

Helena Jankowska
Sławomir Neffe

ADSORPCYJNE I JONOWYMIENNE WŁAŚCIWOŚCI WĘGLI AKTYWNYCH O UTLENIONEJ POWIERZCHNI

Adsorpcja na powierzchni węgla aktywnego jest jednym z podstawowych etapów efektywnych procesów oczyszczania wody oraz usuwania zanieczyszczeń organicznych ze ścieków miejskich i przemysłowych [1, 2]. O skali zastosowania węgla aktywnych w tych procesach decydują konieczności technologiczne, wynikające z coraz wyższych stężeń i zwiększonej różnorodności szkodliwych zanieczyszczeń oraz względy ekonomiczne. Wykorzystanie na szerszą skalę węgla aktywnego w celu oczyszczania wody i ścieków stało się możliwe dzięki rozwojowi metod i instalacji do regeneracji zużytych adsorbentów [3]. Jednocześnie coraz wyraźniejsza staje się tendencja do stosowania w oczyszczaniu wody węgla aktywnych gorszej jakości, otrzymanych np. w wyniku karbonizacji i aktywacji odpadowych surowców pochodzenia organicznego.

Ponieważ węgiel aktywny stosuje się w końcowym etapie procesu uzdatniania wody, największe znaczenie mają substancje, które nie uległy usunięciu w etapach filtracji, biologicznego rozkładu, koagulacji czy utleniania. Do substancji tych należą trwałe, stosunkowo małe (masa cząsteczkowa <100) cząsteczki organiczne (nieelektrolity i słabe elektrolity), niektóre substancje powierzchniowo czynne oraz jony nieorganiczne. Istotne znaczenie ma również obecność w wodzie śladowych ilości substancji organicznych, charakteryzujących się silnym działaniem fizjologicznym.

Zastosowanie odpowiedniego rodzaju węgla aktywnego do danego składu oczyszczanego roztworu jest podstawowym czynnikiem warunkującym wysoką efektywność procesu. Pomimo zaawansowanych prac teoretycznych nad procesem adsorpcji z fazy wodnej, dobór odpowiedniego substratu do konkretnego celu opiera się w dalszym ciągu na wynikach badań eksperymentalnych. Zasadniczym kryterium oceny jakości węgla aktywnego jest powierzchnia właściwa i struktura porów. Liczne badania wykazały, że w przypadku adsorpcji z rozcieńczonych roztworów wodnych kryterium to nie zawsze jest jednoznaczne. Często pojemność warstwy adsorpcyjnej węgla, oceniona na podstawie adsorpcji z fazy gazowej, wykorzystywana jest w procesie adsorpcji z fazy wodnej w zakresie od kilku do kilkudziesięciu procent [4—8]. Stwierdzono, że równoważne

ilości węgla aktywnych o takich samych powierzchniach właściwych, lecz otrzymanych różnymi metodami, charakteryzują się różnicowanymi właściwościami adsorpcyjnymi. Zjawisko to wyjaśnia się różnicami w rozkładzie rozmiarów porów i związanym z tym efektem sita molekularnego oraz różnicami w chemicznej budowie powierzchni węgla. Według najnowszych poglądów, temu ostatniemu czynnikowi przypisuje się coraz większe znaczenie w procesie adsorpcji niektórych toksycznych substancji z roztworów wodnych [5, 6, 8].

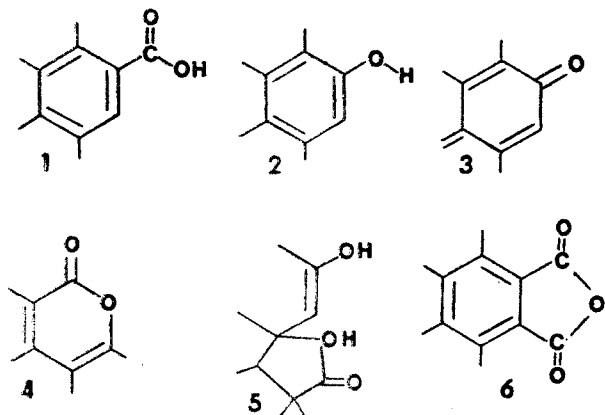
Chemiczna budowa powierzchni węgla aktywnych

Węgłe aktywne ze względu na turbostratyczną, wysoce nieuporządkowaną strukturę krystaliczną oraz dużą powierzchnię właściwą, łatwo ulegają powierzchniowemu utlenieniu, zarówno w fazie gazowej jak i ciekłej. Utlenienie powierzchni może przebiegać w sposób niekontrolowany (np. w czasie aktywacji prowadzonej przy nadmiarze czynnika utleniającego, wilgotnym powietrzem w czasie przechowywania; chlorem, tlenem lub ozonem rozpuszczonym w oczyszczonej wodzie) lub też w sposób kontrolowany. Zamierzone utlenianie powierzchni węgla aktywnych prowadzi się gazowymi lub ciekłymi mediami utleniającymi. Roztworami utleniającymi są najczęściej: kwas azotowy, kwas nadchlorowy, mieszanina kwasu azotowego i siarkowego, roztwory soli utleniających (KMnO_4 , NaClO_4 , NaClO_3 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$) oraz roztwory nadtlenu wodoru. Utlenianie w fazie gazowej prowadzone jest najczęściej za pomocą powietrza, tlenu, ozonu, dwutlenku siarki, dwutlenku węgla, tlenków azotu lub par kwasu azotowego [9].

Modyfikacja powierzchni węgla aktywnych poprzez utlenianie powoduje wzrost stężenia powierzchniowego chemisorbowanego tlenu, a tym samym wzrost polarności i hydrofilności powierzchni. Na podstawie obszernych badań fizykochemicznych sugeruje się obecność na powierzchni utlenionego węgla aktywnego różnych grup funkcyjnych: karboksylowych, fenolowych, hydrochinonowych, chinonowych, aldehydowych, laktonowych, eterowych, estrowych, bezwodników kwasów karboksylowych i cyklicznych nadtlenków (rys. 1). [10].

Do ilościowego i jakościowego oznaczenia poszczególnych grup funkcyjnych stosuje się me-

tody chemiczne i fizykochemiczne [9—11]. Do częściej stosowanych metod instrumentalnych należą: spektroskopia w podczerwieni, analiza termogravimetryczna, metody elektrochemiczne, spektroskopia elektronowego rezonansu paramagnetycznego i spektroskopia jądrowego rezonansu magnetycznego. Oznaczenie stężenia powierzchniowego grup kwasowych polega na selektywnym zobojętnieniu za pomocą roztworów zasad [11].



Rys. 1 Ważniejsze tlenowe grupy funkcyjne zidentyfikowane na powierzchni węgla aktywnych [10] (1 — grupa karboksylowa, 2 — grupa fenolowa, 3 — grupa chinonowa, 4 — grupa *n*-laktonowa, 5 — grupa β -laktonowa, 6 — grupa typu bezwodnika kwasu karboksylowego).

Jonowymienne właściwości utlenionych węgla aktywnych

Utlenione węgle aktywne przejawiają w wodnych roztworach elektrolitów silne właściwości kationowymienne. Pojemność jonowymienności węgla zależy od stężenia powierzchniowych grup funkcyjnych, rodzaju i stężenia elektrolitu, pH roztworu oraz od obecności innych substancji w roztworze [9]. Najważniejszymi zaletami utlenionych węgla aktywnych jako wymienniczy jonowych są: wysoka selektywność wymiany jonowej, zdolność do wymiany kationów przy niskich wartościach pH oraz odporność na wysokie temperatury i promieniowanie jonizujące. Do wad należą: stosunkowo niskie wartości pojemności jonowymienności, mieszczące się w granicach od 0,5 do 1,5 val/kg oraz ograniczenia dyfuzyjne szybkości wymiany jonowej. Kinetykę oraz statykę procesu wymiany jonowej na węglach aktywnych badano za pomocą analizy chemicznej, metodami izotopowymi oraz metodą pehametryczną [3, 9, 11, 12].

Zakres i metodyka badań

Badania wykonano dla węgla aktywnych typu AG oraz CWZ-3, produkcji polskiej. Węgle po zmieleniu i odsianiu frakcji przechodzącej przez sita DIN o średnicy oczek ϕ 63 μ m, odpopielono mieszaniną kwasów solnego i fluorowodorowego. Po odmyciu kwasów węgle

utleniono 68% kwasem azotowym w temperaturze wrzenia. Następnie węgle dokładnie odmyto wodą redestylowaną i wysuszono w eksykatorze próżniowym. W celach porównawczych badano również sadze IRB-4 oraz Sevocarb MT utlenione za pomocą kwasu azotowego. Podstawowe właściwości fizykochemiczne badanych materiałów węglowych zestawiono w tabeli 1.

Tabela 1
PODSTAWOWE WŁAŚCIWOŚCI FIZYKOCHEMICZNE BADANYCH MATERIAŁÓW WĘGLOWYCH

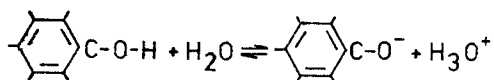
Rodzaj materiału	Pow. właściwa BET m ² /g	Poj. wymienna w 0,1 M HCl	Zawartość powierzchniowych grup kwasowych			
			karbo- kysłowe	fenolowe	laktone	karbo- nylowe
			mmol/g			
Węgiel AG	1010	0,43	0,000	0,010	0,013	0,005
Węgiel AG utl. HNO ₃	970	0,104	0,99	1,64	0,080	0,015
Węgiel CWZ-3	670	0,68	0,000	0,000	0,060	0,000
Węgiel CWZ-3 utl. HNO ₃	680	0,165	1,05	1,55	0,130	0,129
Sadza IRB-4 utl. HNO ₃	112	0,003	0,06	0,42	0,002	0,09
Sadza Sevocarb MT utl. HNO ₃	8	0,000	0,03	0,20	0,005	0,08

Miareczkowania potencjometryczne i pehastatyczne zawiesin badanych materiałów węglowych wykonano za pomocą zestawu do automatycznego miareczkowania typu RTS firmy Radiometer. Próbkę węgla umieszczano w naczyniu polipropylenowym i dodawano 20 cm³ roztworu elektrolitu lub wody redestylowanej. Jako roztwory elektrolitów stosowano wodne roztwory chlorku litowego, sodowego, cezowego i wapniowego o stężeniu 0,1 val/m³. Tytrantem był roztwór wodorotlenku sodowego o stężeniu 0,079 mol/dm³. Zawiesinę homogenizowano za pomocą ultradźwięków. Po ustaleniu się równowagi kwasowo-zasadowej i jonowymiennej pomiędzy powierzchnią węgla a roztworem, wykonywano automatyczne miareczkowanie potencjometryczne badanej zawiesiny lub przesącza otrzymanego po dokładnym oddzieleniu węgla od roztworu. W celu określenia pojemności jonowymiennej zawiesin węgla aktywnych i sadzy dla ściśle określonej wartości pH przeprowadzono miareczkowanie pehastatyczne. Dla nieutlenionych i utlenionych węgla aktywnych wykonano izotermę adsorpcji błękitu metylenowego oraz kwasów fluorooctowego i benzooesowego.

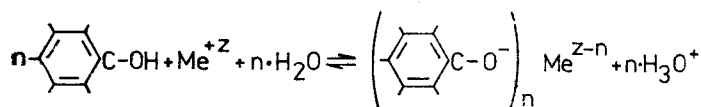
Wyniki badań i dyskusja

Krzywe miareczkowania potencjometrycznego zawiesin węgla AG, utlenionego kwasem azotowym, przedstawiono na rysunku 2.

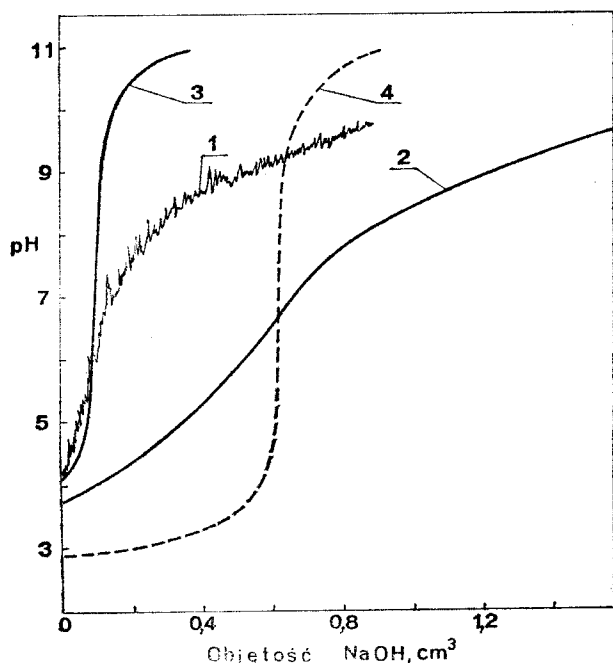
Zawiesina węgla w wodzie redestylowanej ma wartość pH=4,10 i w czasie miareczkowania ulega szybkiemu zobojętnieniu, co świadczy o niskiej pojemności jonowymiennej układu. Kwasowość zawiesiny wodnej można tłumaczyć autodysocjacją powierzchniowych grup funkcyjnych, biegnącą zgodnie ze schematem:



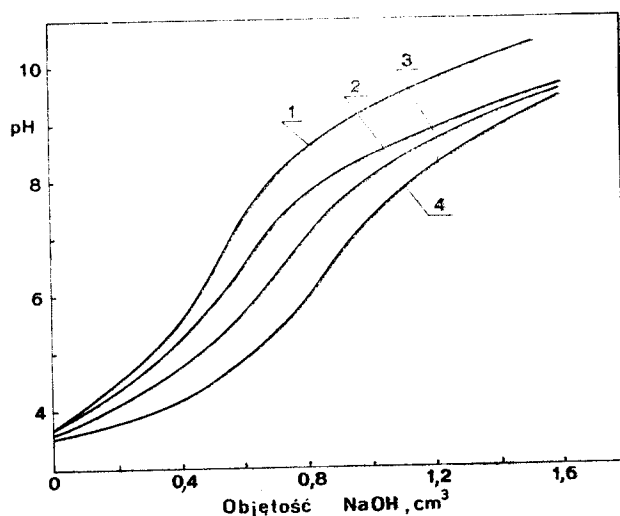
oraz rozpuszczaniem chemisorbowanego dwutlenku węgla. Krzywe miareczkowania zawiesiny węgla w roztworze elektrolitu mają jeden punkt przegięcia. Mała szybkość dozowania titranta (0,0625 cm³/min) oraz zastosowanie ultradźwięków do homogenizacji zawiesiny, umożliwiły miareczkowanie w warunkach bliskich stanowi równowagi. W tym przypadku procesem biegnącym w zawieszynie jest wymiana jonowa:



Miareczkowanie zawiesin węgla aktywnych w roztworze elektrolitu obojętnego odpowiada odmiareczkowaniu jonów wodorowych, wydzielonych w wyniku wymiany jonowej pomiędzy kationami elektrolitu, a aktywnymi jonami wodorowymi powierzchniowych grup funkcyjnych. Zmiana wartości pH zawiesiny, wymuszona przez dodawanie wodorotlenku sodowego, wywołuje dysocjację kolejnych grup kwasowych. Reakcje zobojętnienia biegną w objętości roztworu jak również na powierzchni ziaren węgla i wewnątrz porów. Wytworzony (w wyniku dysocjacji grup kwasowych) ujemny ładunek powierzchniowy rozkłada się równomiernie w całym ziarnie, utrudniając dysocjację następnych centrów kwasowych.



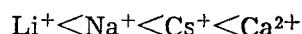
Rys. 2 Krzywe miareczkowania potencjometrycznego zawiesin węgla aktywnego AG, utlenionego za pomocą HNO₃ (1 — zawieszyna w wodzie redestylowanej, 2 — zawieszyna w roztworze NaCl o stężeniu 0,1 mol/dm³, 3 — roztwór NaCl po 60 minutowym kontakcie z węglem i odwirowaniu, 4 — roztwór HCl w roztworze NaCl)



Rys. 3 Krzywe miareczkowania potencjometrycznego zawiesin węgla AG, utlenionego za pomocą HNO₃, w różnych roztworach elektrolitów o stężeniu 0,1 mol/dm³ (1 — LiCl, 2 — NaCl, 3 — CsCl, 4 — CaCl₂)

Ujemny ładunek powierzchniowy sprzyja adsorpcji wymiennej kationów. Ilość grup funkcyjnych zdolnych do wymiany kationów w 0,1 molowym roztworze NaCl określono na podstawie miareczkowania roztworu otrzymanego po odwirowaniu węgla od zawiesiny, po ustaleniu się równowagi jonowymiennej (krzywa 3 na rys. 2). Na rysunku 3 przedstawiono krzywe miareczkowania potencjometrycznego zawiesin węgla AG w roztworach elektrolitów o stężeniu 0,1 mol/dm³.

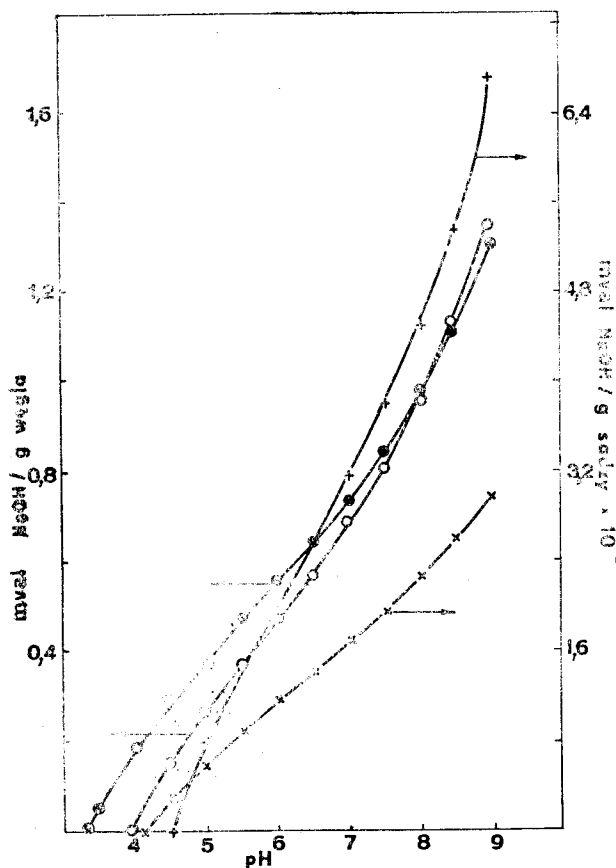
Krzywe te wskazują na zmniejszenie się zdolności kationowymiennych badanych elektrolitów w kolejności:



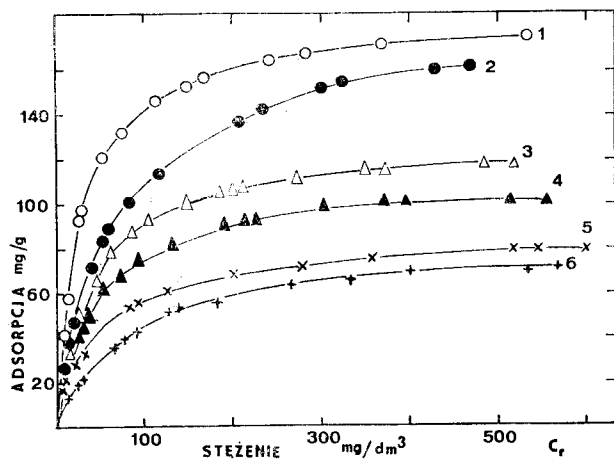
Miareczkowanie pehastatyczne umożliwia osiągnięcie stanu równowagi kwasowo-zasadowej i jonowymiennej pomiędzy powierzchnią a roztworem w badanym zakresie wartości pH. Na rysunku 4 przedstawiono zależności objętości titranta niezbędnej do osiągnięcia i utrzymania stałej (zadanej) wartości pH zawiesiny od wartości pH zawiesiny.

Krzywe te pozwalają na bezpośrednie określenie pojemności jonowymiennej węgla aktywnych i sady w roztworze o określonej wartości pH. W literaturze opisane są liczne badania procesu wymiany jonowej na utlenionych węglach aktywnych wielu jonów metali: Cr (II), Cr (III), Cr (VI), Hg (II), Cu (II), Fe (II), Fe (III), V (IV), V (V), Au (III) [3, 9]. W licznych przypadkach stwierdzono wysoką przydatność węgla aktywnych do usuwania jonów nieorganicznych w procesie oczyszczania wody i ścieków.

Izotermy adsorpcji kwasów benzoowego i fluorooctowego na nieutlenionych i utlenionych węglach aktywnych (rys. 5) wskazują na obniżenie pojemności sorpcyjnej badanych węgli po utlenieniu. Obniżenie to jest względnie duże w zakresie niskich stężeń równowago-



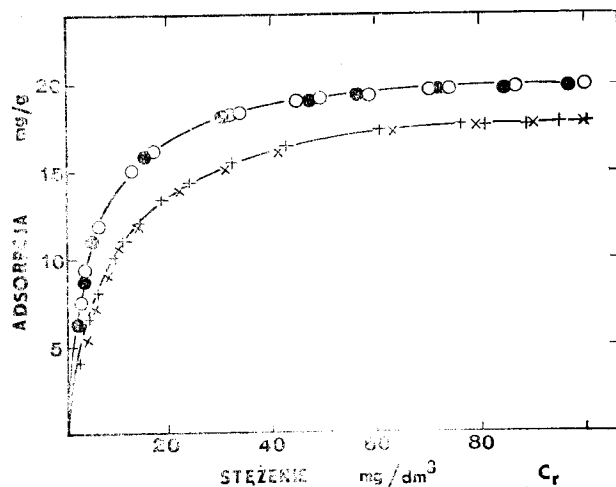
Rys. 4. Krzywe miareczkowania pehastatycznego zawiesin materiałów węglowych, utlenionych za pomocą HNO_3 , w roztworze NaCl o stężeniu $0,1 \text{ mol/dm}^3$ (o — węgiel CWZ-3, o — węgiel AG, + — sadza IRB-4, x — sadza Sevocarb MT)



Rys. 5. Izotermie adsorpcji kwasów benzoesowego (1 i 2) oraz fluorooctowego (3, 4, 5 i 6) na węglach aktywnych (+ — CWZ-3, x — CWZ-3 utleniony, Δ i o — AG, ▲ i ● — AG utleniony)

wych (do 100 g/m^3). Sugeruje to istotny wpływ chemizmu powierzchni na mechanizm procesu adsorpcji w badanych układach. Kwas benzoesowy oraz fluorooctowy znajdowały się w badanych roztworach w formie obojętnej.

Izotermie adsorpcji błękitu metylenowego (BM) na badanych węglach aktywnych (rys. 6) nie



Rys. 6. Izotermie adsorpcji błękitu metylenowego na węglach aktywnych (+ — CWZ-3, x — CWZ-3 utleniony, o — AG, ● — AG utleniony)

uwidaczniały wyraźnego wpływu utlenienia powierzchni węgla na jego właściwości adsorpcyjne. Brak wpływu utlenienia powierzchni węgla na przebieg izoterm adsorpcji BM świadczy o fizycznym mechanizmie wiązania tego adsorbentu z powierzchnią węgla. Pomimo tego, że BM występuje w wodzie w formie zjonizowanej, wysoka masa cząsteczkowa tej substancji decyduje o mechanizmie adsorpcji. Zasadniczym rodzajem oddziaływań pomiędzy powierzchnią węgla aktywnego a zaadsorbowaną substancją organiczną są oddziaływania dyspersyjne. Energia tych oddziaływań rośnie proporcjonalnie do masy cząsteczkowej adsorbentu i bardzo szybko maleje wraz ze wzrostem odległości atomów cząsteczek adsorbentu od powierzchni. Chemisorbowane na krawędziach krystalitów węglowych tlenowe grupy funkcyjne oddziałują na siebie wzajemnie poprzez sprzężenie elektronów Π skondensowanych aromatycznych pierścieni węglowych. Tlenowe grupy o charakterze kwasowym są grupami akceptorowymi. Ich obecność obniża gęstość elektronów Π na płaszczyznach krystalitów, co bezpośrednio wpływa na możliwość oddziaływań płaszczyzna — adsorbent. Dla adsorpcji substancji organicznych z roztworów wodnych parametrem energetycznym, decydującym o efektywności procesu, jest różnica pomiędzy energią adsorpcji rozpuszczonej substancji organicznej i wody [2]. Ze wzrostem polarności i hydrofilowości powierzchni rośnie energia adsorpcji cząsteczek wody, a warunki energetyczne adsorpcji substancji organicznej ulegają pogorszeniu.

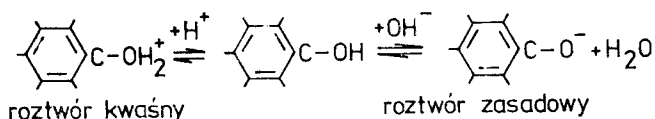
Wpływ utlenienia powierzchni węgla aktywnych na ich właściwości adsorpcyjne w roztworach wodnych przejawia się w kilku efektach:

- zmiana struktury porowatej i powierzchni właściwej,
- wzrost polarności i hydrofilowości powierzchni,
- zmiana ładunku powierzchniowego ziarna węgla.

Zmiana struktury porowatej węgla aktywnego wywołana utlenieniem powierzchniowym zależy od sposobu i intensywności utlenienia. Łagodne utlenienie powierzchni w fazie ciekłej prowadzi z reguły do niewielkich zmian w strukturze porów. Intensywne utlenienie w fazie gazowej może w końcowym przypadku doprowadzić do zniszczenia struktury porów i utraty właściwości adsorpcyjnych węgla. Polarność i hydrofilowość powierzchni węgla aktywnych po utlenieniu zawsze rośnie, co ocenia się najczęściej na podstawie izoterm adsorpcji pary wodnej [13]. Wpływ utlenienia powierzchni węgla aktywnych na ich właściwości adsorpcyjne w roztworach wodnych jest od wielu lat przedmiotem intensywnych badań [2, 4—8, 10, 14—18]. Jako adsorbenty badane są najczęściej fenol i jego pochodne, chloroform, aminy, mocznik, podstawione alkanany, substancje powierzchniowo czynne. Z analizy danych literaturowych oraz badań własnych wynika, że utlenienie powierzchni praktycznie nie zmienia właściwości adsorpcyjnych węgla aktywnego w stosunku do niepolarnych lub słabopolarnych substancji organicznych o dużej masie cząsteczkowej. Dla substancji o budowie polarnej oraz dla słabych elektrolitów obserwowano wyraźny wpływ utlenienia powierzchni na pojemność adsorpcyjną węgla. W przypadku fenolu i jego pochodnych stwierdzono obniżenie pojemności sorpcyjnej węgla w zakresie od kilku do kilkudziesięciu procent [4—7, 15—17].

Dla mocznika i amin aromatycznych utlenienie powierzchni wpływa korzystnie na wielkość adsorpcji [4, 5, 7, 16]. Prawdopodobnie w tym przypadku powierzchniowe grupy kwasowe oddziałują chemicznie z zasadowym adsorbentem.

Wartość pH oczyszczanej wody lub ścieków może istotnie wpływać na pojemność adsorpcyjną węgla aktywnego. Wpływ ten jest szczególnie wyraźny, gdy w wodzie znajdują się słabe elektrolity organiczne lub nieorganiczne [18 19]. Dane doświadczalne wskazują, że zjonizowana forma adsorbentu ulega adsorpcji około 10 razy słabiej od jego formy obojętnej. Efekt ten przypisywany jest głównie hydratacji formy zjonizowanej. W przypadku substancji organicznych o charakterze kwasowym wartości pH roztworu < 7 będą sprzyjały adsorpcji, ponieważ ich dysocjacja będzie cofnięta. Odwrotnie będzie w przypadku słabych elektrolitów o charakterze zasadowym. Aktywność jonów wodorowych będzie również wpływała na stan równowagi kwasowo-zasadowej tlenowych powierzchniowych grup funkcyjnych. Dla utlenionych węgli aktywnych równowagę tą można przedstawić następująco:



z reguły istnieje pewna optymalna wartość pH, przy której pojemność adsorpcyjna węgla wykorzystywana jest w najwyższym stopniu. W przypadku oczyszczania niektórych ścieków metodą adsorpcyjną konieczna jest taka zmiana pH, aby w roztworze występowała tylko obojętna forma zanieczyszczenia.

Podsumowanie

Węgla aktywne po utlenieniu nabierają cech selektywnych i skutecznych wymiennaczy jonowych. Jednocześnie ich właściwości adsorpcyjne w stosunku do wielu niepolarnych substancji nie ulegają zmianie. Utlenienie powierzchni obniża zdolności adsorpcyjne węgla w stosunku do substancji polarnych lub słabych elektrolitów o charakterze kwasowym. Badania sugerują celowość zastosowania utlenionych węgli aktywnych w procesie uzdatniania wody zanieczyszczonej jednocześnie substancjami organicznymi oraz toksycznymi jonami metali.

LITERATURA

1. Activated Carbon Adsorption for Wastewater Treatment, ed. Jerry R. PERRICH, CRC Press, Inc., Boca Raton, 1981.
2. A. M. KOGANOWSKI, T. M. LEWCZENKO, W. A. KIRICZENKO: Adsorpcja rastworennych wieszczew, Kijów 1977.
3. C. P. HUANG: Carbon Adsorption Handbook, ed. Paul N. CHEREMISINOFF i F. ELLER-BUSCH, Ann Arbor Science 1980, s. 281—329.
4. R. W. COUGHLIN, F. S. EZRA, R. N. TAN: J. Colloid. Interface Sci., 1968, 28, s. 386—396.
5. B. R. PURI: Treatment of Water by Granular Activated Carbon, ed. M. J. GUIRE i I. H. SUFFET, Advances in Chemistry series, 1983, 202, s. 77—93.
6. Ch. ISHIZAKI, I. MARTI, M. RUIZ: *ibid.*, s. 95—106.
7. R. W. COUGHLIN, F. S. EZRA: Environ. Sci. Technol., 1968, 2, s. 291—297.
8. S. NEFFE, J. LEŚNIAK: Chem. Stos., w druku.
9. I. A. TARKOWSKAJA: Okislenij ugol, Kijów 1981.
10. J. S. MATTSON, H. B. MARK Jr.: Activated Carbon, Marcel Dekker, New York, 1971.
11. H. P. BOEHM, E. DIEHL, W. HECK, R. SAPPOK: Angew. Chem., 1964, 76, s. 742—746.
12. S. NEFFE: Carbon, 1987, 25, s. 441—443.
13. S. S. BARTON, M. J. B. EVANS, J. HOLLAND, J. E. KORESH: Carbon, 1984, 22, s. 265—272.
14. J. J. KIPLING: Adsorption from Solutions of Non-Electrolytes, Academic Press 1965.
15. H. ODA, M. KISHIDA, C. YOKOKAWA: Carbon, 1983, 21, s. 485—489.
16. H. JANKOWSKA, A. ŚWIĄTKOWSKI, J. OŚCIK, R. KUSAK: Carbon 1983, 21, s. 117—120.
17. G. MULLER, C. J. RADKE, J. M. PRAUSNITZ: J. Phys. Chem., 1980, 84, s. 369—376.
18. J. T. COOKSON, Jr.: Carbon Adsorption Handbook, ed. Paul N. CHEREMISINOFF i F. ELLER-BUSCH, Ann Arbor Science 1980, s. 241—279.

Ponieważ większość oczyszczanych ścieków charakteryzuje się bardzo złożonym składem,

H. Jankowska, S. Neffe

ADSORBING AND ION-EXCHANGING PROPERTIES OF ACTIVATED CARBON WITH OXIDIZED SURFACE

The authors give a detailed account of literature data and of their own experimental results concerning the influence of partial surface oxidation on some

properties of activated carbon. The experiments have revealed that the oxidation of the carbon surface has an unfavourable effect on the sorbing capacity only during adsorption of weak organic acids from aqueous solutions. Activated carbon with an oxidized surface displays desirable cation-exchange capacity with regard to some toxic heavy metal ions. Consideration has also been given to the relationship between the pH of water and the efficiency of adsorption on the carbon surface, taking into account a possible dissociation of functional groups present on the surface, or the decomposition of weak organic electrolytes present in the water.