

**Ю.Л. ЗАБУЛОНОВ, Ю.В. ЛИТВИНЕНКО, В.М. КАДОШНИКОВ,
С.В. КУЗЕНКО**

Институт геохимии окружающей среды НАН Украины и МЧС Украины, г. Киев

НАНОКОМПОЗИЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ КАК СОРБЕНТЫ ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД

Рассматривается возможность использования наносистем для удаления тяжелых металлов, в том числе и радионуклидов, из техногенно загрязненных вод. Показано, что применение для этих целей специально полученной системы на основе поликремневых кислот совместно с магнетитовой дисперсией, позволяет одновременно удалить из водного раствора катионы щелочных, щелочноземельных и многозарядных металлов в количестве 80 - 99%.

В настоящее время с целью удаления целого ряда поллютантов, в частности, тяжелых металлов, равно как и радионуклидов, из техногенно загрязненных вод используется ряд методов, основными из которых являются соосаждения, сорбции, ионный обмен на ионообменниках, ферритный метод и др., которые предусматривают использование как природных, так и искусственных материалов. Основным механизмом в процессах сорбции является реакция нуклеофильного обмена на частицах, имеющих электрический заряд, к которым обычно относятся коллоидные частицы. Кроме этого, на разделе поверхностей твердая фаза – жидкость возможно образование более сложных, вплоть до координационных связей. В этом случае, помимо размера частицы, значительную роль играет ее природа. При различном составе катионов, подлежащих удалению, представленных как щелочными, щелочноземельными, так и многовалентными металлами (Co, Mn, Cu и др.) достаточно сложно подобрать сорбент, обладающий равной реакционной способностью по отношению ко всем выше названным компонентам. Для этого может использоваться метод, заключающийся в поглощении катионов в процессе образования коллоидной частицы. В качестве основного сорбента, обладающего достаточно высокими сорбционными свойствами к катионам различной природы, могут выступать коллоиды поликремневых кислот, которые получают из водного раствора. Выбор поликремневых кислот как сорбентов обуславливается их высоким сродством к широкому классу катионов [1]. При формировании наночастиц поликремневых кислот в качестве основных механизмов, определяющих поглощение катионов из дисперсионной среды, можно выделить следующие: поглощение катионов непосредственно в процессе формирования нанокolloидов и сорбция их поверхностью уже образованной коллоидной частицы.

Целью работы было изучение поглощения катионов различной природы коллоидами кремнезема при участии дисперсий магнетита.

В качестве модели техногенно загрязненных вод использовался водный раствор, содержащий катионы Cs, Sr, Co и Cu с концентрацией 4 – 63 мг/л, полученный из соответствующих солей квалификации «ХЧ» или «ЧДА». Опыты по изучению поглощения радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr проводили из растворов, содержащих их азотнокислые соли, с активностью 5000 Бк/л.

Для изучения коагулята, полученного в процессе соосаждения коллоидных частиц, в работе использовался метод сканирующей электронной микроскопии (СЭМ)

совместно с микроанализом. Измерения проводились на электронном микроскопе марки Mastersizer 2000. Определение содержания количества катионов стабильных солей Cs, Sr, Co и Cu проводили методом атомноабсорбционного анализа на спектрофотометре модели АА - 8500 фирмы «Ханнон Джаррел Аш» (Япония). Активность растворов радио-Cs и радио-Sr определялась по β -распаду на приборе КРК-2 на подложке из алюминиевой фольги после выпаривания определенного объема раствора. γ -активность образцов оценивалась по данным γ -спектрометра АК-1.

Извлечение указанных катионов из водного раствора проводили следующим образом: в рабочую зону специально сконструированного реактора, снабженного устройством для термостатирования, мешалкой, стеклянным и хлорсеребряным электродами для контроля значения pH, вносится необходимый объем 4% раствора кремневой кислоты, туда же впоследствии вносится рассчитанное количество модельного раствора. При достижении смесью температуры 70 ± 5 °C и интенсивном перемешивании, в реакционную смесь постепенно вносится 4% раствор силиката натрия. Полученный таким образом коллоидный раствор оставляют в заданных термодинамических условиях для созревания на 2 часа. pH коллоидообразования составляет 8 – 9. Ранее в нашей работе [2] было показано, что выбор кислотности, при которой происходит мицеллообразование, обусловлен тем, что при pH выше 6 происходит более редкое столкновение между частицами кремнезема вследствие возросшей величины заряда на их поверхности и, следовательно, понижается скорость агрегации. Вследствие этого рост частиц замедляется. В интервале значений pH=7 – 10 золи кремнезема легко коагулируют при добавлении солей. Следовательно, в выбранных нами условиях, при низких концентрациях солей и pH = 8 – 9, как мы полагаем, происходит стабилизация полученного коллоида. В этой области заряд коллоидных частиц, величина которого зависит от конкретной концентрации солей в растворе, имеет отрицательное значение.

В качестве коагулирующего агента мы использовали водную дисперсию магнетита, которая образуется в этом же растворе путем осаждения солей сульфата и хлорида железа раствором гидроксида натрия. Для этого после созревания коллоида в раствор медленно добавляли смесь солей железа $\text{Fe}^{+2}/\text{Fe}^{+3}$ в соотношении 1:2. Гидроксид натрия выступает регулятором кислотности. Использование постоянного электромагнитного поля позволяло быстрее и более полно сконцентрировать и уплотнить коагулят по сравнению с его осаждением только лишь под действием сил гравитации.

Согласно представлениям Кармен, приведенным в работе Айлера [1], образование коллоида поликремневых кислот происходит путем полимеризации мономера с образованием частиц, когда первоначально образованные молекулы $\text{Si}(\text{OH})_4$ конденсируются, формируя коллоидные частицы, с последующим их ростом. На величину коллоидных частиц существенное влияние оказывает кислотность среды и соотношение между координационным атомом (натрий и др.) и количеством поликремневых кислот. В наших экспериментах поликонденсация кремневой кислоты в присутствии иона натрия происходит при соотношении $\text{SiO}_2:\text{Na}_2\text{O} = 3,25$. Катионы натрия действуют как ионы, формирующие «мостиковые связи». Таким образом, при их взаимодействии с поверхностью кремнезема один или несколько атомов кислорода молекул гидратной воды могут замещаться атомами кислорода, которые принадлежат поверхностным силанольным группам $\equiv\text{Si}-\text{OH}$ так, что последние оказываются непосредственно связанными с атомами натрия. Следовательно, положительный заряд иона натрия способен нейтрализовать отрицательный заряд адсорбированного вблизи

него гидроксил – иона, который определяет заряд самой частицы, а значит, может действовать как мостиковая связь между двумя частицами поликремневых кислот. Согласно представлениям [1] при $pH = 8,5 - 9$ в дисперсионной среде могут находиться силикат – ионы, содержащие свои катионы, которые должны дополнительно учитываться. Как и катионы натрия, присутствующие в системе катионы Cs могут участвовать в образовании коллоидной системы, следовательно, переходить из жидкой фазы в твердую (коллоидную). Участие ионов щелочных металлов в образовании коллоидных мицелл приводит к возникновению большего числа точек присоединения. Следует также отметить, что способность ионов металлов соединяться с поликремневой кислотой понижается по мере ее полимеризации, а значит, увеличения размеров наночастиц. Присутствие в дисперсионной среде двухзарядных катионов (Sr, Co, Cu) может оказывать существенное влияние на мицеллообразование. Согласно [1] при $pH \approx 9$ двухзарядные ионы адсорбируются и проявляют себя подобно положительно заряженным центрам на поверхности. Они могут действовать подобно мостикам благодаря реакции с двумя частицами кремнезема в точках их контакта.

При взаимодействии поликремневых кислот с катионами металлов, находящимися в этом же растворе, при определенных термодинамических условиях, происходит вовлечение их в объем коллоидной частицы, при этом часть катионов из дисперсионной среды может адсорбироваться на поверхности такой частицы.

Из приведенных выше материалов следует, что существующие концепции по изучению сорбции катионов металлов поликремневыми кислотами и природы силоксановых связей [1], образующихся при этом, можно условно разделить на ионообменные и не ионообменные (химические). Наибольшее распространение получили ионообменные представления о механизме процессов, происходящих при контакте солей с коллоидной частицей. Ряд учёных [1], исследуя взаимодействие раствора поликремневых кислот с растворами солей щелочных и щелочноземельных металлов (KCl , $NaCl$, Ba_2Cl_2), объясняли результаты своих опытов обменом ионов водорода из двойного электрического слоя частицы кремнекислоты на соответствующие катионы. С другой стороны, в этих же условиях возможно образование координационных связей между катионами и силанольными группами. У каждого поверхностного атома кремния могут находиться две гидроксильные группы. Рассматривая поликремневую кислоту как слабую двухосновную кислоту, первая константа диссоциации которой значительно больше второй, поглощение катионов металлов коллоидным раствором такой кислоты можно объяснить их нейтрализацией.

Для удаления катионов, поглощенных коллоидами поликремневых кислот, необходима их коагуляция в условиях, препятствующих миграции поглощенных веществ из твердой фазы в жидкость. При коагуляции следует рассматривать два основных механизма агрегации: притяжение частицы к частице за счет сжатия двойного электрического слоя до тех пор, пока действие сил Ванн-дер-Ваальса не будет превалировать над силами электростатического отталкивания одноименно заряженных частиц, и «связывание» мостиковой связью двух частиц под действием коагулирующего агента.

Когда агрегатирующим агентом является коллоидная частица, большая доля такого агента адсорбируется на частицах до тех пор, пока в системе не будет достигнута точка критической концентрации коагулянта (к.к.к.), в которой только небольшая часть флокулирующего агента может находиться в растворе. Этот процесс может рассматриваться как гетерокоагуляция коллоидов с противоположными

зарядами частиц. Процесс гетерокоагуляции на сегодняшний день недостаточно полно изучен. Такой процесс является разноплановым по своей природе и зависит от целого ряда физико-химических факторов, тем не менее, он имеет важное прикладное значение. В нашей работе мы использовали дисперсию магнетита, полученную в коллоидном растворе кремневых кислот. Условия синтеза последнего [3] были выбраны нами таким образом, чтобы частицы имели заряд, противоположный по значению коллоидным частицам поликремневых кислот.

В наших условиях помимо процесса гетерокоагуляции на осаждение мицелл поликремневых кислот существенное влияние оказывают ионы железа. Механизм коагуляции коллоидного раствора с помощью коагулирующей соли приведен в работе [1], где показано, что при $pH = 6 - 11$ катион соответствующей соли вступает в обмен с протоном силанольной группы на поверхности. Коагулирующий эффект при этом определяется скорее числом ион-эквивалентов вступающих в обмен ионов, чем валентностью самого иона. В результате этого в процессе адсорбции силанольная группа с поверхности коллоидной частицы соединяется с катионом металла и, следовательно, теряет способность образовывать водородную связь с водой. В то же время автором выдвигается гипотеза о том, что коагуляция частиц путем связывания между собой посредством катионов происходит во всех случаях. Коагуляция коллоидных растворов, вызываемая действием двухзарядных и многозарядных основных поликатионов трехвалентных металлов, имеет существенное различие. Особенностью действия двухзарядных катионов является возможность их проявления как положительного центра на поверхности коллоидной частицы, на которой они адсорбировались. Следовательно, такие катионы могут действовать подобно мостикам благодаря реакции с двумя частицами кремнезема в точках их контакта. Особо стоит выделить коагуляцию под действием солей многозарядных катионов, способных к гидролизу (Fe^{+3}). В этом случае, в результате процесса гидролиза возможно образование коллоидных структур. В разбавленных растворах солей железа содержатся как мономерные, так и полимерные многозарядные катионы. Последние могут быть значительного размера, что делает возможным отождествлять их с положительно заряженными коллоидными частицами. С этой позиции коагулирующее действие солей многозарядных металлов, равно как и соответствующих коллоидных частиц этих солей, может рассматриваться как один процесс. Мы считаем, что основным процессом при этом является процесс гетерокоагуляции.

В нашей работе [2] было отмечено, что согласно представлениям [4] в основе структуры железистых шпинелей, к которым относятся магнетиты, лежат тетраэдрические и октаэдрические комплексы, сочленяющиеся через атом кислорода. Более крупные катионы Fe^{+2} ($r = 0,082$ нм) находятся в мелких кислородных тетраэдрах, тогда как меньшие катионы Fe^{+3} ($r = 0,067$ нм) располагаются в просторных октаэдрах. Учитывая, что радиус $Fe^{+2} = 0,082$ нм, а Co^{+2} и Cu^{+2} составляет 0,078 нм и 0,080 нм, соответственно, то при кристаллизации магнетитов из растворов, содержащих выше названные катионы, возможны изоморфные замещения в тетраэдрических позициях. В работах [5, 6, 7] показано, что при кристаллизации магнетита из раствора в присутствии ионов Cs^{+1} и Sr^{+2} последние частично поглощаются магнетитом. Учитывая, что радиус Sr^{+2} составляет 0,120 нм, а радиус $Cs^{+1} = 0,165$ нм, вовлечение этих катионов в кристаллическую решетку магнетитов кажется нам маловероятным. Мы считаем наиболее вероятными процессы сорбции этих катионов на гидратированных поверхностях магнетитов.

Поглощение катионов из дисперсионной среды приведено в таблице 1.

Таблица 1. Поглощение кремний магнетитовым композитом поллютантов из техногенно загрязненных вод

Исходная концентрация поллютанта, мг/л								pH	Поглощено, %				
Cs	Sr	Co	Cu	Fe ⁺² / Fe ⁺³	сульфано	Na ₂ B ₄ O ₇	СФ - 2		Cs	Sr	Co	Cu	Fe ⁺² / Fe ⁺³
26	20	14	12	15000	-	-	-	6 - 7	65	92	82	94	97
10	6	4	5	13000	-	-	-	7 - 8	67	96	97	90	99
10	6	4	5	13000	-	-	50	7 - 8	62	94	99	88	99
63	62	42	45	5000	-	-	-	9	73	97	94	95	99
63	62	42	45	5000	-	2000	-	9	72	96	93	97	99
63	62	42	45	5000	50	-	-	9	75	97	93	97	99
63	62	42	45	5000	50	2000	-	9	73	98	92	95	98
Активность радиоизотопов, Бк/л													
5000	5000	-	-	5000	-	-	-	9	72	99	-	-	99

Согласно данным, приведенным в таблице 1, железо, введенное в систему, практически полностью осаждается на коллоиде кремнезема. Тем не менее, при pH=6 – 7 количество поглощенного железа несколько меньше, нежели при более щелочном значении pH.

Из приведенных данных видно, что увеличение значений pH приводит к увеличению процента Cs, поглощенного сорбентом. Природа этого явления была описана нами ранее. Увеличение количества связанного Cs мы объясняем тем, что в интервале значений pH = 7 – 10 золи кремнезема коагулируют с увеличением количества поглощенных ионов, входящих в структуру коллоидной мицеллы.

Сравнивая количества поглощенного радиоактивного Cs и радиоактивного Sr с результатами экспериментов, проведенных при использовании природных аналогов этих элементов, при их начальной концентрации 6 – 10 мг/л, можно сказать, что такие результаты сопоставимы. Подобное явление мы объясняем тем, что природа поглощения этих катионов при очень низких ($5 \cdot 10^3$ Бк/л) и низких (мг/л) концентрациях подобны. Это дает нам основания считать, что природа поглощения таких катионов из трапных вод, имеющих более высокую активность (до $13 \cdot 10^6$ Бк/л), будет протекать подобным образом.

Несмотря на то, что глинистые минералы имеют более высокую сорбционную активность по отношению к ионам Cs (80 - 90%), количество поглощенного Sr, как правило, значительно ниже [8, 9]. Мы связываем этот факт с тем, что катион Cs, при поглощении глинистыми минералами, связывается посредством эквивалентного нуклеофильного обмена в диффузно ионной атмосфере коллоидной частицы. При очень низких концентрациях мы считаем маловероятной возможность миграции крупных щелочных катионов в межслоевое пространство частиц монтмориллонита. Наши опыты показали, что в определенных условиях, катионы Sr поглощаются значительно лучше, нежели катионы Cs. Предполагается [10], что высокая сорбционная способность частиц кремнезема по отношению к катионам Sr характерна для ионов-комплексобразователей, обладающих склонностью к донорно-акцепторным взаимодействиям, что в свою очередь хорошо согласуется с предположениями о возможном существенном вкладе в энергию адсорбционной связи Si – O – Meⁿ⁺ ковалентной составляющей. Становится понятным, что такие многозарядные катионы, способные к комплексообразованию, как Co и Cu

практически полностью поглощались в условиях нашего эксперимента. В то же время ионы Me^{2+} , имеющие ионный радиус, соизмеримый с радиусом иона Fe^{+2} , возможно, вовлекаются в структуру магнетита в процессе его образования.

Присутствие комплексообразователей в техногенных водах, подлежащих очистке от катионов, в ряде случаев создает существенные трудности в процессе удаления радионуклидов сорбентами. Так, например, присутствие в трапных водах поверхностно активных веществ (ПАВ) или моющих композиций, содержащих помимо сульфанола комплексообразователи и электролиты, составляет определенные сложности для применения традиционных методов в процессе удаления загрязняющих веществ. В нашей работе с целью изучения влияния ПАВ и препаратов на их основе (СФ-2) на поглощение одно- и многозарядных катионов исследовалось образование кремний магнетитового композита в присутствии этих веществ. Результаты экспериментов дают нам основание считать, что присутствие в дисперсионной среде сульфанола или СФ-2 в количестве до 0,5 г/л практически не влияет на сорбцию катионов. Известно [1], что образующиеся мицеллы поликремневых кислот, в присутствии сульфанола в щелочной среде, имеют отрицательный заряд [11]. Частицы магнетита, имеющие положительный заряд, являются универсальным материалом для осаждения коллоидных частиц кремнезема путем коагуляции, и одновременно могут увлекать молекулы ПАВ. Одновременно с этим следует отметить, что не исключена возможность образования молекулами ПАВ мостиковых связей между наночастицами кремнезема [1], в местах, где отсутствует присоединение частиц магнетита. Особенностью предложенного нами способа получения кремний магнетитового композита является то, что присутствие в дисперсионной среде электролитов ($Na_2B_4O_7$) не оказывает существенного влияния на степень очистки рабочего раствора.

Проведенные нами исследования коагулята методами сканирующей электронной микроскопии, а также методом локального рентгеновского микроанализа позволили определить пространственные характеристики агрегатов кремний магнетитового композита, а также содержание O, Si, Na, и Fe в нем.

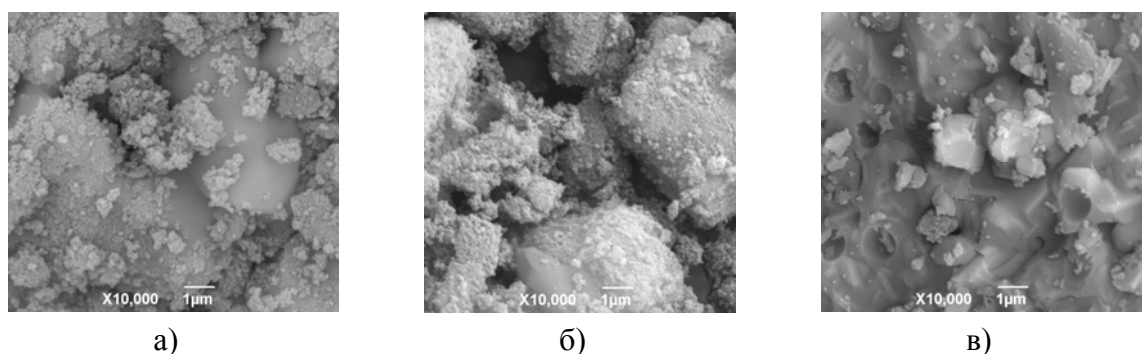


Рис. 1. Электронно-микроскопические снимки коагулята: а) воздушно-сухой образец, б) образец, прогретый при 250 °С, в) образец, прогретый при 1000 °С

Из приведенных рисунков (1а, 1б) видно, что коагулят представляет собой агломерацию микрочастиц, средний размер которых составляет около 50 нм. Мы предполагаем, что микроагрегаты скоагулированных коллоидных частиц кремневой кислоты связываются с зернами магнетита, и тем самым образуют более крупные частицы. Рентгенофазовые исследования не выявили в таком коагуляте кристаллической фазы, тем не менее, методом локального рентгеновского микроанализа, как по отдельным точкам, так и по участкам поверхности (рис. 2), был установлен его состав, приведенный в таблице 2. Аналогичным образом был определен состав образцов коагулята, прогретых при 250 °С и 1000 °С.

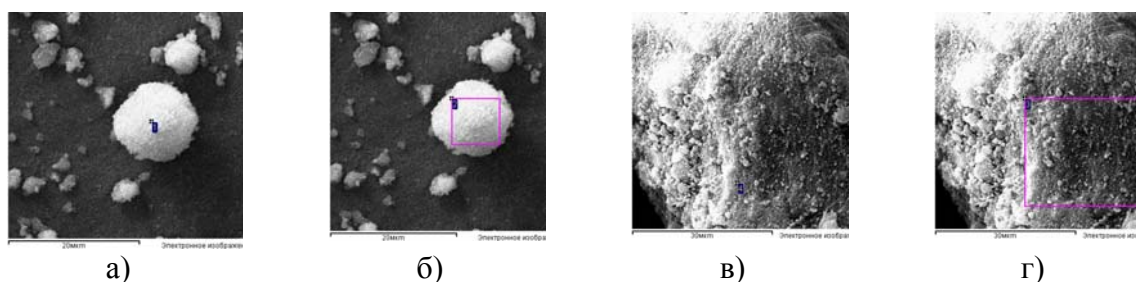


Рис. 2. Электронно-микроскопические снимки участков поверхности воздушно-сухого коагулята

Таблица 2. Химический состав коагулятов

Область измерения	Содержание элементов в непрогретом коагуляте, %				Содержание элементов в прогретом при 250 °С коагуляте, %				Содержание элементов в прогретом при 1000 °С коагуляте, %			
	O	Si	Na	Fe	O	Si	Na	Fe	O	Si	Na	Fe
а	52	18	6	16	52	20	8	14	45	24	7	19
б	53	17	8	13	57	20	7	13	49	20	7	22
в	57	16	7	13	43	21	6	23	48	14	8	27
г	50	20	8	11	45	22	5	21	47	24	10	21
Среднее	± 53	± 18	± 7	± 13	± 49	± 21	± 7	± 17	± 47	± 21	± 8	± 22

После прогрева воздушно-сухого образца коагулята до 250 °С на рентгенограмме появляется ряд хорошо сформированных острых рефлексов, которые позволяют диагностировать их как магнетит (рис. 3) [12].

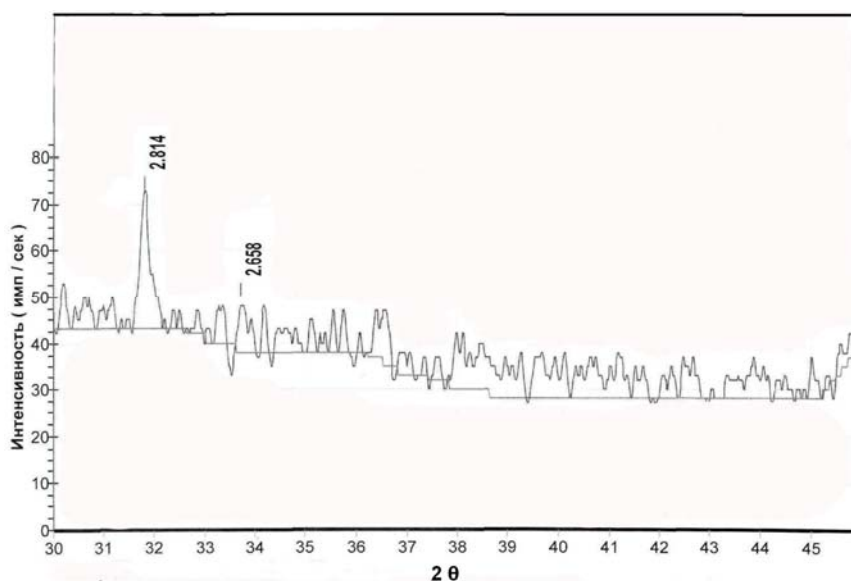


Рис. 3. Дифрактограмма образца коагулята, прогретого при 250 °С

Отсутствие рефлексов на рентгенограмме образца воздушно-сухого коагулята, объясняется, с нашей точки зрения, высокой степенью гидратации полученных агрегатов. Гидратная вода, поглощая рентгеновское излучение, не дает возможности сформировать рентгеновский рефлекс, интенсивность которого была бы достаточной для фиксации дифрактометром. Кроме того, можно допустить вероятность укрупнения кристаллов магнетита из его нанофракции до величины, при которой хорошо фиксируются соответствующие рефлексy на рентгенограммах. Следует также отметить, что на снимках электронной микроскопии (см. рис. 1б) отдельные кристаллы магнетита не фиксируются. Как и следовало ожидать, при прогреве образца коагулята до 250 °С его химический состав изменяется незначительно: несколько

уменьшается содержание кислорода с одновременным увеличением процентного содержания кремния и железа. Это связано с процессами дегидратации кремний магнетитового композита при нагревании, в то же время структура таких агломератов остается практически неизменной.

Прогрев воздушно-сухого образца коагулята до температуры 1000 °С сопровождается образованием жидкой фазы, которая при охлаждении образует стекловидную аморфную фазу, в объеме которой находятся кристаллы рудного вещества. Рентгеновский фазовый анализ такого образца показал (рис. 4), что помимо аморфной стеклофазы находятся четко визуализируемые кристаллы, которые диагностируются как α – гематит ($\alpha - \text{Fe}_2\text{O}_3$). Образование гематита из магнетита при его прогреве до 1000 °С объясняется тем, что при температуре 775 – 836 °С в атмосфере воздуха ионы Fe^{+2} окисляются до Fe^{+3} с образованием сначала $\gamma - \text{Fe}_2\text{O}_3$, который при более высокой температуре превращается в $\alpha - \text{Fe}_2\text{O}_3$ [13].

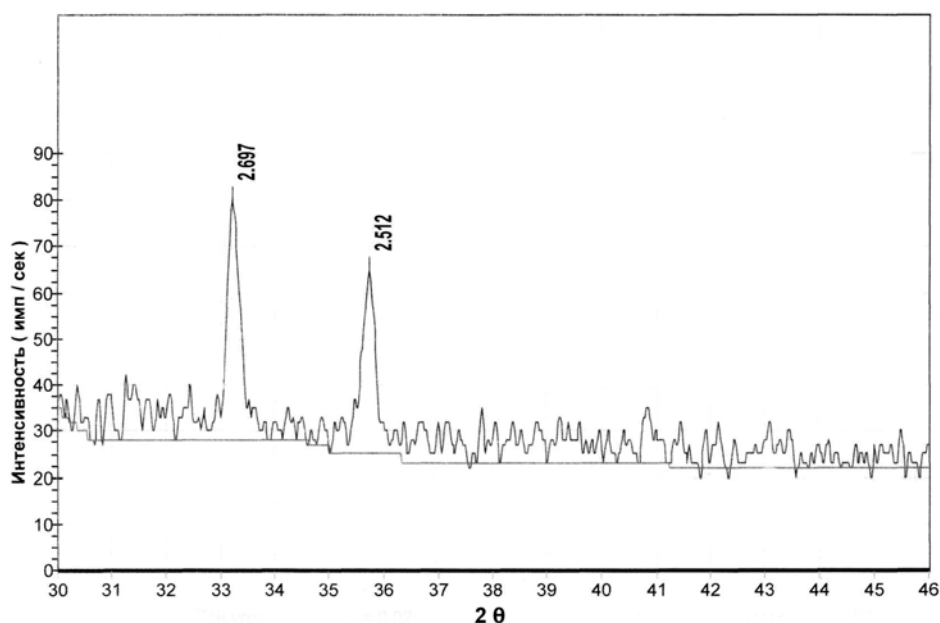


Рис. 4. Дифрактограмма образца коагулята, прогретого при 1000 °С

Мы полагаем, что образование стеклофазы в значительной мере препятствует миграции поглощенных коагулятом катионов из твердой фазы в водную среду при их контакте. Наши исследования показали, что длительное пребывание образца коагулята, прогретого до температуры 1000 °С в воде при температуре 100 °С и соотношении Т:Ж = 1:400 в течении 7 суток сопровождается десорбцией поглощенных катионов в количестве не более 5% от их общего содержания.

Таким образом, показано, что поглощения катионов различной природы из водного раствора коллоидами поликремневых кислот с последующей их коагуляцией магнетитом позволяет одновременно удалять из растворов ионы щелочных, щелочноземельных и многовалентных металлов: Cs до 80%, а Sr, Co, Cu и Fe – в количестве 90 – 99%.

Кремний магнетитовый композит, полученный в процессе удаления указанных катионов, при нагревании его до 1000 °С образует стеклофазу, что может быть использовано в технологиях по остеклованию радиоактивных отходов.

1. Айлер Р. Химия кремнезема. Растворимость, полимеризация, коллоидные и поверхностные свойства, биохимия. Том 2, М.: Мир, 1982. – 520 с.

2. Забулонов Ю.Л., Литвиненко Ю.В., Кадошников В.М., Писанская И.Р. Физико – химическое моделирование условий образования дисперсий магнетитов как

агента удаления катионов из техногеннозагрязненных вод // Збірник наукових праць «Моделювання та інформаційні технології» Інститут проблем моделювання та інформаційних технологій НАН України. – К. – 2011. – Вип. 59. – С. 116-125.

3. Jianfei Sun, Yu Zhang, Zhongping Chen, Jie Zhou, and Ning Gu. Fibrous aggregation of magnetite nanoparticles induced by a time-varied magnetic field // *Angewandte chemie. Nannopartice aggregates*, 2007. – p. 4767 – 4770.

4. Н.В. Белов. Очерки по структурной минералогии. М.: Недра, 1976. – 344 с.

5. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr методом объемной коагуляции // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». – Мариуполь. – 1996. – С. 53.

6. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr сорбционными методами // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». – Мариуполь. – 1996. – С. 51-52.

7. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr методом пенной флотации // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». – Мариуполь. – 1996. – С. 51.

8. Косоруков А.А., Корнилович Б.Ю., Надел Л.Г., Пшинко Г.Н. Очистка радиоактивнозагрязненных вод с использованием природных и механоактивированных сапонитовых и глауконитовых глин // *Химия и технология воды*. – 1998. – Т.20, №3. – С. 289-295.

9. Корнилович Б.Ю., Косоруков А.А., Пшинко Г.Н. Очистка вод от ^{137}Cs и ^{90}Sr использованием природных и механоактивированных слоистых и слоисто-ленточных силикатов // *Химия и технология воды*. – 1991. – Т.13, №11. – С. 1025-1029.

10. Белоусов В.И., Рычагов С.Н., Кузьмин Ю.Д. Адсорбционные свойства гидротермальных систем и перспективы их использования для консервации радионуклидов и других промышленных отходов. // *Экологическая химия*, 1999. – Т.8, вып. 4. – С. 262-277.

11. Воюцкий С.С. Курс коллоидной химии. М.: Химия, 1975. – 512 с;

12. Михеев В.И. Рентгенометрический определитель минералов. – М.: Гос. НТИ литературы по геологии и охране недр. 1957. – 867 с;

13. Уэрдландт У. Термические методы анализа. Пер. с англ. Под ред. В.А. Степанова и В.А. Берштейна. М.: Мир, 1978. – 526 с.

Ю.Л. Забулонов, Ю.В. Літвіненко, В.М. Кадошніков, С.В. Кузенко
НАНОКОМПОЗИЦІЙНІ СИСТЕМИ ЯК СОРБЕНТИ ТЕХНОГЕННО ЗАБРУДНЕНИХ ВОД

Розглядається можливість використання наносистем для виділення важких металів, в тому числі і радіонуклідів, з техногенно забруднених вод. Показано, що використання для цих цілей спеціально отриманої системи на основі полікремневих кислот спільно з магнетитовою дисперсією, дозволяє одночасно видалити з водного розчину катіони лужних, лужноземельних і багатозарядних металів у кількості 80-90%.

L. Zabulonov, J. Lytvinenko, V. Kadoshnikov, V. Kyzenko
NANOKOMPOSITE SYSTEMS AS SORBENTS FOR TECHNOGENICALLY POLLUTED WATERS

The possibility of using nanosystems in order to remove heavy metals, including radionuclides, from industrial waste water is considered in the article. It is shown that the application for this purpose specific system, based on polysilicon acids together with magnetite dispersion, allows to remove simultaneously 80 - 99% of alkali, alkaline earth and multi-charge cations from aqueous solution.