

Оценка удельной активности искусственных и естественных радионуклидов в стоке аэрозолей в лесные экосистемы

М. П. ТЕНТЮКОВ

*Институт биологии Коми научного центра УрО РАН
167982, Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28
E-mail: tentukov@yandex.ru*

АННОТАЦИЯ

Предложена новая методика изучения атмосферной радиоактивности в приземном слое воздуха путем оценки удельной активности искусственных и естественных радионуклидов в стоке аэрозолей. Дано описание механизма сухого осаждения радиоактивных аэрозольных частиц. Сбор аэрозолей ведется с применением пассивного пробоотборника, в котором в качестве сорбционного субстрата использованы химически инертные волокнистые и порошковые материалы. Представлен анализ экспериментальных результатов, характеризующих особенности распределения радионуклидов в стоке аэрозолей при их поступлении в хвойный древостой.

Ключевые слова: атмосферная радиоактивность, радионуклиды, сухое осаждение, аэрозоли, радиоэкологический мониторинг, лесные экосистемы, хвойный древостой, пассивный отбор проб.

В настоящее время линейная беспороговая концепция действия малых доз, принятая в официальных документах МАГАТЭ и МКРЗ, входит в противоречие с множеством данных зависимости “доза-эффект”, полученных в диапазоне малых доз на лабораторных популяциях живых организмов разного уровня филогенеза (от одно- до многоклеточных) [1]. В природных же условиях корректная оценка зависимости “доза-эффект” в диапазоне малых доз ионизирующего излучения затруднена из-за влияния радиационного фона территории. Положение осложняется тем, что в данный период радиоэкологическая обстановка динамично меняется: отмечается повсеместный рост естественного фона ионизирующих излучений, появляются новые и расширяются существующие зоны с повышенным содержанием радионуклидов, возрастает их концентрация в пище-

вых цепочках [2]. Одним из путей увеличения информативности оценки зависимости “доза-эффект” в диапазоне малых доз ионизирующего излучения при изучении природных популяций животных и растительных организмов в условиях радиационного фона служит поиск критериев распознавания: что является результатом воздействия малых доз ионизирующего излучения, а что – следствием влияния сезонных колебаний природного радиационного фона. Поскольку последний тесно связан с атмосферной радиоактивностью, то изучение носителей ее распределения в приземном слое воздуха весьма актуально.

Источники атмосферной радиоактивности имеют естественную и искусственную (техногенную) природу. К первым традиционно относят выделение эманаций радона Rn^{222} , торона Rn^{220} и актинона Rn^{219} . Из рыхлых и кристаллических пород радон и торон

(концентрации актинона столь малы, что его влияние не рассматривается) диффундируют в атмосферу, где постепенно распадаются и переходят в изотопы тяжелых металлов – ряд урана U^{238} и тория Th^{232} , которые быстро захватываются аэрозольными частицами [3]. К техногенным источникам радионуклидов в атмосфере после запрещения испытаний атомного оружия относят АЭС, транспортные средства с силовыми агрегатами на ядерном топливе, предприятия ядерного цикла (добыча урановых руд, их обогащение, получение ядерных материалов) [4], а также уран и торий в зольных уносах от сжигания угля [5].

Механизм сухого осаждения аэрозолей.

Известно, что носителями радиоактивности в атмосфере являются аэрозольные частицы в интервале радиусов от 0,015 до 0,5 мкм [3]. Быстрый рост атомной и угольной энергетики, повышение добычи урановых руд и объемов радиоактивных отходов, а также усиление циклонической активности, связанное с глобальными изменениями климата, повлекли за собой увеличение скорости распределения и масштабов распространения в атмосфере радиоактивных продуктов. Все это обусловило рост количества радиоактивных выпадений, изменяющих радиоэкологическую ситуацию. Объем указанных частиц относительно невелик [6]. Следовательно, можно допустить, что отмеченные преобразования способствуют расширению спектра размеров частиц, участвующих в переносе радиоактивности в атмосфере и выведении из нее радиоактивных веществ. Определенную роль в этом процессе играет сухое осаждение аэрозольных частиц диаметром 0,1–10,0 мкм¹. Они составляют более 70 % концентрации всех взвешенных в атмосфере частиц и примерно половину суммарной поверхности аэрозолей [7]. Их доля в общем объеме выпадающих осадков для умеренных широт равна 10–20 %, и при сухом осаждении они содержат на 25 % больше загрязняющих веществ, чем дождевые осадки [8].

Скорость сухого осаждения аэрозольных частиц диаметром 0,1–10,0 мкм не зависит

¹ В данный интервал попадают частицы, представляющие наибольшую гигиеническую опасность (до 0,3 мкм) [10]. Для них характерно то, что они практически не захватываются дождевыми каплями [11].

от силы тяжести и определяется только градиентом температур и концентраций в пограничном слое. Последний появляется при обтекании воздушным потоком препятствия (например, листа растения). Если на внешней границе этого слоя скорость обозначить через v , то в пограничном слое происходит резкое падение скорости воздушного потока от v до 0 (рис. 1, I). Данное снижение происходит за счет трения о поверхность. В зависимости от распределения скорости v пограничный слой может быть турбулентным и ламинарным. Для *турбулентного* пограничного слоя характерно нелинейное распределение скорости воздушного потока (см. рис. 1, I, h_1). В *ламинарном* пограничном слое распределение скорости воздушного потока изменяется линейно: от 0 на твердой поверхности до v на границе слоя с воздушным потоком (см. рис. 1, I, h_2). Из-за шероховатости поверхности между ламинарным потоком и твердой поверхностью располагается буферный подслой с нулевой скоростью воздушного потока (см. рис. 1, I, h_3). При увеличении скорости воздушного потока ламинарный слой переходит в турбулентный и его толщина сильно уменьшается. Так, результаты экспериментов, приведенные в работе [9], показывают, что толщина ламинарного подслоя при обтекании плоской пластины воздушным потоком со скоростью 5 м/с состав-

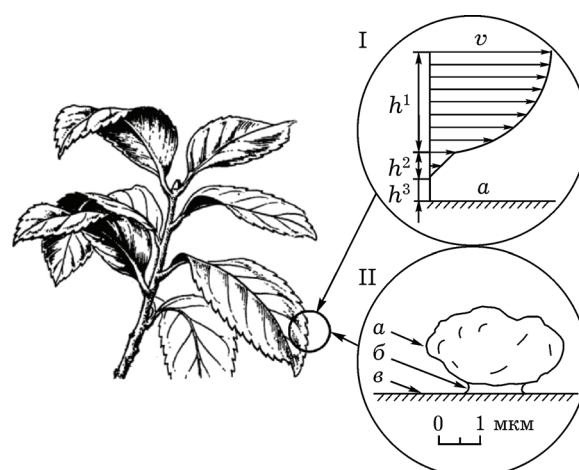


Рис. 1. Механизм осаждения аэрозолей схемы: I – изменения скорости воздушного потока в пограничном слое; II – образование капиллярной жидкости при контакте частицы с поверхностью (пояснения в тексте)

ляет 2,0 мм, а при росте скорости потока до 10 м/с уменьшается до 1,5 мм. Если же поднять скорость потока до 150 м/с, то толщина данного слоя составит уже 8,9 мкм. Но поскольку при этом шероховатость поверхности постоянная, то, возможно, буферный подслой с нулевой скоростью воздушного потока также сохраняется в виде небольшого подслоя у твердой поверхности.

Следовательно, скорость осаждения частиц из пограничного слоя будет зависеть от структуры данного слоя. Механизм процесса обусловлен следующим. Так как воздух прозрачен для солнечной радиации, то его температура зависит от нагрева частиц; нагрев, в свою очередь, – от интенсивности солнечной радиации. Тогда, чем больше частиц в пограничном слое, тем выше его температура, тем активней в нем идет молекулярное перемешивание (молекулярная диффузия): при нагреве частиц часть их кинетической энергии передается молекулам воздуха. При этом число соударений возрастает и частицы могут контактировать с поверхностью и удерживаться на ней. Силы, которые обеспечивают такой контакт, называются *адгезией* [9]. Адгезии всегда предшествует адсорбция, которая сопровождается изменением концентрации вещества на границе раздела фаз. Процесс идет на различных межфазовых поверхностях, и адсорбироваться могут любые вещества. При этом адсорбционное равновесие, т. е. равновесное распределение вещества между пограничным слоем и граничащими фазами, является динамичным и быстро устанавливается.

В результате молекулярной диффузии в пограничном слое частицы могут контактировать не только с поверхностью, но и между собой. При этом между частицами возникает связь, которая называется *аутогезией*. Если силы взаимодействия между двумя частицами больше, чем при взаимодействии между частицей и поверхностью, то силы аутогезии начинают доминировать и частицы укрупняются. В данном случае на осаждение частиц в пограничном слое начинают влиять уже силы гравитации, а их “прилипание” к поверхности будет обусловлено действием капиллярных сил. Схема приведена на рис. 1, II. При контакте частицы (см. рис. 1, II, а) с поверхностью листа (см. рис. 1, II, в)

в зазоре между контактирующими телами происходят конденсация паров и образование прослойки жидкости (см. рис. 1, II, б). Появление последней реализуется за счет *капиллярной конденсации*, т. е. конденсации паров в жидкость при давлении, которое меньше давления насыщенного пара. Необходимым условием для образования капиллярной прослойки является гидрофильность контактирующих поверхностей. В этом случае образующийся мениск жидкости в зоне контакта “притягивает” частицу к поверхности и удерживает ее. Появление капиллярной прослойки может наблюдаться уже при относительной влажности более 50 %, а при влажности 70 % и выше именно капиллярные силы обуславливают величину адгезии частиц [9].

Постановка проблемы. При изучении атмосферного загрязнения с использованием листьев растений в качестве планшета для пассивного сбора аэрозолей при их сухом осаждении имеется ряд технических сложностей. Известно, что в зависимости от структуры древостоя количество удерживаемого пылеаэрозольного вещества может колебаться в значительных пределах [12]. В таких условиях приходится ограничивать число опробуемых растений одним-двумя видами, поскольку увеличение числа видов усложняет интерпретацию полученных результатов. Существенное влияние на химический состав листьев оказывают погрешности пробоотбора [13]. Из-за этого содержание химических элементов даже в одновременно отобранных пробах листьев одной породы деревьев, произрастающих на общей мониторинговой площадке, может изменяться в 2–3 раза. Неопределенность в оценку аэральное поступление металлов на поверхность растений вносит также расщепление потока ассимилятов на флоэмный и ксилемный [14]. Указанное расщепление ослабляет геохимическое влияние внешней среды и снижает индикаторную информативность листьев при мониторинге аэрогенного загрязнения растительности [15]. Отмечается, кроме того, что часто сигнал техногенного загрязнения затушевывается (маскируется) химическим влиянием метаболитов растений [16]. Между тем в последнее время интерес к методу пассивного пробоотбора увеличивается [17, 18]. Он основан на молекулярной диффузии загрязнителя из анализируе-

мого объекта к сорбенту, представляющему собой подготовленную определенным образом подложку с селективным химическим реагентом [19]. Следует заметить, что при данном способе пробоотбора процесс сорбции контролируется не только параметрами внешней среды (атмосферным давлением, относительной влажностью воздуха, солнечной радиацией, температурным и ветровым режимом), но и химическим взаимодействием между реагентом подложки и отбираемым загрязнителем, что усложняет расчет конечных показателей, поскольку требуется тщательная калибровка пассивного пробоотборника, включая тестовые испытания в лаборатории и полевых условиях. Между тем технологичность и простоту в использовании пассивного пробоотбора можно увеличить, если применять в качестве подложки (субстрата) химически инертные материалы.

Цель данной работы – апробация новой методики пассивного пробоотбора аэрозолей с использованием химически инертных волокнистых и порошковых материалов для изучения атмосферной радиоактивности в приземном слое воздуха.

МЕТОДИКА ПАССИВНОГО ПРОБООТБОРА АЭРОЗОЛЕЙ

Для изучения динамики осаждения радионуклидов в составе аэрозолей предложен способ, заключающийся в разделении процесса сухого осаждения аэрозольных частиц, выделяя для последующего анализа те, осаждение которых определяется турбулентной диффузией (их размеры составляют 0,1–10,0 мкм). В качестве сорбционной подложки для сбора аэрозолей использовались химически инертные волокнистые и порошковые материалы, что является принципиальным отличием предложенной методики от известных методик пассивного пробоотбора с использованием сорбционных подложек на основе химических реагентов, действующих избирательно и, как правило, на узкий спектр загрязняющих веществ [18, 19]. В качестве волокнистых материалов испытывали бумажные фильтры “белая лента”, а порошковых – тонкодисперсный химически инертный поро-

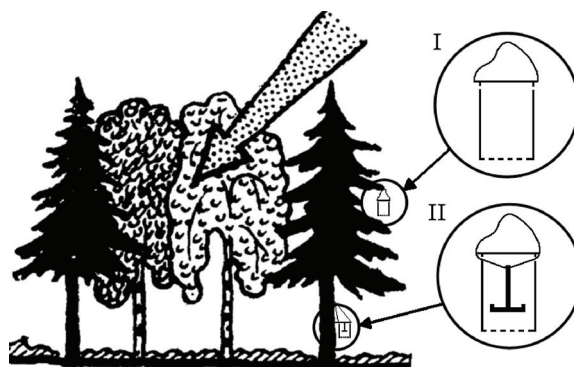


Рис. 2. Общий вид контейнеров с пластинчатым (I) и порошковым (II) сорбентами и схема их установки в лесном древостое

шок Al_2O_3 . Для их экспонирования разработаны устройства, защищающие сорбенты от воздействия дождевых осадков и отличающиеся друг от друга одной деталью – наличием ложементы, позволяющего экспонировать порошковые сорбенты (рис. 2).

Технический результат, достигаемый с помощью данных устройств, заключается в следующем. Из-за различий в теплоемкости материалов депонирующего субстрата и устройства при воздействии солнечной радиации во внутреннем объеме устройства возникает температурный градиент, сопровождающийся формированием конвективных и турбулентных потоков воздуха и, как следствие, появлением пограничного слоя над субстратом. В результате молекулярной диффузии из пограничного слоя на поверхность химически инертного субстрата под действием разности концентраций происходит осаждение аэрозолей – носителей радионуклидов. За время экспонирования устройства на поверхности субстрата накапливается некоторая масса аэрозолей, в которых затем известными спектроскопическими методами определяют радионуклиды.

Сбор аэрозолей организован на ключевых площадках в лесном массиве в пределах зеленой зоны г. Сыктывкар. Примеры их обустройства в лесу показаны на рис. 3 а, б. На первом этапе в качестве депонирующего субстрата использовались бумажные фильтры “белая лента”. Всего установлено 25 контейнеров, в каждый из которых вложили по четыре фильтра “белая лента” диаметром 18 см. Время экспонирования в начале экспери-

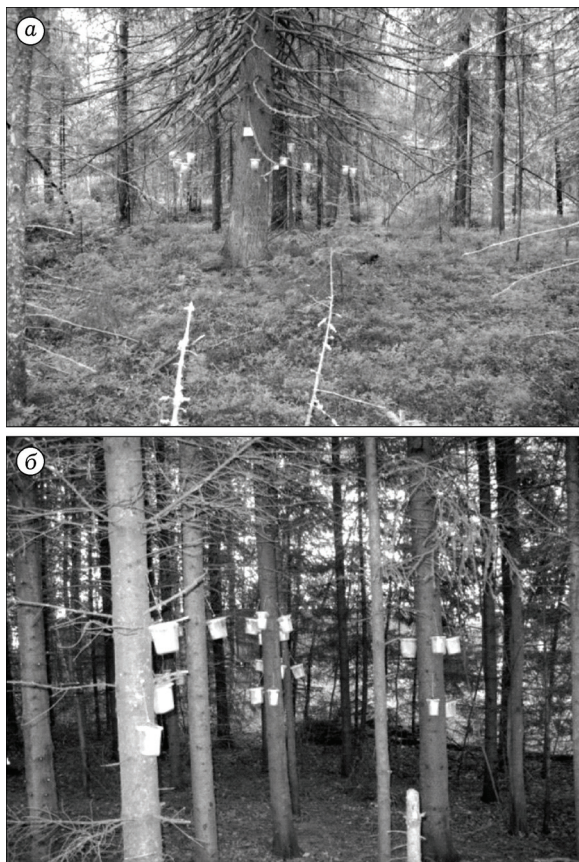


Рис. 3. Примеры установки контейнеров в пологом лесу: а – пластинчатыми и б – порошковыми сорбентами

мента составило один месяц (с 14 мая по 14 июня 2006 г.), которое затем увеличили до одного года (с 14 июня 2006 г. по 16 июня 2007 г.). На втором этапе испытывали порошковый сорбент на том же ключевом участке, что и ранее. Химически инертный тонкодисперсный порошок Al_2O_3 (марки ХЧ) насыпали тонким слоем на ложемент (Al_2O_3 до 5 г). Одна партия включала 20 устройств. Схема наблюдений по динамике сухого осаждения радионуклидов в стоке аэрозолей в лесные экосистемы предусматривала ежемесячную установку одной партии устройств с порошковым сорбентом. Период наблюдений составил год (с мая 2009 г. по май 2010 г.), а общее количество установленных контейнеров – 240.

Для измерения удельных активностей экспонированные порошки каждой партии объединяли в одну пробу, что обеспечивало нужное количество исследуемого образца. Измерения ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th , ^{226}Ra и ^{90}Sr производили в аккредитованной лаборатории мигра-

ции радионуклидов и радиохимии Института биологии Коми НЦ УрО РАН (аттестат аккредитации № САРК RU. 0001.441622) на сцинтилляционном гамма-бета спектрометрическом комплексе с программным обеспечением “Прогресс” в геометриях “чашка Петри”, “Кювета-D70”, “Маринелли-250”. Время измерения проб в указанных геометриях составило 7200, 3600 и 3600 с соответственно. В качестве контроля эффективности адсорбции использовали ЭПР-регистрацию². Спектры ЭПР (электронного парамагнитного резонанса) изучены в ЦКП “Центр спектроскопических исследований” Института геологии Коми НЦ УрО РАН на серийном радиоспектрометре SE/X-2547 (RadioPAN, Польша) в X-частотном диапазоне с ВЧ модуляцией 100 кГц при комнатной температуре образцов. Применялся прямоугольный резонатор RX102 с модой TE_{102} . Пары образцов Al_2O_3 изучены с тройной повторностью. Каждая пара – это эталонный (контрольный) и экспонированный образцы сорбента.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Гамма-спектрометрия экспонированных образцов с пластинчатым сорбентом (с 14 мая по 14 июня 2006 г.) показала, что для ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th , ^{226}Ra удельная активность ниже чувствительности метода определения. Увеличение времени экспонирования аналогичной второй партии проб до одного года (с 14 июня 2006 г. по 16 июня 2007 г.) никак не сказалось на удельной активности естественных радионуклидов. В то же время удельная активность искусственного радионуклида ^{137}Cs возросла до значимых величин и составила $(11,1 \pm 3,3)$ Бк/кг.

В ходе второго этапа эксперимента в экспонированных образцах с порошковыми сорбентами удельная активность ^{137}Cs , ^{232}Th , ^{226}Ra оказалась ниже чувствительности метода определения. Только для ^{40}K результаты измерений показали наличие изменчивости в динамике концентраций (см. таблицу). Сопоставление данных гамма-спектромет-

² Съёмка и обработка ЭПР-спектров выполнены в. н. с., канд геол.-мин. наук В. П. Лютоевым (Институт геологии Коми НЦ УрО РАН), которому автор выражает свою признательность.

Схема экспонирования порошковых сорбентов (Al₂O₃)

Номер пробы	2009 г.							2010 г.					Удельная активность, Бк/кг
	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	
09-5	_____												54,0 ± 13,5
09-6	_____												< 40
09-7	_____												62,0 ± 18,6
09-8	_____												< 40
09-9	_____												54,0 ± 12,5
09-11	_____												< 40
09-12	_____												< 40
10-1	_____												< 40
10-2	_____												< 40
10-3	_____												< 40

Примечание. Линией показана продолжительность экспонирования каждой партии устройств.

рического анализа с ЭПР-спектроскопией экспонированных порошков указывает на корреляцию интегральной интенсивности сигналов железосодержащей фазы в аэрозолях и значений удельной активности, полученной для ⁴⁰K, возрастающей с увеличением продолжительности экспонирования. Можно полагать, что воздушная миграция ⁴⁰K происходит в составе минералов теллурической пыли, тогда как наличие ¹³⁷Cs на пластинчатом сорбенте отражает, возможно, особенности синоптического режима территории, и его появление – результат трансграничного переноса. Однако в первом и втором случаях механизм накопления радионуклидов один и тот же – в его основе лежат процессы сорбции, обусловленные капиллярной конденсацией.

Эффект суммирования малых концентраций (доз). Известно, что для появления капиллярной конденсации необходимо, чтобы относительная влажность воздуха была более 50 %, а температура воздушного потока – выше температуры поверхности, с которой контактирует частица. В природных условиях это обеспечивается турбулентным движением воздушных потоков и влагосодержанием воздуха. Их характеристики в приземной атмосфере зависят от температуры. При этом между влагосодержанием и температурой воздуха существует зависимость: чем выше температура воздуха, тем больше водяного пара в нем содержится, поэтому с увеличением суточной амплитуды температур увеличивает-

ся (до нескольких процентов) и суточная амплитуда относительной влажности. Вместе с тем для каждой температуры существует свое состояние насыщения, т. е. то предельное содержание водяного пара в воздухе, которое в условиях неизменного давления не может быть превзойдено. Из сказанного следует, что при полном влагонасыщении воздуха, т. е. при относительной влажности (e), равной 100 %, фактически температура воздуха совпадает с точкой росы (τ). Тогда при относительной влажности меньше 100 % точка росы ниже фактической температуры воздуха:

e, %	100	90	80	70	60	50
τ, град.	15,0	13,4	11,6	9,5	7,3	4,5

Представленная зависимость показывает [20]: для того чтобы при температуре воздуха 15 °С и влажности 90 % выделилась роса, температуру воздуха надо понизить до 13,4 °С. В то же время данные условия достаточны для появления капиллярной жидкости во всем интервале температур. Иными словами, при суточном ходе температур воздуха от 4,5 до 15 °С и при неизменных характеристиках влагосодержания воздуха выделение росы произойдет только один раз – при температуре 15 °С, тогда как образование капиллярной жидкости в указанном интервале температур, а вместе с ней и осаждение аэрозолей будет происходить всякий раз, когда поток воздуха коснется охлажденной поверхности.

Развитие турбулентности в приземном слое воздуха определяется градиентом и суточным ходом температуры в деятельном слое (0,01–0,5 м), которые в 1,5–2,0 раза превышают эти же показатели, но регистрируемые на высоте 2 м. Такое распределение температур создает благоприятные условия для развития конвекции и турбулентности в деятельном слое. Поскольку в лесу роль деятельной поверхности переходит к кронам, то нагрев поверхности растений из-за неоднородного распределения солнечной радиации в пологом леса меняется на разных уровнях древостоя. Поэтому внутри полога леса возникает движение воздушных потоков с направленностью как вверх, так и к земной поверхности. В подобных условиях осаждение аэрозолей будет происходить всякий раз, когда поток воздуха коснется охлажденной поверхности (эффект суммирования малых доз).

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют об участии аэрозолей в переносе радионуклидов в приземном слое воздуха, что необходимо учитывать при оценке зависимости “доза-эффект” в диапазоне малых концентраций радионуклидов при изучении природных популяций животных и растительных организмов в условиях радиационного фона.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Динамичные преобразования радиологической обстановки способствуют расширению спектра размеров частиц, участвующих в переносе радиоактивности в приземной атмосфере и выведении из нее радиоактивных веществ. Определенную роль в этом процессе играют аэрозольные частицы диаметром от 0,1 до 10 мкм.

Можно предполагать, что в условиях изменяющегося климата и перераспределения годовой суммы осадков, когда значительно увеличивается интервал между выпадением дождевых осадков, основным механизмом загрязнения поверхности различных объектов окружающей среды в периоды между выпадением осадков является сухое осаждение аэрозолей. Следовательно, аэрозоли, выступая в качестве носителей радионуклидов при сухом осаждении, могут существен-

но влиять на радиационную обстановку территории, что следует учитывать при оценке зависимости “доза-эффект” в диапазоне малых доз ионизирующего излучения в условиях радиационного фона.

Полученные результаты позволяют определить спектр радиологических задач, которые можно решать с помощью нового метода пассивного пробоотбора аэрозольных частиц диаметром от 0,1 до 10 мкм, а именно: организация наблюдений за динамикой изменчивости концентраций радионуклидов в приземном слое атмосферы в пределах территорий, прилегающих к предприятиям атомной промышленности; изучение особенностей переноса радиоактивного загрязнения при сухом осаждении аэрозолей; оценка влияния метеорологических и климатических факторов на условия формирования радиационных аномалий в приземном слое воздуха.

Кроме того, предложенный метод пассивного пробоотбора с использованием сорбционных субстратов из химически инертных волокнистых и порошковых материалов дает возможность по-новому организовать наблюдения за атмосферной радиоактивностью в приземном слое воздуха в зоне техногенеза и на фоновых территориях. Простота конструкции пассивного пробоотборника и низкие затраты на его изготовление позволяют использовать устройство для одновременного сбора аэрозолей в различных ландшафтных условиях и на большой площади, что, в отличие от существующих аспирационных способов, повышает качество и технологичность исследований радиоактивных выпадений, например, в труднодоступных районах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бычковская И. Б. Проблема отдаленной радиационной гибели клеток. М.: Энергоатомиздат, 1989. 158 с.
2. Алексахин Р. М. Радиологическая: столетняя история этой области естествознания – уроки эволюции и современные задачи: мат-лы Междунар. конф. “Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды” (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 28 сентября – 1 октября 2009 г.). Сыктывкар, 2009. С. 7–9.
3. Юнге Х. Химический состав и радиоактивность атмосферы / пер. с англ. под ред. Ю. А. Израэля. М.: Мир, 1965. 424 с.
4. Аэрозоли Сибири / отв. ред. К. П. Куценогий. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2006. 548 с.

5. Юдович Я. Э., Кетрис М. П. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. 655 с.
6. Ивлев Л. С., Довгалюк Ю. А. Физика атмосферных аэрозольных систем. СПб.: Изд-во СПбГУ, 1999. 258 с.
7. Смирнов В. В. Аэрозольный климат Подмосквья // Метеорология и гидрология. 2003. № 9. С. 37–49.
8. Хорват Л. Кислотный дождь / пер. с венг. под ред. Ю. Н. Михайловского. М.: Стройиздат, 1990. 80 с.
9. Зимон А. Д. Что такое адгезия. М.: Наука, 1983. 176 с.
10. Геохимия окружающей среды / сост. Ю. Е. Саэт, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. М.: Недра, 1990. 335 с.
11. Веремей Н. Е., Довгалюк Ю. А., Егоров А. Д. и др. Исследование влажного вымывания аэрозольных частиц облаками и осадками // Метеорология и гидрология. 1999. № 8. С. 5–14.
12. Зубарева О. Н., Скрипальщикова Л. Н., Перевозникова В. Д. Аккумуляция пыли компонентами березовых фитоценозов в зоне воздействия известняковых карьеров // Экология. 1999. № 5. С. 339–343.
13. Смагунова А. Н., Карпукова О. М., Бельх Л. И. и др. Погрешности пробоотбора при контроле загрязнения объектов окружающей среды // Журн. аналитической химии. 2004. Т. 59, № 12. С. 1264–1270.
14. Курсанов А. Л. Транспорт ассимилятов в растении. М.: Наука, 1976. 646 с.
15. Ильин В. Б. Элементный химический состав растений. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1985. 129 с.
16. Кислотные выпадения. Долговременные тенденции / пер. с англ. под ред. Ф. Я. Ровинского, В. И. Егорова. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 439 с.
17. Юшкетова Н. А., Поддубный В. А. Метод пассивного отбора проб для мониторинга химического загрязнения атмосферного воздуха. Ч. 1. Теоретические основы (обзор) // Экологические системы и приборы. 2007. № 2. С. 3–10.
18. Юшкетова Н. А., Поддубный В. А. Метод пассивного отбора проб для мониторинга химического загрязнения атмосферного воздуха. Ч. 2. Практические аспекты (обзор) // Там же. № 3. С. 15–23.
19. Евгеньев М. И., Евгеньева И. И., Белов П. Е. Пассивный химический дозиметр для определения длительной экспозиции в воздушной среде, содержащей анилин и его производные // Журн. аналитической химии. 2006. Т. 61, № 8. С. 847–853.
20. Хромов С. П., Мамонтова Л. И. Метеорологический словарь. Л.: Гидрометиздат, 1955. 455 с.

Evaluation of Specific Activity of Artificial and Natural Radionuclides in the Sink of Aerosol Matter into Forest Ecosystems

M. P. TENTYUKOV

*Institute of Biology, Komi Scientific Center of UrB RAS
167982, Syktyvkar, Kommunisticheskaya str., 28
E-mail: tentukov@yandex.ru*

New procedure was proposed for the investigation of atmospheric radioactivity in the surface air layer through evaluation of specific activity of artificial and natural radionuclides in aerosol sink. Dry deposition of aerosol particles was described. Collection of aerosol is carried out using a passive sampler in which chemically inert fibrous and powdered materials are used as sorption substrate. Analysis of experimental results characterizing the features of radionuclide distribution in aerosol sink during their introduction into coniferous tree stand is presented.

Key words: atmospheric radioactivity, radionuclides, dry deposition, aerosol, radioecological monitoring, forest ecosystems, coniferous tree stand, passive sampling.