Методы и объекты химического анализа, 2008, т. 3, № 2, С. 185–191.

Взаємодія фенілфлуорону з іонами урану (VI) у організованому середовищі на основі полівінілпіролідону та електролітів

Т. С. Чмиленко, К. В. Маторіна, О. В. Мікуленко, Ф. О. Чмиленко

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, Україна; e-mail: analyticdnu@mail.ru

Надійшла: 22 січня 2008 / Прийнята до друку: 26 жовтня 2008

Досліджено вплив електролітів та поліелектроліту неіоногенної природи полівінілпіролідону як модифікаторів при окремій та сумісній дії на системи: фенілфлуорон, фенілфлуорон – полівінілпіролідон, уран (VI) – фенілфлуорон – полівінілпіролідон. Знайдено оптимальні умови комплексоутворення та спектрофотометричні характеристики адукту уран (VI) – фенілфлуорон – полівінілпіролідон – KCl. Розроблені методики дозволяють визначати мінімальну концентрацію урану (VI) – 0,1 мкг/мл, а після комбінованого концентрування співосадженням та відгонкою – 0,002 мкг/мл.

T.S. Chmilenko, K.V. Matorina, O.V. Mikulenko, F.O. Chmilenko. Interaction of phenylfluoron with ions of Uranium (VI) in organized media on the basis of polyvinylpyrrolidon and electrolytes *– Influence of electrolytes and polymeric surfactant polyvinylpirrolidon as modifiers at separate and compatible action on the systems: phenylfluoron, phenylfluoron – polyvinylpirrolidon, uranium (VI) – phenylfluoron – polyvinylpirrolidon is explored. The optimum conditions of complex formation and spectrophotometric characteristics of uranium (VI) – phenylfluoron – polyvinylpyrrolidon – KCl adduct are trained. The developed method allowed to determine minimum concentration of uranium (VI) – 0,1 μg/ml, but then combined concentration by precipitation and stripping – 0,002 μg/ml.*

Ключові слова: *органічний реагент · полівінілпіролідон · електроліт · фенілфлуорон*
Keywords: *organic reagent · polyvinylpirrolidon · electrolyte · phenylfluoron*

Аналітичний ефект при використанні органічних реагентів визначається фізико-хімічними властивостями середовища. При солюбілізації реагентів у мікрофазі організованого середовища суттєво змінюються властивості середовища у мікрооточенні частинок [1] .

Водорозчинні полімери завдяки поєднанню фізико-хімічних властивостей високомолекулярних сполук та електролітів зайняли міцне положення у багатьох галузях науки та техніки. Організовані середовища утворюються при введенні речовин різної природи, у тому числі й полімерної, специфіка макромолекул яких полягає в тому, що вони побудовані з великої кількості ланок, але через ковалентний зв'язок не можуть рухатися незалежно одна від одної [2, 3], внаслідок чого мають високу здатність до структуроутворення.

З іншого боку, поліелектроліти є модифікаторами властивостей та реакційної здатності різних аналітичних реагентів [4]. При модифікації органічних реагентів поліелектролітами, адукти, що утворюються з іонами металів характеризуються батохромним зсувом максимуму смуги поглинання, а також підвищенням молярних коефіцієнтів поглинання та розширенням інтервалу визначуваних концентрацій металу. У результаті взаємодій утворюються гідрофобно-гідратовані адукти високої міцності, а зміни їх спектрів поглинання обумовлені сольватохромними ефектами. Різноманітні форми стану полімерів обумовлюють різні механізми їхньої дії на аналітичні форми реагентів.

Фенілфлуорон (ФФ) був запропонований як реагент для відкриття та фотометричних визначень U (VI). ФФ утворює з UO_2^{2+} комплекс буровато-червоного кольору, який у слабокислому середовищі (ацетатний буферний розчин) має максимум світлопоглинання при 536 нм [5]. Але комплексні сполуки металів з триоксифлуоронами поряд з багатьма перевагами аналітичного характеру мають і деякі недоліки, головним чином, нерозчинність у воді триоксифлуоронатів металів та колоїдний характер розчинів комплексів. Спроби перевести триоксифлуоронати металів в органічну фазу екстракцією звичайними органічними розчинниками були невдалими,

© Т.С. Чмиленко, К.В. Маторіна, О.В. Мікуленко, Ф.О. Чмиленко

тому що триоксифлуоронати флотуються органічним розчинником. У літературі [6] наведена безекстракційна методика спектрофотометричного визначення мікрокількостей U (VI) (C_{min}=0,05 мкг/мл) у вигляді сполуки U (VI)–БПЧ–Ba (II)–ОП-10. Її автори вважають, що у розчині неіоногенного поліелектроліту ОП-10 при додаванні розчину $BaCl_2$ (солі лужного або лужно-земельного металу) утворюється комплексна катіонна поверхнево-активна речовина (ПАР), яка й поліпшує спектрофотометричні характеристики системи, при цьому у деяких випадках ефект перевищує дію катіонних ПАР.

Для нівелювання усіх перелічених недоліків пропонується одночасне введення добавок неіоногенного поліелектроліту – полівінілпіролідону, а також розчинів однозарядних неорганічних електролітів.

Вплив електролітів на властивості розчинів ПВПД, а також на його взаємодію з органічними реагентами вивчено епізодично на прикладі деяких солей. У літературі [7] є відомості про електронну спектральну поведінку ПВПД у водних розчинах, які містять різні неорганічні солі (фосфати, сульфати, хлориди, дісульфіди та персульфіти). Електронні спектри зсуваються у більш довгохвильову область залежно від природи та концентрації солі, що пов'язується з перетвореннями, які відбуваються у структурі води та взаємодіях полімер – розчинник. Між полімером, доданим електролітом та структурою води відбуваються гідрофільні та гідрофобні взаємодії; зміна гідратації оболонки полімеру відбувається під впливом структуроутворюючих та структуроруйнівних іонів [8].

Відзначено [9] специфічне зв'язування Li^+ із ПВПД. Комплекси Li^+-ПВПД виявляють поліелектролітний ефект у метанольному розчині, що помітно зменшується при збільшенні концентрації. Одночасно збільшуються розміри клубків ПВПД при переході від метанолу до 4 М LiCl. ПВПД у водних розчинах NaCl і LiCl утворює кластери неполярних частин, що слугують придатним середовищем для утворення гідрофобних зв'язків між молекулами барвника і полімера. У присутності аніонів гідрофобні кластери або не утворюються зовсім, або меншою мірою, ніж у чистій воді [10]. Неорганічні електроліти значно впливають на структурні характеристики води та можуть бути утворювачами або руйнівниками структури води [11]: великі іони спричиняють вплив аналогічний збільшенню температури, тобто руйнують структуру, а маленькі – є структуроутворювачами.

У теперішній час не існує єдиних систематизованих уявлень про організацію адуктів метал–органічний реагент–полімер–електроліт [12–14]. При цьому винятково важлива не тільки можливість направленої зміни хіміко-аналітичних характеристик адуктів, але й прогнозованість їхньої поведінки при зміні зовнішніх умов (концентрація електроліту та полімеру, кислотність середовища).

Мета роботи – дослідити можливість використання електролітів та поліелектроліту неіоногенної природи полівінілпіролідону як модифікаторів при окремій та сумісній дії на системи: фенілфлуорон, фенілфлуорон – ПВПД, уран (VI) – фенілфлуорон – ПВПД.

Матеріали та методика дослідження

Вихідний розчин $4 \cdot 10^{-4}$ М барвника фенілфлуорону (ФФ) кваліфікації "ч.д.а." готували розчиненням у бідистильованій воді з додаванням декількох крапель NaOH. Розчини 20 г/л ПВПД ($M_r = 8 \cdot 10^3$) готували розчиненням точних наважок.

Стандартний розчин урану (VI) з концентрацією $5 \cdot 10^{-4}$ моль/л готували розчиненням наважки 0,1230 г уран (VI) нітрату у воді і розбавляли у мірній колбі до 250 мл. Робочі розчини готували розведенням вихідного [15].

Вихідні 1 М розчини електролітів готували розчиненням точної наважки (в г): 5,844 (NaCl); 7,455 (KCl); 11,900 (KBr); 16,600 (KI); 73,000 ($Na_2SO_4 \cdot H_2O$); 10,300(NaBr); 15,000 (NaI) у 100 мл бідистильованої води.

Робочі розчини готували розведенням вихідних. Необхідне значення pH створювали додаванням відповідної кількості розчинів NaOH та H_2SO_4, контролюючи величину pH скляним електродом ЕСЛ- 6307 на іономірі ЕВ-74. Спектри поглинання та оптичну густину вимірювали на спектрофотометрі Specord M 40.

Результати дослідження та їх обговорення

Хімізм утворення двокомпонентного U (VI) – ФФ та трикомпонентного U (VI) – ФФ - ПВПД комплексів вивчали за методикою [5].

Триоксифлуорони – багатоосновні кислоти, з якими реагують високовалентні елементи, присутні в розчинах у вигляді різних гідроксиіонів. Тому при з'ясуванні механізму взаємодії триоксифлуоронів з іонами металів необхідно враховувати стан у розчинах обох компонентів реакції. Головними процесами, що вимагають обов'язкового врахування, залишаються іонізація триоксифлуорона та гідроліз іона металу. Комплексоутворення у системі U (VI) – ФФ – ПВПД проводили при стехіометричних кількостях ФФ і Урану та великому надлишку ПВПД ($M_r = 2{,}4 \cdot 10^4$). Оптичну густину вимірювали відносно води, так як в даному випадку відсутній надлишок забарвленого реагента (ФФ), а ПВПД незабарвлений. Концентрації

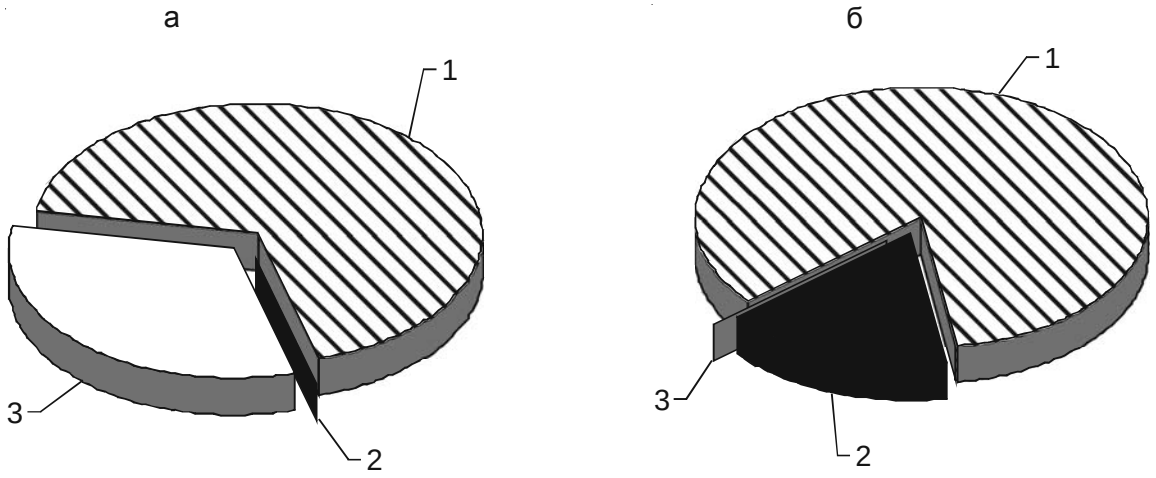

Рис. 1. Внески різних форм Урану у двокомпонентний комплекс U (VI) – ФФ (а) та трикомпонентний комплекс U (VI) – ФФ – ПВПД (б): 1 – UO_2^{2+}, 2 – UO_2OH^+, 3 – $UO_2(OH)_2$.

окремих форм комплексоутворюючого іону металу обчислювали з урахуванням гідролізу ($pK_{гідролізу}$ урану становлять 5,0; 6,2 [16], константи іонізації ФФ – $4{,}37\cdot10^{-3}$, $2{,}30\cdot10^{-8}$, $1{,}52\cdot10^{-11}$ [5]. На основі отриманих даних були обчисленні внески усіх форм іонів металу у складі двокомпонентного та трикомпонентного комплексу (рис. 1).

З наведених діаграм видно, що введення ПВПД у систему U (VI) – ФФ збільшує внесок негідролізованих іонів UO_2^{2+} та форми UO_2OH^+ у порівнянні з двокомпонентним комплексом U (VI) – ФФ. Тобто, у цьому випадку ПВПД є модифікатором властивостей комплексу. Прямолінійна залежність – lg(B) = F(pH) з цілочисельним значенням n (q·n = 2) при утворенні як двокомпонентного комплексу, так і трикомпонентного спостерігається для іона іона UO_2^{2+}. Тобто, Уран входить у комплекс у вигляді UO_2^{2+} і утворюється комплекс $(UO_2^{2+})_2ФФ_4ПВПД$, що корелюють з данними [17]. Розраховано константи стійкості, які складають $3{,}39\cdot10^{19}$ та $2{,}29\cdot10^{42}$ для двокомпонентного та трикомпонентного комплексів, відповідно.

Вплив електролітів на систему U (VI) – ФФ. Вивчали можливість використання електролітів NaBr, $NaNO_3$, Na_2SO_4, NaCl, KBr, KNO_3, KCl як модифікаторів хіміко-аналітичних характеристик системи U (VI) – ФФ. При цьому комплекс органічного реагенту з іонами U (VI) отримували зливанням розчинів вихідних речовин та подальшим додаванням певної кількості розчину електролітів (в усіх випадках концентрація електроліту однакова). У системі U (VI) – ФФ – органічний реагент знаходиться у двократноіонізованій формі. При введенні електролітів до цієї системи спостерігається зсув максимуму смуги світлопоглинанння у довгохвильову область спектру на 8–16 нм. Додавання NaBr, NaCl, KBr, KNO_3, KCl призводить до зниження оптичної густини досліджуваних розчинів, цей ефект посилюється у ряду: NaCl < NaBr < KNO_3 < KBr < KCl. Введення Na_2SO_4 та $NaNO_3$ не впливає на оптичну густину системи U (VI) – ФФ.

Побудована діаграма залежності зсуву максимуму смуги поглинання (рис. 2) для системи U (VI)–ФФ –електроліт від природи аніону електроліту. На зменшення величини оптичної густини системи U (VI) –ФФ–електроліт більший вплив спричиняють іони калію, тоді як максимум смуги поглинання системи під дією цих іонів більше зсувається у довгохвильову ділянку спектру.

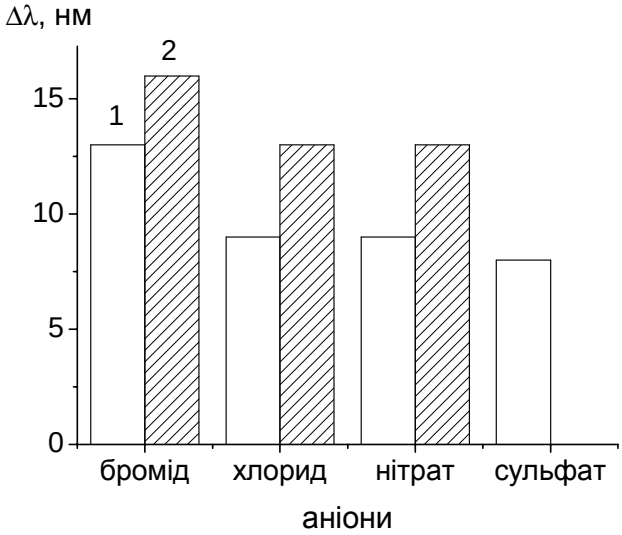

Рис. 2. Залежність зсуву максимуму смуги поглинання системи U (VI) – ФФ – електроліт від природи аніону електроліту.
1 – Na^+, 2 – K^+; $C_{ФФ} = 4{,}0\cdot10^{-5}$ моль/л, $C_{U(VI)} = 1{,}0\cdot10^{-5}$ моль/л, $C_{електроліту}$ = 0,04 моль/л, pH 9,1; l = 0,2 см.

Для іонів калію та натрію дія аніонів на зсув максимуму смуги поглинання у довгохвильову область спектру розташовується у наступний ряд: $SO_4^{2-} < Cl^- < NO_3^- < Br^-$, який приблизно ідентичний з ліотропним рядом, а також цю послідовність можна співвіднести з аніонною поляризуємістю цих аніонів. Методом ЯМР-спектроскопії встановлена взаємодія між іонами галоїдів та ПВПД у водному розчині та розраховані константи зв'язування [18]. Для комплексу U (VI)–ФФ характерним є те, що чим більша константа зв'язування аніону з ПВПД, тим більшим є батохромний зсув електронного спектру. Для оптичної густини цих розчинів такої залежності не спостерігається.

Вплив KCl на системи ФФ, ФФ–ПВПД, U (VI)–ФФ, U (VI)–ФФ–ПВПД. Досліджений вплив електроліту KCl на спектральні характеристики систем ФФ, ФФ–ПВПД, U (VI)–ФФ та U (VI)–ФФ–ПВПД у інтервалі кислотності середовища 9–10, який є оптимальним для утворення трикомпонентного комплексу [18]. При введенні KCl у систем спостерігаються зсуви максимумів світлопоглинання у довгохвильову область спектру, а також значне збільшення оптичної густини досліджуваних розчинів у порівнянні з системами без додавання електроліту. Електронний спектр органічного реагенту у присутності KCl є розмитим, при цьому спостерігається майже непомітне плече у довгохвильовій області спектру при λ=565 нм. При додаванні електроліту у спектрі двокомпонентного комплексу присутня нова (друга) смуга поглинання у довгохвильовій області спектру, її вклад є найбільшим. Для трикомпонентного комплексу у присутності KCl характерна лише довгохвильова смуга поглинання, а короткохвильова зовсім зникає.

Вплив KBr на системи ФФ, ФФ – ПВПД, U (VI) – ФФ, U (VI) – ФФ – ПВПД. При введенні KBr у вищезгадані системи спостерігається батохромний зсув у спектрах поглинання адуктів (рис. 3). У системах ФФ та ФФ–ПВПД органічний реагент існує у двократноіонізованій формі HR^{2-}. Також в електронних спектрах цих систем спостерігається майже непомітне плече у довгохвильовій області спектру, максимум якого батохромно зсувається при переході до трикомпонентної системи U (VI)–ФФ–ПВПД у присутності KBr. При додаванні електроліту спектр двокомпонентного комплексу стає розмитим і також має довгохвильову смугу поглинання при λ=560 нм. Додавання KBr до адукту U (VI)–ФФ–ПВПД призводить до того, що у спектрі поглинання присутній максимум при λ=594 нм та трохи помітне плече, що відповідає довгохвильовим смугам поглинання систем ФФ, ФФ–ПВПД та U (VI)–ФФ.

Вплив KI на системи ФФ, ФФ–ПВПД, U (VI)–ФФ, U (VI)–ФФ–ПВПД. При додаванні KI у спектрах систем

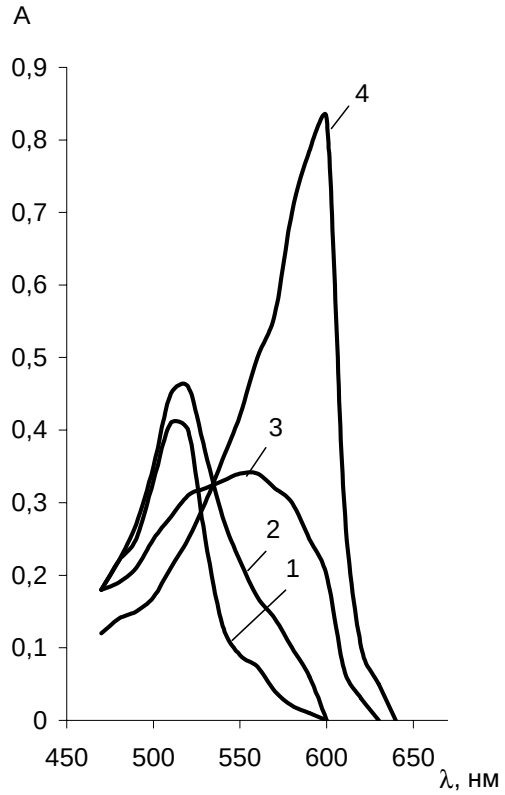

Рис. 3. Спектри поглинання систем у присутності KBr: 1 – ФФ, 2 – ФФ – ПВПД, 3 – U (VI) – ФФ, 4 – U (VI) – ФФ – ПВПД ($C_{ФФ}$=4,0 ·10^{-5} моль/л, $C_{ПВПД}$=0,5 г/л, $C_{U(VI)}$=5,0·10^{-5} моль/л, C_{KBr}=0,05 моль/л, pH 9,1, $M_{r\ ПВПД}$ = 3,6·10^5, l = 1,0 см).

ФФ, ФФ–ПВПД та U (VI)–ФФ присутні дві смуги поглинання короткохвильова та довгохвильова (рис. 4). Характерним є те, що при додавання ПВПД до ФФ та двокомпонентного комплексу з іонами U (VI) зростає внесок довгохвильової смуги поглинання, тоді як у електронному спектрі системи U (VI)–ФФ–ПВПД у присутності KI короткохвильова смуга поглинання зникає та спостерігається гіперхромний ефект довгохвильової смуги поглинання.

Оскільки у всіх серіях експерименту ФФ був взятий у надлишку можна припустити, що короткохвильова смуга поглинання систем у присутності електролітів KCl, KBr та KI відповідає двократноіонізованій формі HR^{2-} органічного реагенту, при цьому барвник знаходиться у вигляді мономеру. При додаванні ПВПД до розчину ФФ довгохвильова смуга поглинання стає більш вираженою. Можна припустити, що ця смуга належить димеру барвника, що утворюється під дією добавок електроліту. Що стосується трикомпонентної системи U (VI)–ФФ–ПВПД, то у присутності електролітів відбувається утворення агрегату, що містить комплекс U (VI)–ФФ–ПВПД, на який осаджується двократноіонізована форма ФФ. Про це свідчить зростання оптичної густини цієї

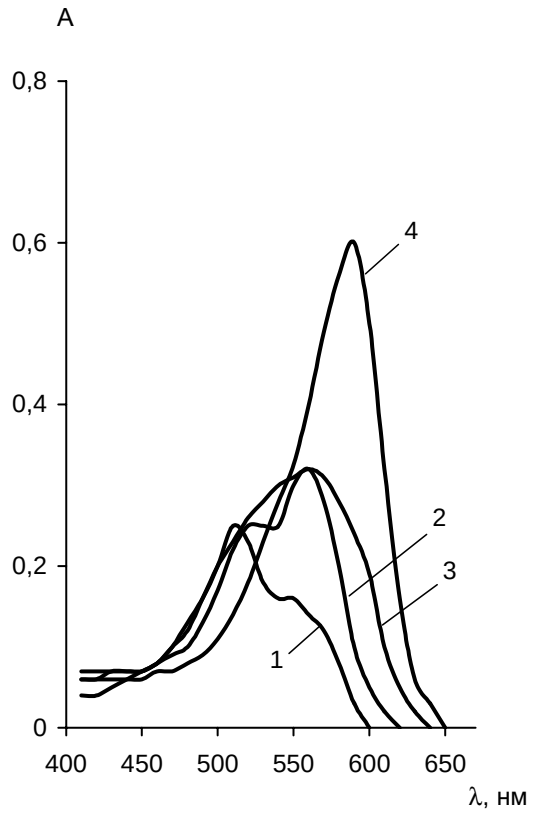

Рис. 4. Спектри поглинання систем: 1 – ФФ, 2 – ФФ – ПВПД, 3 – U (VI) – ФФ, 4 – U (VI) – ФФ – ПВПД у присутності KI ($C_{ФФ}$=4,0·10^{-5} моль/л, $C_{ПВПД}$=0,5 г/л, $C_{U\ (VI)}$=5·10^{-5} моль/л, C_{KI}=0,05 моль/л, pH 9,2, $M_{r\ ПВПД}$ = 3,6·10^5, l = 1,0 см).

системи, а також батохромний зсув максимуму смуги поглинання у порівнянні з двокомпонентною системою у присутності електролітів та трикомпонентною системою U (VI)–ФФ–ПВПД за умови відсутності добавок розчинів електролітів.

Щоб порівняти вплив електролітів на зсув максимума смуги поглинання двокомпонентної та трикомпонентної системи була побудована діаграма (рис. 5). З наведеної діаграми видно, що збільшення молекулярної маси аніону електроліту значно більше впливає на зсув максимуму смуги поглинання у довгохвильову область спектру для двокомпонентної системи, тоді як для трикомпонентної системи величина молекулярної маси аніону майже не має значення.

Порядок зливання реагентів. На прикладі системи U (VI)–ФФ–ПВПД–KCl, виявлено, що оптична густина системи U (VI)–ФФ–ПВПД–електроліт залежить від порядку зливання реагентів. При цьому максимальний вихід комплексу спостерігається при наступному порядку зливання розчинів реагентів: ФФ + ПВПД + U (VI) + електроліт. Можна припустити, що ФФ спочатку взаємодіє з ПВПД, потім при додаванні розчину іонів Урану (VI) утворюється трикомпонентний комплекс U (VI)–ФФ–ПВПД, а додавання електроліту призводить до переходу ПВПД із конформації стрижень до конформації клубок. При цьому збільшується вірогідність утворення агрегату. Таким чином, відбувається концентрування компонентів реакції, внаслідок чого знижується межа виявлення компонентів системи.

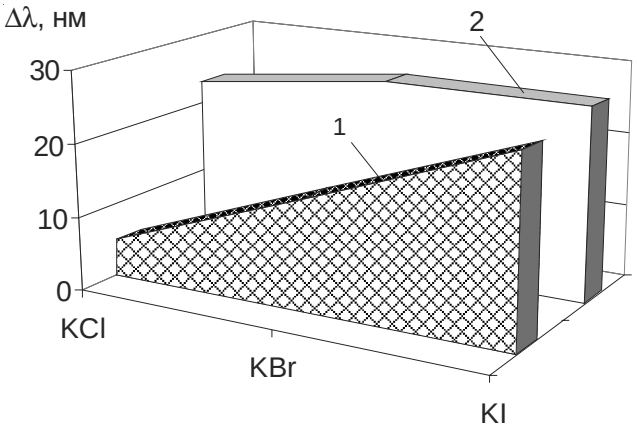

Рис. 5. Вплив електролітів на положення максимуму смуги поглинання систем U (VI) – ФФ, U (VI) – ФФ – ПВПД.

Введення KCl у систему U (VI)–ФФ–ПВПД призводить до батохромного зсуву максимуму поглинання адукту (Δλ=21 нм) та гіперхромного ефекту (ΔA=0,486) відносно трикомпонентної системи без додавання електроліту. Таким чином, для аналізу ефективним є присутність KCl.

Комплексоутворення у системі U (VI)–ФФ–ПВПД–KCl. Для даної системи з ряду солей був обраний KCl, який забезпечує утворення нової аналітичної форми.

Хіміко-аналітичні характеристики системи залежать від концентрації доданного електроліту. Можна припустити, що при введенні електроліту до визначеної концентрації у системи на основі ПВПД відбувається зжимання полімерного клубка, а після цієї концентрації, напевно відбувається розрихлення клубку полімеру [19] за рахунок вторгнення катіонів калію K^+. З точки зору поліпшення хіміко-аналітичних властивостей необхідно виділити область, у якій електроліти модифікують системи з синергетичним ефектом. Так, було досліджено вплив концентрації KCl на оптичну густину системи U (VI)–ФФ–ПВПД (рис. 6). Оптимальна концентрація C(KCl) = 0,48 М.

Введення KCl призводить до утворення адукту з максимумом поглинання при 595 нм при концентрації електроліту с =0,48 моль/л (рис. 7). Система U (VI)–ФФ–ПВПД–KCl була обрана для розробки методики визначення Урану (VI).

Уран з водних розчинів вилучають співосадженням з гідроксидом заліза при pH 5–8, однак при цьо-

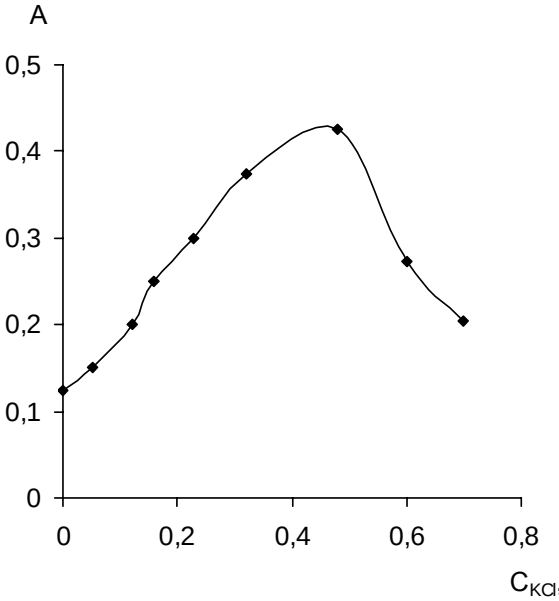

Рис. 6. Залежність оптичної густини системи U (VI) – ФФ – ПВПД – KCl від концентрації електроліту ($C_{U(VI)}=10^{-5}$M, $C_{фф}=4\cdot10^{-5}$M, $C_{ПВПД}$=0,5 г/л, pH 9,5, l=0,2 см).

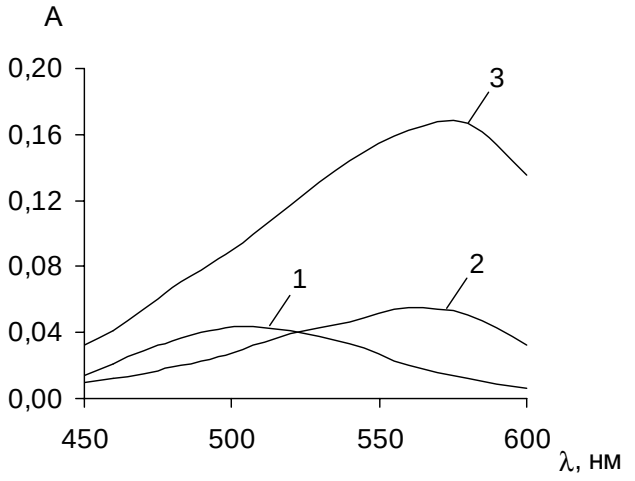

Рис. 7. Спектри поглинання : 1 – U(VI)–ФФ; 2 – U(VI)–ФФ–ПВПД ($M_r=2,4\cdot10^4$); 3 – U(VI)–ФФ–ПВПД–KCl. $C_{U(VI)}=1,0\cdot10^{-5}$M, $C_{фф}=4,0\cdot10^{-5}$M, $C_{ПВПД}$=0,5 г/л, C_{KCl}=0,48 M, pH 9,5, l=0,2 см.

му одночасно співосаджуються 83 елементи. Використовували спосіб селективного співосадження урану з водних розчинів з використанням арсенату олова (II). Відокремлення урану від олова та миш'яку проводили шляхом розчинення осаду у концентрованій бромоводневій кислоті та упарюванням отриманого розчину при 200–250°C досуха.

Методика вилучення урану з шахтної води. У ємність, що містить 200 мл шахтної води, при кімнатній температурі приливають 0,5 мл хлориду олова (II) з концентрацією 0,02 г/мл за оловом та 0,3 мл арсенату натрію з концентрацією 1,15 М при pH 3,8. Розчин перемішують та осад, що утворився, відокремлюють центрифугуванням. Осад розчиняють у 3 мл концентрованої бромоводневої кислоти, переносять у термостійкій стакан об'ємом 50 мл та нагрівають на піщаній бані при 200–220°C протягом 20–30 хвилин. При цьому олово та миш'як повністю відганяють у вигляді бромідів, а уран залишається у стакані. Ступінь вилучення урану складає понад 95%.

*Методика визначення урану (VI) за допомогою ФФ, ПВПД та KCl***.** Для побудови градуювального графіку у мірні колби ємністю 25 мл приливають 2,5 мл $4\cdot10^{-4}$ М розчину ФФ, 0,62 мл 20 г/л розчину ПВПД, 0–3 мл 10^{-7} М розчину уран (VI) нітрату, 6 мл 2М KCl.

Оптимальне значення pH 9,0 створюють за допомогою H_2SO_4 і NaOH, розводять до мітки дистильованою водою, перемішують і вимірюють оптичну густину відносно „холостого" розчину без введення іонів металу. Молярний коефіцієнт поглинання $1,7\cdot10^5$ (при проведенні реакції без участі KCl $\varepsilon=9,6\cdot10^4$).

Рівняння прямої градуювального графіка має вигляд: A = 0,0065c + 0,0097. Заважаючий вплив сторонніх іонів при визначенні U(VI) за допомогою системи U(VI)–ФФ–ПВПД–KCl є наступним (U(VI):Me) : 1:5 (для Al (III), Fe (III), Ni (II), Pb (II), Co (II), Sn (II), Cu (II) і 1:10 (для Cd (II) и Mo (VI)).

Методика була перевірена на модельних розчинах та реальних зразках шахтної води (м. Жовті Води). Статистичну обробку результатів наведено у таблиці.

Альтернативним методом визначалося з арсеназо III згідно з [20] після концентрування співосадженням та відгонкою. Методом порівняння було встановлено вміст урану у пробі шахтної води (2,03±0,10) мкг/л.

Таблиця. Визначення U (VI) у шахтних водах методом добавок (P = 0,95, n=5)

Введено U (VI), мкг/л	($x_{сер}\pm\Delta$), мкг/л	S_r
0	2,10±0,09	0,06
2,0	3,98±0,08	0,05
3,0	5,01±0,06	0,04

Висновки

1. Встановлений вплив електролітів та полі-електроліту неіоногенної природи ПВПД як модифікаторів при окремій та сумісній дії на системи: ФФ, ФФ–ПВПД, уран (VI)–ФФ–ПВПД. Збільшення молекулярної маси аніону електроліту значно впливає на зсув максимуму смуги поглинання у довгохвильову область спектру для двокомпонентної системи. У присутності електролітів відбувається утворення агрегату, що містить комплекс U (VI)–ФФ–ПВПД, на який осаджується двократноіонізована форма ФФ.

2. Знайдені оптимальні умови комплексоутворення та спектрофотометричні характеристики адукту уран (VI)–ФФ–ПВПД–KCl: максимальний вихід комплексу спостерігається при наступному порядку зливання розчинів реагентів (ФФ + ПВПД + U (VI) + електроліт). Ведення KCl призводить до утворення адукту з максимумом поглинання при 595 нм та при концентрації електроліту С =0,48 моль/л.

3. Розроблені методики дозволяють визначати мінімальну концентрацію урану (VI) – 0,1 мкг/мл, а після комбінованого концентрування співосадженням та відгонкою – 0,002 мкг/мл. Апробація методики проводилася методом добавок на зразках шахтної води зі вмістом урану 2 мкг/л.

Література

1. *Штыков С.Н.* Поверхностно-активные вещества в анализе. Основные достижения и тенденции развития // Журн. аналит. химии. – 2000. – 55, № 7 – С. 679–686.
2. *Осипова Е.А.*Водорастворимые комплексообразующие полимеры // Соросовский образовательный журнал. – 1999. – № 8. – С. 40–47.
3. *Халатур П.Г.* Самоорганизация полимеров // Соросовский образовательный журнал. – 2001. – 7, № 4. – С. 36–43.
4. *Чмиленко Ф.О., Жук Л.П., Чмиленко Т.С., Мікуленко О.В., Терещенко О.В.* Водорозчинні полімери як аналітичні реагенти // Вопросы химии и хим. технологии. – 2005. – № 6. – С. 31–42.
5. *Назаренко В.А., Антонович В.П.* Триоксифлуороны. – М.: Наука, 1973. – 182 с.
6. *Гбренштейн Л.И., Сухан В.В.* Взаимодействие в системе уран (VI) – бромпирогаллоловый красный – НПАВ – катионный реагент. Безэкстракционное спектрофотометрическое определение ОП-10 и урана (VI) // Журн. аналит. химии. – 1999. – 54, № 5. – С. 479–482.
7. *Guner Ali.* Effects of inorganic salts on the spectral behavior of poly(N-vinyl-2-pyrrolidone) in aqueous solutions // J. Appl. Polym. Sci. – 2000. – 75, № 11. – P. 1434–1439.
8. *Guner A., Ataman M.* Effects of inorganic salts on the properties of aqueous poly(vinylpyrrolidone) solutions // Colloid Polym. Sci. – 1994. – **272**, №2. - P. 175-180.
9. *Рашидова С.Ш., Воропаева Н.Л., Рубан И.Н.* К вопросу взаимодействия в полимерной дефолирующей системе // Узбек. хим. журн. – 1990. – № 4. – С. 46–48.
10. *Takagishi Toru, Imajo Koichi, Nakagami Kimio, Kuroki Nobuhiko* Thermodynamics of binding of methyl orange and its homologs by poly(vinylpyrrolidone): the effect of inorganic electrolytes // J. Polymer Sci. Polymer Chem. – 1977. – 15, № 1. – P. 31–38.
11. Лук В. Влияние электролитов на структуру водных растворов // Вода в полимерах. – М.: Мир. – 1984. – С. 50–78.
12. *Сухан В.В., Гбренштейн Л.И.* Совместное влияние соли бария и НПАВ ОП-10 на комплексообразование Мо с бромпирогаллоловым красным // Журн. аналит. химии. – 1996. – 62, № 3. – С. 36–39.
13. *Штыков С.Н., Сумина Е.Г.* Синергизм и антагонизм в системах электролиты – мицеллы неионных поверхностно-активных веществ и их влияние на фотометрические и аналитические характеристики хелатов хромазурола S // Журн. аналит. химии. – 1997. – 52, № 7. – С. 707–712.
14. *Чмиленко Ф.О., Мікуленко О.В., Чмиленко Т.С., Маторіна К.В.* Комплекусоутворення фенілфлуорону, модифікованого полівінілпіролідоном, з іонами Купруму (II) у присутності сульфату натрію // Вопр. химии и хим. технологии. – 2006. – № 3. – С. 8–11.
15. *Коростелев П.П.* Приготовление растворов для химико-аналитических работ. – М.: Наука, 1964. – 400 с.
16. *Назаренко В.А., Антонович В.П.* Гидролиз металлов в разбавленных растворах. – М.: Атомиздат, – 1979. – С. 88–104.
17. *Чмиленко Ф.А., Микуленко О.В., Чмиленко Т.С.* Влияние поливинилпирролидона на химико-аналитические свойства фенилфлуорона и его взаимодействие с ураном (VI) // Вопросы химии и хим. технологии. – 2003. – № 3. – С. 44–47.
18. *Song Jin Deog, Ryoo Ryong, Jhon Mu Shik.* Anion binding properties of poly(vinylpyrrolidone) in aqueous solution studied by halide NMR spectroscopy // Macromolecules. – 1991. – 24, № 8. – P. 1727–1730.
19. *Хохлов А.Р.* Самоорганизация в ионсодержащих полимерах // Успехи физ. наук. – 1997. – 167, № 2. – С. 113–128.
20. *Саввин С.Б.* Органические реагенты группы арсеназо (III). – М.: Атомиздат, 1971. – 352 с.