

Wojciech Adamski, Elżbieta Grochulska-Segal, Julita Markiewicz

Modelowanie zjawisk procesu koagulacji-adsorpcji w złożu granulowanego węgla aktywnego

Stosowanie reaktorów wielofunkcyjnych jest jednym ze sposobów oczyszczania wody o względnie dobrej jakości, przede wszystkim pozbawionej zawieszin. Koncepcja prowadzenia procesu oczyszczania wody w warstwie osadu zawieszzonego pozwoliła na zablokowanie w jednym reaktorze procesów koagulacji, flokulacji i sedymentacji. Dawkowanie koagulantu do rurociągu zasilającego od dołu piaskowe złożo filtracyjne umożliwiło prowadzenie w filtrze procesów koagulacji, flokulacji, sedymentacji i filtracji. Zastąpienie złoża piaskowego złożem uformowanym z granulowanego węgla aktywnego rozszerzyło funkcje reaktora o proces adsorpcji. We wszystkich wymienionych reaktorach na powstałych kłaczkach zachodzi również w niewielkim stopniu proces adsorpcji. W wypadku reaktora z węglem aktywnym kumulacja kłaczków w złożu powoduje wzrost lepkości ośrodka, w którym przebiega dyfuzja rozpuszczonych zanieczyszczeń, co skutkuje spadkiem efektywności adsorpcji w cyklu między kolejnymi płukaniem złoża.

Założenia modelu

Modelowanie procesu koagulacji-adsorpcji w warstwie węgla aktywnego oparte jest o zasady modelowania procesu koagulacji kontaktowej w złożu filtracyjnym [1,2] i jest uzupełnione o równania efektywności procesu adsorpcji na węglu aktywnym, w funkcji zmieniającej się w trakcie cyklu dyfuzyjności ośrodka, stopnia wykorzystania pojemności sorpcyjnej warstwy w jednym cyklu filtracji oraz liczby cykli filtracji do uzyskania przebiecia warstwy [1,3,4]. Długość cyklu filtracji w procesie koagulacji kontaktowej może być ustalona w oparciu o równanie [5]:

$$t_c = \frac{q_{\max} \Psi H}{V_p \gamma C_{ok}} \quad (1)$$

w którym:

q_{\max} – maksymalna pojemność złoża na zanieczyszczenia, g/m^3
 Ψ – sferyczność ziaren węgla, –
 H – wysokość warstwy złoża, m
 V_p – liniowa prędkość przepływu wody, m/h
 C_{ok} – stężenie zawieszin w wodzie dopływającej do kolumny węgla aktywnego, g/m^3
 γ – parametr równania, określający stopień zmniejszenia promienia kapilary międzycząsteczkowej na końcu cyklu filtracji na skutek akumulowania zawieszin w złożu, –

Liczne badania i analizy wykazały [6], że przekroczenie wartości gradientu prędkości mieszania 220 1/s powoduje zmianę warunków pracy złoża i niszczenie struktury kłaczków. Zatem cykl filtracji może trwać jedynie aż do osiągnięcia gradientu 220 1/s, który definiowany jest równaniem [7]:

$$G = 15,75 \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon^2} \frac{V_p}{d_m} \sqrt{\frac{\rho_m - \rho}{\rho}} \quad (2)$$

w którym:

ε – porowatość warstwy, –

d_m – miarodajna średnica ziaren warstwy, m

ρ_m, ρ – gęstość odpowiednio materiału filtracyjnego i wody, kg/m^3

Przykładowo, w wypadku warstwy piasku kwarcowego ($\rho_m=2600 kg/m^3$) o miarodajnej średnicy ziaren $d_m=0,6 mm$, porowatości $\varepsilon=0,4$ i liniowej prędkości przepływu $V_p=3 m/h$, gradient prędkości na początku cyklu filtracji wynosi $G=82 1/s$. Maksymalny gradient na końcu cyklu osiągnięty zostanie wówczas, gdy porowatość warstwy dla analizowanego złoża zmniejszy się do wartości $\varepsilon=0,29$. Parametr γ w równaniu na długość cyklu filtracji (1), przy zdefiniowaniu promienia kapilary międzycząsteczkowej równaniem:

$$r_k = \frac{\varepsilon d_m}{6(1-\varepsilon)} \quad (3)$$

osiągnie wówczas wartość 38.

Stężenie zawieszin dopływających do kolumny węgla aktywnego wyznaczyć można z zależności empirycznej w postaci [8]:

$$C_{ok} = C_z + kD_k + 0,25B + Z \quad (4)$$

w której:

C_z – stężenie zawieszin w wodzie, g/m^3

D_k – dawka koagulantu, g/m^3

k – współczynnik zależny od rodzaju koagulantu i stopnia jego czystości (dla oczyszczonego siarczanu glinu $k=0,55$), –

B – barwa wody, gPt/m^3

Z – zawartość związków rozpuszczonych w koagulancie, g/m^3

Przy początkowym (u_p) i końcowym (u_k) uwodnieniu osadu w złożu, jego pojemność na zawiesiny określa równanie:

$$q_{\max} = C_{ok} \frac{100-u_k}{100-u_p} \quad (5)$$

Efektywność adsorpcji na węglu aktywnym może być określona w oparciu o przekształconą formę równania pierwszego prawa Ficka, dotyczącego dyfuzji ustalonej [3]:

$$\frac{d}{dt}(C_e - C_f)\pi r^2 H = -2D_m \pi r H \frac{dC}{dr} \quad (6)$$

w którym C_e i C_f – odpowiednio stężenia adsorbentu w odpływie z reaktora i w filmie granicznym, g/m^3

r – droga dyfuzji, m

Dr hab. inż. W. Adamski, prof. nadzw., dr inż. E. Grochulska-Segal: Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

Dr inż. J. Markiewicz: University of Paisley, School of Engineering & Science, Department of Chemistry and Chemical Engineering, Paisley PA1 2BE, Scotland, UK

Rozdzielenie zmiennych i scalkowanie równania w granicach od C_0 do C_e oraz od $r_m=d_m/2$ do r_m+r_k , przy założeniu braku procesu desorpcji ($C_f=const.$) doprowadza do następującej formuły określającej efektywność adsorpcji:

$$C_e = C_0 \exp\left(-\frac{4D_m}{r_k(d_m + r_k)}\right) \quad (7)$$

w której:

C_0 – stężenie adsorbentu w dopływie do kolumny adsorpcyjnej, g/m^3
 D_m – współczynnik dyfuzji molekularnej cząstek adsorbentu, m^2/s

Definiując promień kapilary międzycząsteczkowej równaniem (3), powyższa zależność przekształcona zostaje do postaci umożliwiającej wyznaczenie koniecznego czasu dyfuzji do uzyskania założonego stężenia adsorbentu w odpływie z reaktora (C_e):

$$t = \frac{\varepsilon d_m^2 [6(1-\varepsilon) + \varepsilon]}{144(1-\varepsilon)^2 D_m} \ln \frac{C_e}{C_0} \quad (8)$$

W sytuacji, kiedy roztwór, z którego następuje adsorpcja, nie przemieszcza się względem adsorbentu, jedynym mechanizmem przenoszenia masy adsorbentu jest dyfuzja molekularna. Wymuszenie przepływu przez warstwę adsorbentu z liniową prędkością (V_p) uruchamia dodatkowe mechanizmy transportu. Cząstki adsorbentu przenoszone są w wyniku adwekcji, a efekt ich przenoszenia w wyniku dyfuzji molekularnej zwiększony jest o składnik dyspersji turbulencyjnej. Zatem końcowy efekt adsorpcji w warstwie adsorbentu określa przekształcona forma równania (8):

$$C_e = C_0 \exp\left(-\frac{H}{V_p} \frac{144(1-\varepsilon)^2 D_h}{\varepsilon d_m^2 [6(1-\varepsilon) + \varepsilon]}\right) \quad (9)$$

w której D_h jest współczynnikiem dyspersji określonym równaniem:

$$D_h = V_p k_x^n + D_m \quad (10)$$

natomiast k_x jest dyspersyjnością systemu określaną w procesie kalibracji modelu, przy czym parametr n dla większości układów oczyszczania wody w procesie filtracji równy jest jedności.

Adsorpcja na węglu aktywnym w jednym cyklu procesu koagulacji kontaktowej przebiega w kilku etapach. Na początku cyklu procesu rozpuszczone cząstki adsorbentu dyfundują do ziaren węgla aktywnego przy współczynniku dyfuzji molekularnej (D_m) definiowanym np. równaniem Stokesa-Einsteina [9], gdy cząstki adsorbentu są zdefiniowane lub przy zastępczym współczynniku dyfuzji molekularnej (D_{mz}) [9], kiedy adsorbent określony jest np. jako ogólny węgiel organiczny. Lepkość w tych równaniach jest wówczas lepkością osadu pokoagulacyjnego, którego stężenie określone jest równaniem (4). Wraz ze wzrostem stężenia zawiesin w złożu zmniejsza się współczynnik dyfuzji molekularnej, gdyż wzrasta lepkość ośrodka. Ponieważ warunki przepływu nie ulegają zmianie w trakcie cyklu, to czas kontaktu z warstwą jest stały i efekt adsorpcji na węglu aktywnym ulega pogorszeniu, co w niewielkim stopniu jest rekompensowane przez sorpcję rozpuszczonych zanieczyszczeń na osadzie zatrzymanym w warstwie węgla aktywnego. Wówczas stężenie adsorbentu w odpływie z kolumny sorpcyjnej, z uwzględnieniem właściwości sorpcyjnych osadu na początku i na końcu cyklu filtracji, wynosi odpowiednio:

$$C_e^p = (C_0 - X_{os} C_{ok}) \exp(-AD_h^p) \quad (11)$$

$$C_e^k = (C_0 - X_{os} q_{max}) \exp(-AD_h^k) \quad (12)$$

W równaniach tych x_{os} jest zdolnością adsorpcyjną osadu, wyrażoną w gramach adsorbentu na gram osadu, natomiast parametr A określony jest zależnością:

$$A = \frac{H}{V_p} \frac{144(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon d_m^2 [6(1-\varepsilon) + \varepsilon]} \quad (13)$$

natomiast parametry D_h^p i D_h^k , tj. współczynniki dyspersji na początku i na końcu cyklu filtracji, określone są odpowiednio:

$$D_h^p = V_p k_x^n + D_m^p \quad (14)$$

$$D_h^k = V_p k_x^n + D_m^k \quad (15)$$

Parametr D_m^p jest zależny od lepkości ośrodka na początku cyklu filtracji (η_{ok}^p), a parametr D_m^k – na końcu cyklu (η_{ok}^k).

W ciągu jednego cyklu filtracji węgiel aktywny, w przeliczeniu na jednostkę masy, adsorbuje:

$$x = \frac{[2C_0 - C_e^p - C_e^k - x_{os}(C_{ok} + q_{max})] \gamma^p \Psi}{2H \rho_m (1-\varepsilon)} \ln \frac{100 - u_k}{100 - u_p} \quad (16)$$

przy czym ε jest porowatością warstwy węgla na początku cyklu filtracji.

Liczbę cykli filtracji do momentu przebiccia złoża węgla aktywnego określa równanie:

$$N = \frac{2x_m b (C_e^p + C_e^k) \rho_m (1-\varepsilon)}{[2 + b(C_e^p + C_e^k)] [2C_0 - C_e^k - x_{os}(C_{ok} + q_{max})] \gamma^p \Psi \ln \frac{100 - u_k}{100 - u_p}} \quad (17)$$

w którym:

x_m – ilość adsorbentu zaadsorbowana w monowarstwie, przypadająca na jednostkę masy sorbentu, g/kg

b – parametr równania izotermy adsorpcji Langmuira, m^3/g

Parametry modelu

Praktyczne wykorzystanie przedstawionego modelu wymaga ustalenia jego parametrów na drodze analitycznej bądź w wyniku kalibracji. Bardzo istotne jest uogólnienie modelu przez znalezienie relacji między składem oczyszczanej wody (intensywność barwy, zawartość zawiesin, stężenie ogólnego węgla organicznego, w tym rozpuszczonego węgla organicznego) i wartościami parametrów modelu dla danego koagulantu, jego dawki i rodzaju granulowanego węgla aktywnego.

Znajomość parametrów izotermy adsorpcji Langmuira, której metodyka wyznaczenia jest szeroko opisana w literaturze [9], jest podstawą do określenia zastępczego współczynnika dyfuzji molekularnej wg równania:

$$D_{mz} = \frac{7,23 \cdot 18^{\delta_k} kT}{\eta \left[\left(\gamma \frac{x_m}{C_0} \right)^{\delta_k} + 77 \right]^{0.5}} \quad (18)$$

w którym:

D_{mz} – zastępczy współczynnik dyfuzji molekularnej, m^2/h

k – stała Boltzmanna ($1,38 \cdot 10^{-23}$ J/K)

T – temperatura, K

η – współczynnik lepkości dynamicznej (10^{-1} Pa·s)

C_0 – początkowe stężenie adsorbentu mierzone jako OWO, gC/m^3
 γ_z, δ_z – parametry eksperymentalne, zależne od rodzaju oczyszczonej wody i stosowanego węgla aktywnego, –

Zastępczy współczynnik dyfuzji molekularnej maleje podczas cyklu filtracji, ponieważ wzrasta lepkość ośrodka (η). Określenie lepkości oraz jej zmian w czasie cyklu jest obecnie podstawowym zagadnieniem określającym możliwość wykorzystania modelu.

Stężenie fazy stałej w osadach skumulowanych w złożach kontaktowych jest niewielkie, a o ich jednostkowej objętości decyduje uwodnienie, które zmienia się od 99,998% na początku cyklu do 99,98% na końcu cyklu [4,11].

Zmiana właściwości reologicznych osadu, czyli lepkości plastycznej i granicy płynięcia, wpływa w zasadniczy sposób na jego zdolności sorpcyjne wobec występujących w wodzie rozpuszczonych zanieczyszczeń oraz na dyfuzyjność cząstek tych zanieczyszczeń, a przez to i na efektywność ich usuwania na węglu aktywnym.

Poniżej przedstawiono wyniki badań nad ustaleniem zmiennej w czasie lepkości ośrodka dyfuzji, jakim są osady skumulowane w złożu filtru sorpcyjnego. Lepkość osadów określono na drodze pomiaru bezpośredniego oraz pomiaru pośredniego, poprzez ustalenie powierzchni właściwej osadu.

Bezpośredni pomiar lepkości osadów

Doświadczenia związane z poznaniem reologicznych właściwości osadów oparte są na pomiarach krzywych płynięcia oraz na ich aproksymacji za pomocą modelu reologicznego. Model reologiczny osadów to model tych właściwości jego struktury, które wpływają decydująco na ich płynięcie.

Przykładowo, modelem reologicznym wody jest model Newtona:

$$\tau = \eta \frac{dv}{dr} \tag{19}$$

w którym:

τ – naprężenia styczne, N/m^2

η – współczynnik lepkości dynamicznej, $N \cdot s/m^2$

dv/dr – gradient prędkości, $1/s$

Obrazem geometrycznym tego równania jest prosta wychodząca z początku układu współrzędnych, której tangens kąta nachylenia równy jest lepkości wody.

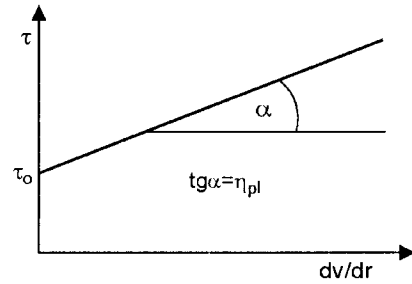
Lepkość jest reologiczną właściwością cieczy niutonowskiej, spowodowaną jej niedostateczną płynnością, przejawiająca się w powstawaniu sił oporu przeciw ruchom wewnętrznym cząsteczek. Wiele rodzajów cieczy nie stosuje się do prostej niutonowskiej zależności (19) z jedną stałą, którą jest lepkość. Zachowanie się takich cieczy przedstawia ogólne równanie reologiczne:

$$\tau = f \left(\frac{dv}{dr} \right) \tag{20}$$

a jego interpretacja graficzna to tzw. krzywa płynięcia, w której na osi rzędnych są naprężenia styczne (τ), a na osi odciętych gradient prędkości (dv/dr). Ciecze dające się opisać równaniem (19) to ciecze niutonowskie, natomiast wszystkie inne nazywa się ogólnie cieczami nieniu-tonowskimi.

Najprostsze modele reologiczne charakteryzują się krzywymi płynięcia w postaci linii prostych. Do nich zalicza się model Newtona oraz model Bingham'a opisany następującym równaniem (rys.1):

$$\tau = \tau_0 + \eta_{pl} \frac{dv}{dr} \tag{21}$$



Rys. 1. Krzywa płynięcia w modelu Bingham'a

Osady pokoagulacyjne płyną według charakterystyki określonej na rysunku 1 i nazywane są cieczami binghamowskimi (nieniu-tonowskimi). Z równania (21) zapisanego w postaci:

$$\tau - \tau_0 = \eta_{pl} \frac{dv}{dr} \tag{22}$$

wynika, iż przepływ osadów zachodzi dopiero przy naprężeniach ścinania $\tau > \tau_0$. Dla naprężeń $\tau \leq \tau_0$ osad odkształca się jak ciało stałe, ale przepływ nie następuje [10]. Parametry τ_0 i η_{pl} charakteryzują w sposób ilościowy wpływ struktury osadów na ich przepływ i noszą nazwy:

τ_0 – granica płynięcia osadów, N/m^2

η_{pl} – lepkość plastyczna osadów, N/m^2

Osady pokoagulacyjne poniżej pewnego uwodnienia, zwanego uwodnieniem krytycznym (u_{kr}), należą do cieczy nieniu-tonowskich. Dla uwodnienia $u < u_{kr}$ osady w przeważającej części zachowują się tak jak ciecze wykazujące granicę płynięcia (τ_0) i dają się opisać modelem Bingham'a, zaś dla $u > u_{kr}$ osady należą do cieczy niutonowskich i płyną przy dowolnie małych naprężeniach stycznych.

Badania właściwości reologicznych osadów pokoagulacyjnych przeprowadzono wykorzystując lepkościomierz rotacyjny, wyposażony w cylindry współosiowe (pięć cylindrów wewnętrznych i dwa zewnętrzne), pozwalające na pomiar lepkości pozornych w zakresie $1,0 \div 1,8 \cdot 10^7$ cP. Wartości naprężeń stycznych obliczono z równania:

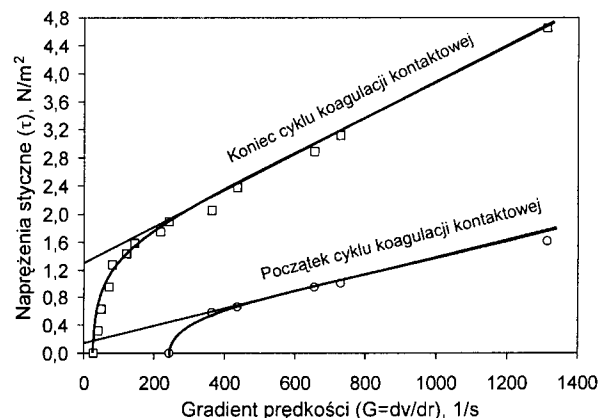
$$\tau = a z \tag{23}$$

w którym:

a – stała lepkościomierza, której wartość zależy od zastosowanego układu cylindrów, –

z – kąt wychylenia, rd

Na podstawie wartości naprężeń i gradientów prędkości uży-skano krzywe płynięcia badanych osadów o różnym uwodnieniu, które przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Krzywe płynięcia osadów pokoagulacyjnych (roztwory modelowe o barwie początkowej $60 gPt/m^3$)

Lepkość plastyczną osadów określono z nachylenia liniowej części krzywej płynięcia według wzoru:

$$\tau_{pl} = \frac{\Delta\tau}{\Delta \frac{dv}{dr}} \quad (24)$$

natomiast wartość granicy płynięcia obliczono ze wzoru:

$$\tau_o = \tau_o' \frac{\left(1 - \frac{R_w^2}{R_z^2}\right)}{\ln \frac{R_z^2}{R_w^2}} \quad (25)$$

w którym:

τ_o' – pozorna granica płynięcia osadu, której wartość otrzymano z przecięcia prostej przechodzącej przez liniową część krzywej płynięcia z osią τ , N/m²

R_w , R_z – promienie cylindra wewnętrznego i zewnętrznego, m przy czym wyrażenie znajdujące się w nawiasie równania (25) jest stałe dla danego układu cylindrów [10].

Wartości lepkości plastycznej w funkcji uwodnienia badanych osadów pokoagulacyjnych przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Lepkość plastyczna osadów o różnych uwodnieniach [4]

Osad	Uwodnienie %	Lepkość N · s/m ²
O _o 30	99,998	0,00096
O _o 60	99,997	0,00108
O _o WN	99,997	0,00135
O _o 90	99,996	0,00162
O _o 120	99,995	0,00174
O _k 30	99,972	0,00215
O _k 60	99,963	0,00259
O _k WN	99,975	0,00274
O _k 90	99,975	0,00286
O _k 120	99,980	0,00295

O_o 30 – osad po koagulacji roztworu modelowego o barwie początkowej 30 gPl/m³, na początku i na końcu cyklu filtracji w złożu sorpcyjnym

OWN_o 60 – osad po koagulacji roztworu modelowego o barwie początkowej 60 gPl/m³, na początku i na końcu cyklu filtracji w złożu sorpcyjnym

Uzyskane wyniki potwierdziły wzrost lepkości plastycznej i spadek uwodnienia osadów w czasie trwania procesu koagulacji w złożu sorpcyjnym.

Pośredni pomiar lepkości osadów

Lepkość osadów pokoagulacyjnych można określić nie tylko w sposób bezpośredni lepkościomierzem, ale można ją także wyliczyć w oparciu o zmodyfikowaną postać wzoru Einsteina, znając ich powierzchnię właściwą [5,10]:

$$\eta_{os} = \eta \left[1 + 1,92 \cdot 10^{-3} S_o^{1,46} (100 - u) \right] \quad (26)$$

w którym:

η – współczynnik lepkości dynamicznej wody, N·s/m²

u – uwodnienie osadu, %

S_o – powierzchnia właściwa osadu, m²/g

Do oceny powierzchni właściwej osadów pokoagulacyjnych zastosowano metodę adsorpcyjną, wykorzystywaną powszechnie do badania węgla aktywnych, polegającą na wyznaczeniu i interpretacji izoterm adsorpcji, z których oblicza się rozkład objętości i powierzchni porów. Analizując parametry struktury kapilarnej badanych osadów stwierdzono, że

charakteryzowały się one bardzo dobrze rozwiniętą strukturą porowatą. Objętości mikro- i mezoporów wynosiły 0,062±0,076 cm³/g, a ich powierzchnie 126±182 m²/g. We wszystkich przebadanych osadach główny udział objętości porów przypadła na mikropory, a o rozwinięciu powierzchni decydowały tzw. ultramikropory o efektywnych promieniach mniejszych od 0,4 nm. Brak zamknięcia pętli histerezy izoterm sorpcji i desorpcji benzenu na osadach pokoagulacyjnych świadczy o dużej nieregularności ich struktury porowatej.

Powierzchnię właściwą materiałów porowatych można także obliczyć w oparciu o teorię adsorpcji wielowarstwowej Brunauera, Emmetta i Tellera (BET), korzystając ze wzoru:

$$S_{BET} = \frac{6,023 \cdot 10^{20} a_m \omega}{10^{18}} \quad (27)$$

w którym:

S_{BET} – powierzchnia adsorbentu, m²/g

ω – powierzchnia zajmowana przez pojedynczą cząsteczkę adsorbentu na powierzchni adsorbentu, nm²

$6,023 \cdot 10^{23}$ – liczba cząsteczek w jednym molu (liczba Avogadra),–

10^{18} – przelicznik z nm² na m²,–

a_m – liczba milimoli adsorbentu potrzebna do pokrycia powierzchni adsorbentu warstwą monomolekularną, mmol/g, która może być wyliczona w oparciu o równanie izoterm:

$$a = \frac{a_{me} \frac{p}{p_o}}{\left(1 - \frac{p}{p_o}\right) \left(1 + (e - 1) \frac{p}{p_o}\right)} \quad (28)$$

w którym:

a – ilość zaadsorbowanego adsorbentu pod ciśnieniem p , mmol/g
 p_o , p – odpowiednio ciśnienie pary nasyconej nad płaską powierzchnią cieczy i ciśnienie równowagowe, odpowiadające ilości zaadsorbowanego adsorbentu (a) w warunkach pomiaru, mmHg
 e – stała związana z różnicą pomiędzy ciepłem adsorpcji pierwszej warstwy i ciepłem kondensacji,–

Wyznaczone z równania (27) wartości powierzchni właściwej osadów pokoagulacyjnych o różnym uwodnieniu oraz wartości lepkości plastycznej osadów wyznaczone w sposób bezpośredni i pośredni przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Lepkość plastyczna osadów określona w sposób pośredni i bezpośredni

Osad	Lepkość (pomiar bezpośredni) N·s/m ²	Powierzchnia właściwa m ² /g	Lepkość (pomiar pośredni) N·s/m ²
O _o 30	0,00096	126	0,000914
O _o 60	0,00108	156	0,000918
O _o WN	0,00135	165	0,000919
O _o 120	0,00174	182	0,000920

Przebadane osady pokoagulacyjne można zaliczyć do cieczy niutonowskich, których lepkość podlega prawu Einsteina. Równanie (26) opisuje lepkość osadów dla uwodnień $\geq 98\%$ w wypadku osadów o dużej powierzchni właściwej, tj. ≥ 35 m²/g, oraz dla uwodnień $\geq 94\%$, gdy osady charakteryzują się powierzchnią właściwą ≤ 20 m²/g [10]. Zatem lepkość osadu na początku cyklu kształtowała się w granicach 0,000914±0,00092 N·s/m², a na końcu cyklu filtracji wynosiła 0,000965 N·s/m².

Podsumowanie

Wykorzystanie zaproponowanego matematycznego modelu procesu koagulacji kontaktowej w warstwie węgla aktywnego wymaga ustalenia zmiennej w czasie dyfuzyjności zanieczyszczeń rozpuszczonych, mierzonej zastępczym współczynnikiem dyfuzji molekularnej. Ponieważ zmiana dyfuzyjności wynika ze zmiany lepkości ośrodka, w którym przebiega dyfuzja, dlatego podstawową kwestią ograniczającą możliwość wykorzystania modelu jest wyznaczenie lepkości ośrodka dyfuzji osadów pokoagulacyjnych o różnym stopniu uwodnienia. Uwodnienie kumulowanego w warstwie węgla aktywnego osadu pokoagulacyjnego zmieniło się w przedziale od 99,995÷99,998% na początku cyklu filtracji do 99,98% na końcu cyklu. Lepkość tych osadów wyznaczona metodą pomiaru bezpośredniego zmieniła się w zakresie 0,00174÷0,00096 N·s/m² na początku cyklu do około 0,0025 N·s/m² na końcu, natomiast wyznaczona metodą pośrednią wynosiła około 0,000915 N·s/m² na początku oraz 0,000965 N·s/m² na końcu cyklu. Można zatem stwierdzić, że rezultaty uzyskane metodami bezpośrednią i pośrednią były porównywalne.

LITERATURA

1. W. ADAMSKI: Modelowanie systemów oczyszczania wody. PWN, Warszawa 2002 (w druku).
2. J. MAĆKIEWICZ: Flokulacja w procesach koagulacji i filtracji wód. PWN, Warszawa 1987.
3. R. D. LETTERMAN, R. N. QUON: Film transport coefficient in agitated suspensions of activated carbon. Journal WPCF, 1974, 46(11).
4. J. MARKIEWICZ: Modelowanie zjawisk zachodzących podczas koagulacji domieszek wody w złożu węgla aktywnego. Raporty Inst. Inż. Ochr. Środow. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2001 (praca nie publikowana).
5. K. J. IVES: New Concepts in Filtration. Part 2. Water and Water Engineering, 1961, No. 2.
6. D. S. PARKER: Forces acting on floc and strength of floc. Journal Sanit. Eng. Div., 1982, Vol. 108, No. 2, p. 594.
7. G. M. FAIR, J. C. GEYER: Water and Wastewater Engineering -- Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal. John Wiley and Sons, New York 1968.
8. A. L. KOWAL, J. MAĆKIEWICZ, M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Podstawy projektowe systemów oczyszczania wód. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1996.
9. W. ADAMSKI: Analiza zjawisk przenoszenia masy w układach adsorpcyjnych oczyszczania wody. Prace Naukowe Inst. Inż. Ochr. Środow. Politechniki Wrocławskiej nr 61, seria Monografie nr 29, Wrocław 1988.
10. M. M. SOZAŃSKI, Właściwości reologiczne uwodnionych osadów pokoagulacyjnych. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej nr 34, seria Monografie nr 11, Wrocław 1976.
11. M. M. SOZAŃSKI [Red.]: Technologia usuwania i unieszkodliwiania osadów z uzdatniania wody. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań 1999.

Mathematical Model of the Coagulation-Adsorption Process in the GAC Bed

The mathematical model describes the process of upflow direct filtration through the activated carbon bed. It has been found that the potential uses where the proposed model is applicable are limited by one of the parameters – the coefficient of molecular diffusion. For multicomponent solutions dealt with in water technology, the application of an equivalent molecular diffusion coefficient has been proposed, which describes the

average sorbing properties of the system. The value of the proposed coefficient varies during the filter run, as the viscosity of the diffusion environment changes due to the cumulation of the coagulation sludge in the GAC bed. Two methods of viscosity measurements have been proposed: direct measurement with a rotational viscometer and indirect measurement where use is made of the knowledge of the specific surface of the sludge.