

СООБЩЕНИЯ
ОБЪЕДИНЕННОГО
ИНСТИТУТА
ЯДЕРНЫХ
ИССЛЕДОВАНИЙ
ДУБНА

К 888

P14-88-350

В.И.Кудряшов¹, С.Ф.Гундорина, М.В.Фронтасьева,
Ж.Саидмурадов²

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РЕНТГЕНОВСКОГО
И ЯДЕРНО-ФИЗИЧЕСКИХ МЕТОДОВ
ДЛЯ СРАВНИТЕЛЬНОГО АНАЛИЗА
ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБ

¹ Ленинградский государственный университет

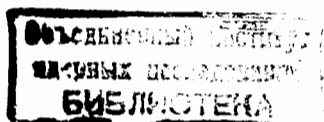
² Институт ядерной физики АН УзССР, Ташкент

1988

Для оценки состояния природной среды и различных экосистем при осуществлении контроля качества среды необходимо придерживаться следующих принципов: а) рассматривать природную среду с учетом пространственно-временной изменчивости ее характеристик и динамичности протекающих в ней процессов; б) обеспечивать комплексность выполняемых измерений по ряду контролируемых показателей и по набору средств измерений; в) обеспечить репрезентативность мест наблюдений в системе и синхронность измерений; г) осуществлять крупномасштабную съемку показателей качества среды. Соблюдение указанных принципов при организации службы контроля природной среды рассматриваемой экосистемы позволит найти оптимальные режимы управляющих воздействий для улучшения качества этой экосистемы.

В настоящей работе с целью выполнения некоторых изложенных выше требований рассмотрены определения концентраций примесей химических элементов в одних и тех же водных пробах различными физическими методами. По сравнению с химическими методами анализа использование рентгеновских и ядерно-физических методов во многих случаях, как известно, необходимо из-за более низкого предела обнаружения, лучшей чувствительности, повышенной точности определения количества элементов в пробе. Следует отметить неразрушаемость образца при проведении рентгенофлуоресцентного анализа или при активации пробы заряженными частицами, что позволяет анализировать состав пробы последовательно различными методами. Важной особенностью элементного анализа состава проб физическими методами является возможность одновременного определения целого ряда элементов, причем время одного элементопределения сокращается до нескольких минут, и, кроме того, применение этих методов требует меньших количеств вещества для анализа. Использование в анализе ЭВМ и другой современной электронной техники позволяет автоматизировать процесс анализа.

В работе рассмотрено применение для целей элементного анализа, главным образом, двух методов: рентгенофлуоресцентного (РФ) и инструментального нейтронно-активационного (НА). РФ-анализ проводился с использованием спектрометра МЕКА 10-44^{1/1} с рентгеновской трубкой (РТ) в качестве источника излучения и в некоторых случаях — на спектрометре с использованием радиоактивных источников (РИ) ¹⁰⁹Cd и ²⁴¹Am (соответственно РФА с РТ и РФА с РИ). Спектры образцов измерялись в условиях "тонкого" слоя. НА-анализ был осуществлен с использованием исследовательских реакторов ИБР-2 и ВВР-20 с потоками тепловых нейтронов 10^{12} см⁻²с⁻¹ и $5 \cdot 10^{13}$ см⁻²с⁻¹ [2,3]. Изме-



рялись γ -спектры радионуклидов облученных образцов с периодами полураспада от 1 дня до 2 лет в диапазоне времени выдержки 5-25 дней. Для контроля результатов в отдельных случаях был применен метод возбуждения в атомах образца характеристического рентгеновского излучения заряженными частицами. В качестве источника заряженных частиц (протонов и α -частиц) использовался электростатический генератор ЭГ-5, а рентгеновское излучение регистрировалось при помощи анализатора "Протан-М"^{4/}. Кроме того, применялся метод протонной активации образцов^{5,6/}. Для этого использовался пучок протонов с энергией 11-12 МэВ, выведенный из камеры циклотрона У-150-2. Рассматривалась реакция (p, n) с нуклидами образца с регистрацией последующего γ -излучения образовавшихся радионуклидов. По этим γ -спектрам производилась идентификация конечных, а следовательно, и начальных элементов в пробе. Экспериментальные возможности указанных методов и приборов ранее рассматривались в работах^{1-10/}.

Исследуемые здесь пробы воды анализировались в концентрированном виде (обогащение в 10 раз осуществлялось выпариванием), но в большинстве случаев анализировался сухой водный осадок на лавсановой или полиэтиленовой пленках после полного выпаривания 10-200 мл воды. Установлено, что используемые в качестве подложек пленки имеют примеси Ca, Ti, Fe, Cu, Zn, Pb, незначительные во многих случаях по сравнению с количеством этих элементов в водных пробах. Например, при анализе проб речной воды соотношения количеств указанных элементов в пробе и подложке были, в среднем следующие: 20-280 (Ca) ; 4-6 (Ti) ; 30-460 (Fe) ; 2-10 (Cu) ; 8-70 (Zn) ; 6-60 раз (Pb), что позволяло надежно определять концентрации элементов. На рис. 1 представлен рентгеновский спектр (полученный при помощи спектрометра МЕКА 10-44) одной из таких пленок — полиэтиленовой (пунктир), отражающий ее качественный состав.

Для взятия проб воды, а также воздуха с разделением частиц примесей по размерам могут использоваться ядерные фильтры. В связи с этим проводился элементный анализ таких фильтров. Спектр одного из исследуемых ядерных фильтров, изготовленных на основе промышленной лавсановой пленки толщиной 10 мкм, показан на том же рисунке. Из сравнения спектров (рис. 1, сплошная и пунктирная линии) видно, что оба типа упомянутых пленок, в частности, имеют включения Fe, Cu, Zn и Pb (на рис. 1 не показанного) на уровне 10-130 нг/см². Однако некоторые элементы, содержащиеся в фильтрах, существенно затрудняют анализ воздушных проб. Например, лавсановая пленка, идущая на изготовление ядерных фильтров, может содержать титан в количестве ~ 4 мкг/см², являющийся помехой при проведении РФ-анализа. Кроме того, НА-анализ образцов как чистой лавсановой пленки, так и изготовленных из нее ядерных фильтров, показывает, что в пленке содержится сурьма (Sb) в количестве 100-300 нг/см². Такое количество сурьмы сопоставимо с ее концентрациями, определенными как в пробах воздуха, так и в пробах воды, и мешает получению инфор-

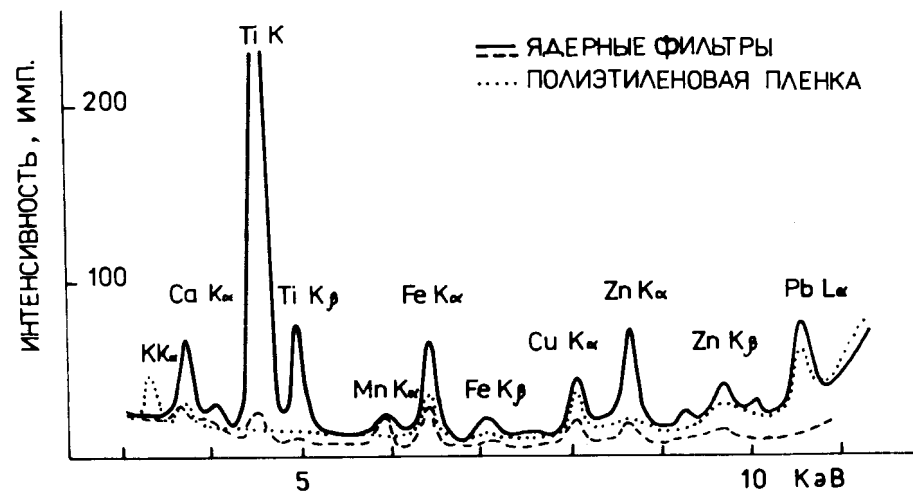


Рис. 1. Рентгеновские спектры, показывающие содержание примесей в используемых для приготовления проб полиэтиленовой пленке (пунктир) и ядерных фильтрах (сплошная и штриховая линии).

мации из γ -спектров активированных нейтронами проб, взятых с использованием этих фильтров. Тем не менее, следует отметить, что уже имеются отдельные образцы ядерных фильтров, содержащие указанные примеси в значительно меньших количествах (рис. 1, штрих).

Рассмотрим результаты РФ-анализа проб в сравнении с данными, полученными при помощи других методов. На рис. 2 приведены рентгеновские спектры проб речной воды, на которых показано выделение линий характеристического рентгеновского излучения, соответствующих различным примесным элементам. Эти спектры (от проб №1 и №2) демонстрируют чувствительность РФ-анализа к изменениям концентраций элементов, содержащихся в пробах речной воды, взятых в разных точках в одно и то же время. Из сравнения результатов, полученных с использованием РФ-метода (рис. 2, вверху) с представленными в нижней части рисунка γ -спектрами, измеренными после активации нейтронами тех же образцов, видно, что указанные изменения концентраций в данном случае подтверждаются для элементов Fe, Zn, Sr, определяемых обоими методами. В частности, по данным РФ-анализа в пробе №1 содержится (46 ± 1) мкг цинка, а по данным НА-анализа — (37 ± 2) мкг. В то же время для пробы №2 эти значения равны (20 ± 1) мкг и (17 ± 1) мкг соответственно. Следовательно, по результатам РФ-анализа концентрация цинка в пробе №1 превышает концентрацию цинка в пробе №2 в $(2,3 \pm 0,2)$ раза, что согласуется с данными НА-анализа — $(2,2 \pm 0,2)$ раза. Но применение НА-метода совместно с РФ-методом для анализа одних и тех же проб, кроме того,

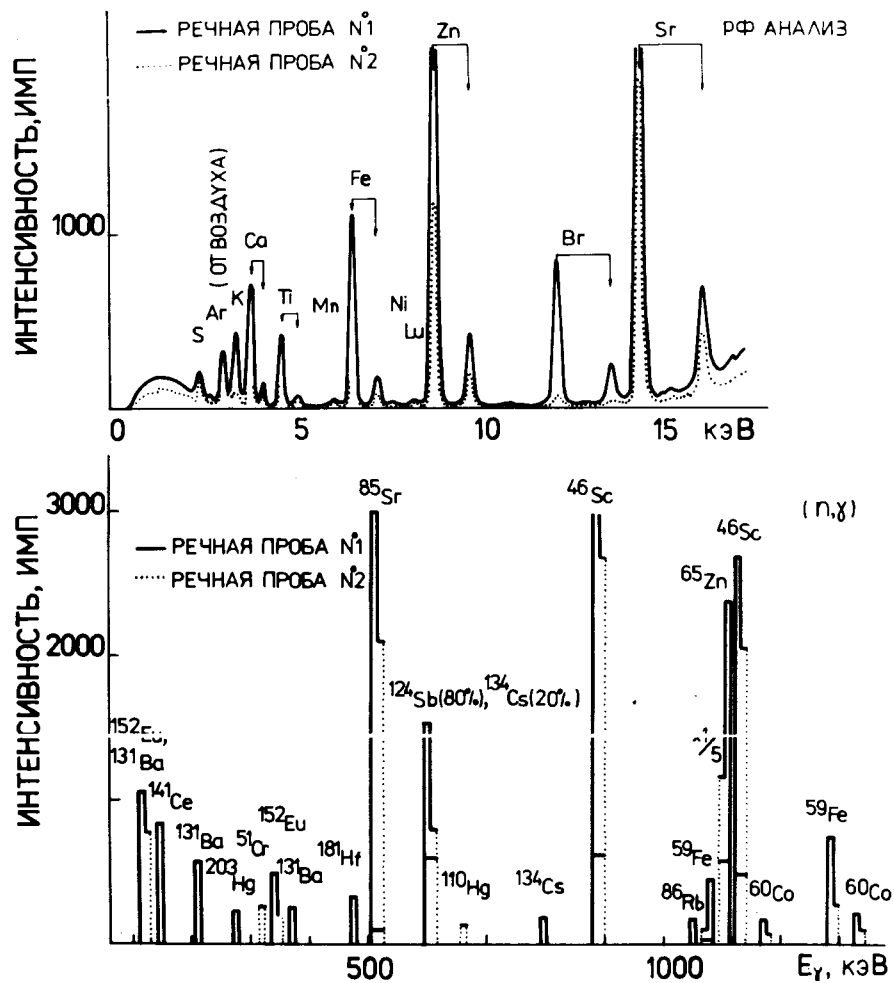


Рис. 2. Рентгеновские спектры (вверху) водных проб №1 и №2 (сухие осадки), полученные на спектрометре МЕКА 10-44, и γ -спектры (внизу) тех же проб, измеренные через 25 суток после активации образцов нейтронами. Видно различие между пробами, взятыми в разных точках одной и той же реки, в случае Fe, Zn, Sr подтверждающееся данными обоих используемых методов. Заштрихованные части линий γ -спектров соответствуют вкладу материала подложки.

существенно расширило число определяемых элементов, так как один метод дополняет другой. Если, например, при рассмотрении проб №1 и №2 на рентгеновских спектрах наблюдаются линии, соответствующие S, K, Ca, Ti, Mn, Ni, Cu, Br, то из γ -спектров определяется наличие элементов Ba, Eu, Ce, Hg, Cr, Hf, Sb, Cs, Ag, Sc, Rb, Co, не наблюдаемых

при использовании РФ-метода в регистрируемом диапазоне характеристического излучения вследствие высокой (> 20 кэВ) энергии K-линий, либо из-за малого содержания присутствия рассеянного излучения. В свою очередь элементы, определенные здесь только РФ-методом, не наблюдаются при использовании нейтронной активации образцов, например, из-за малого периода полураспада, незначительных величин сечения активации или квантового выхода. Отметим, что на показанных γ -спектрах нет линий радионуклида ^{82}Br только вследствие большого времени выдержки, равного 25 дням.

Применение для элементного анализа метода, который основан на активации проб ускоренными ионами с последующей регистрацией γ -излучения радионуклидов, возникающих вследствие ядерных реакций (p, n), (d, n), (a, n) и др., уже исследовалось, например, в [5, 6]. Здесь мы сопоставим случай использования для элементного анализа реакции (p, n) и РФ-метода. На рис. 3 (вверху) показан рентгеновский спектр водной пробы №3, отличающейся от проб №1 и №2, в частности, низким содержанием железа, а в нижней части рисунка — γ -спектр той же пробы, измеренный после активации образца протонами с энергией 12 МэВ. Как видно из рис. 3, относительно слабо наблюдаемое в этом рентгеновском спектре железо хорошо выявляется в γ -спектре по линиям ^{56}Co вследствие реакции $^{56}\text{Fe}(p, n)^{56}\text{Co}$. Для сравнения (см. рис. 2) можно отметить, что значительно большее количество железа в пробах №1 и №2 менее заметно выявляется при использовании НА-метода. Более того, регистрация γ -линий излучения радионуклидов ^{48}V и ^{51}Cr дает возможность определить в пробе элементы: титан, наблюдаемый только в рентгеновском спектре, и ванадий, не проявляющийся здесь при использовании РФ- и НА-методов. Конечно, применение ядерных реакций для массового элементного анализа ограничено сложностью анализа и требует большого количества рабочего времени ускорителей, но в некоторых условиях использование этого метода может быть оправдано.

В случае, когда необходимо определение в пробе легких элементов, особенно с невысоким их содержанием, можно комбинировать применение РФ-анализа и рентгеновского анализа с протонным возбуждением. Рассмотрим это на примере анализа водной пробы №4. Из рентгеновского спектра, полученного при использовании метода РФ с РТ (рис. 4), виден элементный состав образца. Отношение интенсивностей линий таких, например, легких элементов, как K и Ca, к интенсивности линий Fe K_{α} , расположенной примерно в середине регистрируемого диапазона энергий, составляет 1,5:1 и 3,3:1 соответственно. Как видно из рентгеновского спектра, полученного при облучении образца протонами, из-за резкого возрастания сечения взаимодействия в области легких элементов интенсивности из рентгеновских линий возросли относительно интенсивности K_{α} -линии Fe. Отношение интенсивностей линий на этом спектре равно 31:1 для K и 45:1 для Ca. С другой стороны, интенсивность линий элементов Cu, Zn, Pb, наблюдаемых

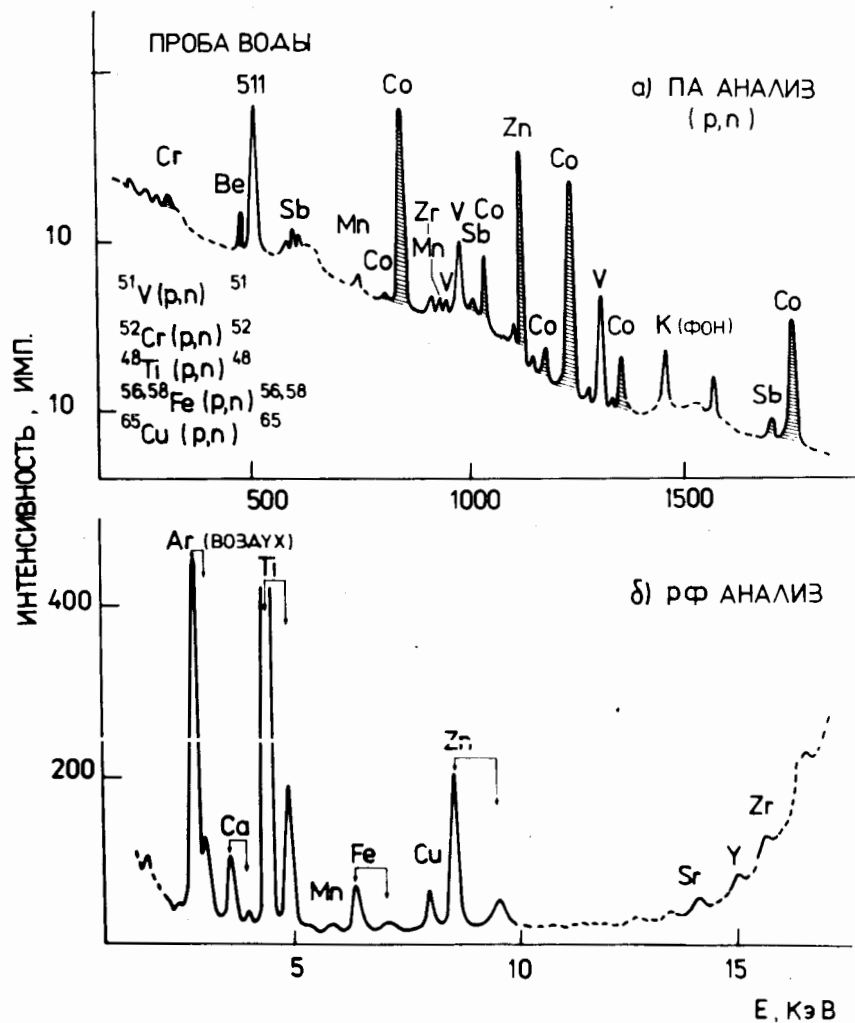


Рис. 3. Рентгеновский спектр сухого осадка водной пробы №3 (вверху) и γ -спектр той же пробы (внизу), измеренный через 9 суток после активации пробы протонами. На γ -спектре, в частности, видно хорошее выделение линий радионуклида ^{56}Co отражающего присутствие в пробе железа, по сравнению с относительно слабым выделением линии FeK_α на рентгеновском спектре.

в данной пробе, существенно уменьшилась относительно той же линии Fe, что затрудняет их выделение. Из приведенного примера видно, что совместный анализ образцов указанными рентгеновскими методами позволяет получить более полную информацию о содержании в пробах как легких элементов, так и элементов среднего атомного веса и некоторых тяжелых элементов (Pb).

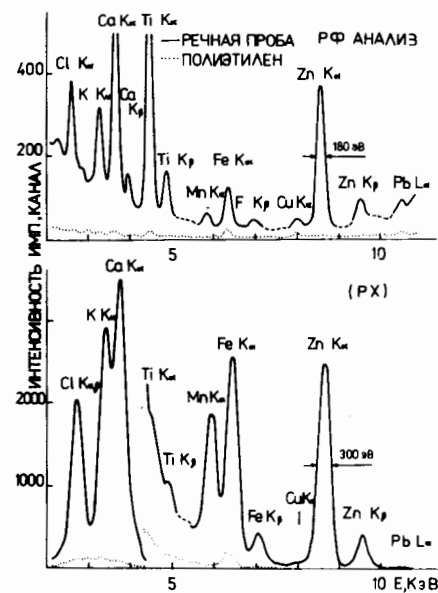
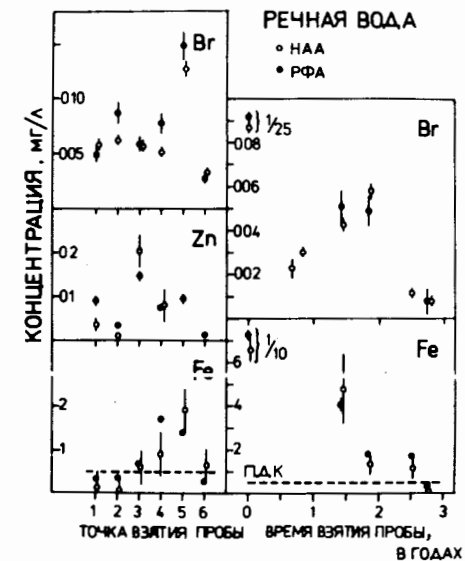


Рис. 5. Пространственные (слева) и временные (справа) зависимости концентраций элементов, содержащихся в пробах речной воды. Темные точки – результаты, полученные при помощи рентгенофлуоресцентного анализа (РФА), светлые точки – данные нейтронно-активационного анализа (НАА). Штриховая линия – уровень ПДК.

Рис. 4. Сравнение рентгеновских спектров сухого осадка пробы воды №4, полученных на рентгеновском спектрометре МЕКА 10-44 (РФ-анализ) и при облучении пробы протонами с энергией 2 МэВ на анализаторе "Протан-М". Хорошо видно увеличение интенсивности характеристического рентгеновского излучения легких элементов относительно, например, железа, в случае возбуждения атомов образца протонами.



Чувствительность физических методов анализа к пространственным изменениям концентраций макро- и микропримесей, содержащихся в воде, показанная на рис. 2, более полно иллюстрируется на рис. 5 и 6 для некоторых элементов, обнаруженных в пробах речной воды и горного льда, взятых последовательно на определенном расстоянии друг от друга. Эти результаты получены как при помощи РФ-анализа (темные точки), так и при нейтронной активации образцов (светлые точки). На рисунках показаны средние квадратичные погрешности данных, обусловленные статистическими ошибками измерений линий рентгеновских и γ -спектров исследуемых и эталонных образцов. Наблюдаемый в ряде случаев разброс данных РФ- и НА-анализов за пределы погрешностей может быть, в частности, объяснен некоторым различием эталонов, используемых в каждом виде анализа, и ошибками в процессе автоматизированной обработки спектров.

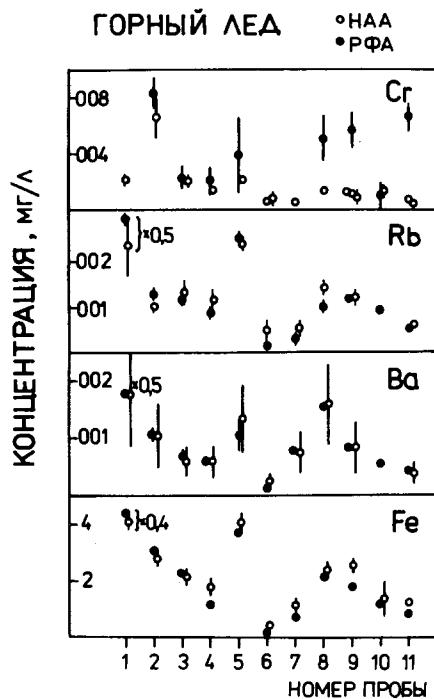


Рис. 6. Вертикальный профиль концентраций элементов, содержащихся в пробах горного льда. Данные РФА — темные точки, НАА — светлые точки.

Как видно из рис. 5 (слева), приведенные результаты позволяют сравнить между собой (а также с уровнем предельно допустимой концентрации (ПДК) — штрих на рис. 5) содержание примесей в воде на различных участках исследуемого водного объекта и выделить точки с повышенным содержанием элементов. Например, на рис. 5 (слева) отмечено увеличение концентрации железа в точках №4 и №5, цинка — в точке №3, брома — в точке №5, и это увеличение подтверждается данными и РФ- и НА-анализов. В правой части рис. 5 показаны временные вариации концентраций элементов примесей в пробах воды, взятых в одном и том же месте — например, концентрация брома соот-

ветствует точке забора пробы №1. Видно, что в течение указанного промежутка времени (около 3 лет) содержание в воде железа и брома значительно менялось, причем самые большие значения концентраций соответствовали для обоих элементов (а также для не показанного на рисунке цинка) начальному периоду контроля, и во много раз превышали уровень ПДК. Отметим, что во всех представленных случаях определялись концентрации элементов, имеющие величину как больше, так и меньше ПДК (на рис. 5 для цинка и брома измеренные значения концентраций лежат ниже уровня ПДК, для этих элементов не показанного). Аналогично на рис. 6 представлены пространственные распределения (вертикальный профиль) концентраций элементов в пробах горного льда, отражающие временное (многолетнее) изменение содержания элементов примесей в атмосферных осадках. Здесь, как и на рис. 5, можно выявить корреляцию в изменениях концентраций элементов. Например, для железа, рубидия, бария наблюдается значительное превышение концентрации над общим уровнем в точке №1, а также максимум в точке №5. В свою очередь, в точке №6 концентрация этих элементов минимальная. С другой стороны, распределение концентраций хрома отличается незначительными вариациями, за исключением точки №2.

Итак, из изложенного видно, что РФ- и НА-методами элементного анализа успешно определяются пространственно-временные распределения концентраций элементов примесей в водных объектах разных типов.

Рассмотрим подробнее определение концентраций элементов разными методами. Воспроизводимость результатов исследования одних

Таблица 1

Сравнение концентраций элементов в воде, определенных в нейтронно-активационном анализе (НАА), рентгенофлуоресцентных анализах с рентгеновской трубкой (РФА с РТ) и радиоактивными источниками (РФА с РИ) и в рентгеноспектральном анализе с протонным возбуждением (р, X)

Элемент	Концентрация, мкг/л				
	НАА	РФА с РТ	РФА с РИ	р, X	
Ca	3400 ± 600 2960 ± 460	3500 ± 80	3070 ± 130	2990 ± 230	
Cr	20,5 ± 3,1		23 ± 8		
Fe	1-й образец 2-й образец	3300 ± 420 860 ± 160	2950 ± 80 2870 ± 40	710 ± 50	
Co	2,24 ± 0,23		1,6 ± 0,7		
Ni	66 ± 19		71 ± 12		
Zn	1-й образец 2-й образец	670 ± 80 115 ± 35	465 ± 25 115 ± 15	452 ± 5 85 ± 10	565 ± 25
Br	7,0 ± 2,3 7,5 ± 1,0		8,2 ± 0,7	7,8 ± 2,7	
Rb	11,9 ± 2,0 9,7 ± 1,4	13 ± 5	11,8 ± 0,6		
Ba	1-й образец 2-й образец	11,5 ± 4,4 13 ± 6	10,7 ± 2,3	4,2 ± 0,5	
		4,2 ± 1,8 4,0 ± 0,3			

Примечание: в НАА никель определен по реакции $^{58}\text{Ni}(n, p)^{58}\text{Co}$.

и тех же образцов в рентгенофлуоресцентном анализе и в нейтронно-активационном анализе показана на рис. 5, 6 и в табл. 1. Как видно из рис. 5, в случае железа (определяемые количества (5-20) мкн, объем воды (10-20) мл) данные, полученные в НАА, имеют значительно большую погрешность, чем результаты РФА. Как известно, это объясняется более высоким пределом обнаружения железа 107 в НАА из-за незначительного сечения реакции радиационного захвата нейтрона малораспространенным нуклидом ^{58}Fe . Поэтому применение РФА является в данном случае предпочтительным ввиду получения более точных результатов. С другой стороны, при увеличении определяемых количеств железа до 300-400 мкг и более точность определений данных НАА улучшается и приближается к точности результатов РФА (см. рис. 6 и табл. 1 и 2). Показанные на рис. 5 данные для концентраций цинка соответствуют определению в образце 1-2 мкг этого элемента. Как видно, и при определении цинка более точные результаты для таких количеств получаются в РФА, в основном за счет того факта, что в НАА

Таблица 2

Диапазоны экспериментальных погрешностей при определении концентраций элементов в пробах воды с использованием РФА и НАА

Элемент	Измеряемые количества в мкг	Диапазон погрешностей в %		
		РФА с РТ	РФА с РИ	НАА
S	100-600	50-10		
Cl	600-1700	9-6	23-10	
K	100-4100	21-9	26-4	
Ca	30-1900	27-13	39-2	
Ti	1-450	57-2	26-5	
Cr	0,1-24	100-24	74-14	57-5
Mn	0,2-70	50-4	53-10	
Fe	6-4600	9-1	15-1	69-5
Co	0,01-2	71-42	44-33	50-3
Cu	0,3-40	100-8	100-7	
Zn	1-320	33-2	31-1	79-3
Br	0,05-50	100-2	55-9	40-2
Rb	0,2-12	34-24	47-3	74-6
Sr	0,2-100	50-7	20-3	
Zr	0,2-11	52	88-4	
Ba	0,5-20		27-4	55-38
Pb	0,4-4	28-13	55-13	

Примечание: в случаях Cr, Co, Br указаны минимальные количества элементов определялись только в НАА.

определение цинка по γ -линии с энергией 1115 кэВ радионуклида ^{65}Zn осложняется близкорасположенной линией 1121 кэВ радионуклида ^{46}Sc , а этот элемент в большей или меньшей степени присутствует в воде. Из табл. 2 следует, что точность измерения содержания цинка в НАА улучшается при определении количеств в 50-100 мкг и более. Приведенные на рис. 6 данные для бария (измерялись количества в несколько мкг) также определены с лучшей точностью в РФА с РИ, чем в НАА, хотя, как видно из табл. 1 и 2, эта разница не очень значительна уже для количеств в 10-20 мкг. Результаты определения концентраций рубидия и никеля, показанные на рис. 6 и в таблицах, имеют примерно одинаковую точность для содержащихся в пробах количеств в 1-10 мкг как при использовании НАА, так и РФА с РИ. Точность результатов РФА с РТ для рубидия (см. таблицы) ниже из-за того, что К-линия рубидия расположена на низкоэнергетическом склоне пика неупругого рассеяния первичного излучения на образце, создающего значительный фон. В свою очередь такие элементы, как Вг, Сг, Со определяются в НАА значительно более точно, чем в РФА (см. табл. 1 и 2). Из рис. 5 также видно, что результаты НАА для брома, определенные по нескольким γ -линиям радионуклида ^{82}Br , являются более достоверными, чем данные РФА с РТ, полученные путем измерения площади K_{α} -линии брома, которая, как и K_{α} -линия рубидия, расположена в области пика рассеянного излучения. А данные РФА для хрома, содержание которого в пробах соответствует уровню предела обнаружения, имеют значительно большие погрешности (рис. 6), чем данные НАА, и в некоторых точках существенно отличаются от них. Что касается кобальта, то его определение в РФА сильно затруднено интерференцией линий характеристического излучения CoK_{α} и FeK_{β} .

В табл. 1, кроме того, проведено сравнение нескольких результатов, полученных в рентгеноспектральном анализе с протонным возбуждением (р, X), с результатами РФА и НАА. Из приведенных данных по определению кальция, железа, цинка следует, что точность определения этих элементов не хуже точности, достигаемой в РФА. Но для случая с кальцием следует отметить (см. рис. 4), что погрешность результата в основном определяется ошибкой разделения К-линий калия и кальция, которая из-за недостаточного энергетического разрешения используемого детектора составляла около 5%, в то время как собственно статистическая ошибка измерения меньше, чем для данных РФА. В случаях же с бромом (табл. 1) и свинцом (рис. 4) точность определения данных в РФА уже выше, чем в (р, X).

Таким образом, из рассмотренного материала видно, что совместное использование для элементного анализа водных объектов различных физических и ядерно-физических методов (в частности, даже только РФ- и НА-методов) существенно расширяет число определяемых элементов и позволяет выявить их количества в некоторых случаях до 10^{-9} - 10^{-10} г. При этом для определения элементов разными методами появляется возможность независимого контроля и, при необходи-

мости, коррекции результатов. Выбор соответствующих методов анализа с целью определения различных элементов позволяет проследить пространственно-временные изменения концентраций этих элементов, содержащихся как в водных объектах, так и в атмосфере. Тем самым определяется динамика различных процессов в водной и воздушной средах, устанавливается средний уровень естественного содержания в них примесей, а также локализуются источники поступления примесей техногенного происхождения.

В заключение авторы выражают глубокую благодарность А.Е.Борзаковскому, Д.А.Гоганову, Е.Л.Журавлевой, Р.А.Кулматову, В.М.Назарову, А.С.Серебрякову, В.В.Токаревскому за содействие в выполнении отдельных этапов работы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Лебедев А.Г., Серебряков А.С., Федьков Е.А. В сб.: *Аппаратура и методы рентгеновского анализа*. Л.: *Машиностроение*, 1983, вып.30, с.84.
2. Назаров В.М. и др. В сб.: *Краткие сообщения ОИЯИ №6-85*, Дубна, 1985, с.37
3. Кулматов Р.А., Каримов И.И., Кист А.А. – *Журнал аналитической химии*, 1981, т.36, с.2160.
4. Дмитренко Р.В. и др. В кн.: *Использование ускорителей в элементном анализе*. Ташкент, ФАН, 1980, с.143.
5. Саидмурадов Ж. Там же, с.109.
6. Саидмурадов Ж. *Использование циклотрона при анализах элементного состава природных объектов*. Препринт ИЯФ АН УзССР, Р-3-72. Ташкент, 1982.
7. Муминов В.А., Мухаммедов С. В кн.: *Использование ускорителей в элементном анализе*. Ташкент, ФАН, 1980, с.4.
8. Алимарин И.Т., Яковлев Ю.В. В кн.: *Ядерно-физические методы анализа веществ*. М.: Атомиздат, 1971, с.5.
9. Кудряшов В.И. и др. В *междуз. сб.: Радиационное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды*. Л.: ЛПИ, 1984, вып.7, с.45.
10. Горбунов А.В. и др. ОИЯИ, Р14-87-447, Дубна, 1987.

Рукопись поступила в издательский отдел
18 мая 1988 года.

Кудряшов В.И. и др. P14-88-350
Использование рентгеновского
и ядерно-физических методов
для сравнительного анализа экологических проб

Рентгенофлуоресцентный и инструментальный нейтронно-активационный методы, а в ряде случаев — методы протонной активации (рентгеноспектральный анализ с протонным возбуждением и анализ с применением реакции (p, n)) были использованы для определения элементного состава различных водных объектов. Показана возможность получения пространственно-временных зависимостей концентраций элементов примесей в воде (а при определенных условиях и в атмосфере) и использование таких данных при комплексном изучении санитарно-гигиенических показателей водных систем. Отмечены преимущества того или иного метода в случаях возможного определения различных содержаний элемента в воде несколькими видами анализа.

Работа выполнена в Лаборатории нейтронной физики ОИЯИ
Сообщение Объединенного института ядерных исследований. Дубна 1988

Перевод О.С.Виноградовой

Kudryashev V.I. et al. P14-88-350
X-Ray and Nuclear Methods for Comparative
Analysis of Environment

X-ray and instrumental neutron activation methods, and in some cases methods of photon activation (x-ray spectral analysis with proton activation and analysis on the basis of (p, n) reaction) were used to obtain elementary content of different water samples. The possibility of getting space-time dependences of trace elementary concentrations in water (and under certain conditions in atmosphere) is shown. These data are to be used at a complex investigation of sanitary norms of water systems. The advantages of abovementioned methods are discussed for obtaining different elementary content in water in different ways.

The investigation has been performed at the Laboratory of Neutron Physics, JINR.

Communication of the Joint Institute for Nuclear Research. Dubna 1988