

# МОДЕЛИРОВАНИЕ РЕМОБИЛИЗАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ПОД ДЕЙСТВИЕМ ЭДТА

Ремобилизация тяжелых металлов (ТМ) из различных минеральных и органических отложений (почва, промышленные отходы, шламы сточных вод и др.) под действием комплексонов является одним из путей миграции ТМ в природных водах.

Наряду с экспериментальными исследованиями процесса ремобилизации возникает необходимость теоретического моделирования равновесий в системе катион металла-комплексон-адсорбент. В настоящей работе на основании известных адсорбционных и комплексообразующих характеристик металлов, комплексонов и комплексонатов рассмотрено ремобилизирующее действие ЭДТА на двухзарядные катионы ТМ, адсорбированных на поверхности ферригидрита.

Выявлены факторы, влияющие на степень ремобилизации.

Показано, что ремобилизация происходит в интервале pH 5-8, с максимальной эффективностью в мягкой воде при pH 8,0. В более кислой среде ЭДТА растворяет ферригидрит за счет образования комплексонатов Fe(III). По способности к ремобилизации под действием ЭДТА катионы располагаются в ряд: Ni(II) > Co(II) > Cd(II) > Cu(II) > Zn(II) > Mn(II) > Pb(II). Установлено, что увеличение содержания в воде катионов Ca(II) и Mg(II) приводит к снижению ремобилизации, причем с увеличением щелочности среды влияние жесткости воды на ремобилизацию усиливается.

Полученные результаты сопоставлены с экспериментальными данными по состоянию ЭДТА в окружающей среде.

## Введение

ТМ, такие как Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Mn, Cr, Co, Ni, Mo и др., являются одними из основных загрязнителей окружающей среды. Они содержатся в твердых промышленных отходах, шламах сточных вод, активном иле, донных отложениях и пр. Ремобилизация ТМ из отложений под воздействием различных факторов приводит к вторичному загрязнению водной среды [1, 2]. Одними из потенциальных ремобилизирующих агентов являются комплексоны, образующие со многими ТМ устойчивые водорастворимые комплек-

**Т.Н. Кропачева\***,  
кандидат химических наук, доцент кафедры неорганической и аналитической химии, ГОУ ВПО Удмуртский государственный университет



сы [3, 4]. В настоящее время среди комплексонов наибольшее практическое применение находит этилендиаминтетрауксусная кислота (ЭДТА), годовое потребление которой в мире составляет около 110 тыс.т (по данным за 1999-2002 гг.). ЭДТА практически не удаляется при традиционных способах очистки воды и попадает в окружающую среду с бытовыми и промышленными сточными водами. В промышленно развитых странах содержание ЭДТА в поверхностных водах находится в диапазоне 1-100 мкг/л, а в неочищенных сточных водах – в 100-1000 раз больше [5-7]. В последнее время проводится большое количество экспериментальных исследований ремобилизации ТМ из различных осадков под действием комплексонов [5-9]. При этом условно можно выделить два основных направления этих исследований – экологическое, связанное с оценкой возможности загрязнения природных вод ТМ, и практическое, связанное с оптимизацией процесса деметаллизации загрязненных осадков с применением комплексонов. Обоснование полученных резуль-

\* Адрес для корреспонденции: krop@uni.udm.ru

татов требует теоретического рассмотрения термодинамики и кинетики процесса ремобилизации ТМ под действием хелатирующих агентов, что является непростой задачей с учетом многокомпонентности реальных систем. Вместе с тем накопленная информация по адсорбционным и комплексообразующим характеристикам ТМ, комплексонов и комплексонатов может служить хорошей основой для моделирования равновесий в системах, в которых адсорбированный металл находится в контакте с водным раствором комплексона. В связи с этим целью настоящей работы являлось детальное теоретическое рассмотрение равновесий в гетерогенной системе, содержащей адсорбированные двухзарядные катионы некоторых ТМ (Cu(II), Cd(II), Zn(II) и др.) и ЭДТА. Выбранный для моделирования в качестве адсорбента ферригидрит ( $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{FeOOH} \cdot 2,5\text{H}_2\text{O}$ ), наряду с гетитом ( $\alpha\text{-FeOOH}$ ), лепидокрокитом ( $\gamma\text{-FeOOH}$ ), гематитом ( $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ ), магнетитом ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), относится к фракции (гидр)оксидов железа(III), которая оказывает сильное влияние на сорбционные свойства глинистых и бедных гумусом почв, а также содержится в больших количествах в шламах сточных вод. В задачи работы входило установление влияния на ремобилизацию ТМ таких факторов, как кислотность среды, концентрация комплексона, природа металла, наличие в растворе катионов жесткости. Полученные результаты моделирования позволяют в некоторой степени обосновать возможность попадания ТМ в природные воды за счет ремобилизации ЭДТА.

## Материалы и метод исследования

Расчет равновесий комплексообразования в гомогенных системах катион металла-комплексон и в гетерогенных системах адсорбированный катион металла-комплексон был проведен с использованием компьютерной программы Visual MINTEQ (A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems), версия 2.61. Процесс адсорбции катионов на различных сорбентах рассматривается как реакция комплексообразования с функциональными группами поверхности с учетом электростатического фактора (наличие потенциала, связанного с зарядом поверхности). Для расчета возможно использование различных моделей, незначительно отличающихся друг от друга по форме учета электростатических взаимодействий. Нами была использована модель двойного электрического слоя (DLM model), разработанная для поверхности ферригидри-

**В.И. Корнев,**  
доктор химических наук, профессор, заведующий кафедрой неорганической и аналитической химии, ГОУ ВПО Удмуртский государственный университет

та. При расчетах использовались константы адсорбционных равновесий с участием различных металлов, приведенные в [10]. Расчеты основаны на базе данных [11] по термодинамическим константам устойчивости комплексов ЭДТА. Влияние ионной силы (I) на константы учитывалось расчетом коэффициентов активности ионов по уравнению Дэвиса. Все расчеты были проведены для  $I=0,1$  и температуры  $25^\circ\text{C}$ .

## Результаты и их обсуждение

Комплексоны, находящиеся в контакте с (гидр)оксидами железа(III), могут вызывать их растворение. Поэтому перед рассмотрением возможности ремобилизации адсорбированных на ферригидрите ТМ нами было исследовано состояние ЭДТА ( $\text{H}_4\text{Edta}$ ), находящейся в равновесии с ферригидритом (бесконечная твердая фаза). Выбранная для моделирования концентрация ЭДТА (10 мкМ или 2,9 мг/л ЭДТА) не встречается в природных водах, но может наблюдаться в промышленных стоках. Из рис. 1 видно, что в широком интервале  $0 < \text{pH} < 9$  в гетерогенной системе ЭДТА-ферригидрит в равновесном растворе присутствуют различные комплексонаты Fe(III) ( $\text{FeHEdta}$ ,  $\text{FeEdta}^-$ ,  $\text{Fe(OH)Edta}^{2-}$ ). Образование комплексонатов приводит к частичному растворению ферригидрита; доля ЭДТА, участвующей в растворении, выраженная как суммарное содержание всех комплексонатов, отражает растворимость ферригидрита (рис. 1). При  $\text{pH} < 9$  практически 100 % ЭДТА участвует в растворении, но в более щелочной среде процесс растворения ферри-

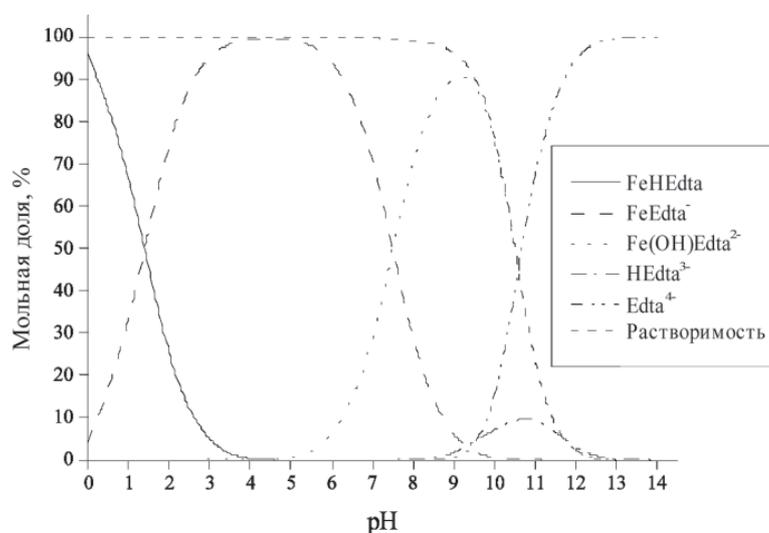


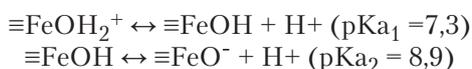
Рис. 1. Диаграмма мольного распределения ЭДТА и растворимости ферригидрита для системы ферригидрит-ЭДТА. СЭДТА=10мкМ.

гидрита ухудшается, и растет доля свободных форм ЭДТА ( $\text{HEDta}^{3-}$ ,  $\text{Edta}^{4-}$ ). Таким образом, ЭДТА взаимодействует с ферригидритом, что является конкурирующим процессом по отношению к комплексообразованию с катионами адсорбированных ТМ.

Далее нами было рассмотрено влияние комплексонов на адсорбцию двухзарядных катионов ТМ на поверхности ферригидрита ( $\equiv\text{FeOH}$ ). Адсорбция катионов металлов ( $\text{Me}^{2+}$ ) на поверхности ферригидрита происходит с участием поверхностных  $\text{OH}$ -групп по схеме:



Поверхность ферригидрита амфотерна, ее состояние описывается кислотно-основными равновесиями протонирования и диссоциации [10]:

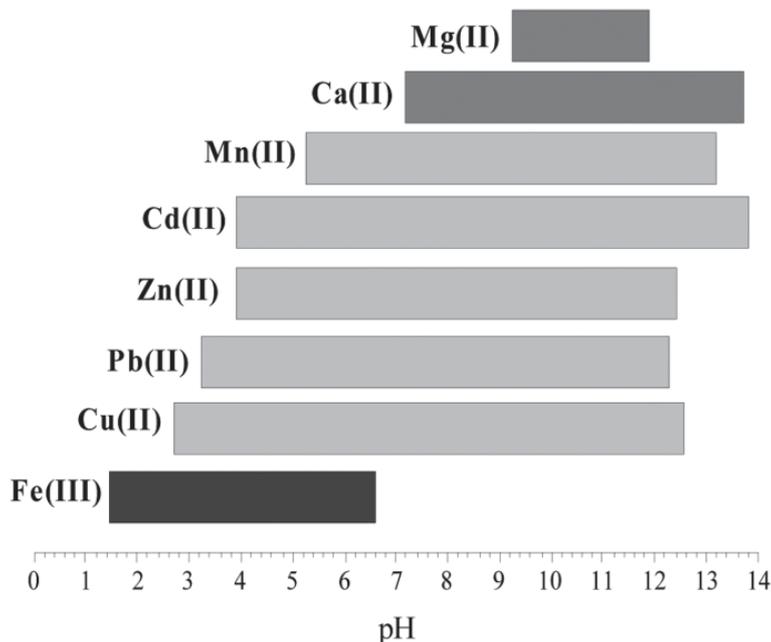


Адсорбционная модель для поверхности гидр(оксидов) железа(III) учитывает два типа поверхностных  $\text{OH}$ -групп с сильным и слабым взаимодействием. Константы соответствующих равновесий для ферригидрита определены для многих катионов [10]. Расчеты были проведены для систем, содержащих 10 г/л ферригидрита, что соответствует общей концентрации адсорбционных центров, равной 23 мМ, что намного превышает концентрацию остальных компонентов и обеспечивает отсутствие конкуренции при адсорбции. Поскольку адсорбция свободных комплексонов и комплексонов на поверхности ферригидрита характеризуется константами на несколько порядков ниже, чем адсорбция катионов металлов [12], то она при расчетах не учитывалась.

#### Таблица 1

Константы устойчивости комплексов ЭДТА ( $I=0,1$ ,  $t=25^\circ\text{C}$ ) [3].

Комплекс	$\lg \beta$
$\text{FeEdta}^-$	25,0
$\text{CuEdta}^{2-}$	18,70
$\text{NiEdta}^{2-}$	18,52
$\text{PbEdta}^{2-}$	17,88
$\text{ZnEdta}^{2-}$	16,44
$\text{CdEdta}^{2-}$	16,36
$\text{CoEdta}^{2-}$	16,26
$\text{MnEdta}^{2-}$	12,81
$\text{CaEdta}^{2-}$	10,61
$\text{MgEdta}^{2-}$	8,83



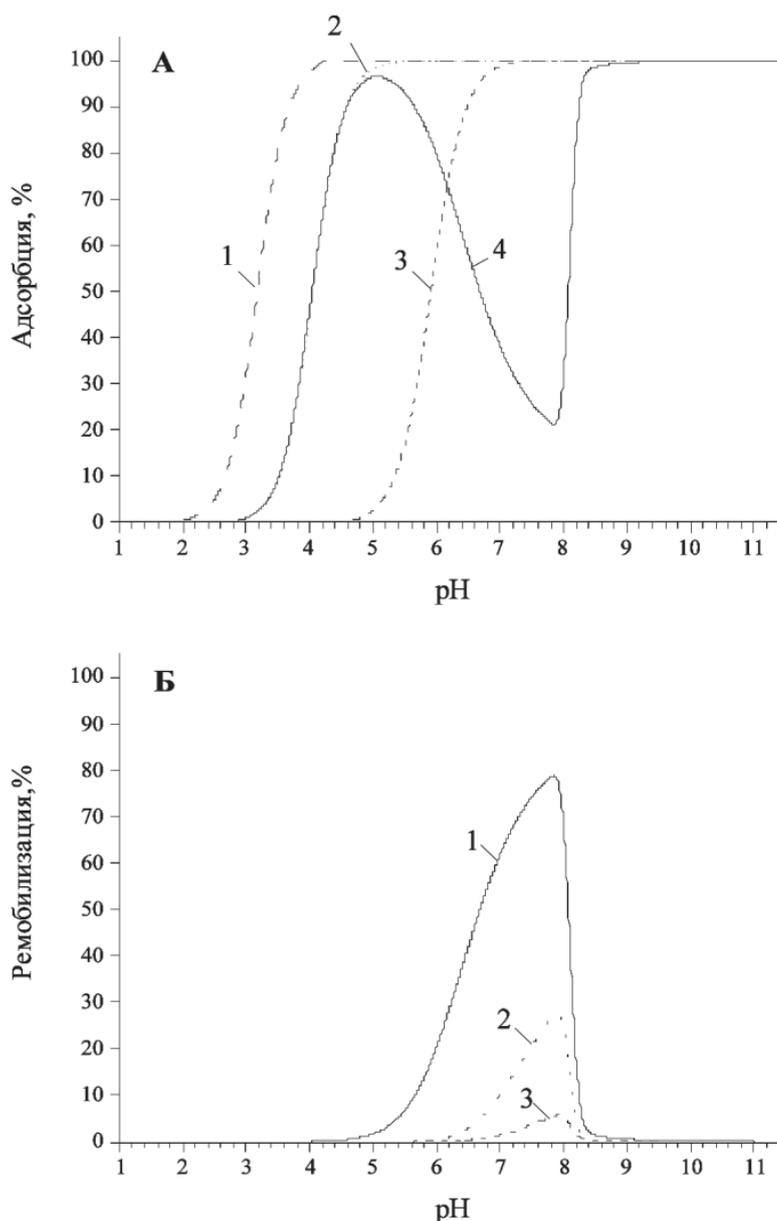
**Рис. 2.** Области pH существования комплексов ЭДТА с различными катионами (указаны интервалы, соответствующие более чем 95 % связыванию катионов в различные по составу комплексы).  $C_{\text{Me(II)}} = C_{\text{ЭДТА}} = 10 \text{ мкМ}$ .

В качестве представителей ТМ, присутствующих в окружающей среде в виде устойчивых двухзарядных катионов, нами были рассмотрены катионы  $\text{Pb(II)}$ ,  $\text{Cu(II)}$ ,  $\text{Cd(II)}$ ,  $\text{Zn(II)}$ ,  $\text{Ni(II)}$ ,  $\text{Co(II)}$  и  $\text{Mn(II)}$ . В зависимости от кислотности среды данные катионы образуют с ЭДТА комплексоны различного состава:  $\text{MeH}_2\text{Edta}$ ,  $\text{MeHEDta}^-$ ,  $\text{MeEdta}^{2-}$ ,  $\text{Me(OH)Edta}^{3-}$ . Интервалы pH, для которых более чем 95 %  $\text{Me(II)}$  находится в закомплексованном состоянии, приведены на рис. 2. По сравнению с комплексономатами  $\text{Fe(III)}$ , комплексоны двухзарядных катионов имеют меньшую устойчивость (табл. 1). Вследствие этого интервалы pH их существования смещены в более щелочную область (рис. 2). В области  $4(5) < \text{pH} < 10(12)$  в растворе преобладают средние комплексоны  $\text{MeEdta}^{2-}$ , устойчивость которых понижается в ряду:  $\text{Cu(II)} > \text{Ni(II)} > \text{Pb(II)} > \text{Zn(II)} > \text{Cd(II)} > \text{Co(II)} > \text{Mn(II)}$  (табл. 1).

На рис. 3 приведены рассчитанные кривые сорбции нескольких катионов металлов на поверхности ферригидрита. Для всех катионов с уменьшением кислотности среды адсорбция увеличивается, причем резкий рост наблюдается в узком диапазоне pH, составляющем приблизительно две единицы. Значение pH, соответствующее 50 % адсорбции ( $\text{pH}_{50}$ ), характеризует устойчивость адсорбированного состояния. Для рассматриваемых металлов прочность поверхностных комплексов уменьшается в ряду:

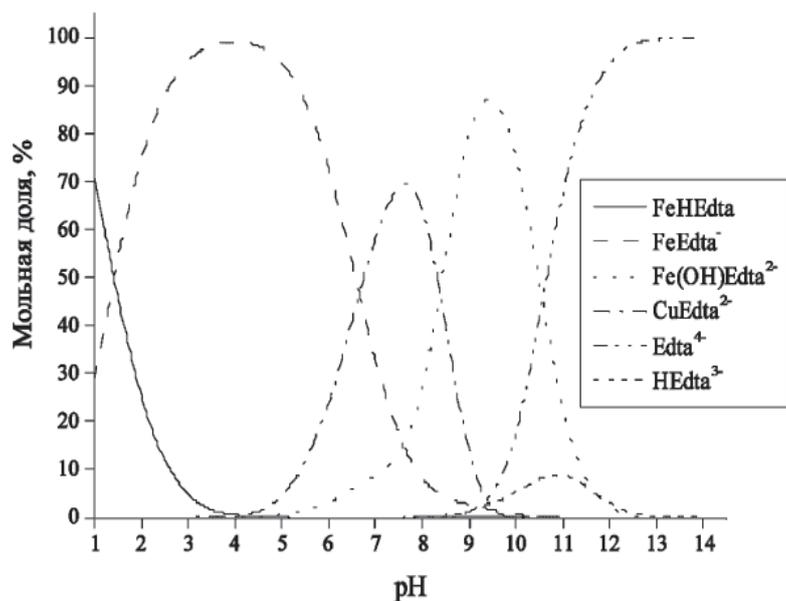
$Pb(II) (pH_{50} = 3,2) > Cu(II) (pH_{50} = 4,0) >$   
 $Zn(II) (pH_{50} = 5,1) > Cd(II) (pH_{50} = 5,4) >$   
 $Ni(II) (pH_{50} = 5,5) > Mn(II) (pH_{50} = 5,9)$   
 $= Co(II) (pH_{50} = 5,9)$

Таким образом, при  $5 < pH < 9$  (большинство природных вод) при контакте с ферригидритом катионы всех металлов находятся в адсорбированном состоянии. В присутствии эквимолярного количества ЭДТА происходит уменьшение адсорбции, представленное на *рис. 3* в качестве примера для катионов  $Cu(II)$ . Степень ремобилизации катионов металлов, рассчитанная как разность адсорбции в отсутствие и присутствии ЭДТА, для всех рассматриваемых катионов максимальна при  $pH 8,0$  (*рис. 3*). Диаграмма распределения выбранных для примера катионов  $Cu(II)$  (*рис. 4*) показывает, что в кислой среде значительная часть ЭДТА связывается в комплекс с  $Fe(III)$ , растворяя ферригидрит. Однако с дальнейшим увеличением  $pH$  среды в растворе образуется комплекс  $CuEdta^{2-}$ , что и приводит к снижению адсорбции катионов  $Cu(II)$ . Содержание этого комплекса максимально при  $pH 8,0$ ; с дальнейшим ростом  $pH$  ЭДТА образует гидроксокомплекс  $Fe(OH)Edta^{2-}$ , а также присутствует в виде свободных форм ( $HEdta^{3-}$ ,  $Edta^{4-}$ ). По способности к ремобилизации под действием ЭДТА при  $pH 8,0$  катионы располагаются в ряд:  $Ni(II) > Co(II) > Cd(II) > Cu(II) > Zn(II) > Mn(II) > Pb(II)$  (*рис. 5*). На ремобилизацию ТМ влияют как константы адсорбции на ферригидрите, так и устойчивость комплексонатов с ЭДТА. Так, несмотря на то, что катионы  $Pb(II)$  образуют более устойчивые комплексы, чем  $Zn(II)$ ,  $Co(II)$  и др., ремобилизация  $Pb(II)$  крайне незначительна вследствие прочного связывания  $Pb(II)$  с поверхностью ферригидрита (*рис. 3*). Наиболее слабо связанные с ферригидритом катионы  $Mn(II)$  (*рис. 3*) ремобилизуются хуже, чем катионы  $Cu(II)$ ,  $Ni(II)$  и др., пос-



**Рис. 3.** (А) Зависимость адсорбции катионов тяжелых металлов на ферригидрите от кислотности среды. 1 –  $Pb(II)$ ; 2 –  $Cu(II)$ ; 3 –  $Mn(II)$ ; 4 –  $Cu(II) + ЭДТА (1:1)$ .  $C_{Me(II)} = 10 \text{ мкМ}$ .  
 (Б) Зависимость ремобилизации катионов тяжелых металлов под действием ЭДТА от кислотности среды. 1 –  $Cu(II)$ ; 2 –  $Mn(II)$ ; 3 –  $Pb(II)$ .  $C_{Me(II)} = C_{ЭДТА} = 10 \text{ мкМ}$ .





**Рис. 4.** Диаграмма мольного распределения ЭДТА в системе Cu(II)-ЭДТА-ферригидрит.  $C_{Cu(II)} = C_{ЭДТА} = 10 \text{ мкМ}$ .

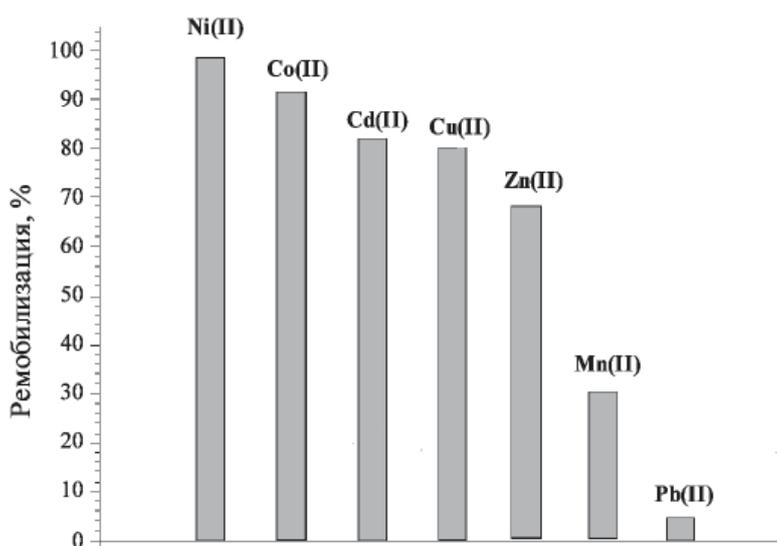
кольку комплекс  $MnEdta^{2-}$  менее устойчив по сравнению с комплексами других ТМ (табл. 1).

На ремобилизацию ТМ в природных условиях может оказать влияние наличие в воде катионов Ca(II) и Mg(II), концентрация которых может варьироваться от 0-4 ммоль-экв/л (мягкая вода) до более, чем 12 ммоль-экв/л (очень жесткая вода). Комплексоны Ca(II) и Mg(II) с ЭДТА менее прочные по сравнению с комплексами ТМ (табл. 1), и устойчивы только в щелочной среде (рис. 2). Можно ожидать, что ремобилизация катионов ТМ под действием ЭДТА в присутствии катионов Ca(II) и Mg(II) будет уменьшаться вследствие конкурирующего образования комплексонов  $CaEdta^{2-}$  и  $MgEdta^{2-}$ . Для примера на рис. 6 представлено влияние Ca(II) и Mg(II) на ремобилизацию Cu(II) при различных значениях кислотности среды. С увеличением pH раствора роль Ca(II) усиливается, что связано с увеличением степени связывания ЭДТА в комплекс  $CaEdta^{2-}$ . Так, при pH 6 наличие в воде Ca(II) не влияет на ремобилизацию меди (II), в то время как при pH 8 в воде средней жесткости ремобилизация снижается с ~80% до ~20%. Снижение ремобилизации в присутствии катионов Mg(II) незначительно даже при pH 8 (рис. 6) ввиду меньшей устойчивости комплексонов  $MgEdta^{2-}$  по сравнению с  $CaEdta^{2-}$  (рис. 2, табл. 1). В жесткой воде максимальная ремобилизация катионов ТМ под действием ЭДТА наблюдается при pH 7,0, а не при pH 8,0, как это наблюдалось в отсутствие Ca(II) и Mg(II).

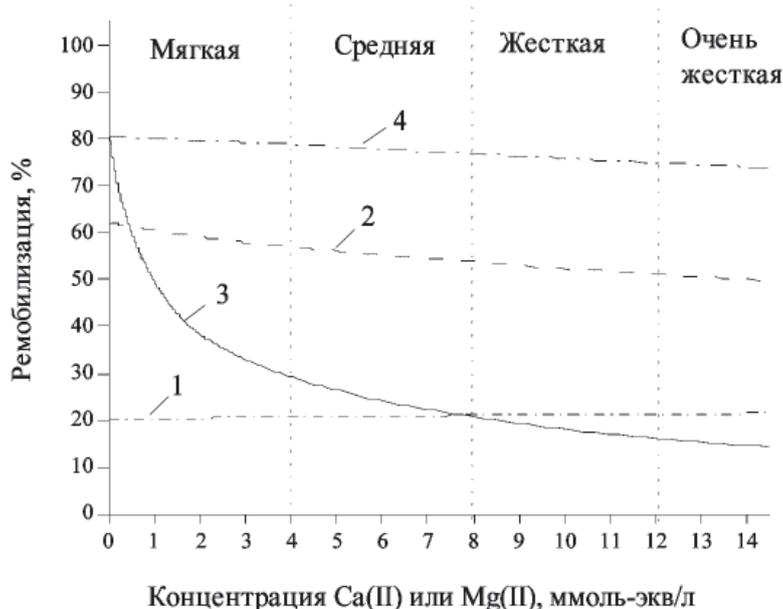
## Заключение

Проведенные расчеты показывают, что под действием ЭДТА наблюдается ремобилизация катионов многих двухзарядных металлов с поверхности (гидр) оксидов железа(III) в интервале pH 5-8. Максимальная эффективность действия ЭДТА наблюдается в мягкой воде при pH 8,0, а в жесткой воде при pH 7,0. На основании полученных результатов можно сделать некоторые практические заключения о возможности ремобилизации ТМ под действием комплексонов в природных системах. При этом следует иметь в виду, что эти системы являются более сложными, чем рассмотренная модельная система, по ряду причин:

- 1) природные осадки являются многокомпонентной гетерогенной системой, включающей помимо гидроксида железа (III) и другие сорбенты (глина, гумус);
- 2) в растворах, контактирующих с осадками, помимо комплексонов присутствуют другие неорганические и органические лиганды, участвующие в связывании катионов металлов;
- 3) некоторые комплексоны ( $FeEdta^-$ ,  $NiEdta^{2-}$ ) являются кинетически инертными, так что равновесия с их участием в природных условиях могут и не устанавливаться. Проведенные нами расчеты показывают, что при  $pH < 7$  значительная часть ЭДТА участвует в растворении (гидр)оксида железа (III), а образованию комплексов ЭДТА с другими ТМ благоприятствует повышение pH до 8. Действительно, данные по анализу различных форм ЭДТА в природных и сточных водах показывают, что содержание ком-



**Рис. 5.** Ремобилизация тяжелых металлов под действием ЭДТА при pH 8,0.  $C_{Me(II)} = C_{ЭДТА} = 10 \text{ мкМ}$ .



**Рис. 6.** Влияние жесткости воды на ремобилизацию Cu(II) под действием ЭДТА.

1 – Ca(II), pH 6; 2 – Ca(II), pH 7; 3 – Ca(II), pH 8; 4 – Mg(II), pH 8.  $C_{Cu(II)} = C_{ЭДТА} = 10 \text{ мкМ}$ .

плекса  $FeEdta^-$  составляет 20-90 % от общего количества (речная и подземные воды – 30%, сточные воды – 60-70 % [5, 13]). Следует иметь в виду, что в природных системах содержание  $FeEdta^-$  может значительно отличаться от ожидаемого равновесного значения, во-первых, из-за низкой скорости реакций катионного обмена ( $FeEdta^- + Me^{n+} = MeEdta^{n-4} + Fe^{3+}$ ) [14] и, во-вторых, вследствие фоторазложения  $FeEdta^-$  (главный способ деградации ЭДТА в природе) [5]. Было установлено, что в поверхностных и подземных водах при низких pH наблюдается растворение (гидр)оксидов железа(III); а ремобилизация ТМ (Zn, Cd, Pb) происходит в кальций-содержащих водах, имеющих слабощелочную реакцию [15]. В подземных водах содержится много  $ZnEdta^{2-}$  (40-60 % от общего количества); содержание других комплексонов незначительно ( $PbEdta^{2-}$  (3%),  $CuEdta^{2-}$  (<1 %)). Анализ показал, что в речной воде содержатся:  $FeEdta^-$  (32 %),  $ZnEdta^{2-}$  (32 %),  $MnEdta^{2-}$  (15 %),  $CaEdta^{2-}$  (13 %),  $NiEdta^{2-}$  (6 %),  $PbEdta^{2-}$  (2 %),  $CuEdta^{2-}$  (<1 %) [15]. Низкое содержание  $PbEdta^{2-}$  в природных системах коррелирует с нашими данными и связано с сильной адсорбцией Pb(II) на различных поверхностях, включая (гидр)оксиды Fe(III). Однако низкое содержание  $CuEdta^{2-}$  в природных водах, а также обнаруженная плохая ремобилизация Cu(II) под действием ЭДТА из речных отложений расходятся с данными расчетов. Вероятно, это связано с наличием

сильного взаимодействия между Cu(II) и природными лигандами (гуминовые вещества) [16], которое нами не рассматривалось. Хотя данные по содержанию  $CaEdta^{2-}$  и  $MgEdta^{2-}$  в природных системах зачастую отсутствуют (ввиду неустойчивости этих комплексов в условиях хроматографического анализа [17]), расчеты показывают степень влияния Ca(II) и Mg(II) на ремобилизацию ТМ: в жесткой щелочной воде ремобилизация под действием ЭДТА значительно снижается. В оптимальных условиях 70-90 % от общего содержания ЭДТА в природных или сточных водах может участвовать в ремобилизации таких катионов как Cu(II), Cd(II), Zn(II), Co(II), Ni(II), что может привести к повышению их концентраций сверх предельно допустимых. Таким образом, несмотря на значительные упрощения, моделирование равновесий в гомогенных и гетерогенных системах, содержащих катионы металлов и комплексоны, позволяет прогнозировать поведение комплексонов в окружающей среде с точки зрения возможности растворения природных минералов и ремобилизации адсорбированных катионов металла.

#### Литература

1. Мур Дж. Тяжелые металлы в природных водах / Дж Мур, С. Рамамурти. М.: Мир, 1987. 286 с.
2. Violante A. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments / A. Violante, V. Cozzolino, L. Perelomov, A.G. Caporale, M. Pigna // J. Soil. Sci. Plant Nutr. 2010. V. 10. № 3. P. 268-292.
3. Дятлова Н.М. Комплексоны и комплексоны металлов / Н.М. Дятлова, В.Я. Темкина, К.И. Попов. М.: Химия, 1988. 544 с.



4. Корнев В.И. Конкурирующие равновесия в водных растворах комплексонов. Ижевск: Изд-во УдГУ, 1992. 270 с.
5. Nowack B. Environmental chemistry of aminopolycarboxylate chelating agents // *Environ. Sci. Technol.* 2002. V. 36, № 19. P. 4009-4016.
6. Knepper T. P. Synthetic chelating agents and compounds exhibiting complexing properties in the aquatic environment // *Trends Anal. Chem.* 2003. V. 22, № 19. P. 708-724.
7. Oviedo C. EDTA: The chelating agent under environmental scrutiny / C. Oviedo, J. Rodriguez // *Quim. Nova.* 2003. V. 26, № 6. P. 901-905.
8. Dermont G. Soil washing for metal removal: a review of physical/chemical technologies and field applications / G. Dermont, M. Bergeron, G. Mercier, M. Richer-Lafleche // *J. Hazard Mater.* 2008. V. 152, № 1. P. 1-31.
9. Leštan D. The use of chelating agents in the remediation of metal-contaminated soils: a review / D. Leštan, C.L. Luo, X.D.Li // *Environ. Pollut.* 2008. V. 153, № 1. P.3-13.
10. Dzombak D.A. Surface complexation modelling: hydrous ferric oxide / D.A. Dzombak, F.M.M. Morel. John Wiley and Sons: New York. 1990.
11. NIST Standard Reference Database 46. Critically Selected Stability Constants of Metal Complexes: Version 2.0 and 4.0.

**Ключевые слова:**

тяжелые металлы,  
ЭДТА,  
ферригидрит,  
ремобилизация,  
моделирование

12. Nowack B. Adsorption of EDTA and metal-EDTA complexes onto goethite / B. Nowack, L.Sigg // *J. Colloid Interface Sci.* 1996. V. 177, № 1. P. 106-121.
13. Kari F.G. Speciation of fate ethelene-diaminetetraacetic acid (EDTA) in municipal waste water treatment / F.G. Kari, W. Giger // *Water Res.* 1995. V. 30. P. 122-134.
14. Xue H. Speciation of EDTA in Natural Waters: Exchange Kinetics of Fe-EDTA in River Water / H. Xue, L. Sigg, F.G. Kari // *Environ. Sci. Technol.* 1995. V. 29, № 1. P. 59-68.
15. Organic pollutants in the water cycle. Properties, occurrence, analysis and environmental relevance of polar compounds / Eds. T. Reemtsma, M. Jeker. Wiley-VCH. 2006. 348 p.
16. Линник П.Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец. Л.: Гидрометеоиздат, 1986. 270 с.
17. Ammann A.A. Speciation of heavy metals in environmental water by ion chromatography coupled to ICP-MS // *Anal. Bioanal. Chem.* 2002. V. 372. P. 448-452.



T.N. Kropacheva, V.I. Kornev

## REMOBILIZATION OF HEAVY METALS UNDER THE ACTION OF EDTA

Remobilization of heavy metals from a variety of mineral and organic sediments (soil, industrial waste, sewage sludge, etc.) under the action of chelating agents is one of the ways of heavy metal migration in natural waters. Along with experimental studies of the process of remobilization, there is a need for theoretical modeling of equilibria in the metal cation-chelating-adsorbent. In this work chelating agents and

considered complexone remobilizing effect of EDTA on the doubly charged heavy metal cations adsorbed on the surface of ferrihydrite has been overviewed. Remobilization was shown to occur at pH 5-8, with maximum efficiency in soft water at pH 8.0. In more acidic solutions EDTA dissolves ferrihydrite by formation Fe (III) complexones. By the ability to partition under the action of EDTA, cations are arranged in series: Ni (II) > Cd

(II) > Cu (II) > Zn (II) > Mn (II) > Pb (II). A Ca (II) and Mg (II) cation increase leads to a decrease in remobilization, with an increase in alkalinity of the medium effect of water hardness on the remobilization. The results compared with experimental data have been presented.

**Key words:** heavy metals, EDTA, ferrihydrite, remobilization, modelling