

УДК 661.183:677.4+663.631.8

**О.В. Щербицька, В.М. Клевцов, В.Д. Кліпов,
І.В. Кононко, Л.С. Проценко, В.П. Сергєєв**

Інститут проблем матеріалознавства ім. І.М. Францевича НАН України
м. Київ, вул. Кржижановського, 3, Україна, 03680

ДОСЛІДЖЕННЯ СОРБЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ АКТИВОВАНИХ ВУГЛЕВОЛОКНИСТИХ МАТЕРІАЛІВ

ЧАСТИНА II. ВПЛИВ ОКИСНЕННЯ НА СОРБЦІЮ МЕТАЛІВ

Ключові слова: вуглецевий волокнистий наноструктурний матеріал, сорбція, модифікація, окиснення, важкі й токсичні метали

Досліджено умови модифікації поверхні активованого вуглецевого волокнистого наноструктурного матеріалу АВВМ «Днепр»-МН окисненням розчином азотної кислоти. Одержано окиснені зразки, що мають підвищену статичну обмінну емність (від 4,1 до 6,95 мг-екв/г).

Вивчено закономірність адсорбції іонів важких і токсичних металів вихідними та окисненими АВВМ.

Встановлено, що сорбція металів неокисненими сорбентами визначається переважно пористою структурою останніх. АВВМ із сумарним об'ємом пор 0,98 см³/г поглинає на 10–30% більше іонів Cs(I), Al(III), Cu(II) і Pb(II) за зразок із сумарним об'ємом пор 0,32 см³/г.

Сорбція іонів металів окисненим зразком АВВМ ефективніша порівняно з неокисненим, особливо за концентрації металів у розчині 10 мг/л, та становить 84,0%; 99,8%; 99,0% та 100% для Cs(I), Al(III), Cu(II) і Pb(II) відповідно, що пояснюється істотним значенням окисненої поверхні у процесах іонного обміну.

У попередньому повідомленні [1] автори подали результати досліджень сорбції органічних речовин активованим вуглецевим волокнистим матеріалом — АВВМ «Днепр»-МН, розробленим в Інституті проблем матеріалознавства НАН України. Матеріал за його сорбційними, фізико-хімічними та технологічними властивостями може бути віднесене до наноструктурних систем. Спосіб та умови активування суттєво впливають на розвиток пористої структури АВВМ, що дає змогу регулювати його сорбційні характеристики.

У другій частині наведено результати вивчення сорбційної активності АВВМ щодо важких та токсичних металів, які належать до найнебезпечніших речовин [2–4]. Потрапляючи до організму людини переважно з питною водою та накопичуючись у ньому, вони спричиняють хронічні захворювання, уражають печінку, нирки, центральну нервову та імунну системи. Згідно з чинним нормативом якості питної води ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством» гранично допустима концентрація (ГДК) хімічних речовин у ній не повинна перевищувати, мг/дм³: алюмінію — 0,5; свинцю — 0,03; стронцію — 7,0; міді — 1,0. ГДК низки інших металів, зокрема нікелю (0,1 мг/дм³), регламентовано в ДСанПіН «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води

© О.В. ЩЕРБИЦЬКА, В.М. КЛЕВЦОВ,
В.Д. КЛІПОВ, І.В. КОНОНКО,
Л.С. ПРОЦЕНКО, В.П. СЕРГІЄВ, 2009

централізованого господарсько-питного водопостачання» (№ 136/1940–1997).

Актуальною для України є також проблема знешкодження радіоактивної забрудненості водоїм, зумовленої аварією на ЧАЕС [5, 6]. Це стосується наявності в них довгоіснуючих радіонуклідів, зокрема цезію та стронцію.

Вуглецеві сорбенти природного та штучного походження широко застосовують у технологіях очищення води, проте більшість із них майже не сорбує іони важких та токсичних металів [7–9]. Підвищити сорбційну ємність сорбенту щодо цих металів можна шляхом модифікації їхньої поверхні, зокрема окисненням [10]. Досліджуваний нами вихідний АВВМ за сорбційними властивостями можна віднести до слабоокисленого вугілля, оскільки він має статичну обмінну ємність (СОЄ) 0,7–2,1 мг-екв/г. Додаткове окиснення дасть змогу модифікувати поверхню й істотно підвищити СОЄ, що поліпшить сорбційні характеристики АВВМ щодо іонів металів.

У зв'язку з цим метою роботи було дослідження сорбційної ефективності АВВМ різного ступеня випалу щодо іонів важких та токсичних металів і вивчення впливу умов модифікації їхньої поверхні на рівень сорбції.

Матеріали та методи

Як вихідні матеріали використовували АВВМ із різним ступенем випалу і, відповідно, з різною пористою структурою [1]. Сорбцію іонів металів здійснювали зразком АВВМ (VI) із розвиненою мікромезопористою структурою (сумарний об'єм пор — 0,98 см³/г, випал — 66%) та АВВМ (II) мікропористим (сумарний об'єм пор — 0,32 см³/г, випал — 25%).

Досліджені сорбенти мають вихідну статичну обмінну ємність, мг-екв/г: АВВМ (II) — 1,43; АВВМ (VI) — 2,02. В експерименті модифікували поверхню АВВМ методом рідинного окиснення розчином азотної кислоти. Попередньо висушенні за температури 105 °C наважки сорбентів (10 г) занурювали у водний розчин азотної кислоти (300 мл) і витримували протягом 0,5–6 год. Концентрація розчину HNO₃ становила 20 та 56 мас.%. Температуру розчину змінюва-

ли від 20 до 100 °C. Окиснені зразки охолоджували й відмивали в дистильованій воді до pH 6,0–6,5, висушували за кімнатної температури впродовж 24 год, а потім — у сушильній шафі за температури 105 °C до одержання постійної маси. На отриманих зразках вивчали залежність СОЄ від умов окиснення (концентрації азотної кислоти, температури та тривалості окиснення).

Статичну обмінну ємність АВВМ за кислотними групами розраховували за даними титрування 0,1 н розчину гідроксиду натрію, яким протягом 24 год обробляли зразки матеріалів. Титрування здійснювали 0,1 н розчином HCl.

Досліджували вміст золи окиснених сорбентів. Масову частку золи визначали згідно з ГОСТ 12596-67.

Сорбцію металів (Cu(II), Al(III), Co(II), Ni(II), Pb(II), Cs(I), Sr(II)) здійснювали в статичному режимі впродовж 24 год за кімнатної температури з розчинів їхніх солей (CuSO₄·5H₂O; NiSO₄·7H₂O; Co(NO₃)₂; Al₂(SO₄)₃; Pb(NO₃)₂; CsCl; SrCl₂). Концентрацію металів визначали на атомно-адсорбційному спектрометрі типу AAS3 та із застосуванням стандартних методик (ГОСТ 2874-82) для контролю якості питної води. Вихідна концентрація іонів металів у розчині становила від 5 до 150 мг/л, що багаторазово перевищувало їхню ГДК у питній воді.

Розраховували ступінь вилучення іонів α , % та питому адсорбцію a , мг/г [1].

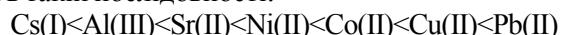
Статистичну обробку отриманих результатів здійснювали за допомогою прикладного пакета програм «Statgraphics»-V.2.6.

Результати та їх обговорення

Результати сорбції важких металів вихідними зразками АВВМ (II) та АВВМ (VI) наведено в табл. 1.

Найбільші показники ступеня вилучення та питомої адсорбції щодо іонів досліджених металів демонструє вугілля АВВМ (VI). Високий ступінь вилучення зафіксовано для іонів Pb(II) та Cu(II), найнижчий — для іонів цезію.

За зростанням ступеня вилучення іонів вихідними зразками АВВМ метали можна розмістити в такій послідовності:



Таблиця 1. Сорбційна активність зразків АВВМ щодо катіонів важких і токсичних металів

Зразок АВВМ	Катіон M^{n+}	Рівноважна концентрація C_p , мг/л	Питома адсорбція a , мг/г	Ступінь вилучення α , %
ABBM (II) ABBM (VI)	Pb(II)	1,09	1,43	89,1
		0,3	3,25	97,0
ABBM (II) ABBM (VI)	Sr(II)	5,64	1,48	43,6
		4,6	1,73	54,0
ABBM (II) ABBM (VI)	Cu(II)	1,58	2,75	84,2
		0,79	3,03	92,1
ABBM (II) ABBM (VI)	Ni(II)	5,17	1,57	48,3
		4,41	1,8	55,9
ABBM (II) ABBM (VI)	Co(II)	5,08	1,58	49,2
		3,87	1,93	61,3
ABBM (II) ABBM (VI)	Al(III)	6,77	1,14	32,3
		5,09	1,63	49,1
ABBM (II)	Cs(I)	8,18	0,6	18,2
ABBM (VI)		7,46	0,85	25,4

Відомо, що підвищити сорбційні властивості вуглецевих сорбентів можна модифікацією їхньої поверхні для одержання катіонообмінних матеріалів [10]. Із цією метою методом рідинного окиснення АВВМ розчином азотної кислоти було отримано окиснені вуглеволокнисті сорбенти з підвищеними катіонообмінними властивостями, які мають СОЄ від 4,1 до 6,95 мг-екв/г (табл. 2).

Аналіз отриманих результатів свідчить, що внаслідок окиснення зменшується сумарний сорбційний об'єм пор досліджених сорбентів. Це зменшення тим помітніше, чим більшою була вихідна величина сорбційного об'єму. Причиною цього може бути часткове заповнення сорбційних пор продуктами реакції окиснення, зокрема гумінами, фульвокислотами тощо.

Масова частка золи вуглецевих матеріалів під час окиснення зменшується переважно за рахунок взаємодії азотної кислоти з діоксидом

кремнію, який становить до 95% у складі золи АВВМ.

Для всіх досліджених зразків спостерігається підвищення статичної обмінної ємності зі збільшенням тривалості окиснення. Найбільше зростання СОЄ відбувається протягом перших 30 хв окиснення й становить 55–64%, протягом 1 год — 77–85%, протягом 2 год — 88–98% від загального зростання. Подальше окиснення триває до 6 год дає змогу підвищити СОЄ лише на 2–3%.

Вплив температури окиснення на СОЄ зразка АВВМ (VI), який досягає найбільших значень за цим показником, при обробці його 20-відсотковою та 56-відсотковою HNO_3 свідчить, що при підвищенні температури від 0 до 60 °C величина СОЄ поступово зростає від 2,02 мг-екв/г до 3,0 мг-екв/г та 4,4 мг-екв/г відповідно до вищеведеної концентрації HNO_3 . Починаючи з температури 60 °C процес окис-

Таблиця 2. Залежність фізико-хімічних характеристик сорбентів від умов окиснення

Зразок	Умови окиснення*	Сумарний об'єм сорбційних пор, cm^3/g		Масова частка золи, %		СОЄ, мг-екв/г	
		вихідний	окиснений	вихідний	окиснений	вихідний	окиснений
ABBM (II)	1	0,32	0,27	2,43	0,72	1,43	4,1
	2		0,25		0,63		5,25
ABBM (VI)	1	0,98	0,41	2,61	0,76	2,02	5,5
	2		0,32		0,67		6,95

*1 — окиснення 20-відсотковою HNO_3 за температури 90 °C протягом 3 год; 2 — окиснення 56-відсотковою HNO_3 за температури 100 °C протягом 3 год

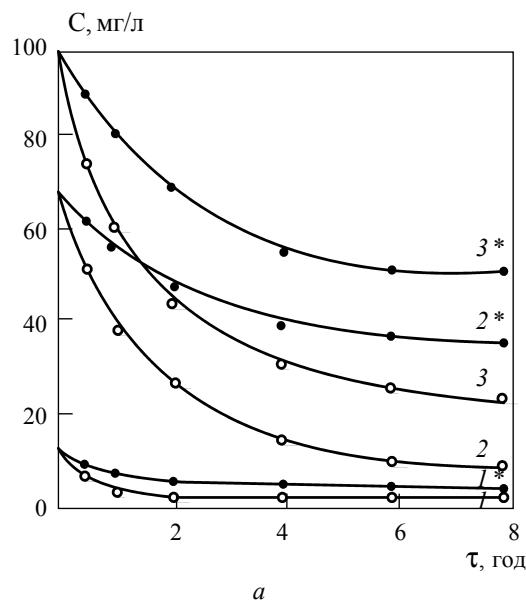
нення суттєво прискорюється. АВВМ набуває найбільших значень за СОЄ при 90 °C — за умов обробки 20-відсотковою HNO_3 та при 100 °C — за умов обробки 56-відсотковою HNO_3 .

Для вивчення адсорбційних властивостей окисненого вуглецевого волокнистого матеріалу щодо іонів металів було обрано вихідний зразок АВВМ

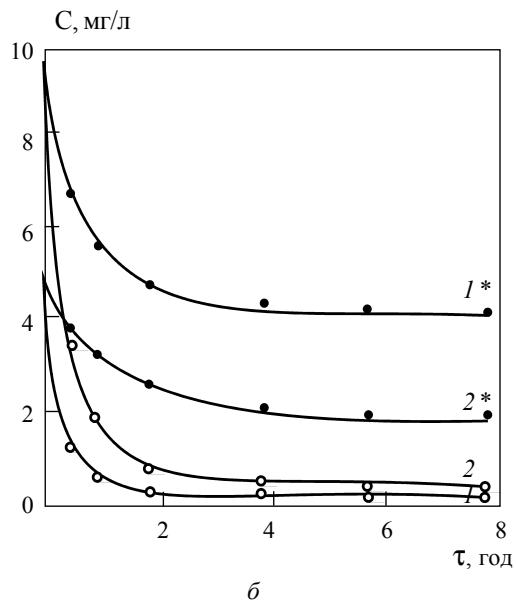
(VI) (далі — АВВМ (VI)_{вих}) та модифікований 56-відсотковою HNO_3 , який має статичну обмінну ємність 6,95 мг-екв/г (далі — АВВМ (VI)_{ок}).

Результати дослідження сорбції іонів Sr(II) та Pb(II) наведено в табл. 3.

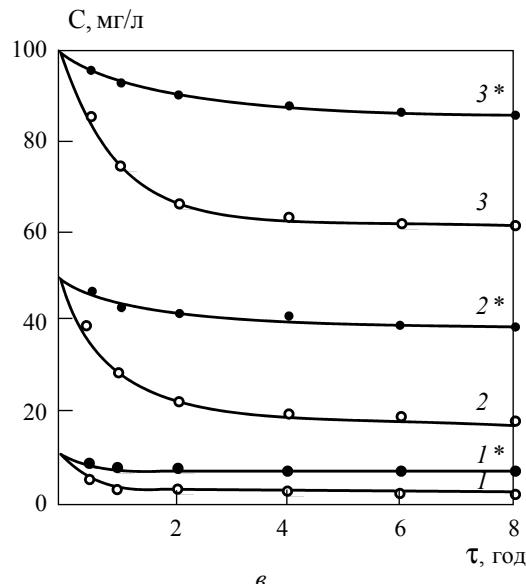
Очищення розчину від стронцію з вихідної концентрації останнього 10 мг/л до рівня



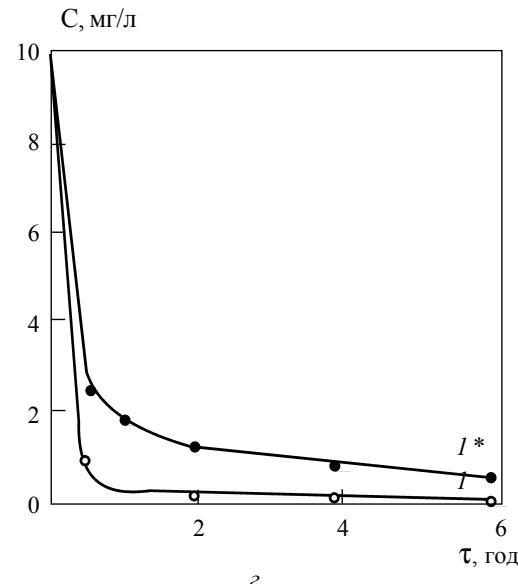
a



b



c



d

Рис. 1. Вилучення сорбентами АВВМ (VI)_{вих}* та АВВМ (VI)_{ок} металів із водних розчинів із різною початковою концентрацією, мг/л: а) Sr — 10 (1*, 1), 70 (2*, 2), 100 (3*, 3); б) Al — 5 (1*, 1), 10 (2*, 2); в) Cs — 10 (1*, 1), 50 (2*, 2), 100 (3*, 3); г) Cu — 10 (1*, 1)

Таблиця 3. Сорбційні характеристики АВВМ щодо катіонів Sr(II) та Pb(II) (тривалість сорбції 24 год)

Зразок*	Катіон Me^{n+}	Вихідна концентрація C_o , мг/л	Рівноважна концентрація C_p , мг/л	Питома адсорбція a , мг/г	Ступінь вилучення α , %
1	Sr(II)	10	4,6	1,73	54
2			0,82	3,06	97
1		70	16,8	17,73	46
2			7,7	20,76	89
1		100	32,1	22,61	32
2			21	26,33	79
1	Pb(II)	10	0,3	3,25	97
2			0	3,28	100
1		50	6,0	14,6	88
2			4,65	15,4	93
1		150	112,5	36,29	75
2			124,5	41,5	83

*Зразок 1 — АВВМ (VI)_{вих}; зразок 2 — АВВМ (VI)_{ок}

ГДК (7,0 мг/л) відбувається протягом 30 хв окисненим зразком, а АВВМ_{вих} — протягом 2 год (рис. 1а). Рівноважний стан установлюється через 2 год, а для вищих концентрацій — через 8 год. Із підвищенням концентрації іонів металів у розчині ступінь вилучення їх зменшується (табл. 3). Результати сорбції свідчать про високу здатність окиснених АВВМ щодо вилучення іонів зазначених металів із водних розчинів і можливість доведення їхнього вмісту в питній воді до рівня ГДК (див. вище).

Подібну закономірність установлено й для адсорбції алюмінію. Скажімо, зміна концентрації Al^{3+} в розчинах із $C_o = 5$ мг/л та $C_o = 10$ мг/л свідчить (рис. 1б), що процес вилучення цього металу окисненим зразком відбувається інтенсивніше. При цьому очищення води до рівня ГДК (0,5 мг/л) зразком АВВМ (VI)_{ок} відбувається протягом 1 год при $C_o = 5$ мг/л та протягом 4 год при $C_o = 10$ мг/л.

На рис. 2а наведено залежність ступеня вилучення Al(III) від вихідної концентрації іонів у воді. Так, за вихідної концентрації Al(III) 130 мг/л ступінь вилучення останнього зразком АВВМ (VI)_{ок} через 24 год становить 56%, а АВВМ (VI)_{вих} — лише 19%.

Питома адсорбція алюмінію на АВВМ (VI)_{ок} становить 23 мг/л при $C_p = 75$ мг/л та близько 10 мг/л на АВВМ (VI)_{вих} (рис. 3а). Тобто окиснений АВВМ сорбує Al(III) у 2,3 раза більше, аніж неокиснений, за тривалості сорбції 24 год.

Очищення водного розчину від іонів міді відбувається аналогічно. За вихідної концентрації Cu(II) 10 мг/л зразком АВВМ (VI)_{ок} протягом 30 хв вилучається 90% міді (рис. 1г) й досягається рівень ГДК (1,0 мг/л). При адсорбції металу зразком АВВМ (VI)_{вих} рівень ГДК досягається лише через 3,5 год.

Кінетична залежність ступеня вилучення Cu(II) від різної вихідної концентрації міді в розчині (рис. 2б) свідчить, що за вихідної концентрації цього металу 10 мг/л високий рівень очищення досягається вже через 1 год і становить близько 98% та 83% відповідно для окисненого й вихідного зразків. Із підвищенням C_o до 50 мг/л ступінь поглинання Cu(II) окисненим зразком становить 69%, а за вихідної концентрації Cu²⁺ 150 мг/л — лише 41,3% через 1 год.

Питома адсорбція Cu(II) (рис. 3а) зразком АВВМ (VI)_{ок} при $C_p = 80$ мг/л становить 21,6 мг/г, а неокисненим — 14,14 мг/г, що в 1,5 раза менше.

Кінетичну залежність сорбції Ni(II) наведено на рис. 2б. Скажімо, для зразка АВВМ (VI)_{ок} за вихідної концентрації Ni(II) 10 мг/л рівновага досягається через 2 год і ступінь очищення розчину становить 87%. АВВМ (VI)_{вих} за цей час адсорбує 50% іонів. При $C_o = 50$ мг/л рівноважна концентрація встановлюється через 6 год. Вилучення Ni(II) окисненим зразком становить 73%. При збільшенні концентрації металу у вихідному розчині ($C_o = 150$ мг/л) на АВВМ (VI)_{ок}

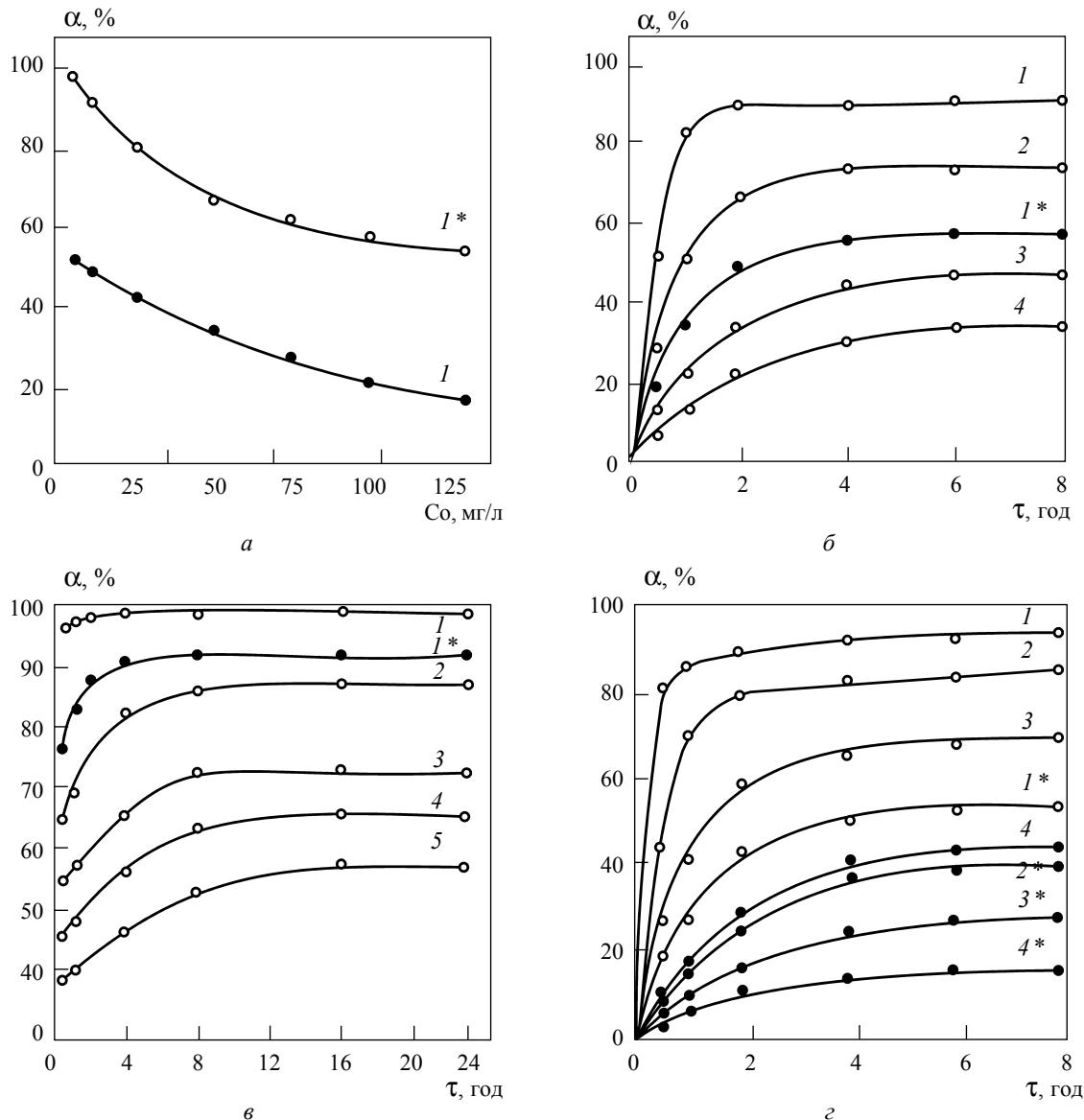


Рис. 2. Залежність ступеня вилучення металів сорбентами АВВМ (VI)_{вих}* та АВВМ (VI)_{ок} від вихідної концентрації іонів у розчині (а – Al (1*, 1) та від часу вилучення за різною вихідної концентрації, мг/л: δ) Ni – 10 (1*, 1), 50 (2), 100 (3), 150 (4); ε) Cu – 10 (1*, 1), 50 (2), 100 (3), 125 (4), 150 (5); γ) Co – 10 (1*, 1), 50 (2*, 2), 100 (3*, 3), 150 (4*, 4)

поглинається лише 35% Ni(II), а рівновага встановлюється тільки через 16 год.

Іони кобальту (рис. 2ε) та цезію (рис. 1ε) вилучаються з розчинів із концентрацією 10 мг/л зразком АВВМ (VI)_{ок} на 98% кожен протягом 8 год. Слід зауважити, що значна кількість іонів кобальту (до 83% від загального рівня) сорбується-

ся впродовж перших 30 хв, а цезію — 2 год. При підвищенні вихідної концентрації Co(II) та Cs(I) до 100 мг/л значно зменшується кількість вилученого окисненим зразком металу й протягом 8 год становить 72% та 38% відповідно. На АВВМ (VI)_{вих} за цих умов сорбується 28% Co(II) та 16% Cs(I).

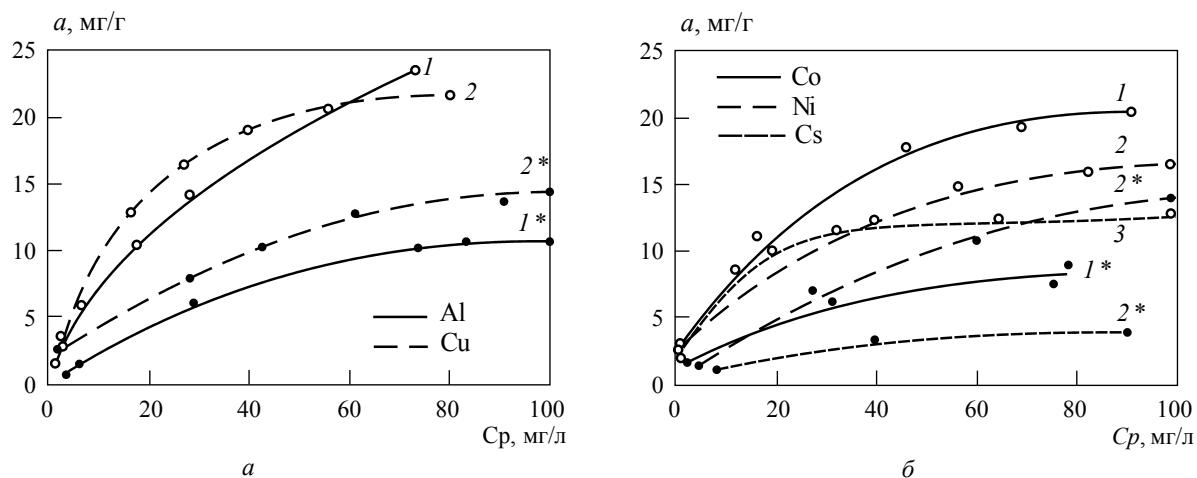


Рис. 3. Ізотерми адсорбції сорбентами АВВМ (VI)_{вих}* та АВВМ (VI)_{ок}: а) Al (1*, 1), Cu (2*, 2); б) Co (1*, 1), Ni (2*, 2), Cs (3*, 3). Тривалість сорбції 24 год

Ізотерми сорбції іонів Co(II), Ni(II) та Cs(I) наведено на рис. 3б. У цьому разі найбільшу адсорбційну активність 20,5 мг/г при $C_p = 80$ мг/л щодо іонів Co(II) має зразок АВВМ (VI)_{ок}. Значно менше видаляються ним іони Ni(II) та Cs(I), ступінь поглинання яких становить 16,2 мг/г та 12,4 мг/г відповідно за однакової рівноважної концентрації (80 мг/л).

Зразок АВВМ (VI)_{вих} має найбільшу питому адсорбцію щодо Ni(II) — 13 мг/г, щодо Co(II) адсорбція становить 8,8 мг/г, а щодо Cs(I) — 4,1 мг/г за рівноважної концентрації 80 мг/л (рис. 3б).

Вилучення іонів Sr(II), Pb(II), Al(III), Cu(II) відбувається на зразках АВВМ (VI)_{ок} до рівня, нижчого від ГДК. Зниження концентрації інших досліджених металів становить 84% від початкового вмісту в розчині для цезію та 94% для кобальту, тобто вище за ГДК. Тривалість сорбції для досягнення рівня ГДК коливається від 20–30 хв для Cu(II) та Sr(II) до 1–2 год для інших металів. Рівновага в процесі сорбції іонів зазначеніх металів як АВВМ (VI)_{вих}, так і АВВМ (VI)_{ок} досягається за 2–8 год.

Таким чином, експериментально підібрано оптимальні умови модифікації поверхні досліджених сорбентів окисненням (концентрація HNO₃ — 56%, температура окиснення — 100 °C, тривалість окиснення — 3 год). Підтверджено факт підвищення СОЕ одночасно зі зменшенням сумар-

ного сорбційного об'єму пор окиснених матеріалів, про що йшлося в роботах [11, 12]. Сорбційні характеристики окисненого зразка АВВМ (VI) щодо важких та токсичних металів значно перевищують характеристики вихідного зразка, що пояснюється наявністю на поверхні окисненого сорбенту більшої кількості кисневмісних функціональних груп (зокрема карбоксильних), що, як відомо [10, 13], здатні забезпечувати іонний обмін між поверхнею сорбенту й катіонами металів в електроліті (водному розчині). Тобто сорбційні властивості модифікованого рідинним окисненням АВВМ здебільшого визначаються хімією поверхні адсорбенту.

Висновки

1. Встановлено, що сорбція вихідними активованими вуглецевими волокнистими матеріалами (АВВМ «Днепр»-МН) іонів важких та токсичних металів залежить від пористої структури сорбентів. Зокрема зразок АВВМ (VI) (сумарний об'єм пор 0,98 см³/г) адсорбує на 10–30% більше, аніж зразок АВВМ (II) (сумарний об'єм пор 0,32 см³/г). За однакових умов найкраще поглинаються іони свинцю (97%) та міді (92,1%), значно менше сорбуються іони алюмінію (49,1%) та цезію (25,4%).

2. Під час додаткової модифікації вихідних АВВМ розчином азотної кислоти (метод рідинного окиснення) отримано сорбенти, які мають СОЄ від 4,1 до 6,95 мг-екв/г.

3. Визначено, що порівняно з вихідним зразком сорбція окисненим зразком АВВМ (VI) іонів важких і токсичних металів ефективніша; вона особливо показана за вихідної концентрації металів 10 мг/л і становить для Pb(II) — 100%, Al(III) — 99,8%, Cu(II) — 99%, Sr(II) — 97%, Co(II) — 94%, Ni(II) — 87%, Cs(I) — 84%. Сорбційні властивості окисленого зразка значною мірою зумовлено наявністю кисневмісних функціональних груп та катіонообмінними процесами на поверхні сорбенту.

Исследованы условия модификации поверхности активированного углеродного волокнистого наноструктурного материала АУВМ «Днепр»-МН окислением раствором азотной кислоты. Получены окисленные образцы, обладающие повышенной статической обменной емкостью (от 4,1 до 6,95 мг-экв/г).

Изучена закономерность адсорбции ионов тяжелых и токсичных металлов исходными и окисленными АУВМ. Установлено, что сорбция металлов неокисленными сорбентами определяется преимущественно пористой структурой. АУВМ с суммарным объемом пор 0,98 см³/г поглощает на 10–30% больше ионов Cs(I), Al(III), Cu(II) и Pb(II), чем образец с суммарным объемом пор 0,32 см³/г. Сорбция ионов металлов окисленным образцом АУВМ более эффективна по сравнению с неокисленным, особенно при концентрации металлов в растворе 10 мг/л, и составляет 84,0%; 99,8%; 99,0% и 100% для Cs(I), Al(III), Cu(II) и Pb(II) соответственно, что объясняется значительной ролью окисленной поверхности в процессах ионного обмена.

Ключевые слова: углеродный волокнистый наноструктурный материал, сорбция, модификация, окисление, тяжелые и токсичные металлы

The conditions for modification of the surface of carbon fibrous nanostructured material — ACFM (ABBM «Днепр»-МН) by oxidation with nitric solution have been investigated. The oxidized carbons with increased cation-exchanging capacity (in the range 4.1–6.95 mg.eq./g) were formed.

The regularities of adsorption of heavy and toxic metals by the initial and oxidized ACFM have been studied.

The adsorption of metals by non-oxidized sorbents was established to depend on the sorbent pore structure: ACFM with a summary pore volume of 0.98 cm³/g adsorbs Cs(I), Al(III), Cu(II) and Pb(II) ions by 10–30% more than the sample with a summary pore volume of 0.32 cm³/g.

Adsorption by the oxidized ACFM was shown to be more active compared to that on the non-oxidized sample, especially at an initial metal concentration of 10 mg/l, and to equal 84.0%,

99.8%, 99.0% and 100.0% for Cs(I), Al(III), Cu(II) and Pb(II) ions respectively. This fact can be related to the important role of an oxidized surface in the processes of ion-exchange.

Key words: carbon fibers nanostructural material, sorption, modification, oxidation, heavy and toxic metals

1. Дослідження сорбційних властивостей активованих вуглеволокнистих матеріалів. Ч. І. Сорбція органічних речовин / Щербицька О.В., Клевцов В.М., Кліпов В.Д. та ін. // Наноструктурное материаловедение. — 2009. — № 1. — С. 60–65.
2. Мур Д., Рамамури С. Тяжелые металлы в природных водах: Пер. с англ. — М.: Мир, 1987. — 288 с.
3. Губина О.А. Биологические эффекты кадмия при хроническом поступлении в организм крыс с питьевой водой // Токсикологический вестник. — 2007. — № 4. — С. 23–26.
4. Тяжелые металлы внешней среды и их влияние на репродуктивную функцию женщин / А.М. Сердюк, Э.Н. Белицкая, Н.М. Паранько, Г.Г. Шматков. — Днепропетровск: Арт-пресс, 2004. — 148 с.
5. Коваленко Г.Д. Радиоэкологическое состояние поверхностных вод // Водні ресурси. — 2004. — № 3. — С. 27–35.
6. Радіаційний стан зони відчуження. 15 років після аварії / Деревець В.В., Киреев С.І., Обрізан С.М. та ін. // Бюлєтень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного відселення. — 2001. — № 17. — С. 5–19.
7. Смирнов А.Д. Сорбционная очистка воды. — Л.: Химия, 1982. — 186 с.
8. Исследование сорбционных свойств активированного угля, полученного из буроугольного полукокса, применительно к водоподготовке // Углеродные адсорбенты и их применение в промышленности / А.Б. Белозовский, А.Ф. Белоконова, С.Л. Глушанков, Г.И. Пескишева. — М.: Наука, 1983. — С. 312–320.
9. Стражеско Д.Н. Электрофизические свойства активированных углей и механизм процессов, происходящих на их поверхности // Адсорбция и адсорбенты. — 1976. — Вып. 4. — С. 3–14.
10. Тарковская И.А. Окисленный уголь. — К.: Наукова думка, 1981. — 200 с.
11. Сорбция ионов металлов из многокомпонентных водных растворов активными углами, полученными из отходов / Тихонова Л.П., Гоба В.Е., Ковтун М.Ф. и др. // Журнал прикладной химии. — 2008. — Т. 81. — Вып. 6. — С. 1269–1277.
12. Ставицкая С.С., Картель Н.Т., Стрелко В.В. Влияние степени окисления активных углей на свойства и селективность сорбции ионов металла // Экотехнологии и ресурсосбережение. — 2008. — № 3. — С. 27–35.
13. Вплив хімічної обробки на властивості активованих вуглецевих матеріалів / Остафійчук Б.К., Будзулак І.М., Рачій Б.І. та ін. // Фізика і хімія твердого тіла. — 2008. — Т. 9, № 3. — С. 609–612.