacji wykonywano zgodnie z obowiązującymi normami. W omówieniu wyników badań stosowano zapisy koagulantów: K1, K2, K3, K4, K5, K6 zgodnie z tabelą 2. Efekty oczyszczania uzyskane w wyniku korekty pH, koagulacji i 2h. sedymentacji traktowano łącznie jako skuteczność koagulacji i w odniesieniu do wody surowej.

3. Omówienie wyników badań

W ocenie skuteczności koagulantów jako kryterium skutecznego oczyszczenia wody przyjęto zmniejszenie wskaźników jakości wody do wartości: $M \leq 1$ NTU, $B \leq 15$ gPt/m³, Utl. ≤ 5 gO²/m³, OWO ≤ 5 gC/m³ oraz stężenie glinu pozostałego $\leq 0,2$ gAl/m³, tj. dopuszczalnych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi [9].

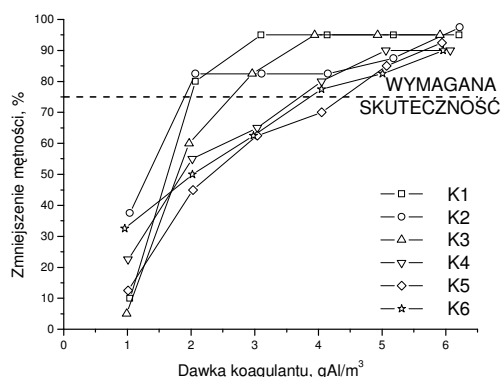
3.1. Jakość wody surowej

Badana woda charakteryzowała się ponadnormatywnymi wartościami M, B, Utl. i stężenia OWO, nie zawierała agresywnego CO₂ oraz glinu. Analiza wyników badań podanych w tabe-

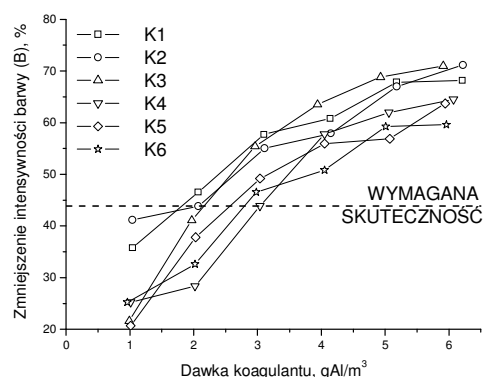
li 1 wskazuje, że o poziomie jej zanieczyszczenia organicznego decydowały głównie rozpuszczone substancje organiczne (RWO/OWO=94,0-96,8%). Duży był również udział substancji rozpuszczonych decydujących o intensywności barwy ($B^*/B=59-66\%$). Powyższe cechy wody, jej niska temperatura, relatywnie mała mętność oraz wartość absorbancji właściwej ($SUVA=UV_{254}/RWO$) wynosząca 2,70-2,77 $m^3/gC\cdot m$ wskazywały na małą podatność wody na oczyszczanie w procesie koagulacji.

3.2. Skuteczność koagulacji w oczyszczaniu wody o naturalnym odczynie (pH=7,9)

Bez względu na rodzaj koagulantu, efekty zmniejszenia wartości badanych wskaźników (M, Utl., B, B^* i UV_{254}) zwiększały się wraz ze wzrastającą dawką wszystkich koagulantów, czego należało się spodziewać. Różnice w skuteczności koagulantów generalnie były małe, niemniej jednak koagulanty K1, K2 i K3 w większym stopniu niż pozostałe usuwały substancje powodujące mętność i barwę wody (rys. 1 i 2).



Rys. 1. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na skuteczność zmniejszania mętności



Rys. 2. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na skuteczność zmniejszania barwy

Wszystkie testowane koagulanty spowodowały najgorsze efekty usuwania substancji organicznych mierzonych jako utlenialność. Największy stopień obniżenia wartości tego wskaźnika wynosił 56,76% (K1, K2), podczas gdy maksymalne skuteczności zmniejszenia mętności, intensywności barwy oraz rozpuszczonych substancji barwnych i organicznych absorbujących promieniowanie UV wynosiły odpowiednio: 97,5%(K2), 71,0%(K2, K3), 82,6%(K1) i 71%(K1).

Biorąc pod uwagę dawki koagulantów zapewniające jednocześnie wymagane zmniejszenie mętności, intensywności barwy i utlenialności (tab. 3), to przydatność koagulantów zmniejszała się zgodnie z szeregiem:

$$K3 > K1 \approx K2 > K4 \approx K6 > K5.$$

Zmniejszenia wartości wskaźników jakości wody tymi dawkami nie były takie same. Uwzględniając wartości współczynników wykorzystania koagulantów (WWK= zmniejszenie wskaźnika/dawka), to ich skuteczność z uwagi na zmniejszenie M, B i Utl. zmniejszała się następująco:

M (NTU/gAl): $K2(1,594) > K1(1,564) > K3(1,115) > K4(0,790) > K6(0,765) > K5(0,671)$,

B (gPt/gAl): $K1(6,039) > K2(5,700) > K3(5,034) > K5(4,342) > K6(4,195) > K4(3,882)$,

Utl. (gO₂/gAl): $K2(0,900) > K4(0,888) > K3(0,878) > K5(0,822) > K6(0,790) > K1(0,744)$.

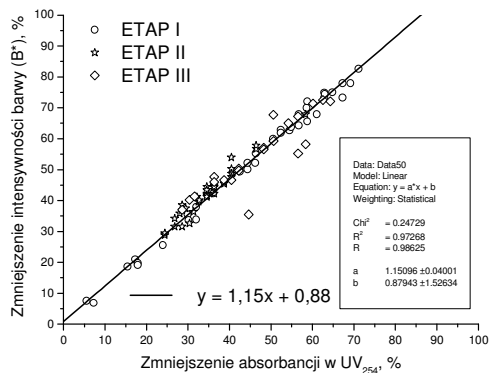
Różna kolejność koagulantów w przedstawionych szeregach wskazuje, że skuteczności koagulantów w usuwaniu zanieczyszczeń powodujących mętność, barwę (B) i utlenialność nie były takie same.

Tabela 3 Porównanie dawek koagulantów (gAl/m³) zapewniających wymagane efekty oczyszczania wody (M ≤1 NTU, B ≤15 gPt/m³, Utl. ≤5 gO₂/m³, OWO ≤5 gC/m³)

Koagulant	Dawki zapewniające wymagane zmniejszenie:							
	Mętności		Barwy (B)		Utlenialności		Stężenia OWO	
	1	2	1	2	1	2	1	2
K1	2,07 (80,0)	2,07 (86,2)	2,07 (46,6)	2,07 (56,7)	3,10 (32,4)	2,07 (41,0)	–	2,07 (24,6)
K2	2,07 (82,5)	1,97 (86,2)	2,07 (44,0)	1,97 (60,1)	3,11 (37,8)	1,97 (35,9)	–	1,97 (22,0)
K3	2,96 (82,5)	2,50 (86,2)	2,96 (55,6)	2,50 (56,4)	2,96 (35,1)	2,50 (35,9)	–	2,50 (25,4)
K4	4,05 (80,0)	2,02 (82,8)	3,04 (44,0)	2,02 (53,6)	3,04 (36,5)	2,53 (41,0)	–	2,53 (27,0)
K5	5,07 (85,0)	3,04 (86,2)	3,04 (49,2)	2,46 (56,4)	3,04 (33,8)	2,46 (37,2)	–	2,46 (25,6)
K6	4,05 (77,5)	2,50 (82,8)	2,98 (46,6)	2,50 (56,4)	4,05 (43,2)	2,50 (38,5)	–	2,02 (21,1)

1 - etap I, pH=7,9; 2 – etap III, pH=6,8
W nawiasach podano stopień zmniejszenia wartości wskaźnika (%)

Stopień usuwania rozpuszczonych substancji barwnych oraz organicznych absorbujących promieniowanie UV był także wprost proporcjonalny do dawek testowanych koagulantów. Właściwe porównanie przydatności koagulantów w zmniejszaniu wartości B* i UV₂₅₄ praktycznie nie było możliwe z uwagi na małe różnice w skuteczności koagulantów, które dla dawek ≥2,97 gAl/m³ mieściły się w granicach błędu analizy. Bez względu na rodzaj oraz dawkę koagulantu, istniała istotna korelacja między stopniem zmniejszenia B* i UV₂₅₄ (rys. 3).

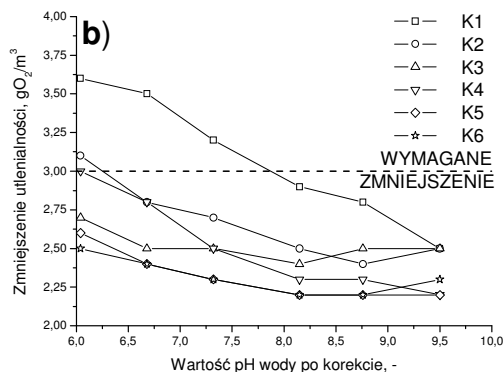
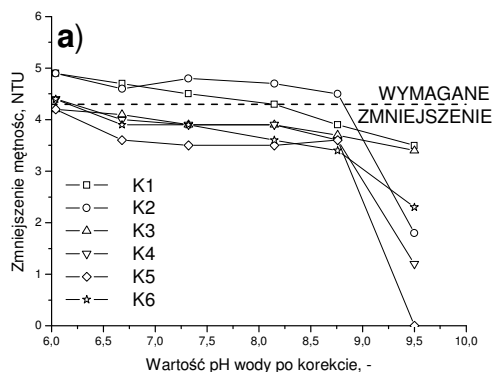


Koagulanty K1, K2, K4, K5 i K6 powodowały bardzo małe zmiany pH wody. Jedynie koagulant K3 zakwaszał wodę ($\Delta\text{pH}=-0,07$ do $-0,36$ jednostki), a efekt ten zwiększał się wraz z rosnącą dawką.

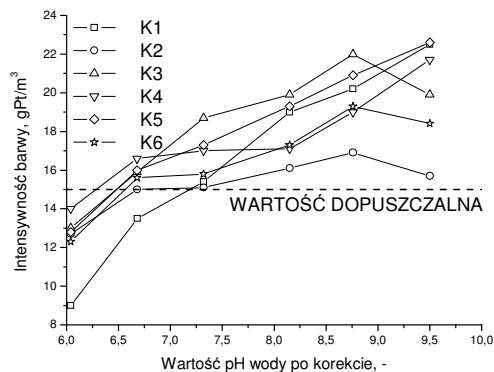
Rys. 3. Zależność między zmniejszeniem barwy (B^*) i absorbancji w nadfiolecie

3.3. Wpływ korekty pH na skuteczność koagulantów

W tym etapie badań dawki koagulantów były zbliżone i mieściły się w zakresie $1,97-2,07 \text{ gAl/m}^3$. Analiza wyników badań wykazała, że wraz ze zmniejszającym się stężeniem jonów H^+ w oczyszczanych próbkach wody malała skuteczność wszystkich badanych koagulantów. Najlepsze efekty oczyszczania wody uzyskano więc poprzedzając koagulację korektą pH do najmniejszej z badanych wartości tj. $\text{pH}=6,04$ (rys. 4 i 5).



Rys. 4. Wpływ korekty pH na zmniejszenie mętności (a) oraz utlenialności (b) wody w wyniku koagulacji i 2h.sedymentacji



Rys. 5. Wpływ korekty pH na barwę wody oczyszczonej

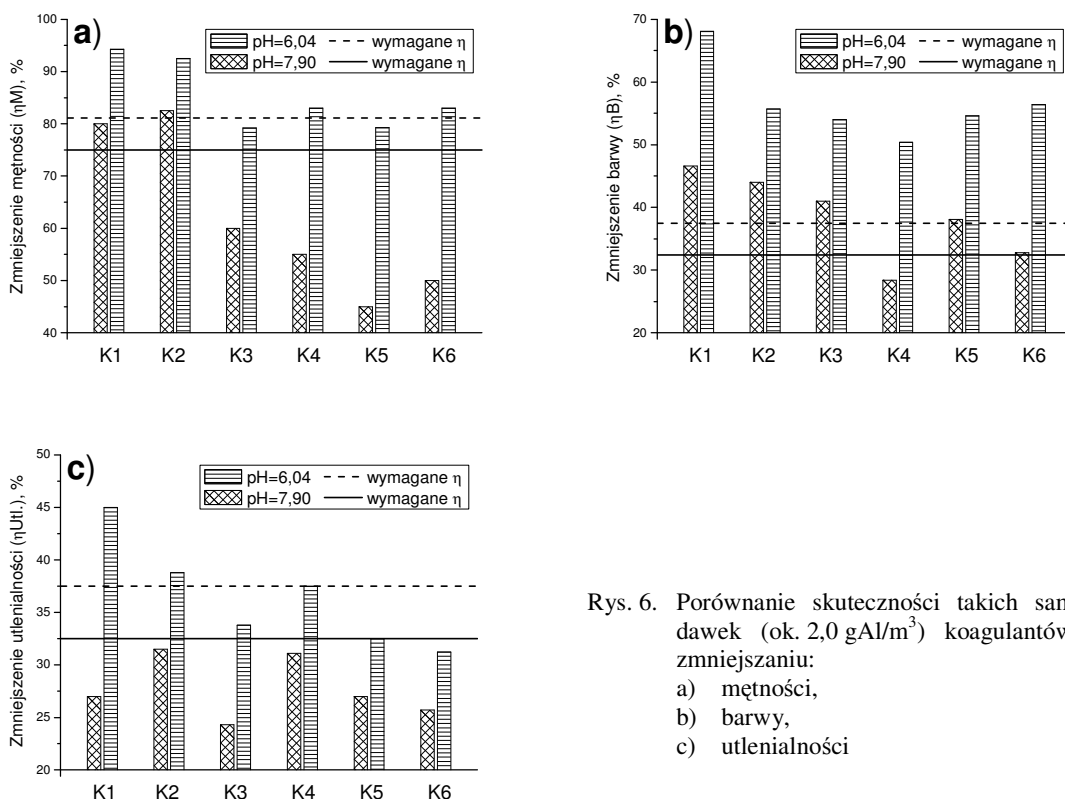
Wpływ alkalizacji wody do pH=8,76 był natomiast odwrotny. O efektach oczyszczania wody o pH=9,5 współdecydowały także dekarbonizacja (świadczy o tym zmniejszenie zas. M o 0,3 do 0,8 val/m³), zwiększony stopień dysocjacji substancji organicznych oraz powstawanie anionowych form glinu. Część powstających cząstek o charakterze bezpostaciowym pozostała w wodzie oczyszczonej zwiększając wyraźnie jej mętność. Wpływ na wartości pozostałych wskaźników jakości wody był mały oraz niejednoznaczny i nie zmienił ogólnej tendencji zmniejszającej się skuteczności koagulantów wraz z alkalizacją wody.

Ocena roli zakwaszenia wody do pH=6,04 wskazuje, że była ona różna w odniesieniu do badanych koagulantów oraz kontrolowanych wskaźników jakości wody. (tab. 4). Zwiększenie stężenia jonów H⁺ w największym stopniu poprawiło efektywność zmniejszania intensywności barwy (B), następnie usuwania substancji powodujących mętność, a w najmniejszym stopniu obniżania utlenialności. W efekcie wszystkie koagulanty, dawkowane w ilości około 2,0 gAl/m³, zmniejszyły barwę (B) wody do mniejszej niż 15 gPt/m³. Wystarczające natomiast obniżenie mętności oraz utlenialności uzyskano stosując odpowiednio koagulanty K1, K2, K4 i K6 oraz K1, K2 i K4.

Tabela 4 Wzrost skuteczności ($\Delta\eta$, %) koagulantów (D= ok. 2,0 gAl/m³) w wyniku obniżenia pH wody z 7,90 do 6,04

Koagulant	$\Delta\eta_M$	$\Delta\eta_B$	$\Delta\eta_{Utl.}$	$\Delta\eta_{UV_{254}}$	$\Delta\eta_{B^*}$
K1	12,5	55,6	18,0	28,0	32,5
K2	10,0	11,6	7,7	10,0	15,8
K3	13,6	12,9	9,4	20,4	18,4
K4	28,0	22,0	6,4	10,2	16,6
K5	34,3	16,6	5,5	8,4	14,9
K6	33,0	23,5	5,6	8,8	9,8

Porównanie efektów zmniejszenia mętności, barwy i utlenialności wody o pH=7,9 i obniżonym do pH=6,04 takimi samymi dawkami koagulantów (ok. 2,0 gAl/m³) (rys. 6) wskazuje na możliwość poprawienia efektywności mniej skutecznych wysokozasadowych chlorków poliglinu w wyniku zakwaszenia wody przed koagulacją. Zmniejszenie wartości pH oczyszczanej wody zwiększyło również stopień obniżenia wartości wskaźnika UV₂₅₄ oraz intensywności barwy (B*) spowodowanej barwnymi substancjami rozpuszczonymi. W całym badanym zakresie pH=6,04-9,5, najskuteczniejsze w usuwaniu rozpuszczonych substancji organicznych absorbujących promieniowanie UV były koagulanty K1 i K2, a bez względu na rodzaj koagulantu najlepsze efekty uzyskano dla pH=6,04. Stopień usuwania rozpuszczonych substancji barwnych korelował ze skutecznością zmniejszenia wartości wskaźnika UV₂₅₄ (rys. 3).

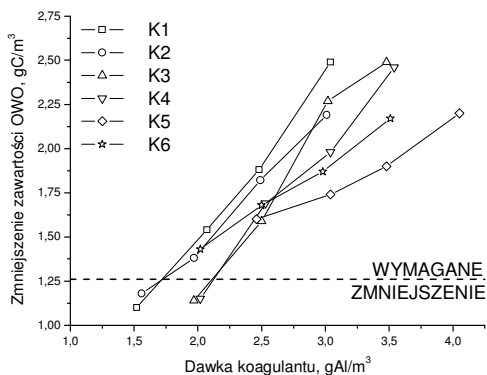


Rys. 6. Porównanie skuteczności takich samych dawek (ok. 2,0 gAl/m³) koagulantów w zmniejszaniu:
 a) mętności,
 b) barwy,
 c) utlenialności

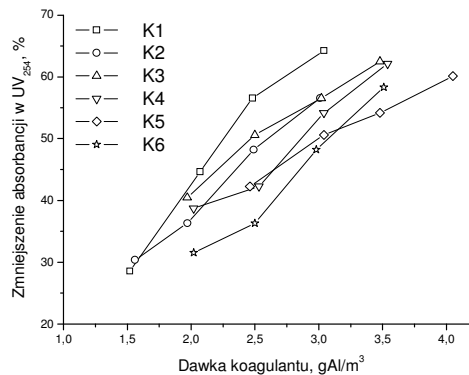
Negatywnym skutkiem zakwaszenia wody przed koagulacją był brak równowagi węglanowej, którą należy przywrócić przed wprowadzeniem wody do systemu dystrybucji. W próbkach wody o wartości pH (przed koagulacją) równych 6,04 i 6,68 oczyszczanych wszystkimi koagulantami obecny był agresywny dwutlenek węgla, którego stężenia wynosiły odpowiednio 25-33 gCO₂/m³ oraz 9-13 gCO₂/m³. Również w wodzie o pH=7,32 po oczyszczaniu koagulantami K3 i K5 stwierdzono stężenie CO_{2agr} wynoszące odpowiednio 6 i 4 gCO₂/m³, a po koagulacji koagulantami K2 i K6 równe 2 gCO₂/m³. Aby ograniczyć intensyfikację agresywności kwasowęglowej wody, w kolejnym etapie badań określano skuteczność koagulantów w oczyszczaniu wody zakwaszonej do pH=6,8.

3.4. Skuteczność koagulantów w oczyszczaniu wody zakwaszonej do pH=6,8

Efekty oczyszczania wody wszystkimi koagulantami, podobnie jak w przypadku wody o naturalnym odczynie (pH=7,9), zwiększały się wraz z rosnącą dawką koagulantów. Dla przykładu, na rysunkach 7 i 8 przedstawiono wpływ dawki koagulantów na zmniejszenie stężenia OWO oraz wartości UV₂₅₄.



Rys. 7. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na zmniejszenie zawartości OWO



Rys. 8. Porównanie skuteczności koagulantów w zmniejszaniu absorpcji w UV₂₅₄

Wystarczające zmniejszenie mętności (do ≤ 1 NTU), intensywności barwy (do ≤ 15 gPt/m³), utlenialności (do $\leq 5,0$ gO₂/m³) i stężenia OWO (do $\leq 5,0$ gC/m³) zapewniły dawki koagulantów podane w tabeli 3. Uwzględniając jednocześnie wartości tych dawek oraz mętność wody oczyszczonej wymaganymi dawkami koagulantów, to efektywność testowanych reagentów w usuwaniu substancji powodujących mętność zmniejszała się następująco:

$$K2 > K1 > K4 > K3 > K6 > K5.$$

Wymagane do skutecznego obniżenia mętności dawki koagulantów K1, K2, K3, K5 i K6 zapewniły również zmniejszenie intensywności barwy (B), utlenialności oraz stężenia OWO do wartości dopuszczalnych. Jedynie w przypadku koagulantu K4, do wystarczającego obniżenia wartości utlenialności niezbędna była dawka większa o 20,2%.

W zakresie dawek $\geq 1,97$ gAl/m³ – zapewniających utlenialność wody oczyszczonej $\leq 5,0$ gO₂/m³ najlepsze efekty zapewnił koagulant K1. Różnice w skuteczności pozostałych koagulantów były małe, co utrudnia właściwe porównanie ich efektywności. Biorąc jednak pod uwagę nieznacznie różniące się wymagane dawki (podane w nawiasach w g Al/m³) to szereg malejącej skuteczności koagulantów jest następujący:

$$K2(1,97) > K1(2,07) > K5(2,46) > K3(2,50) = K6(2,50) > K4(2,53).$$

Jednak większe wartości WWK obliczonych dla dawek stosowanych dla wszystkich koagulantów i wynoszących ok. 2,5 oraz ok. 3,0 gAl/m³, wskazują na większą skuteczność koagulantu K1 niż K2, nie tylko w zmniejszaniu utlenialności ale również stężenia OWO, co potwierdzają także wyniki badań przedstawione na rysunku 7.

Przyjmując jako kryterium przydatności koagulantów ich dawkę zapewniającą zmniejszenie stężenia OWO do $\leq 5,0$ gC/m³, to kolejność koagulantów w podanym poniżej szeregu zmniejsz-

szającej się ich skuteczności wskazuje, że jednak nieznacznie bardziej przydatny był koagulant K2:

$$K2 > K6 > K1 > K5 > K3 > K4.$$

Szereg ten nie obrazuje jednak skuteczności koagulantów w całym zakresie ich dawek.

Różnice między ilością usuniętych ogólnych i rozpuszczonych substancji organicznych były minimalne (do ok. $0,16 \text{ gC/m}^3$), co spowodowane było bardzo dużym udziałem RWO w OWO (96,8%). W rezultacie, w ilości usuniętych ogólnych substancji organicznych RWO stanowiło aż 85,45-100%. W całym badanym zakresie dawek, koagulanty K1, K2 i K3 zapewniły lepsze efekty usuwania rozpuszczonych substancji organicznych absorbujących promieniowanie UV niż pozostałe badane reagenty (rys. 8). Taką samą prawidłowość stwierdzono w odniesieniu do stopnia usuwania rozpuszczonych substancji barwnych.

Jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 3, wszystkie koagulanty dawkowane w ilości $\geq 1,97 \text{ gAl/m}^3$ zmniejszały barwę (B) do wartości $\leq 15 \text{ gPt/m}^3$, a najskuteczniejszy był koagulant K2. Porównanie wartości wymaganych dawek koagulantów oraz barwy wody oczyszczonej tymi koagulantami, a tym samym wartości WWK wskazuje, że skuteczność koagulantów w obniżaniu barwy (B) zmniejszała się w poniższej kolejności:

$$K2 > K1 \approx K4 > K5 > K3 = K6.$$

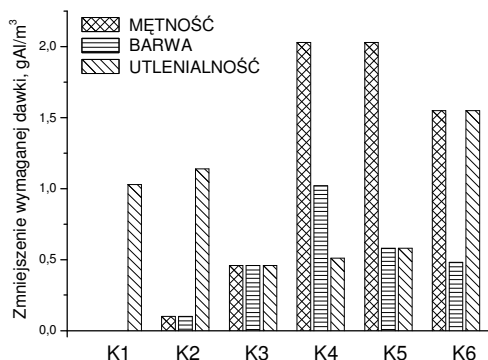
Uwzględniając w ocenie dawki koagulantów wystarczające do wymaganego jednocześnie zmniejszenia stężenia OWO, mętności, barwy i utleniałości to przydatność koagulantów zmniejszała się następująco:

$$K2 > K1 > K3 = K6 \approx K4 > K5.$$

Z uwagi na stężenie glinu pozostałego (Al_p) w oczyszczonych próbkach wody, najbardziej przydatny był koagulant K6 ($\text{Al}_p=0 \text{ gAl/m}^3$), a najmniej koagulant K3 o najmniejszej zasadowości ($\text{Al}_p=0,213 \text{ gAl/m}^3$). W próbkach wody oczyszczonej koagulantami K1, K2, K4, K5 pozostały jedynie śladowe ilości glinu, do $0,007 \text{ gAl/m}^3$. W przypadku koagulantu K3, stężenie glinu pozostałego malało wraz ze zwiększającą się dawką, a maksymalne stężenie (przekraczające wartość dopuszczalną) stwierdzono dla dawki koagulantu $=1,97 \text{ gAl/m}^3$. Należy zaznaczyć, że w wodzie po oczyszczaniu dawką uznaną za optymalną ($2,5 \text{ gAl/m}^3$), stężenie glinu pozostałego wynosiło $0,121 \text{ gAl/m}^3$ i było wyraźnie mniejsze od wartości dopuszczalnej w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi [9].

Z porównania dawek koagulantów wymaganych do uzyskania wystarczającego zmniejszenia mętności, barwy i utleniałości wody o odczynie naturalnym ($\text{pH}=7,9$) oraz skorygowanym do $\text{pH}=6,8$ (tab. 3) wynika, że zakwaszenie wody przed koagulacją zmniejszyło wymagane

dawki koagulantów. Zmniejszenie dawek nie było takie samo w odniesieniu do wszystkich koagulantów oraz uwzględnionych w ocenie wskaźników jakości wody, co przedstawiono na rysunku 9.



Rys. 9. Zmniejszenie wymaganych dawek koagulantów w wyniku zakwaszenia wody przed koagulacją do pH=6,8

Biorąc pod uwagę ilości koagulantów zapewniające jednocześnie wystarczające obniżenie mętności, barwy i utlenialności wody o pH= 7,9 i 6,8, to zakwaszenie wody do pH=6,8 spowodowało następujące zmniejszenie wymaganych dawek koagulantów (gAl/m³):

K1–1,03; K2–1,14; K3–0,46; K4–1,52; K5–2,03; K6–1,55.

Negatywnym skutkiem zakwaszenia wody przed koagulacją był brak równowagi węglanowo-wapniowej. Świadczyła o tym obecność agresywnego dwutlenku węgla w próbkach wody oczyszczonych wszystkimi koagulantami i ich dawkami. Stężenie agresywnego CO₂ wynosiło od 9 do 15 gCO₂/m³ i było największe (13-15 gCO₂/m³) w wodzie po oczyszczaniu koagulantem K3, który powodował największe zużycie zasadowości wody.

4. Wnioski

Analiza wyników badań wykazała, że:

- Pomimo niekorzystnych cech oczyszczanej wody; bardzo niskiej temperatury i małej wartości absorbancji właściwej (SUVA), badane wysokozasadowe chlorki poliglinu zapewniły wymagany stopień zmniejszenia wartości mętności, barwy (B), utlenialności oraz stężenia OWO, a także były skuteczne w usuwaniu rozpuszczonych substancji barwnych i organicznych absorbujących promieniowanie UV.
- Różnice w skuteczności koagulantów były małe, a o efektach oczyszczania wody współdecydowały dawka koagulantu i pH wody przed koagulacją.

- Zwiększenie stężenia jonów H^+ w oczyszczanej wodzie poprawiło efektywność koagulantów i zmniejszyło ich wymagane dawki, lecz intensyfikowało agresywność kwasowęglową wody po koagulacji i 2h. sedymentacji.
- Koagulanty K1, K2 i K3 były bardziej przydatne od pozostałych zarówno w oczyszczaniu wody o naturalnej jak i zmniejszonej wartości pH.
- Woda oczyszczona koagulantem K3 charakteryzowała się największą agresywnością kwasowęglową i zawierała najwięcej glinu pozostałego.

5. Literatura

- [1] Maćkiewicz J., Flokulacja w procesach koagulacji i filtracji wód, PWN, Warszawa 1987.
- [2] Montgomery J.M., Water treatment principles and design, A Wiley and Sons, Inc., Intersci. Public., New York 1985.
- [3] Rak M., Świdarska-Bróz M., On the advantages of using prehydrolysed aluminium coagulants, *Env. Prot. Eng.*, 2001/3-4, s.5.
- [4] Lerch A. i in., The influence of temperature on size and structure of flocs in the hybrid process coagulation/ultrafiltration, *Chemical Water and Wastewater Treatment*, IWA Publishing, London 2004, s.265.
- [5] Van Benschoten J.E., Edzwald J.K., Chemical aspects of coagulation using aluminum salts- I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride, *Wat. Res.*, 1990/12, s.1519.
- [6] Tuhkanen T. i in., Removal of different size fractions of natural organic matter in drinking water by optimised coagulation, *Chemical Water and Wastewater Treatment*, IWA Publishing, London 2004, s.201.
- [7] Rak M., Wpływ alkaliczności koagulantów glinowych na ich skuteczność oraz agresywność kwasowęglową wody po koagulacji, Praca doktorska I-15, PWr., Wrocław 2001.
- [8] Matsui Y. i in., Dynamic analysis of coagulation with alum and PACl, *JAWWA*, 1998/10, s.96.
- [9] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 29 marca 2007r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. nr 61, poz. 417.