

Anna SZYMONIK, Joanna LACH*

Politechnika Częstochowska, Instytut Inżynierii Środowiska
ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa
*e-mail: jlach@is.pcz.czest.pl

Wpływ zmian pH i temperatury na proces adsorpcji kwasu salicylowego na przemysłowych węglach aktywnych

Przeprowadzono badania nad sorpcją kwasu salicylowego z roztworów wodnych na przemysłowych węglach aktywnych WG-12 i ROW-08. Wykazano, że wielkość adsorpcji na poszczególnych węglach aktywnych zależy od pH i temperatury roztworu, z którego są sorbowane. Najistotniejsze znaczenie ma wartość pH roztworu, która decyduje o stopniu jonizacji cząsteczek kwasu. Najwięcej cząstek jest adsorbowanych przy niskich wartościach pH ($\text{pH} = 2$), w których kwas występuje w formie niejonizowanej. Badania adsorpcji prowadzone w temperaturach 20 i 40°C świadczą o egzotermiczności procesu.

Słowa kluczowe: adsorpcja, węgiel aktywny, kwas salicylowy

Wstęp

W wodach rzecznych oraz pitnych zidentyfikowano farmaceutyki należące do grup: niesteroidowych leków przeciwzapalnych (naproksen, diklofenak, kwas acetylosalicylowy, ibuprofen, paracetamol, ketoprofen), antybiotyków (erytromycyna, norfloksacyna), żeńskie hormony płciowe, regulatory gospodarki lipidowej (gemfibrozil), leki przeciwpadaczkowe (karbamazepina), beta-blokery (atenolol) [1]. Większość substancji leczniczych nie jest całkowicie usuwana ze ścieków w trakcie procesu oczyszczania. Ścieki z produkcji leków oczyszczane są na drodze: filtracji (ibuprofen, estrogeny), sedymentacji (ibuprofen), adsorpcji na osadach czynnych (naproksen, paracetamol, kwas salicylowy, diklofenak, erytromycyna, gemfibrozil, norfloksacyna, estrogeny), nitryfikacji i denitryfikacji (naproksen, paracetamol), koagulacji i flokulacji (ketoprofen, erytromycyna), chlorowanie (norfloksacyna, paracetamol) [2-5]. Procentowo oczyszczanie ścieków z substancji leczniczych wygląda następująco: ibuprofen ulega eliminacji od 60 do 90%, ketoprofen od 15 do 90%, paracetamol do 99%, naproksen od 50 do 80%, kwas acetylosalicylowy do 100%, diklofenak do 40%, karbamazepina do 6÷10%, erytromycyna do 72%, atenolol do 86%, estrogeny od 0,6 do 90%, gemfibrozil do 90% [5, 6].

Adsorpcja na węglach aktywnych jest skuteczną, choć drogą metodą eliminacji z wód zanieczyszczeń spowodowanych metalami ciężkimi, farmaceutykami, pestycydami, biocydami czy produktami do pielęgnacji ciała. Farmaceutyki, takie jak

kwasy kłobrowy, diklofenak, estrogeny, paracetamol, karbamazepina, erytromycyna, ibuprofen czy naproksen eliminowane są na drodze adsorpcji na węglach aktywnych w 50÷89% [5-9].

Kwas salicylowy $C_7H_6O_3$ jest to związek organiczny z grupy aromatycznych kwasów karboksylowych. Naturalnym źródłem kwasu salicylowego jest kora wierzby białej. Jest to substancja lecznicza stosowana w dermatologii. W stężeniu do 2% wykazuje działanie keratoplastyczne (normalizuje rogowacenie naskórka), w stężeniach 5÷40% kreatolityczne. Wykazuje również działanie redukujące, odkażające. Stosowany jest do przyżegania tkanek patologicznych i zluszczenia wykwitów łuszczykowych. Poniższe przykłady wskazują, że w Polsce również stwierdzono obecność kwasu salicylowego w wodach. Pochodnymi kwasu salicylowego są: kwas acetylosalicylowy, salicylamid, salicylan sodu [10]. W oczyszczalni „Wschód” w Gdańsku obecność kwasu salicylowego w ściekach dopływowych i po oczyszczeniu stwierdzono na poziomie odpowiednio: 1400 oraz 470 ng/dm^3 [11]. W oczyszczalni ścieków w Bielsku-Białej oznaczono kwas salicylowy w ściekach po oczyszczeniu w stężeniu 270 ng/dm^3 . Obecność kwasu salicylowego stwierdzono również w wodach powierzchniowych, w rzekach: Wisła (pobór Kazimierz) - 300 ng/dm^3 , Wisła (pobór Toruń) - 200 ng/dm^3 , Odra (Wrocław) - 200 ng/dm^3 , Troja - 190 ng/dm^3 , Wełtawa (Praga) - 500 ng/dm^3 [12]. Obecność kwasu salicylowego w wodach rzecznych wskazuje na to, że metody oczyszczania stosowane w oczyszczalniach ścieków nie eliminują w 100% mikrozanieczyszczeń spowodowanych farmaceutykami. Dlatego uważa się technologie wykorzystujące węgle aktywne za niezbędne szczególnie przy uzdatnianiu wód powierzchniowych zanieczyszczonych m.in. farmaceutykami.

Związki polarne i niepolarne różnią się wielkością i mechanizmami adsorpcji na węglach aktywnych. Do związków polarnych należą m.in. aromatyczne kwasy karboksylowe. Adsorpcja związków polarnych zależy od pH roztworu, z którego są adsorbowane, ponieważ pH decyduje o stopniu dysocjacji. Ponadto zmiana pH środowiska, w którym zachodzi sorpcja, wpływa na naturę powierzchni węglowej [13]. Adsorpcja zależy od współczynnika podziału n-oktanol/woda, którego wielkość określa związki chemiczne jako lipofilowe i hydrofilowe. Lepiej na węglach aktywnych adsorbują związki o charakterze lipofilowym [14, 15]. Wielkość adsorpcji zależy również od minimalnej wielkości cząsteczek adsorbowanych. Wzrost masy cząsteczkowej wpływa na poprawę adsorpcji, co spowodowane jest zwiększeniem powinowactwa cząsteczek o większej masie do powierzchni węglowej [15, 16], ale może utrudnić dostęp do mikroporów. Na adsorpcję wpływają: masa molowa, budowa przestrzenna cząsteczki, rozpuszczalności, siła jonowa i temperatura roztworu, w którym zachodzi proces adsorpcji [8, 16-18]. Ważną rolę odgrywają zarówno niespecyficzne oddziaływania dyspersyjne (siły van der Waalsa), jak i oddziaływania elektrostatyczne między jonowymi adsorbatami a powierzchnią węgla aktywnych [7, 13]. Przedstawione informacje wskazują, że węgle aktywne są uniwersalnymi sorbentami dla wielu aromatycznych związków organicznych, zawartych w wodach powierzchniowych. Adsorpcja na węglach aktywnych jest możliwa dzięki porowatej strukturze węgla oraz oddziaływaniom chemicznym, zachodzącym pomiędzy adsorbatem a adsorbentem [19, 20].

Celem niniejszych badań była ocena kinetyki i wielkości adsorpcji kwasu salicylowego na dwóch typach węgla aktywnych, powszechnie stosowanych do uzdatniania wody w zależności od pH i temperatury roztworu wodnego.

1. Metodyka badań

Badania nad adsorpcją kwasu salicylowego przeprowadzono na dwóch węglach aktywnych (formowanych i ziarnowych): formowanym węglu aktywnym WG-12 produkowanym w Polsce przez firmę Gryfskant z Gryfina, formowanym ROW 08 produkowanym przez holenderską firmę NORIT. Dla wybranych węgla aktywnych wykonano oznaczenia podstawowych parametrów charakteryzujących ich właściwości fizykochemiczne oraz adsorpcyjne (tab. 1). Powierzchnię właściwą wyznaczono na podstawie niskotemperaturowej adsorpcji azotu w 77 K na analizatorze sorpcji fizycznej ASAP 2010, Micromeritics Instrument Corp.

Tabela 1. Fizykochemiczne właściwości węgla aktywnych (PN-83/C-97555)

Table 1. Physicochemical properties of activated carbon (PN-83/C-97555)

Lp.	Wskaźnik	Wartość wskaźnika	
		WG-12	ROW 08 Supra
1	Masa nasypowa, g/dm ³	415	381
2	Powierzchnia właściwa, m ² /g	1005	845
3	Nasiąkliwość wodna, cm ³ /g	0,82	0,97
4	Wytrzymałość mechaniczna, %	98	98
5	Liczba metylenowa (LM)	30	30
6	Liczba jodowa (LI)	1050	1098
7	Współczynnik jednorodności uziarnienia, d ₆₀ /d ₁₀	1,20	1,49
8	Objętość kapilar, cm ³ /g o uziarnieniu:		
	< 1,5 nm	0,4213	0,3271
	1,5÷15 nm	0,1049	0,2907
	15÷150 nm	0,0648	0,1612
	150÷1500 nm	0,2731	0,3812
	1500÷7500 nm	0,1478	0,0306
	Razem	1,0119	1,1908

Przed przystąpieniem do badań przeprowadzono zabieg odpopielania węgla (za pomocą 10% HCl), a następnie wypłukano je wodą destylowaną i suszono do stałej masy w temperaturze 105°C.

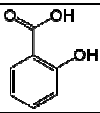
Wszystkie pomiary prowadzone były z modelowych roztworów jednoskładnikowych o objętości 250 ml, do których dodawano 1 g węgla aktywnego. Stężenia początkowe kwasu salicylowego wynosiły: 0,25; 0,5; 1,0; 1,5; 2; 2,5; 3 mmol/g.

Czas wytrząsania wynosił 10 godzin, a czas statycznego kontaktu 14 godzin. Po tym czasie oznaczono stężenie końcowe roztworów na spektrofotometrze przy długości fali $\lambda = 296$ nm. Badania kinetyki adsorpcji prowadzono, wykonując pomiary stężenia kwasu salicylowego po: 0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 h wstrząsania mieszaniny roztworu z węglem aktywnym oraz po 24, 48, 72, 96, 120 h kontaktu statycznego roztworu z węglem aktywnym.

W tabeli 2 przedstawiono wybrane właściwości kwasu salicylowego.

Tabela 2. Wybrane właściwości kwasu salicylowego (kwas 2-hydroksybenzoesowy)

Table 2. Selected properties of salicylic acid (2-hydroxybenzoic acid)

Wzór sumaryczny	$C_7H_6O_3$
Wzór strukturalny	
Masa molowa, g/mol	138,12
Rozpuszczalność w wodzie	0,18 g/100 cm ³ (20°C)
Stała dysocjacji K	$1,3 \cdot 10^{-3}$ $3,6 \cdot 10^{-14}$
pK _a	2,97 13,47
pH roztworu modelowego o stężeniu 1 mmol/dm ³	3,4

Określoną wartość pH uzyskiwano przez dodanie do roztworu 0,1 molowego NaOH lub 0,1 molowego HCl.

Stężenie niezjonizowanych cząsteczek C_{nj} w roztworze (tab. 3) obliczono zgodnie z równaniem Hendersona i Hasselbalcha:

$$C_{nj} = \frac{C}{1 + \frac{K}{[H]^+}} \quad (1)$$

natomiast % stopień dysocjacji przy użyciu:

$$\alpha = 100 \left(1 - \frac{C_{nj}}{C} \right) \quad (2)$$

K - stała dysocjacji,

C - stężenie roztworu, mol/dm³.

Tabela 3. Stopień jonizacji kwasu salicylowego przy stężeniu $C = 1$ mmol/dm³

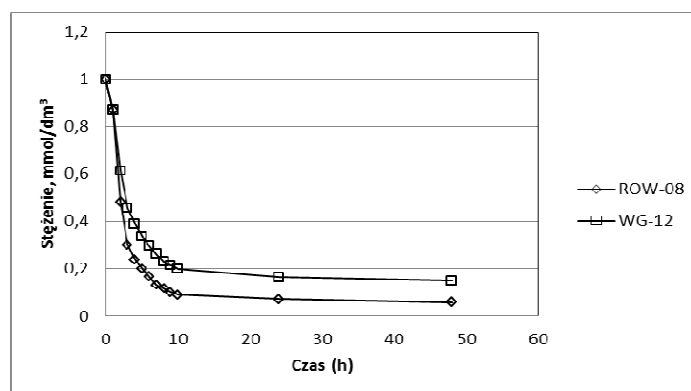
Table 3. Ionization degree of salicylic acid at the concentration of $C = 1$ mmol/dm³

pH	1	2	3	4	5	6	7
Stopień jonizacji, %	1,1	9,9	52,0	91,7	99,1	99,9	100

Wpływ temperatury na wielkość sorpcji wykonywano z użyciem wytrząsarki z łaźnią wodną ELPIN+ typ 357.

2. Wyniki badań

W celu ustalenia warunków prowadzenia adsorpcji kwasu salicylowego wyznaczono czas ustalania się równowagi (rys. 1). Pomiary adsorpcji prowadzono dla stężenia początkowego, wynoszącego 1 mmol/dm^3 . Mieszaninę węgla i roztworu wstrząsano przez pierwsze 10 h, po czym następował kontakt statyczny węgla z roztworem (bez wstrząsania).



Rys. 1. Kinetyka sorpcji kwasu salicylowego na badanych węglach aktywnych

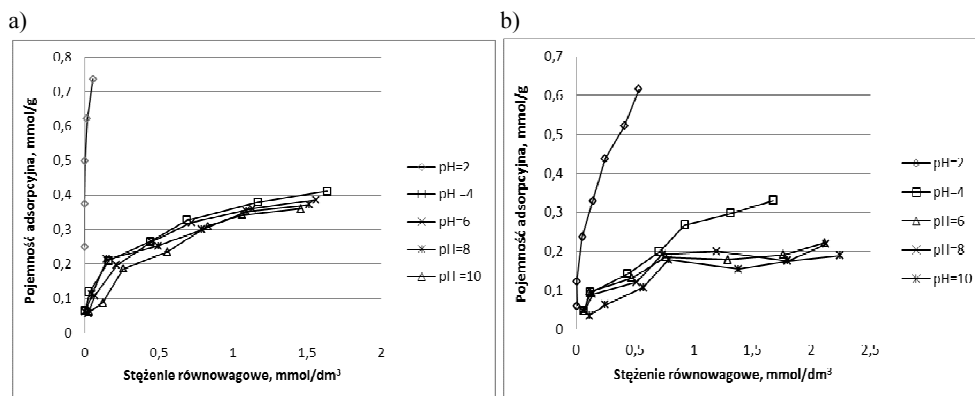
Fig. 1. Sorption kinetics of salicylic acid on the investigated activated carbons

Na rysunku 1 przedstawiono kinetykę adsorpcji kwasu salicylowego na węglu WG-12 i ROW 08. W pierwszym etapie badań w ciągu 10 h roztwory z węglem były mieszane, a następnie następował kontakt statyczny. Pomiary prowadzono do 96 h, a na rysunku 1 przedstawiono wyniki badań dotyczące tylko 48 h. Najszybciej adsorpcja zachodziła w ciągu dwóch pierwszych godzin. Uzyskane stężenia końcowe po tym czasie to $0,3 \text{ mmol/dm}^3$ (74% maksymalnej adsorpcji) dla węgla ROW 08 i $0,46 \text{ mmol/dm}^3$ (63% maksymalnej adsorpcji) dla węgla WG-12. Po 10 h mieszania roztworu z węglem aktywnym otrzymano 6% maksymalnej adsorpcji dla węgla ROW 08 i 93% dla WG-12. Po 96 h kontaktu węgli z roztworem pojemności adsorpcyjne różniły się w porównaniu do 24 h kontaktu poniżej 1% dla obydwu analizowanych węgli aktywnych. Przyjęto więc do dalszych badań czas 24 h jako czas niezbędny do ustalenia się równowagi adsorpcji.

Wyniki przedstawione na rysunku 1 wskazują, że większa ilość kwasu salicylowego adsorbowana jest na węglu aktywnym ROW-08. W tym przypadku pomiary prowadzono przy pH około 2,5, w którym kwas salicylowy występuje w formie zarówno zdysocjowanej, jak i niezdisocjowanej.

Ponieważ forma chemiczna ma istotny wpływ na wielkość adsorpcji, w dalszej części badań przeanalizowano wpływ pH na wielkość adsorpcji kwasu salicylowego.

go. Wartość pH decyduje nie tylko o stopniu jonizacji kwasu salicylowego, ale również o dysocjacji grup tlenowych obecnych na powierzchni węgla aktywnego. Na rysunku 2 przedstawiono wyniki adsorpcji kwasu salicylowego z roztworów o różnych wartościach pH na obydwu analizowanych węglach aktywnych. Uzyskane wyniki wskazują, że najwyższa sorpcja zachodzi przy $\text{pH} = 2$. Adsorpcja z pozostałych roztworów (pH od 4 do 10) jest znacznie niższa. Z badań wynika, że w miarę wzrostu pH rośnie adsorpcja, ale jej rezultaty w zakresie pH od 4 do 10 są podobne. Można to tłumaczyć niewielkimi różnicami stopnia jonizacji cząsteczki kwasu salicylowego w zakresie pH od 4 do 10 (od 92 do 100%). Jedynie w roztworach o $\text{pH} = 2$ mamy do czynienia z ponad 90% obecnością niezdisocjowanych cząstek badanego kwasu. Zgodnie z doniesieniami literaturowymi, adsorpcja niezdisocjowanej formy jest znacznie wyższa od zdysocjowanej formy związków organicznych. Uzyskane pojemności adsorpcyjne porównywane dla tego samego stężenia początkowego są prawie 2-krotnie wyższe przy $\text{pH} = 2$, w porównaniu do $\text{pH} = 10$ dla węgla ROW 08, a ponad 3-krotnie dla węgla WG-12. Znacznie większe różnice występują, gdy porównanie prowadzi się dla tych samych stężeń równowagowych.



Rys. 2. Wpływ pH na wielkość sorpcji kwasu salicylowego: a) na węglu aktywnym ROW 08, b) na węglu aktywnym WG-12

Fig. 2. The effect of pH on sorption of salicylic acid: a) on the ROW 08 activated carbon, b) on the WG-12 activated carbon

Adsorpcja niezjonizowanych cząsteczek kwasu salicylowego jest uzależniona od dostępnej powierzchni dla danego związku. Spośród badanych węgli aktywnych większą powierzchnią właściwą charakteryzuje się węgiel WG-12 (tab. 1) niż ROW 08. W przypadku kwasu salicylowego, którego cząsteczki są znacznie większe od wykorzystywanych podczas pomiarów powierzchni, większa adsorpcja zachodzi na węglu ROW 08, co może świadczyć o lepszym dla adsorpcji badanego kwasu rozkładzie porów. Prawdopodobnie usytuowanie tlenków powierzchniowych w węglu aktywnym ROW 08 jest również korzystniejsze. Węgiel WG-12 posiada więcej ugrupowań tlenowych o charakterze zasadowym (tab. 4), które w głównej mierze odpowiadają za adsorpcję m.in. zjonizowanych kwasów orga-

nicznych, niż ROW 08. Różnice w ich ilości nie są jednak duże, a lokalizacja w węglu ROW 08 pozwala na ich lepsze wykorzystanie. Należy zauważyć, że gdy w roztworze o określonym pH zachodzi pełna jonizacja słabych elektrolitów ($\text{pH} = 7$ dla kwasu salicylowego), możliwa jest wtedy adsorpcja z udziałem sił van der Waalsa jonów organicznych, ponieważ jony nie wypierają z fazy adsorpcyjnej silnie zaadsorbowanych cząsteczek niezjonizowanych. Po całkowitej dysocjacji grupy $-\text{COOH}$ kwasu salicylowego adsorpcja zachodzi w zależności od pH, niezależnie od tego, czy w roztworze są obecne cząsteczki zjonizowane. Dochodzi również do pełnej jonizacji wobec grupy $-\text{OH}$ i utworzenia dwuwartościowych jonów.

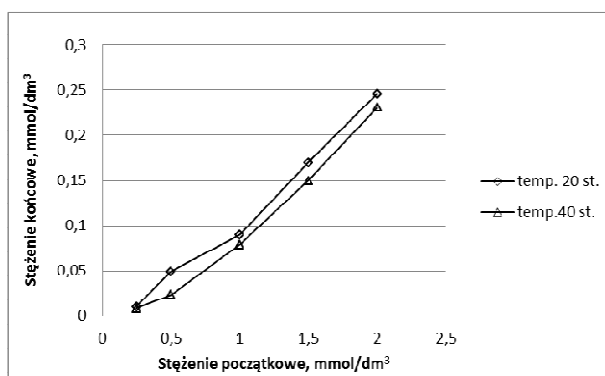
W niezjonizowanych roztworach na powierzchni grup tlenowych są zatrzymywane cząsteczki wody, które, tworząc skupiska na powierzchni węgla, utrudniają sorpcję cząsteczek kwasów organicznych. W roztworach zjonizowanych, gdzie dochodzi do całkowitej dysocjacji cząsteczek, za wielkość sorpcji odpowiadają powierzchniowe grupy tlenowe [21].

Tabela 4. Ilość powierzchniowych grup funkcyjnych na wyjściowych węglach aktywnych oznaczona metodą Boehma

Table 4. The number of surface functional groups for the activated carbons determined with Boehm method prior to the experiments

Węgiel aktywny	Grupy funkcyjne, mmol/g					
	karboksylowe	laktonowe	fenolowe	karbonylowe	Σ zasadowe	Σ kwasowe
WG-12	0,182	0,209	0,110	0,085	0,467	0,501
ROW 08	0,163	0,12	0,309	0,021	0,434	0,592

Na adsorpcję kwasu salicylowego na węglach aktywnych wpływ ma również temperatura roztworu. Rysunek 3 prezentuje zależność adsorpcji od temperatury. Pomiary prowadzono z roztworów o pH od 3,10 do 3,40, czyli w przypadku gdy obecne są w roztworze w głównej części cząstki zjonizowane, ale również występują niezjonizowane.



Rys. 3. Wpływ temperatury na adsorpcję kwasu salicylowego na węglu aktywnym ROW 08

Fig. 3. The effect of temperature of salicylic acid on the ROW 08 activated carbon

Na rysunku 3 przedstawiono wynik adsorpcji w temperaturze 20 i 40°C. Z badań wynika, że adsorpcja efektywniej zachodzi w temperaturze 20°C niż w temperaturze 40°C, niemniej różnice w adsorpcji nie są duże. Najprawdopodobniej jest to spowodowane spadkiem interakcji pomiędzy substancją rozpuszczoną a miejscami aktywnymi sorbentu [22].

Podsumowanie

Adsorpcja na węglu aktywnym może być sposobem usuwania kwasu salicylowego z wody. Skuteczność adsorpcji jest jednak w dużym stopniu zdeterminowana wartością pH roztworu, z którego kwas jest adsorbowany. Uzyskane pojemności adsorpcyjne są znacznie wyższe w przypadku adsorpcji cząstek niezjonizowanych (pH = 2) w porównaniu do adsorpcji jonowych form tego kwasu. Wzrost pH kwasu powyżej 4 powoduje już niewielkie obniżenie rezultatów adsorpcji, co związane jest najprawdopodobniej z niewielkimi zmianami w stopniu jonizacji kwasu. Na efekty adsorpcji zarówno zjonizowanych, jak i niezjonizowanych form kwasu salicylowego ma wpływ chemiczny charakter powierzchni. Obecność ugrupowań zasadowych jest decydująca podczas adsorpcji zdysocjowanych cząsteczek kwasu, ale obecność dużej ilości tlenków powierzchniowych o różnym charakterze wpływa niekorzystnie podczas adsorpcji form niezdisocjowanych. Proces adsorpcji efektywniej przebiegał w temperaturze 20°C niż w temperaturze 40°C.

Literatura

- [1] Nikolaou A., Meric S., Fatta D., Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environments, *Anal. Bioanal. Chem.* 2007, 387, 1225-1234.
- [2] Pedrouzo M., Borrull F., Pocurull E., Marcé R.M., Presence of pharmaceuticals and hormones in waters from sewage treatment plants, *Water Air Soil Pollut.* 2011, 217, 267-281.
- [3] Verlicchi P., Aukidy A.M., Zambello E., Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review, *Science of the Total Environment* 2012, 429, 123-155.
- [4] Ziylan A., Ince N.H., The occurrence and fate of anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals in sewage and fresh water: Treatability by conventional and non-conventional processes, *Journal of Hazardous Materials* 2011, 187, 24-36.
- [5] Monteiro S.C., Boxall A.B., Occurrence and fate of human pharmaceuticals in the environment, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 2010, 202, 53-154.
- [6] Szymonik A., Lach J., Zagrożenia środowiska wodnego obecnością środków farmaceutycznych, *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2012, 15, 249-263.
- [7] Yang G.C.C., Yen C.H., The use of different materials to form the intermediate layers of tubular carbon nanofibers/carbon/alumina composite membranes for removing pharmaceuticals from aqueous solutions, *Journal of Membrane Science* 2013, 425-426, 121-130.
- [8] Grover D.P., Zhou J.L., Frickers P.E., Readman J.W., Improved removal of estrogenic and pharmaceutical compounds in sewage effluent by full scale granular activated carbon: Impact on receiving river water, *Journal of Hazardous Materials* 2011, 185, 1005-1011.

- [9] Pakuła M., Walczyk M., Biniak S., Świątkowski A., Electrochemical and FTIR studies of the mutual influence of lead(II) or iron(III) and phenol on their adsorption from aqueous solution by modified active carbons, *Chemosphere* 2007, 69, 209-219.
- [10] Janiec W., *Kompendium farmakologii*, Wydawnictwo Lekarskie PZWL, Warszawa 2005.
- [11] Migowska N., Caban M., Stepnowski P., Kumirska J., Simultaneous analysis of non-steroidal anti-inflammatory drugs and estrogenic hormones in water and wastewater samples using gas chromatography-mass spectrometry and gas chromatography with electron capture detection, *Science of the Total Environment* 2012, 441, 77-88.
- [12] Baranowska I., Kowalski B., A Rapid UHPLC method for the simultaneous determination of drugs from different therapeutic groups in surface water and wastewater, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2012, 89, 8-14.
- [13] Terzyk A.P., Rychlicki G., Mechanizmy adsorpcji fenoli roztworów wodnych na węglach aktywnych, V Konferencja Naukowo-Techniczna Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle, Częstochowa - Białowieża 2006.
- [14] Sheha D., Khalaf H., Daghestani N., Experimental design methodology for the preparation of activated carbon from sewage sludge by chemical activation process, *Arab J. Sci. Eng.* DOI 10.1007/s13369-012-0470-4.
- [15] Kovalova L., Knappe D.R., Lehnberg K., Kazner Ch., Removal of highly polar micropollutants from wastewater by powdered activated carbon, *Environ. Sci. Pollut. Res.* DOI 10.1007/s11356-012-1432-9.
- [16] Choma J., Jaroniec M., Ustinov E.A., Adsorpcyjna charakterystyka węgla aktywnych o bardzo dobrze rozwiniętej porowatości, *Ochrona Środowiska* 2004, 4, 3-7.
- [17] Choma J., Jaroniec M., Burackiewicz-Mortka W., Gwizdalski M., Wpływ struktury porowatej węgla aktywnego na adsorpcje benzenu z roztworów wodnych, *Ochrona Środowiska* 1993, 3, 45-48.
- [18] Nouri S., Haghseresht F., Estimation of adsorption capacity for dissociating and non-dissociating aromatic compounds on activated carbon with different models, *Adsorption* 2005, 11, 77-86.
- [19] Ania C.O., Pelayo J.G., Bandosz T.J., Reactive adsorption of penicillin on activated carbons, *Adsorption* 2011, 17, 421-429.
- [20] Smolin S.K., Shvidenko O.G., Zabneva O.V., Sinel'nikova A.V., Removal of aromatic compounds from water on biologically activated carbon, *Physical Chemistry of Water Treatment Processes* 2009, 31, 367-372.
- [21] Haghseresht F., Effects of carbon surface chemistry and solution pH on the adsorption of binary aromatic solutes, *Carbon* 2003, 41, 881-892.
- [22] Cuerda-Correa E.M., Domínguez-Vargas J.R., Olivares-Marín F.J., Beltrán de Heredia J., On the use of carbon blacks as potential low-cost adsorbents for the removal of non-steroidal anti-inflammatory drugs from river water, *Journal of Hazardous Materials* 2010, 177, 1046-1053.

The Effect of pH and Temperature on Adsorption of Salicylic Acid for Industrial Activated Carbons

The article presents the results of the study on sorption of salicylic acid from water solutions on the selected industrial activated carbons: WG-12, ROW 08 and F-300. The highest efficiency of sorption was observed for the F-300 activated carbon. The efficiency of sorption on selected activated carbons depends on pH and temperature of the solution subjected to sorption. The highest number of particles was adsorbed at low values of pH (pH = 2) and at low temperature (20°C). With the increase in pH and temperature of the solution the efficiency of adsorption decreases.

Keywords: adsorption, activated carbon, salicylic acid