



Podczyszczanie ścieków organicznych metodą koagulacji siarczanem glinu

Barbara Kościelnik, Aleksandra Kowalska
Politechnika Koszalińska

1. Wstęp

Warunki jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego określa Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 grudnia 2014 roku (Rozporządzenie). Wprowadzone do wód lub do ziemi ścieki nie powinny wywoływać żadnych zmian chemicznych, fizycznych oraz biologicznych. Każda powyższa zmiana utrudniłaby lub uniemożliwiłaby prawidłową pracę odbiornika, przez co nie zostałyby spełnione określone wymagania jakościowe zgodne z ich użytkowaniem.

Wymagany efekt oczyszczania ścieków, nazywany także stopniem oczyszczania lub sprawnością działania oczyszczalni ścieków, jest wynikiem obecności zanieczyszczeń w ściekach doprowadzanych do oczyszczalni oraz związany jest z warunkami jakie powinny spełniać ścieki oczyszczone wprowadzane do odbiornika. Obowiązujące przepisy prawne określają więc, jaka powinna być jakość ścieków odprowadzanych do odbiornika (Puchlik i in. 2016).

W technologii oczyszczania ścieków, w tym także ścieków technologicznych, wykorzystuje się metody fizyczne, fizykochemiczne, chemiczne i biologiczne. Procesy fizyczne i fizykochemiczne, np. usuwanie barwników ze ścieków przemysłu włókienniczego, są efektywne, lecz bardzo kosztowne (Kyzioł-Komosińska i in. 2011). Jedną z metod chemicznych podczyszczania ścieków jest proces koagulacji. Zapewnienie optymalnych parametrów technologicznych przebiegu procesu koagulacji (rodzaju i dawki koagulantu) umożliwia częściowe usunięcie rozpusz-

czonych domieszek/zanieczyszczeń z wody oraz minimalizację niepożądaných skutków procesu koagulacji. Efektem skutecznej koagulacji oprócz zmniejszenia mętności i intensywności barwy jest również zmniejszenie ilości prekursorów ubocznych produktów dezynfekcji i utleniania chemicznego, mikrozanieczyszczeń takich jak WWA, DDT, metali ciężkich, a także bakterii i wirusów (Krupińska & Konkol 2015).

Dynamicznie rozwijający się przemysł wodochłonny, wzrastające zużycie wody na cele bytowo-gospodarcze stanowią zagrożenie wyczerpania zasobów wód. Coraz wyższe ceny za wodę skłaniają wielu przedsiębiorców do zastosowania najprostszego i najbardziej ekonomicznego systemu zaopatrywania w wodę, czyli „systemu zamkniętego”. Działanie systemu polega na wykorzystaniu zużytej wody po jej uprzednim oczyszczeniu. Coraz więcej zakładów przemysłowych stosuje obiegi zamknięte, w których do pobranej wody dostarcza się niewielkie ilości uzupełniające. Takie rozwiązania są bardzo korzystne dla całego ekosystemu, gdyż nie naruszają zasobów wody i nie powodują ich zanieczyszczenia ściekami (Królikowski i in. 1991, Królikowski 1994, Królikowski 1993, Królikowski 1990, Magrel 2000).

Do podczyszczania ścieków zawierających substancje szkodliwe jak np. kleje organiczne można stosować różne metody. Jedną z nich jest proces pogłębionego chemicznego utleniania (AOPs – Advanced Oxidation Processes) za pomocą odczynnika Fentona (Piaskowski & Świderska-Dąbrowska 2006). Proces polega na chemicznym rozkładzie trudno lub niebiodegradowalnych związków zawartych w ściekach do prostszych form, wykazujących podatność na biodegradację. Z tego względu metody AOPs znalazły szerokie zastosowanie do podczyszczania ścieków przemysłowych z produkcji klejów mocznikowych, pestycydów, ścieków włókienniczych, pofarbiarskich. Do dalszej degradacji ścieków Autorzy prowadzili biologiczne doczyszczanie ścieków osadem czynnym metodą przesiewową (Piaskowski & Świderska-Dąbrowska 2006).

Układ technologiczny podczyszczania ścieków z produkcji paneli wytwarzanych z udziałem klejów na bazie żywic mocznikowo-formaldehydowych zaproponowali Żak i inni (Żak i in. 2005). Ścieki podczyszczano w dwóch etapach: proces koagulacji z udziałem koagulantu PIX 113. Po koagulacji podawano 1,0% roztwór flokulanta (PRA-ESTOL 862 BC), w ilościach umożliwiających wytworzenie flokuł podatnych na flotację chemiczną. Drugi etap pomocą polegał na chemicz-

nym utlenieniu za pomocą 30% roztworu nadtlenu wodoru o stężeniu 8,0-15,0 kg H_2O_2/m^3 . Przyjęcie dwustopniowego podczyszczania ścieków według Żaka i innych (Żak i in. 2005) pozwoliło na uzyskanie redukcji wskaźników zanieczyszczeń na poziomie umożliwiającym dalsze bezkolizyjne oczyszczanie metodami biologicznymi, których efektywność była przedmiotem badań Maleja (Malej & Hołubowicz 1996, Malej 1997a, Malej 1997b).

Na podstawie wielu lat badań prowadzonych w Zakładzie Techniki Wodno-Ściekowej i Utylizacji Odpadów Politechniki Koszalińskiej, zaproponowano układ technologiczny podczyszczania ścieków poprodukcyjnych w procesach mechanicznych i fizykochemicznych (Juraszka & Piecuch 2008a, Juraszka & Piecuch 2008b, Juraszka & Piecuch 2007).

W pracy poddano ocenie wyniki badań jednego węzła układu technologicznego podczyszczania ścieków przemysłowych zawierających kleje organiczne, za pomocą koagulacji siarczanem glinu $Al_2(SO_4)_3$. Wyniki badań podczyszczania ścieków klejowych metodą koagulacji z zastosowaniem innych odczynników oraz wyniki badań doczyszczania ścieków w kolejnych węzłach zaproponowanego układu technologicznego opublikowano w pracach (Juraszka & Piecuch 2008a, Juraszka & Piecuch 2008b, Juraszka & Piecuch 2007).

2. Metodyka badań

Badaniami objęto ścieki powstające w wyniku mycia i płukania instalacji klejowych, nazywane dalej ściekami klejowymi. W celu przeprowadzenia dokładnej analizy, ścieki z istniejącego przedsiębiorstwa pobierano w różnych dniach pracy zakładu. Przedstawiony powyżej sposób poboru prób umożliwił pobranie ścieków o różnych ładunkach zanieczyszczeń. Ścieki przewożono w karnistrach i przechowywano w warunkach laboratoryjnych. Głównymi składnikami ścieków były resztki kleju dyspersyjnego oraz utwardzacza, zawierające m.in.: polioctan i kopolimer winylu, chlorek glinu oraz azotan glinu. Charakteryzowały się one wysoką lepkością oraz mleczną barwą.

W tabeli 1 przedstawiono charakterystykę ścieków klejowych użytych do badań własnych procesu koagulacji i sedymentacji grawitacyjnej.

Jako parametry zmienne w procesie przyjęto:

x_1 – dawkę koagulantu – D [g/dm^3],

x_2 – czas sedymentacji – t_s [h].

Jako parametry wynikowe oznaczono następujące wskaźniki:

Y_1 – ogólny węgiel organiczny – OWO [$\text{mg C}/\text{dm}^3$],

Y_2 – chemiczne zapotrzebowanie tlenu – $ChZT$ [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$],

Y_3 – ekstrakt eterowy – E_E [mg/dm^3],

Y_4 – zawiesina ogólna – Z_O [mg/dm^3].

Proces koagulacji prowadzono równolegle w 5 kolbach stożkowych o objętości 500 ml, do których dodawano roztwór siarczanu glinu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ w zakresie stężeń od 0,0 do $1,5 \text{ g}/\text{dm}^3$. Ze względu na niski odczyn ścieków (pH 4,18) dodawano $0,2 \text{ g}/\text{dm}^3$ NaOH, w celu korekty odczynu do pH 7,5-8,0. Próby mieszano za pomocą urządzenia zwanego testerem flokulacji ET720. Po dodaniu odczynników ścieki poddawano najpierw szybkiemu mieszaniu przez 1 minutę, a następnie powolnemu mieszaniu przez 20 min przy obrotach 30 min^{-1} .

W pierwszym etapie jako parametr stały przyjęto czas sedymentacji grawitacyjnej wynoszący 2 godziny. Jego wartość stanowiła centralny punkt aproksymacji tego parametru. Jako parametr zmienny przyjęto dawkę koagulantu (x_1), która wynosiła: 0,3; 0,6; 1,0 i $1,5 \text{ g}/\text{dm}^3$.

W kolejnym etapie badań jako parametr stały przyjęto dawkę odczynnika, która wynosiła $0,6 \text{ g}/\text{dm}^3$. Wartość ta była jednocześnie centralnym punktem aproksymacji dla tego parametru. Jako parametr zmienny przyjęto czas sedymentacji grawitacyjnej (x_2), który wynosił 1; 2; 4 i 6 godzin.

Po procesie sedymentacji grawitacyjnej wykonano oznaczenia analityczne badanych wskaźników zanieczyszczeń. Badania przeprowadzono w trzech powtarzalnych seriach, a prezentowane wyniki są średnią arytmetyczną.

W tabeli 1 zostały przedstawione wyniki badań laboratoryjnych dla ścieków surowych z Zakładu DREWEXiM. Podane wyniki stanowiły dane wejściowe w pracach naukowych z użyciem różnego rodzaju koagulantów, tj. w niniejszej pracy oraz w pozostałych opublikowanych źródłach fizykochemicznych (Juraszka & Piecuch 2008a, Juraszka & Piecuch 2008b, Juraszka & Piecuch 2007).

Tabela 1. Wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych pobieranych losowo z Zakładu DREWEXiM

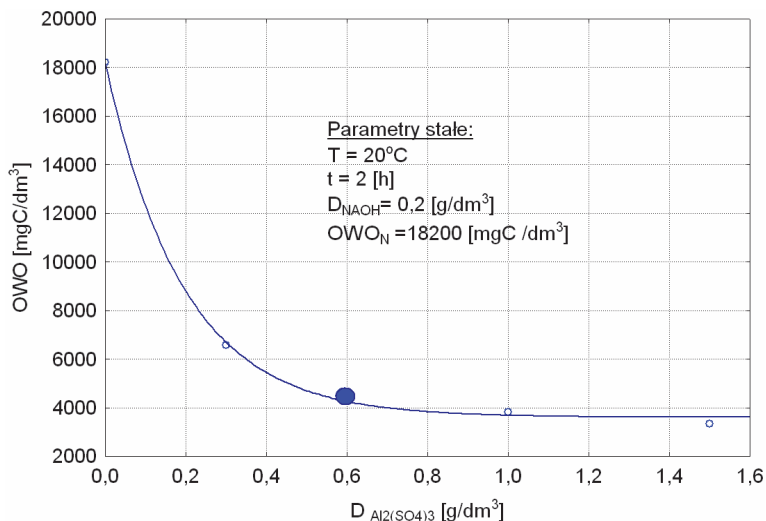
Table 1. Values of pollution indicators of in raw wastewater sampled randomly at the DREWEXiM Company

Wskaźnik	Jednostka	Wartości wskaźników zanieczyszczeń				
Odczyn	pH	4,18	4,25	4,02	4,00	4,40
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	0,9	0,7	0,4	0,7	0,3
ChZT	mg O ₂ /dm ³	45850	32500	28000	31200	56380
Zawiesina ogólna Z _O	mg/dm ³	16570	13980	21670	14600	20580
Ekstrakt eterowy E _E	mg/dm ³	120	185	98	78	112
Ogólny węgiel organiczny OWO	mg C/dm ³	18200	20700	15390	16820	11300
Substancje rozpuszczone S _r	mg/dm ³	6310	4280	7420	5850	6950

3. Wyniki badań i dyskusja

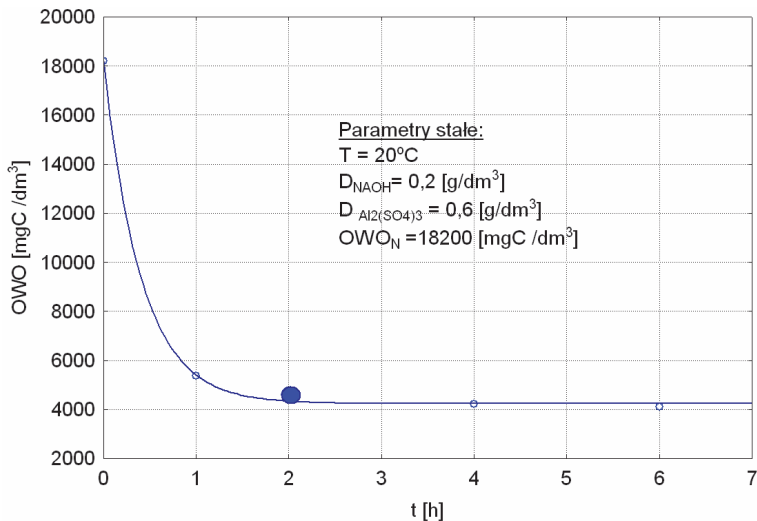
Ogólny węgiel organiczny (OWO). Analiza wyników badań wskazuje, że przy zmianie pierwszej zmiennej niezależnej (x_1), tzn. dawce koagulantu Al₂(SO₄)₃ od 0,00 g/dm³ do 1,5 g/dm³, stężenie OWO obniżyło się z 18200 mg C/dm³ do 3320 mg C/dm³ (dla najwyższej dawki koagulantu), co odpowiada sprawności koagulacji około 81% (rys. 1). Wyniki doświadczeń przedstawione na krzywej wskazują, że wraz ze wzrostem dawki Al₂(SO₄)₃ rośnie stopień usunięcia OWO, a optymalna dawka zastosowanego koagulantu powinna wynosić około 0,6 g/dm³. Na podstawie przebiegu krzywej można stwierdzić, że stosowanie większych dawek koagulantu nie zmieni w sposób znaczący stężenia OWO w wodzie osadowej po koagulacji i sedymentacji.

Przy zmianie drugiej zmiennej niezależnej (x_2), tj. czasu sedymentacji od 0 do 6 h stężenie OWO obniżyło się z 18200 mg C/dm³ do 4110 mg C/dm³. Analiza wyników badań pozwala stwierdzić, że wraz ze wzrostem czasu sedymentacji grawitacyjnej maleje wartość wskaźnika OWO w cieczy nadosadowej (rys. 2). W tym przypadku optymalny czas sedymentacji wyniósł $t = 2$ h. Wydłużanie czasu sedymentacji powyżej dwóch godzin nie miała znaczącego wpływu na stężenie OWO w cieczy nadosadowej.



Rys. 1. Wpływ dawki $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na stężenie węgla organicznego OWO w cieczy nadosadowej

Fig. 1. Influence of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ dose on total organic carbon TOC concentration in wastewater after coagulation



Rys. 2. Wpływ czasu sedymentacji t_s na wartość węgla organicznego OWO w cieczy nadosadowej

Fig. 2. Influence of sedimentation time t_s on organic carbon TOC value in wastewater after coagulation

Równanie aproksymacyjne po pierwszym i drugim stopniu, wyznaczone na podstawie wyników badań, ma następującą postać:

$$OWO(D, t_s) = \exp(9,59 - 5,17 \cdot D) + \exp(9,54 - 2,47 \cdot t_s) - 3823 \quad (1)$$

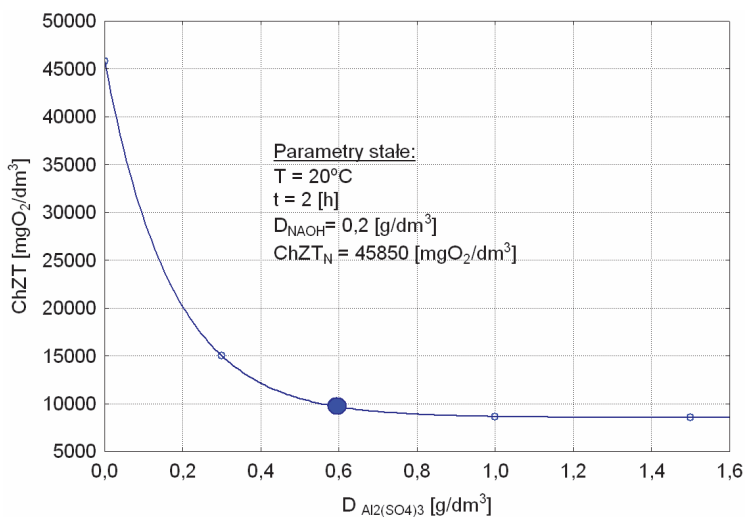
gdzie:

OWO – ogólny węgiel organiczny [mg C/dm^3],

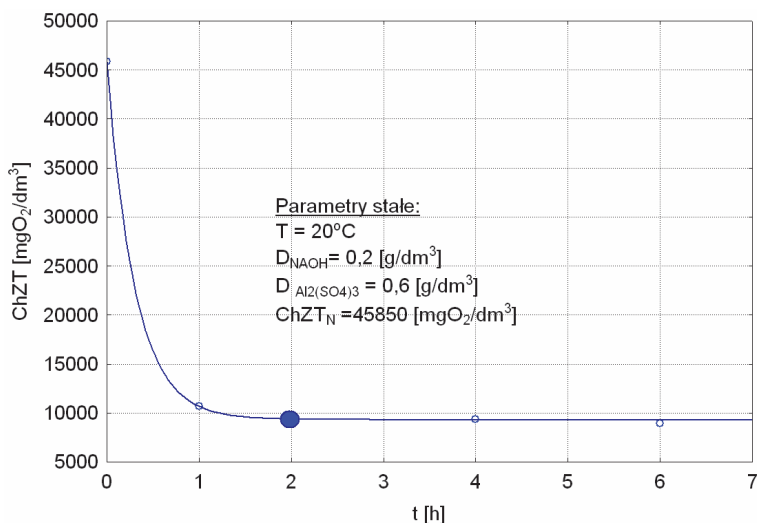
D – dawka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [g/dm^3],

t_s – czas sedymentacji [h].

Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT). Analiza wyników badań (rys. 3) wskazuje, że po zmianie dawki koagulantu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ do $1,5 \text{ g/dm}^3$, przy czasie sedymentacji t wynoszącym 2h wartość $ChZT$ obniżyła się z $45850 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ do $8510 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, czyli o 81%. Wraz ze wzrostem czasu sedymentacji grawitacyjnej maleje stężenie związków organicznych mierzonych wskaźnikiem $ChZT$ w cieczy nadosadowej (rys. 4). Zaobserwowano największy spadek wskaźnika $ChZT$ w czasie pierwszej godziny sedymentacji. Mechanizm przyczynowo-skutkowy przebiegu wykresu 4 można tłumaczyć tym, że zdecydowanie większość cząstek stałych (zawiesin) sedymentuje w pierwszej godzinie, a z tym łączy się właśnie obniżenie wartości wskaźnika $ChZT$.



Rys. 3. Wpływ dawki $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na wartość $ChZT$ w cieczy nadosadowej
Fig. 3. Influence of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ dose on COD value in wastewater after coagulation



Rys. 4. Wpływ czasu sedymentacji t_s na wartość $ChZT$ w cieczy nadosadowej po koagulacji

Fig. 4. Influence of sedimentation time t_s on COD value in wastewater after coagulation

Równanie aproksymacyjne po pierwszym i drugim stopniu ma postać:

$$ChZT(D, t_s) = \exp(10,53 - 5,84 \cdot D) + \exp(1010,51 - 3,29 \cdot t_s) + 2504 \quad (2)$$

gdzie:

$ChZT$ – chemiczne zapotrzebowanie na tlen [mg O₂/dm³],

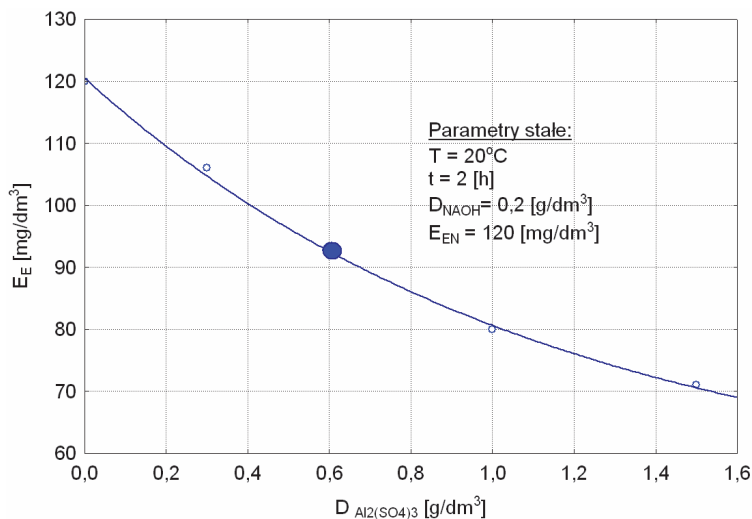
D – dawka Al₂(SO₄)₃·18H₂O [g/dm³],

t_s – czas sedymentacji [h].

Ekstrakt eterowy (E_E). Przy zmianie pierwszej zmiennej niezależnej (x_1), tj. dawce koagulantu Al₂(SO₄)₃ w przedziale od 0,00 g/dm³ do 1,5 g/dm³ oraz przy czasie sedymentacji t wynoszącym 2h wartość E_E obniżyła się z 120 mg/dm³ do 71 mg/dm³ – (dla największej dawki koagulantu), co odpowiada sprawności około 41% (rys. 5).

Znajduje to potwierdzenie w literaturze, gdyż koagulant powoduje powstawanie kłaczków o dużej powierzchni właściwej, na której adsorbują się substancje ekstrahujące eterem naftowym (Anielak 2000, Kowal & Świdorska-Bróz 1997).

Przy zmianie drugiej zmiennej niezależnej (x_2), tj. czasu sedymentacji w przedziale od 0 do 6 godzin wartość E_E obniżyła się z wartości 120 mg/dm^3 do 84 mg/dm^3 po 6 godzinach sedymentacji. Ze wzrostem czasu sedymentacji grawitacyjnej maleje wartość wskaźnika E_E w cieczy nadosadowej. Przy czym wyraźne obniżenie się tej wartości odnotowano po 2,5 godzinnym czasie sedymentacji (rys. 6).



Rys. 5. Wpływ dawki $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na stężenie ekstraktu eterowego E_E w cieczy nadosadowej po koagulacji

Fig. 5. Influence of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ dose on ether extract E_E value in wastewater after coagulation

Równanie aproksymacyjne po pierwszym i drugim stopniu, wyznaczone na podstawie wyników badań, przyjęło następującą postać:

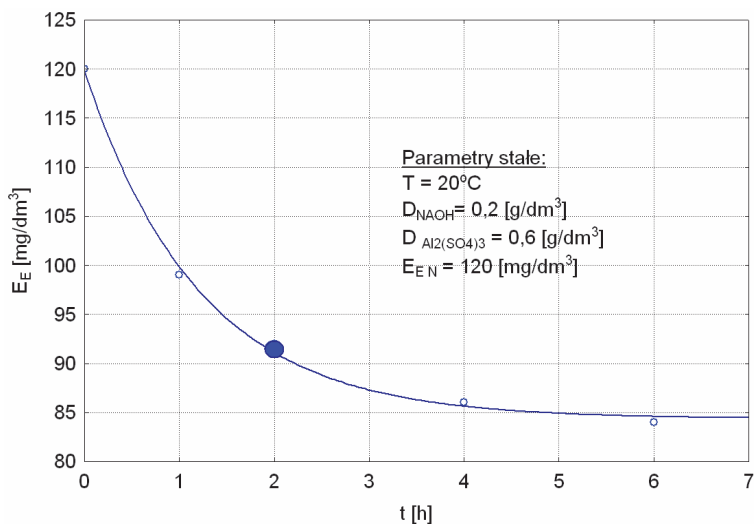
$$E_E(D, t_s) = \exp(4,22 - 0,88 \cdot D) + \exp(3,57 - 0,83 \cdot t_s) - 79 \quad (3)$$

gdzie:

E_E – parametr wynikowy – ekstrakt eterowy [mg/dm^3],

D – dawka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [g/dm^3],

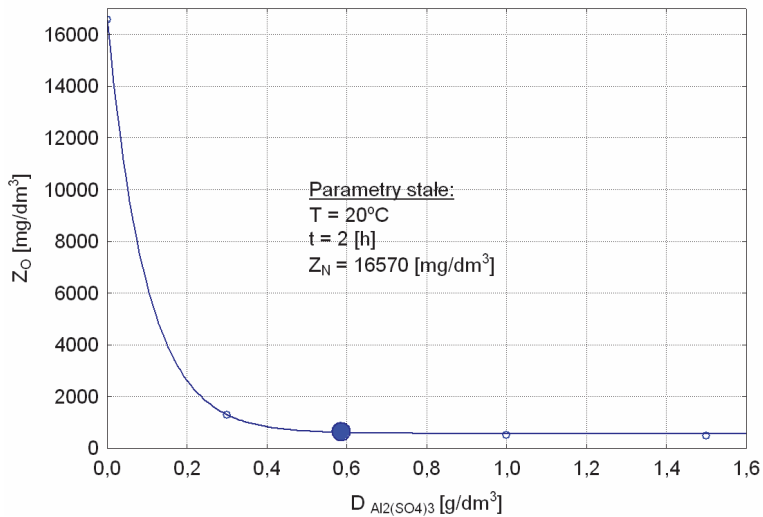
t_s – czas sedymentacji [h].



Rys. 6. Wpływ czasu sedymentacji t_S na stężenie substancji ekstrahujących się eterem E_E w cieczy nadosadowej po koagulacji

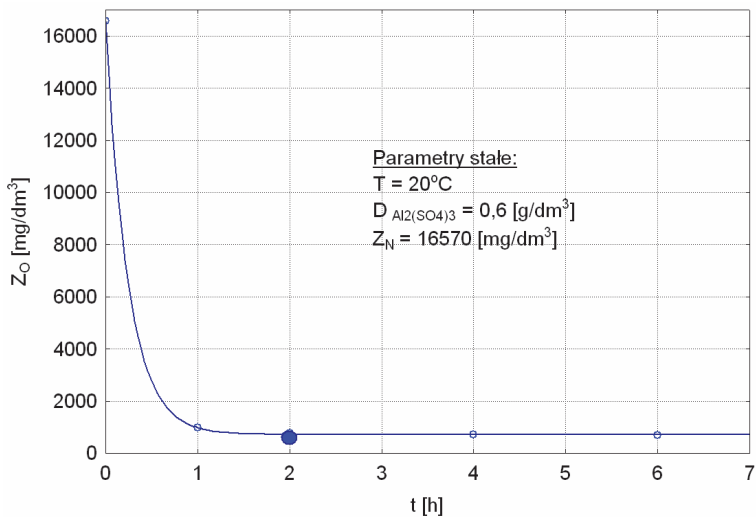
Fig. 6. Influence of sedimentation time t_S on ether extract E_E value in wastewater after coagulation

Zawiesina ogólna (Z_O). Analiza wyników badań wskazuje, że przy zmianie pierwszej zmiennej niezależnej (x_1), tj. dawce koagulantu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ w przedziale od $0,00 \text{ g/dm}^3$ do $1,5 \text{ g/dm}^3$, wartość Z_O obniżyła się z 16570 mg/dm^3 do 500 mg/dm^3 (dla największej dawki koagulantu) (rys. 7). Stanowi to obniżkę rozpatrywanego parametru zmiennego wynikowego o 95,4%. Mechanizm przyczynowo-skutkowy tego przebiegu tłumaczy się tym, że w zakresie odczynu pH 5,5-7,5 wodorotlenek glinowy jest praktycznie nierozpuszczalny. W zakresie niskich wartości pH cząstki koloidu są obdarzone ładunkiem dodatnim, który nadają im kationy Al^{+3} i mogą wówczas destabilizować ujemnie naładowane koloidy powodujące mętność i barwę. Proces ten prowadzi do wytworzenia łatwo opadających kłaczków (Anielak 2000, Kowal & Świdarska-Bróż 1997). Przy zmianie drugiej zmiennej niezależnej (x_2), tzn. czasu sedymentacji w przedziale od 0 do 6 godzin wartość Z_O obniżyła się z wartości 16570 mg/dm^3 do 680 mg/dm^3 . Z analizy przebiegu krzywej wynika, że w przypadku tego wskaźnika czas sedymentacji wynoszący 1 h okazał się wystarczający (rys. 8).



Rys.7. Wpływ dawki $Al_2(SO_4)_3$ na stężenie zawiesiny ogólnej w cieczy nadosadowej Z_0

Fig. 7. Influence $Al_2(SO_4)_3$ dose on total suspension Z_0 value in wastewater after coagulation



Rys. 8. Wpływ czasu sedymentacji grawitacyjnej t_s na stężenie zawiesiny ogólnej w cieczy nadosadowej Z_0 po koagulacji

Fig. 8. Influence of sedimentation time t_s on total suspension Z_0 value in wastewater after coagulation

Równanie po aproksymacji na pierwszym i drugim stopniu przyjmie postać:

$$Z_O(D, t_s) = \exp(9,68 - 10,28 \cdot D) + \exp(99,67 - 4,09 \cdot t_s) - 53,32 \quad (4)$$

gdzie:

Z_O – parametr wynikowy – zawiesina ogólna [mg/dm^3],

D – dawka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [g/dm^3],

t_s – czas sedymentacji [h].

4. Wnioski

Podczyszczanie ścieków klejowych w procesie koagulacji siarczanem glinu umożliwi zmniejszenia stężenia badanych wskaźników zanieczyszczeń, ale wymaga doczyszczenia ścieków w kolejnych węzłach technologicznych, tj. w procesie filtracji grawitacyjnej oraz sorpcji.

Wykonane badania pozwoliły ustalić optymalne warunki procesu, tj. dawkę koagulantu $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ – $0,6 \text{ g}/\text{dm}^3$, czas sedymentacji $t_s = 2$ godziny, dla których odnotowano następującą obniżkę stężenia badanych wskaźników zanieczyszczeń: 77% ogólnego węgla organicznego (dla początkowej wartości $18200 \text{ mg C}/\text{dm}^3$), 80% substancji organicznych wyrażonych *ChZT* (dla stężenia początkowego $45850 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$), 20% substancji ekstrahujących się eterem (dla stężenia początkowego $120 \text{ mg}/\text{dm}^3$), 95% zawiesiny ogólnej (dla początkowej wartości $16570 \text{ mg}/\text{dm}^3$) oraz stężenia glinu o 67%.

Można również zaobserwować, że większa dawka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ nie zmienia w sposób istotny stężenia parametrów wynikowych pozostających w ściekach po procesie koagulacji.

Podobne stwierdzenie można odnieść do czasu sedymentacji. Wydłużanie czasu sedymentacji powyżej 2 godzin nie wpłynie znacząco na badane wskaźniki zanieczyszczeń.

Literatura

Anielak, A.M. (2000). *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*.

Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.

Juraszka, B., Piecuch, T. (2008a). Badania podczyszczania ścieków poprodukcyjnych zawierających kleje organiczne w procesie filtracji grawitacyjnej.

Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 4/2008, 29-34.

- Juraszka, B., Piecuch, T. (2008b). Podczyszczanie ścieków poprodukcyjnych zawierających kleje organiczne metodą koagulacji chlorkiem żelaza. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 221-242.
- Juraszka, B., Piecuch, T. (2007). Podczyszczanie ścieków zawierających kleje organiczne w procesie sorpcji. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 10(3), 173-192.
- Kowal, A.L., Świdorska-Bróz, M. (1997). *Oczyszczanie wody*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Królikowski, A.J., Bartkowska, I., Rodowska, M. (1991). *Gospodarka wodno-ściekowa w zakładach przemysłowych*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej.
- Królikowski, A.J. (1994). *Gospodarka wodno-ściekowa na obszarach niezurbanizowanych*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej.
- Królikowski, A.J. (1993). *Pozyskiwanie i uzdatnianie wody*. Łódź: NOT.
- Królikowski, A.J. (1990). *Problemy zaopatrzenia w wodę*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej.
- Krupińska, I., Konkol A. (2015). Wpływ wybranych parametrów technologicznych na przebieg i skuteczność procesu koagulacji w oczyszczaniu wód podziemnych. *Zeszyty naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska*, 157, 152-163.
- Kyzioł-Komosińska, J., Rosik-Dulewska, Cz., Dzieniszewska, A., Pająk, M. (2011). Compost as Biosorbent for Removal of Acid Dyes from the Wastewater Generated by the Textile Industry. *Archives of Environmental Protection*, 37(4), 3-14.
- Magrel, L. (2000). *Uzdatnianie wody i oczyszczanie ścieków, urządzenia, procesy, metody*. Białystok: Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko.
- Malej, J., Hołubowicz, D. (1996). Badania technologiczne nad oczyszczaniem ścieków z Zakładu płyt pilśniowych Alpex w Karlinie. *Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska*, 11, 77-87.
- Malej, J. (1997a). Usuwanie zawiesin ziarnistych i trudno opadających ze ścieków przemysłu drzewnego. *III Ogólnopolska Konferencja Naukowa nt.: Kompleksowe i szczegółowe Problemy Ochrony Środowiska*, 369-374.
- Malej, J. (1997b). Zastosowanie osadu czynnego w procesie oczyszczania ścieków z przemysłu drzewnego. *Materiały konferencyjne pt. Współczesne problemy gospodarki wodno-ściekowej*, 305-314.
- Piaskowski, K., Świdorska-Dąbrowska R. (2006). Badania wstępne podatności ścieków klejowych na rozkład chemiczno-biologiczny. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 9(4), 379-394.

- Puchlik, M., Struk-Sokołowska, J., Wołejko, E., Wydro, U. (2016). Problem oczyszczania ścieków z przemysłu spożywczego w małych i średnich przedsiębiorstwach. *Interdyscyplinarne Zagadnienia w Inżynierii i Ochronie Środowiska*, 7, 165-173.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2014 poz. 1800).
- Żak, S., Zabłocki, L., Żółtowski, D. (2005). Technologia podczyszczania ścieków z produkcji klejów wytwarzanych na bazie żywic mocznikowo – formaldehydowych. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska*, 32, 1007-1014.

Pre-treatment of Organic Wastewater by Coagulation with Aluminium Sulphate

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań laboratoryjnych jednego węzła układu technologicznego podczyszczania ścieków przemysłowych, których dominującym składnikiem były resztki kleju oraz utwardzacza. Badania dotyczyły koagulacji siarczanem glinu $Al_2(SO_4)_3$ i sedymentacji grawitacyjnej. Ponadto, oceniono wpływ dawki koagulantu, czasu sedymentacji oraz stężenia początkowego zanieczyszczeń na efektywność procesu.

Zastosowanie koagulacji siarczanem glinu umożliwiło zmniejszenie o około 80% stężenia substancji organicznych trudno rozkładalnych wyrażonych jako ChZT oraz o 75% stężenia węgla organicznego. Jako optymalne warunki procesu przyjęto dawkę $Al_2(SO_4)_3$ wynoszącą $0,6 \text{ g/dm}^3$ oraz czas sedymentacji t_s 2 godziny. Wartości wskaźników zanieczyszczeń w wodzie nadosadowej po koagulacji zależały ściśle od stężenia początkowego w ściekach, przy czym zależność ta (spadek) była liniowa.

Zaproponowano, aby ścieki po koagulacji i sedymentacji grawitacyjnej były doczyszczane w kolejnych węzłach, tj. w procesie filtracji grawitacyjnej oraz sorpcji.

Na podstawie uzyskanych wyników badań wyznaczono, stosując metodę punktu centralnego, równania analityczno-empiryczne opisujące wpływ poszczególnych parametrów niezależnych na wartości parametrów wynikowych.

Abstract

This paper presents results of laboratory investigations on one node of proposed technological setup for pre-treatment of industrial wastewater, which contain mainly residual glue and hardener. The investigations concern coagulation process with application of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ and sedimentation process. Authors estimated influence of coagulant dose, sedimentation time and initial concentration of contaminants on process effectiveness.

Applied process of coagulation with $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ reduces concentration of organic substances hardly digestible (COD) almost 80% and 75% of organic carbon. The investigations allowed to determine optimal values of process parameters: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ dose – 0.6 g/dm^3 , sedimentation time – 2 hours. The values of contamination parameters in wastewater after sedimentation depended strictly on their concentration before process, and this dependence (decrease) was linear.

Pre-treatment of wastewater containing glue using coagulation with $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ allowed to decrease concentrations of all contamination parameters, which were investigated in this work. However, when compared with requirements for wastewater inflowing to sewage system, wastewater after coagulation should undergo next processes proposed in technological setup, including filtration and sorption.

On the basis of investigation results, analytical and empirical equations, which describe influence of individual independent parameters on resulting parameters, were determined using method of central point.

Słowa kluczowe:

podczyszczanie ścieków organicznych, kleje organiczne, przetwórstwo drewna, oczyszczanie ścieków, koagulacja, siarczan glinu

Keywords:

organic sewage sludge, organic adhesives, wood processing, sewage treatment, coagulation, aluminum sulphate