

В. Л. АНАНЯН, Л. А. АРАРАТЯН

АТМОСФЕРНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ,
ИХ ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ
И РАДИОАКТИВНОСТЬ
В АРМЯНСКОЙ ССР

ЕРЕВАН 1990

5264

Ананян В.Л.

Араратян Л.А.

Атмосферные выпадения, их хим. состав и радиоактивность в Арм.ССР.

Ереван, 1990.

90к.

ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ԿՈՄՍՏԵՆԱԿԱՆ ՄԱՐԶԻ
ԿՈՄԻՏԵ

ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ԿՈՄՍՏԵՆԱԿԱՆ ՄԱՐԶԻ

ԿՈՄԻՏԵ
ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ԿՈՄՍՏԵՆԱԿԱՆ ՄԱՐԶԻ
ԿՈՄԻՏԵ

1



ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ԿՈՄՍՏԵՆԱԿԱՆ ՄԱՐԶԻ
ԿՈՄԻՏԵ

ՀԱՅԿԱԿԱՆ ԽԱՀ ԳԻՏՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԱԿԱԴԵՄԻԱ,
ԵՐԿՐԱՔԱՆԱԿԱՆ ԳԻՏՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԻՆՍՏԻՏՈՒՏ

Վ. Լ. ԱՆԱՆՅԱՆ, Լ. Ս. ԱՐԱՐԱՏՅԱՆ

ՀԱՅԿԱԿԱՆ ԽԱՀ ՄԹՆՈԼՈՐՏԱՅԻՆ ՏԵՂՈՒՄՆԵՐԸ,
ՆՐԱՆՑ ԶԻՄԻԱԿԱՆ ԿԱԶՄԸ ԵՎ
ՌԱԴԻՈԱԿՏԻՎՈՒԹՅՈՒՆԸ

ՀԱՅԿԱԿԱՆ ԽԱՀ ԳԱ ՀՐԱՏԱՐԱԿԶՈՒԹՅՈՒՆ
ԵՐԵՎԱՆ

1990

АКАДЕМИЯ НАУК АРМЯНСКОЙ ССР
ИНСТИТУТ ГЕОЛОГИЧЕСКИХ НАУК

В. Л. АНАНЯН, Л. А. АРАРАТЯН

АТМОСФЕРНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ,
ИХ ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И
РАДИОАКТИВНОСТЬ В АРМЯНСКОЙ ССР

5264

ИЗДАТЕЛЬСТВО АН АРМЯНСКОЙ ССР
ЕРЕВАН 1990

ББК 26.23

А 640

Печатается по решению ученого совета Института
геологических наук АН Армянской ССР

Ответственный редактор чл.-кор. АН АрмССР
С. В. Григорян

Книгу рекомендовали к печати рецензенты:
доктор геогр. наук Г. К. Габриелян,
кандидаты физ.-мат. наук Г. С. Гуния, С. Г. Малахов

Обобщены результаты многолетних исследований
атмосферных отложений (выпаждений), полученных ме-
тодом седиментации в пунктах, характеризующих полу-
пустынный, горно-степной и лесной пояса.

Получены количественные показатели атмосферных
отложений, их химического состава и радиоактивности.
Выявлены закономерности распределения их в зависи-
мости от вертикальной поясности, природных почвенно-
климатических условий Армянской ССР, а также факто-
ров антропогенного загрязнения атмосферы в локальном,
региональном и глобальном масштабах.

Рассчитана на биогеохимиков, радиоэкологов и спе-
циалистов, занимающихся вопросами загрязнения атмос-
феры.

А 1805040400
703(02)-90 43 - 90

ISBN 5 - 8080 - 0153 - 6

Издательство АН Армянской ССР, 1990.

1. ВВЕДЕНИЕ

Возрастающие масштабы влияния хозяйственной деятельности человека на природную среду поставили перед наукой новые задачи по рациональному природопользованию. Одной из важнейших проблем является фундаментальное изучение миграции, круговорота и баланса химических элементов, в том числе и радионуклидов, в природных системах с учетом роста научно-технического прогресса и интенсификации отраслей народного хозяйства, т.е. антропогенного вклада.

Под "антропогенным вкладом" подразумеваются все источники загрязнения среды: применение удобрений, средства защиты растений, отходы промышленного производства, выбросы ТЭЦ, АЭС, транспорта, разработка полезных ископаемых и др.

Надо знать, какие вещества и в каком количестве привносятся в почву и каково их дальнейшее продвижение по биологическим цепочкам. Речь идет не только о главнейших макроэлементах (N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe) и микроэлементах (B, Mn, Ti, Cu, Mo, Pb и др.), но и других редких и рассеянных элементах, в том числе искусственных и естественных радионуклидах.

Эти исследования должны иметь систему повторных наблюдений, слежения в пространстве и во времени, т.е. носить характер мониторинга. В долгосрочном плане Всемирной метеорологической организации /ВМО/ "... главная стратегия программы научных исследований и мониторинга загрязнения окружающей среды рассматривается в последовательности: Наблюдать-Изучать-Описывать", т.е. брать на заметку все многообразие явлений и факторов, относящихся к этой проблеме, описать их, понять и объяснить полученные результаты, с тем чтобы дать прогнозы будущих ситуаций /Келлер, 1986/.

Эта информация нужна в повседневной жизни, при ведении народного хозяйства, в здравоохранении. "... Для этого необходим контроль за изменениями состояния природной среды как естественными, так и вызываемыми техногенным воздействием; ... особое внимание должно быть уделено экологическому мониторингу на фоновом уровне" /Израэль, 1980/.

Для Армянской ССР характерны все основные виды загрязнения и экологического нарушения природной среды – разработка залежей, обогащение и транспортировка руд, выбросы металлургических, химических комбинатов, цементных заводов, ТЭЦ, АЭС, автомашин, бытовые и пр. отходы. Возрастающий объем производства и применения удобрений значительно изменяет количественные показатели обмена веществ. Неправильное применение больших доз удобрений приводит к загрязнению окружающей среды, в том числе и атмосферы, и ухудшению качества сельскохозяйственной продукции. В результате испытаний ядерного оружия произошло глобальное загрязнение среды искусственными радионуклидами. Все это привело, с одной стороны, к перераспределению массы природных веществ и резкому нарушению их естественной миграции, с другой – к загрязнению биосферы различными токсическими веществами, и в целом – к нарушению экологического равновесия природной среды республики.

Территория Армянской ССР равняется 29,8 тыс.км². Поверхность ее представляет собой сочетание горных хребтов, отдельных вулканических конусов, высокогорных лавовых плато, небольших аллювиальных долин и ушей. Примерно 90% площади расположено выше 1000 м н. у. м. Сложный рельеф обусловил разнообразие почвенно-климатических условий. В Армении четко выражены природные пояса /Багдасарян, 1958/. Пустынно-полупустынный пояс – занимает территорию Араратской равнины, часть нижнего течения реки Арпа до высоты 1200–1300 м, а также южные склоны Мегринского хребта. Почвы орошаемые лугово-бурые, солончаки, солонцы. Среднегодовое количество осадков до 300 мм. Сухой горно-степной пояс расположен на высотах 1300–1700 м, в северо-восточной Армении на высоте 800 м. Здесь распростра-

нены каштановые и черноземные почвы. Растительный покров травянистый. Количество осадков до 600 мм. Горно-лесной пояс расположен на высоте 2000-2300 м, а в северо-восточной Армении - 1900-1100 м. Годовое количество осадков 600-700 мм. Почвы лесные бурые и коричневые. Горно-степной пояс расположен выше 2000 м. Почвы лугово-степные, черноземовидные. Растительность травянистая. Альпийский пояс занимает территории с высотными отметками от 2400 до 3500 м. Почвы горно-луговые. Растительность низкорослая, образует альпийские ковры. Количество осадков 600-800 мм. Горно-тундровый пояс занимает вершинную часть гор выше 3500 м.

Границы распространения отдельных поясов в различных физико-географических областях республики в результате инверсий подвержены значительным колебаниям. Горные луга Армении, используемые в качестве пастбищ и сенокосов, имеют большой удельный вес в земельном фонде Армении. Пашня и многолетние насаждения составляют 569 тыс. га, характеризуются они мелкоконтурностью, каменистостью, значительная часть их сильно эродирована.

Воздух в силу высокой своей подвижности переносит вредные вещества антропогенного происхождения на значительные расстояния. Так, расчеты выпадения атмосферных примесей от площадного источника на примере серы показали, что зона влияния Донбасса может простирается на равнинном ландшафте на расстояние до 380-500 км (Лысак, Рябошапко, 1973). Изучение влияния мощного промышленного комплекса Японии показало загрязнение воздушных масс над морем на расстоянии порядка 500 км (Андрюков, Рябошапко и др., 1978). Шепези /1980/ предложил следующие масштабы процессов загрязнения воздуха от источников загрязнения: локальное, при котором максимальный загрязняющий эффект легко отличить от фонового в пределах 10-20 км от источника; загрязнение городского типа происходит от большого количества источников, горизонтальный масштаб загрязнения составляет 30-100 км; масштаб регионального загрязнения составляет от 30 до 200-300 км в зависимости от однородности исследуемого района; загрязнение континентального масштаба простирается

от 200 до 3000 км, а глобального – более 3000 км.

Исходя из этого рассмотрим ситуацию, в какой находится территория Армянской ССР. Наибольшая удаленность "чистых" пунктов от источника загрязнения составляет десятки километров, максимум до 100 км. Следовательно, можно считать, что вся территория республики подвержена загрязнению локального и регионального характера. Однако в условиях горного рельефа перемещение воздушных масс, несущих различные примеси, имеет очень сложный характер. При этом может быть так, что близлежащие от источника района будут загрязняться меньше, чем более отдаленные, а где-то далеко может происходить концентрирование этих веществ и т.п.

На распределение химических веществ существенное влияние оказывает вертикальная поясность. Поэтому в первую очередь необходимо изучить особенности их миграции по поясам. Исходя из приведенных выше примеров, концентрация веществ в атмосферных осадках из пунктов, удаленных от источника загрязнения, должна быть принята за исходную, независимо от того, какая часть этих веществ имеет естественное или антропогенное происхождение. Дальнейшее слежение, или мониторинг, во времени должно показать направленность процессов в сторону увеличения или уменьшения концентрации загрязняющих веществ в окружающей среде.

Примером локального загрязнения является повышение содержания химических элементов в почве, растениях, снеге вдоль автомагистралей. Например, вдоль магистрали Ереван-Севан на расстоянии до 50 м от дороги содержание железа, свинца, титана и бора в растениях повысилось до 5-7 раз по сравнению с расстоянием 250-300 м (Араратян, 1981).

Исследования атмосферных осадков показали (Давтян, Варданян, 1976), что в ряде пунктов АрмССР, где расположены цементные заводы, объекты металлургической и химической промышленности (Арагат, Ереван, Алаверди, Кировакан), суммарная концентрация веществ в атмосферных осадках по средним многолетним данным составила соответственно 222, 112, 119, 147 мг/л, тогда как в других, удаленных от этих городов пунктах она колебалась в пределах 39-72 мг/л. Содержание

серы в атмосферных осадках указанных городов колебалось от 32 до 40 мг/л, в других – 7,0–8,6 мг/л.

В Советском Союзе создана система мониторинга трансграничного переноса загрязняющих веществ. Система включает измерение концентрации загрязняющих веществ на море, в воздухе и на наземных станциях, расположенных вдоль западных границ от Кольского полуострова до Карпат и охватывающих характерные физико-географические зоны Европейской части СССР. Среднегодовые показатели выпадений серы с Севера на Юг изменяются следующим образом: 0,83 – 1,08 – 1,73 – 1,24 – 1,79 – 1,92 мг/л (Брюханов и др., 1986). В Антарктиде этот показатель колеблется от 0,83 до 0,69 мг/л. Как видим, даже в сравнительно "чистых" участках Армянской ССР выпадения серы по данным Давтяна, Варданян (1976) значительно повышены.

В программу работ глобального мониторинга в список наиболее важных загрязняющих веществ включен ряд тяжелых элементов. Результаты наблюдений показали, что высокий уровень концентрации загрязняющих веществ, имеющих в основном антропогенное происхождение, отмечается в урбанизированных территориях.

Испытания ядерного оружия привели к глобальному загрязнению природы искусственными радионуклидами. По международному соглашению наземные испытания ядерного оружия были прекращены в 1963 г., однако продолжающиеся в отдельных странах испытания термоядерного оружия, а также бурное развитие ядерной энергетики привели к тому, что радиоактивные вещества стали одним из постоянных компонентов загрязнения среды. Из искусственных радионуклидов приоритетными являются ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H , ^{14}C , ^{129}I , $^{239,240}\text{Pu}$, из естественных – уран, торий, с продуктами распада. Попадая на землю из атмосферы, искусственные радионуклиды включаются в биологический цикл круговорота веществ в природе. Скорость и направленность процессов миграции зависят от физико-химических свойств радионуклидов и природных факторов.

Результаты многолетних исследований миграции искусственных радионуклидов в системе почва – растение – удобрение

обобщены в работе "Агрохимические исследования искусственных радионуклидов в Армянской ССР" (Ананян, 1983). Основными факторами распределения и перераспределения выпадающих с атмосферными осадками радионуклидов в АрмССР являются высота местности над уровнем моря, крутизна склонов, экспозиция, количество выпадающих осадков. В общих чертах проявляется вертикальная поясность – с повышением местности над уровнем моря увеличивается количество осадков и выпадающих радионуклидов и, следовательно, содержание их в почвах и растениях. Были изучены содержание и миграция радионуклидов в различных типах почв, накопление их в растениях горных лугов, сеяных травах, пшенице в зависимости от содержания их в почвах. Показано, что применение удобрений повышая урожай растений, снижает содержание радионуклидов на единицу их веса. Были проведены расчеты баланса радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs на целинных почвах горных лугов и на пахотных почвах с многолетними травами и озимой пшеницей. Расчеты показали тенденцию к отрицательному балансу, т.е. расход превосходит приход с атмосферными выпадениями. Расход в основном обуславливался миграцией нуклидов из поверхностного слоя вглубь почвы и выносом их урожаем растений, не считая радиоактивного распада. Отрицательный баланс указывает на то, что в биосфере происходит процесс рассеяния искусственных радионуклидов, загрязнивших землю в результате испытаний ядерного оружия.

В естественных условиях в зависимости от почвенно-климатических поясов миграция химических элементов находится в сбалансированном состоянии по всей биологической цепочке. Человек в своей деятельности нарушил это состояние. От направленности миграции веществ в начальных звеньях цепочки (атмосферные выпадения, оросительные воды, почва, удобрения, растения) зависит дальнейшее передвижение веществ, как полезных, так и вредных, к человеку. Поэтому является важным изучение баланса химических элементов в биосфере.

Одной из составляющих баланса являются атмосферные выпадения – "приход". Нашей первоначальной задачей являлось изучение радиоактивности атмосферных выпадений для балансовых расчетов ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных сельскохозяйственных

угодьях. Для сбора выпадений был использован метод седиментации. Однако полученная дополнительная информация о содержании ряда химических элементов позволила поставить вопрос в более широком плане. Исследования проводились по вертикальному профилю, в пунктах, охватывающих основные почвенно-климатические пояса Армянской ССР.

Таким образом, задачей данной работы являлось изучить особенности атмосферных выпадений по природным признакам в основных почвенно-климатических поясах Армянской ССР и по фактическим данным выявить возможные изменения, произошедшие в результате антропогенной нагрузки, а также получить количественные показатели выпадающих веществ на единицу подстилающей поверхности с целью дальнейшего изучения миграции и баланса их в системе почва – растение.

В предлагаемой работе обобщены результаты первого этапа исследований, охватывающих 1968–1979 и 1983 гг. В работе приведены данные о суммарных отложениях (осадки + пылевые отложения), содержании в них химических элементов и их радиоактивности.

П. МЕТОДИКА

Атмосфера является одной из сред переноса веществ на Земле. Зона контакта загрязняющих веществ с наземными объектами – это подстилающая поверхность, главным образом почва и растения. Следовательно, необходимы сведения о количестве веществ, поступающих за единицу времени на подстилающую поверхность. Для этой цели применяются самые разнообразные методики: изучение химического состава атмосферных осадков, анализ проб воздуха, физические методы определения мутности воздуха, радиоактивности, лазерное зондирование слоя атмосферы, а также анализ веществ, оседающих на поверхность нейтрального материала, т.е. так называемый седиментационный метод, которым мы начали работать с 1968 г. При этом методе учитывается все, что осаждается, отлагается на 1 м^2 . Сюда входят примеси, поступающие с атмосферными осадками, пыль, а при ветрах и песчаные фракции. Мы будем называть их атмосферными отложениями.

В выбранных пунктах на столбах высотой 1,5 м были установлены кюветы из нейтрального материала общей площадью $0,6 \text{ м}^2$. Дно кювета застилалось фильтровальной бумагой. Образцы брались каждые 15–30 дней. После выпаривания осадков и озонения при 450°С взвешивали количество отложений. Потери от прокаливании не учитывали. Показатели пересчитывали на мг, г/м^2 , кг/га , мг/100 г озоненного остатка. Данные об атмосферных осадках взяты из бюллетеней гидрометслужбы Армянской ССР.

Исследования первоначально начаты в трех, а с 1976 г. – в четырех пунктах. Пункты расположены по вертикальному профилю от Араратской равнины на северо-восток и охватывают основные биоклиматические пояса.

Полупустынный пояс. Пункт 1У – Октябрьян (исследования здесь начаты с 1976 г., поэтому этот пункт обозначен четвертым). Высота н. у. м. 862 м. Небольшой город с консервной и винодельческой промышленностью. Территория метеорологической станции. Пункт 1 – Ереван. Большой индустриальный город. Высота над уровнем моря 907 м., бывшая окраина южной части города, большой зеленый массив.

Горно-степной пояс. Пункт П – Севан. Высота 1955 м н. у. м., территория метеорологической станции.

Горно-лесной пояс. Пункт Ш – Дилижан. Высота 1480 м н. у. м. – территория заповедника.

В пробах атмосферных отложений определяли содержание ряда химических элементов, радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , суммарную α - β -радиоактивность. Суммарная β -активность измерялась в каждой пробе на установке УМФ датчиком СТС-5, помещенным в кювет с образцом. Ошибка измерений колебалась в пределах 5–7%. Для перевода числа имп/мин в единицы радиоактивности производили калибровку хлористым калием. Показатели суммировались по сезонам и выражались в Бк/м². Суммарная α -активность определялась в объединенных по сезонам образцах на установке Альфа-1 и выражалась в имп/мин/г золы и имп/мин/м². Превышение счета образца над фоном достоверное. Промежуток времени между взятием образцов и измерением α - β -активности составлял 3 и более месяцев, так что фиксировались в основном долгоживущие радионуклиды.

^{137}Cs определяли в объединенных по сезонам образцах гамма-спектральным методом сцинтилляционным датчиком с монокристаллом NaI, 50x70 см, на установке АИ-100, затем на АИ-256. Чувствительность установок составила порядка кБк при навеске 10–30 г. В этих же образцах определяли содержание ^{90}Sr . Радиостронций определяли радиохимическим методом по иттрию-90 в 2–3 повторениях. Ошибка среднего при навеске 3–5 г не превышала $\pm 10\%$.

Са и Mg определяли трилонометрическим методом после растворения золы в 0,5н H_2SO_4 , в том же растворе определяли содержание К и Na при помощи пламенного фотометра.

Микроэлементы Mn, Ni, Cu, Pb, Sn, Sr, Co, B, Rb, Li, а также Fe и Ti определяли методом эмиссионного спектрального анализа в золе, с замерением абсолютных по- чернений линий анализируемых элементов. Спектрограф ИСП-28 и ИСП-51. Анализы проводились в 3 повторениях. Сред- няя квадратическая ошибка определений колебалась в преде- лах $\pm 5-10\%$, а по Mn - до 15% .

В 1962, 1963, 1964 и 1970 гг. наблюдения над выпадения- ми проводили в полевых условиях измерением уровня β - γ - излучения почв. Регистрацию производили детектором β - γ - излучений радиометром ПГР. Данные выражены в мкр/ч.

Для изучения мхов в качестве индикаторов загрязнения среды брались образцы мхов и трав в тех же пунктах, где проводились исследования атмосферных отложений. В Октем- беряне - пункт IV и Севане - пункт П мхи брались с поверх- ности почв (мох напочвенный), в Дилижане - пункт Ш с де- реьев (мох с дерева) и почвы. Образцы мхов и трав озо- ляли при 450°C . Учитывали потерю от прокаливания. В озо- ленных образцах определяли макро- и микроэлементы и ^{90}Sr указанными выше методами.

Для выяснения степени загрязнения атмосферных отложе- ний (выпаждений) нами предложен относительный "коэффициент запыленности КЗ", представляющий собой частное от деления количества отложений на величину осадков за определенный промежуток времени - сезон, год.

$$\text{КЗ} = \frac{\text{отложения, г/м}^2}{\text{осадки, мм}}$$

Для расчета "коэффициента обогащения" по Елпатьевскому, Нестерову (1983) в качестве опорного элемента взято желе- зо. Коэффициент представляет собой частное от деления от- ношения элемента к железу в атмосферных отложениях к то- му же отношению в кларковых содержаниях.

Мы обозначаем этот коэффициент КОж.

$$\text{КОж} = \frac{\text{элемент: Fe (в атмосферных отложениях), \%}}{\text{элемент: Fe (кларки), \%}}$$

В том случае, когда не имеется данных о содержании в ат- мосферных отложениях опорного элемента, мы использовали

отношение элемента в образце к кларковому его содержанию в литосфере. Мы назвали этот коэффициент O_k – отношение к кларку..

$$O_k = \frac{\text{элемент (в атмосферных отложениях), \%}}{\text{элемент (кларк), \%}}$$

Между показателями КОж и O_k имеется тесная связь; так, для 12 элементов в трех исследуемых пунктах коэффициенты корреляции составили для пункта 1 – $r = 0,88 \pm 0,16$; П – $r = 0,91 \pm 0,15$; Ш – $r = 0,90 \pm 0,14$. Это означает, что при интерпретации данных о загрязнении атмосферы химическими веществами можно одинаково пользоваться обоими коэффициентами.

Для характеристики химических элементов, их миграции в биосфере представляют интерес показатели, определяющие степень их биофильности и технофильности. Первое определяется коэффициентом поглощения A_x или КБП (Перельман, 1975, табл. 4), характеризующим интенсивность поглощения химических элементов организмами относительно их кларка в литосфере (или почве). Технофильность означает отношение ежегодной добычи химических элементов к их кларку (Перельман, 1975, рис. 18). Понятие это динамичное, т.к. в связи с уровнем технического прогресса технофильность элементов меняется.

Ш. АТМОСФЕРНЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ

Химический состав атмосферных осадков является основным показателем загрязнения атмосферы. Исследования состава осадков по территории СССР показали, что распределение средних концентраций ($\bar{S}$) ионов имеет зональный характер – ход их изолиний повторяет конфигурации ландшафтных зон, при этом значение $\bar{S}$ возрастает с севера на юг. Так, для северной зоны (65–60° с.ш.) оно составляет 10–12 мг/л, средней (60–55°) – 13–20 мг/л, а южной (55–45°) – 25–35 мг/л (Селезнева, 1980).

Армянская ССР расположена значительно южнее рассмотренных районов между 41–38° с.ш. и характеризуется вертикальной поясностью. Количество осадков от полупустынного пояса к альпийскому увеличивается, концентрация же химических веществ в осадках уменьшается. Так, по данным Давтяна, Варданян (1977) содержание SO_4 и Cl в полупустынном поясе составляет соответственно 32–10 мг/л, в горно-степном – 12–6 и альпийском – 9–5 мг/л. Такая же картина наблюдается и для других ионов.

Как видим, в широтном масштабе от 45° до 65° с.ш. на расстоянии нескольких тысяч километров средняя концентрация ионов в осадках ($\bar{S}$) изменяется в пределах 10–35 мг/л, тогда как в Армении в вертикальном масштабе на расстоянии 100–300 км средние концентрации их меняются от 50 до 130 мг/л (Давтян, Варданян и др., 1974).

По расчетам Габриеляна (1973) в АрмССР в низинных частях выпадает 200–300 кг/га, а в высокогорьях – 120–200 кг/га различных солей. При этом доля атмосферных солей в химическом стоке рек составляет 25–30%. По данным Масиюнас (1970) в лесах осаждается от 351 до 517 кг/га химических веществ.

Исследования, проведенные в США, показали, что величина пылевых отложений на га колеблется от 17 до 459 кг. Отмечены коррелятивные зависимости между величиной пылевых отложений и климатическими факторами (Smith, 1970).

В Среднеазиатском регионе СССР, в промышленных районах в зонах влияния их выбросов, на территории вблизи естественных источников аэрозолей (пустыни, усохшие прибрежные части Аральского и Каспийского морей и др.), и в фоновых районах проводили отбор проб осадков и сухих выпадений. В работе Толкачева и др. (1986) приводятся данные для 9 пунктов за 1982 и 1983 гг. По данным за 1983 г. масса выпадений составила 752, 758, 252, 392, 387, 211, 213 и 1275 кг/га. При этом в большинстве пунктов по годам наблюдаются значительные различия, связанные, очевидно, с климатическими изменениями года.

5264 Наши данные (табл. 1) показали, что по средним многолетним показателям в пунктах 1, 1У, П, Ш (Ереван, Октемберян, Севан, Дилижан) выпадает соответственно 896, 741, 465 и 305 кг/га. Как видим, эти данные согласуются с показателями по Среднеазиатскому региону.

За 11 лет крайние показатели годовых атмосферных осадков различались соответственно в $2,0 - 1,3 - 1,6$ раза. Величины суммарных отложений в г/м²/год в полупустынном поясе в пункте 1 (Ереван) за этот период колебались в пределах + 34 -9% от среднего. В пункте 1У (Октемберян), расположенном в том же поясе, атмосферные отложения в среднем за 4 года были на 17% ниже, чем в пункте 1. Если данные по сравнительно слабо загрязненному 1У пункту принять условно за "фоновое" для полупустынного пояса, тогда разница в 17% для Еревана составит вклад в количество суммарных отложений за счет антропогенного загрязнения. Полученные в 1983г. данные показывают, что в Ереване отметились тенденции к уменьшению загрязнения атмосферного воздуха, тогда как в Октемберяне (1У), наоборот, к увеличению. Очевидно, принятый администрацией Еревана ряд мер (заккрытие ряда предприятий в черте города, увеличение площади зеленых насаждений и др.) способствовали в определенной мере уменьшению



Таблица 1

Годовые атмосферные осадки, отложения и коэффициенты запыленности КЗ за 1969-1979 гг. и 1983 г.

Год	Полупустынный пояс						Горно-степной пояс			Лесной пояс		
	Пункт 1			Пункт 1У			Пункт П			Пункт Ш		
	Осадки, мм	Отложения, г/м ² /год	КЗ	Осадки, мм	Отложения, г/м ² /год	КЗ	Осадки, мм	Отложения, г/м ² /год	КЗ	Осадки, мм	Отложения, г/м ² /год	КЗ
1969	393	86,7	0,27				525	60,3	0,13	614	27,6	0,08
1970	183	89,2	0,48				492	48,0	0,10	472	39,6	0,05
1971	237	100,1	0,42				535	54,6	0,09	617	43,9	0,07
1972	366	119,8	0,37				685	46,7	0,07	675	21,9	0,03
1973	282	95,2	0,37				528	41,5	0,09	625	33,1	0,04
1974	345	81,5	0,28				616	30,1	0,04	657	22,2	0,04
1975	294	85,6	0,38				521	57,0	0,12	658	34,4	0,06
1976	281	98,9	0,39				639	38,3	0,08	637	24,5	0,05
1977	312	87,8	0,40	217	66,0	0,31	522	48,1	0,11	691	33,3	0,04
1978	417	88,1	0,29	354	69,4	0,32	674	36,4	0,05	729	26,9	0,04
1979	259	86,2	0,35	233	79,2	0,37	529	43,8	0,08	694	40,6	0,06
1983	230	57,1	0,25	252	82,2	0,33	656	53,1	0,09	756	18,3	0,05
Среднее	278	89,6	0,35	277	74,1	0,33	577	46,5	0,09	652	30,5	0,05

запыленности в городе. В Октябре же в связи с ростом города экологические условия среды, наоборот, ухудшились.

В лесном пункте (Ш) в 1983 г. отмечалось самое низкое за все годы наблюдений количество атмосферных отложений. В Севане (П) оно не выходило за пределы колебаний в прошлые годы.

В степном поясе крайние показатели количества отложений колебались до 2 раз, наибольшее отклонение от среднего составило +30 и - 36%, а в лесном +29 и -40% (1983г.). Эти изменения вызваны в основном изменениями климатических условий по годам.

Отмечается четкая закономерность уменьшения количества отложений от полупустынного пояса к степному и лесному. В лесном поясе количество отложений в 2,9-2,4 раза меньше, чем в полупустынном, а осадков, наоборот, в 2,3 раза больше (рис. 1).

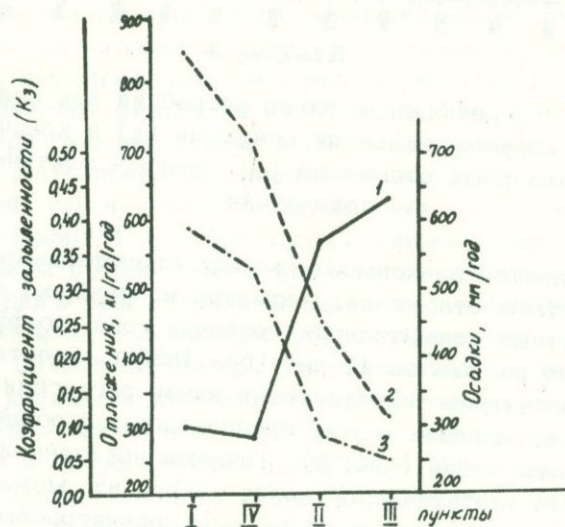


Рис. 1. Среднегодовые величины атмосферных осадков (1), суммарных отложений (2) и коэффициента запыленности (3) по данным за 1969-1979 гг.

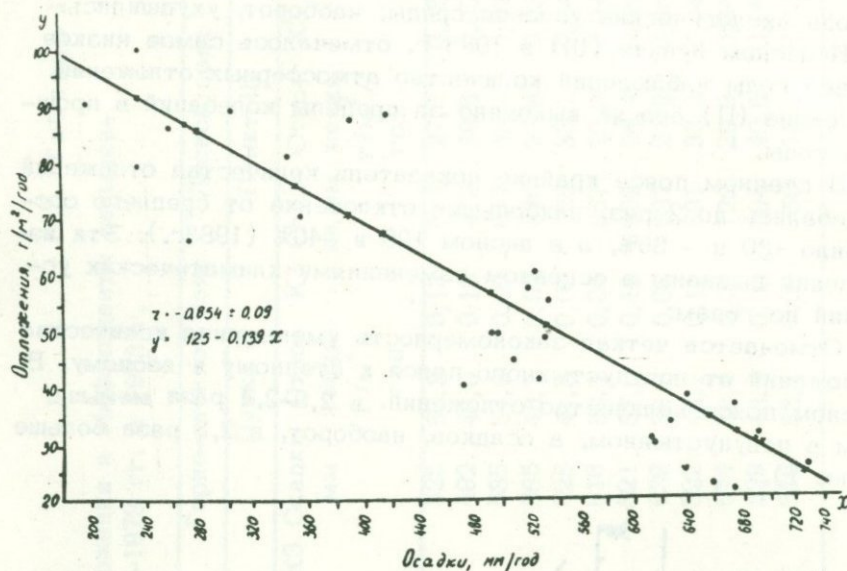


Рис. 2. Теоретическая линия регрессии при прямой корреляции между осадками (x) и количеством суммарных отложений (y); точки – фактические показатели

Наблюдается зависимость между атмосферными осадками и количеством отложений. Несмотря на разброс, зависящий от конкретных климатических условий года, коэффициент корреляции по данным за 11 лет (без 1983 г.) составил $-0,85 \pm 0,09$. Рассчитана теоретическая линия регрессии для прямой корреляции между среднегодовыми осадками и количеством отложений (рис. 2). Точками показаны фактические данные. По теоретической линии регрессии можно с определенной приближенностью по данным среднегодовых осадков рассчитать количество отложений для любого пункта Армянской ССР, кроме участков с высоким локальным загрязнением.

Тесная корреляционная зависимость между атмосферными осадками и количеством отложений позволила на основе карты годовых атмосферных осадков (Атлас Армянской ССР, 1961, с. 28) по их изолиниям показать примерное количество суммарных выпадений (отложений) в т/км² на территории Армянской ССР. Как видим (рис. 2а), с увеличением атмосферных осадков уменьшается количество отложений. Наибольшие выпадения происходят в Араратской равнине и Мегринском районе, где количество осадков находится в пределах 200–300 мм. Минимальное количество выпадений происходит на высокогорьях. Данные эти имеют приближенный характер. Как указывает Александрян (1971), высота местности в основном обуславливает увеличение количества осадков. Однако в зависимости от характера рельефа имеются и исключения, где при одинаковой высоте местности над уровнем моря годовые осадки могут значительно отличаться. Имеются и такие участки, где количество осадков уменьшается с увеличением высоты.

Количество отложений зависит не только от атмосферных осадков и выпадающих с ними примесей. В период между осадками происходит отложение сухих выпадений – это аэрозоли, пыль, а при сильных ветрах и песчаные фракции. Ковда (1973) указывает, что почвообразование сопровождается как эоловой денудацией, так и эоловой аккумуляцией механических и химических осадков. В условиях сухого климата, при разреженном растительном покрове или в его отсутствие тончайшие частицы почвенного вещества захватываются воздушными потоками и разносятся на большие расстояния. Например, тонкий песок размером 0,06–0,125 мм при умеренно сильном ветре переносится на несколько километров, пылеватые частицы от 0,03 до 0,06 мм – более чем на 300 км, а частицы размером 0,015 – 0,03 мм – на расстояние до 1600 км. Роль эоловых агентов особенно велика в степях и пустынях. Густой растительный покров и влажная почва уменьшают вынос и перераспределение продуктов почвообразования. Примененный нами седиментационный метод дает возможность получить суммарные количества отложений – примеси, поступившие с осадками и пылевато-песчаные (сухие) отложения. Прямых определений количества сухих выпадений не имеется.

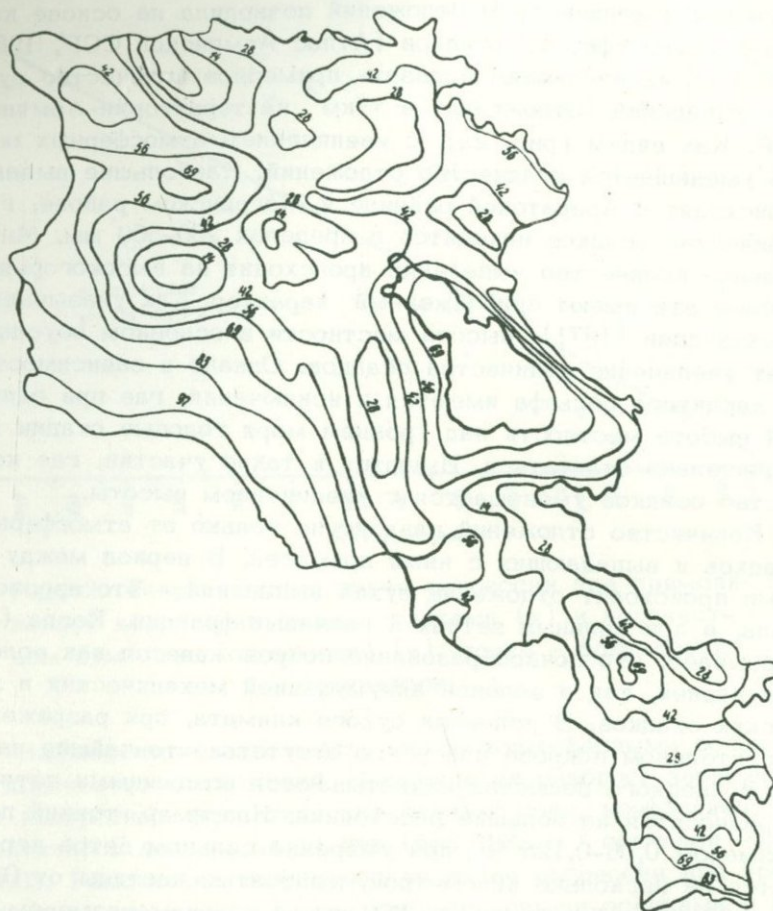


Рис. 2а. Изолинии суммарных атмосферных отложений,
т/км²/год.

Осадки, мм	200	300	400	500	600	700	800
Отложения, т/км ² /год	97	83	69	56	42	28	14

Нами рассчитан относительный показатель, условно названный "коэффициентом запыленности" (КЗ). Приведенные в табл. 1 и рис. 2 данные показывают, что годовые показатели КЗ по пунктам различаются в значительной мере. Наблюдается четкое снижение его от полупустынного к степному и лесному поясам, соответственно 0,35, 0,09 и 0,05. Отмечаются также колебания по годам: так, в Ереване крайние показатели составляют 0,48–0,25, в Севане 0,13–0,04 и в Дилижане 0,07–0,03. Если среднегодовое количество отложений и КЗ в пункте Ш (Дилижан) принять за единицу, то за период 1969–1979 и 1983 годы по отложениям в пунктах 1 и П получим различия в 2,9 и 1,5 раза, а по величине КЗ соответственно в 7,0 и 1,8 раза. Как видим, относительный показатель КЗ более четко показывает состояние приземного слоя атмосферы.

Мы рассчитали показатель КЗ по данным химического анализа осадков, пересчитанным на кг/га (средние за 1963–1970 гг.) по сумме ионов: Са, Mg, К, Na, NH_4 , NO_2 , SO_4 , Cl, HCO_3 , PO_4 (Давтян, Варданян, 1976). Получили следующие данные:

Пункт	Осадки, мм	Сумма ионов, кг/га	$\text{КЗ} = \frac{\text{г/м}^2}{\text{мм}}$
Ереван	380,2	414	0,11
Севан	587,7	329	0,05
Дилижан	685,3	405	0,05

Как видим, приведенные показатели КЗ совпадают с нашими данными только по лесному пункту, который отличается наименьшей запыленностью, т.е. наиболее чистым воздухом. Для Еревана он в 3, а Севана 1,8 раза меньше, чем показатели КЗ, рассчитанные по данным седиментационных отложений. Это и понятно, т.к. вышеуказанными авторами анализировалась дождевая вода, собранная общепринятым методом (при помощи воронки), при котором попадание сухих выпадений незначительно.

Пользуясь этими же данными можно приблизительно рассчитать количество сухих выпадений, вычитывая из суммарных отложений, полученных седиментационным методом, концентрацию ионов в дождевой воде:

1. $89,6 - 41,1 = 48,2 \text{ г/м}^2$ – 54% от суммарных
- П. $46,5 - 32,9 = 13,6$ " – 29% отложений
- Ш. $30,5 - 40,5 = \text{нет}$

В системе глобального мониторинга загрязнения атмосферы в качестве одного из показателей введен "коэффициент мутности Шюппа В или оптическая плотность аэрозоля τ_{500} ", определяемый актинометрическим методом. На различных станциях мира средние значения его колеблются от 0,02 до 0,5. На станциях Северной Америки они составили 0,125, Евразии (без СССР) – 0,136, в горах на высоте 1000 м – 0,052, на базовой станции на Кавказе – 0,01–0,04, что в несколько раз меньше, чем на региональных станциях, находящихся на уровне моря (Берлянд, 1980). По наблюдениям на фоновой станции Боровое (Ровинский и др., 1980) коэффициент мутности варьировал от 0,052 до 0,096, что "... характеризует атмосферу как "чистую" по классификации ВМО", запыленность воздуха при этом составила 37 мкг/м³. При повышении запыленности до 53 мкг/м³ коэффициент возрос до 0,186. Актинометрические измерения на фоновых станциях в СССР, а также материалы, публикуемые Международным центром ВМО по данным 18 стран, позволили Берлянду и др. (1986) произвести сопоставление среднегодовых показателей аэрозольной мутности " τ_{500} " на различных континентах и странах за 1980 г. Вот некоторые из этих данных: Судан, Турция, Индонезия > 0,50; Эфиопия, Тунис – 0,40; Италия, Португалия, США – 0,30; Ирландия – 0,13; СССР (в среднем по совокупности станций) – 0,16; на высокогорных станциях более 2000 м – 0,11; Антарктида – 0,06.

Мы привели эти данные, чтобы показать связь "коэффициента мутности τ_{500} " с относительным показателем КЗ. В самом деле, чем больше аэрозолей и пыли в атмосфере, тем больше мутность воздуха и выше показатель мутности τ_{500} . По аналогии, чем больше содержание аэрозолей и пыли в атмосфере, тем большее количество их будет осаждаться на подстилающую поверхность (в нашем случае в кюветы) и тем выше отношение суммарных отложений к количеству осадков, т.е. КЗ.

На замутнение воздуха естественного происхождения большое влияние оказывают вулканы, мощные лесные пожары, пыльные бури. Мутность воздуха зависит также от времени года, метеорологических факторов и хозяйственной деятельности че-

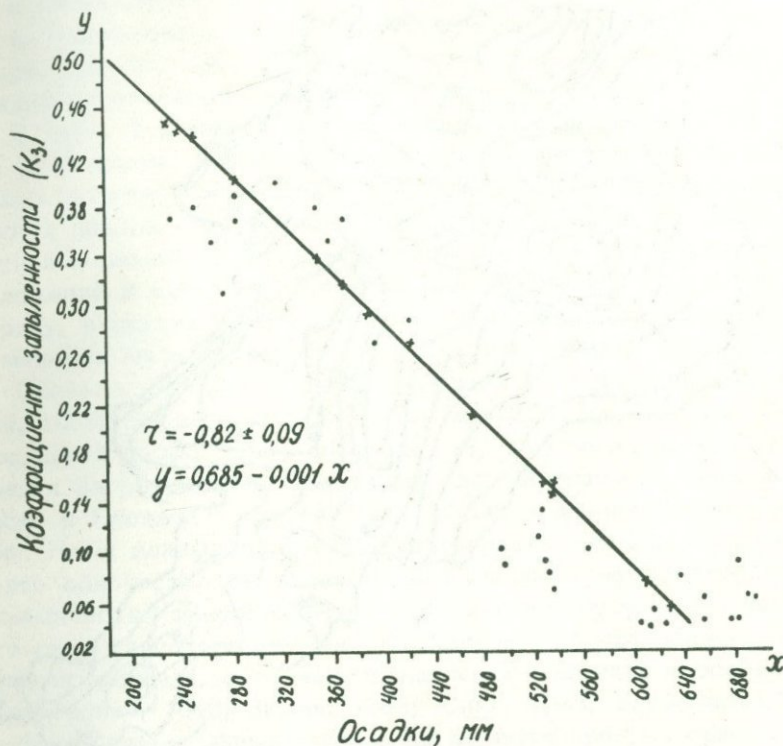


Рис. 3. Теоретическая линия регрессии между атмосферными осадками (x) и коэффициентом запыленности (y); точки — фактические данные

повека. Между K_3 и количеством осадков имеется тесная обратная зависимость ($r = -0,82 \pm 0,09$). По рассчитанному уравнению регрессии получена теоретическая прямая зависимости K_3 от величины осадков (рис. 3), по которой можно с определенной приближенностью определить величины коэффициента запыленности K_3 .

Тесная корреляционная зависимость величины K_3 от количества осадков позволяет на основе карты годовых атмосферных осадков (Атлас АрмССР, 1961, с.28) по их изопиниям

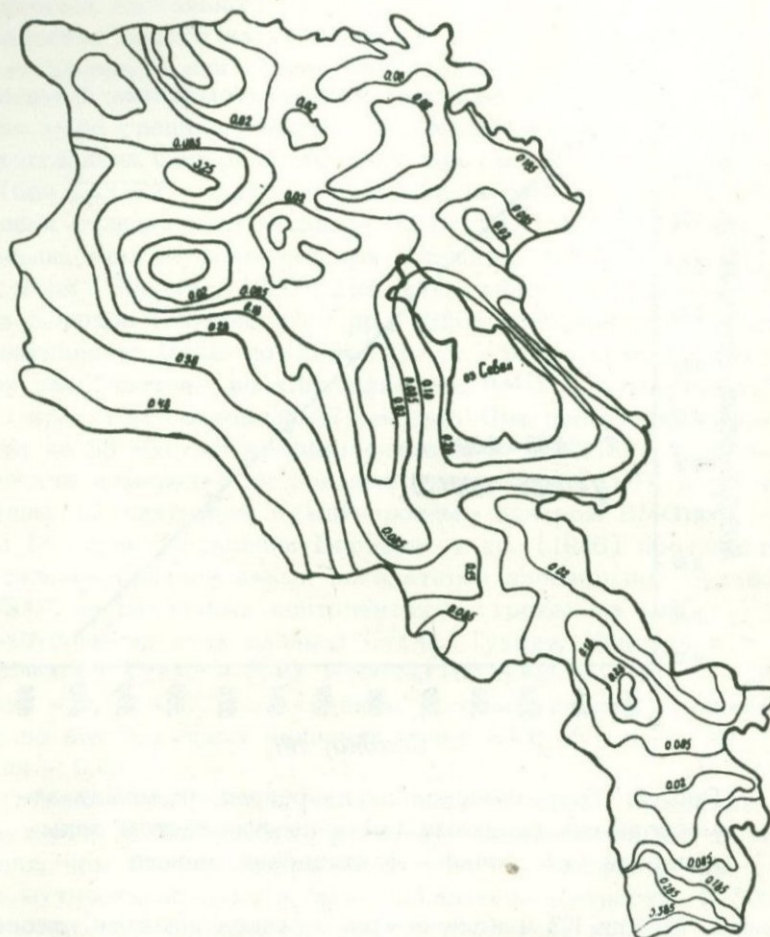


Рис. 3а. Изолинии "коэффициента запыленности" (K3).
 Осадки, мм 200 300 400 500 600 700
 K3 0,48 0,38 0,28 0,18 0,08 0,02

показать примерную пространственную картину запыленности воздуха по территории АрмССР (рис. 3а). Наибольшая запыленность атмосферы отмечается в Араратской равнине и Мегридском районе. С повышением местности над уровнем мо-

ря и увеличением количества осадков величина КЗ уменьшается. Наименьшая величина КЗ получена для высокогорий. Здесь, конечно, не учитываются локальные антропогенные источники увеличения запыленности воздуха.

В табл. 2 показано распределение осадков, отложений и КЗ по сезонам. Характер распределения по усредненным данным в полупустынном поясе (пункты 1У, 1) отличается от других поясов – наибольшее количество осадков выпадает весной и зимой, в других – весной и летом. По количеству отложений в пункте 1 (Ереван) зима стоит на первом месте в ряду, в других – на последнем. Изучение закономерности изменения метеорологических условий в течение года в городе Ереване, Тбилиси и других городах (Багдасарян, Арутюнян, 1968; Багдасарян, 1975; Ломая, 1975; Багдасарян, 1979; Ровинский и др., 1986) показало, что максимальные концентрации загрязнений в приземном слое больших городов, в том числе в Ереване должны быть зимой, а минимальные – летом. Наши данные полностью подтвердили эти выводы. Увеличение количества отложений зимой, помимо температурных и динамических факторов атмосферы, объясняется еще и тем, что снег благодаря медленному падению по сравнению с дождевыми каплями, обладает большей вымывающей способностью (Грабовский, 1956; Зимин, 1962; Юнге, 1965; Багдасарян, 1979).

Коэффициент запыленности КЗ во всех пунктах сравнительно выше осенью, что связано с климатическими особенностями этого сезона. В лесном поясе различия КЗ по сезонам небольшие. Выводы по распределению осадков, отложений и КЗ сделаны по усредненным за 11 лет данным. В отдельные годы распределение их может изменяться. Коэффициенты корреляций (табл. 2), рассчитанные для отдельных пунктов, показывают, что в пределах одного пункта зависимость между величиной осадков и количеством отложений слабая. Приведенные данные об отложениях и КЗ характеризуют, главным образом, климатические особенности исследуемых пунктов.

Для оценки антропогенного влияния на загрязнение атмосферы можно сравнить близкие по климатическим условиям территории, имеющие большую и меньшую экологическую нагрузку или же проводить долговременный мониторинг. Пункты

Таблица 2

Распределение по сезонам осадков, отложений и коэффициент запыленности (в числителе - крайние показатели, в знаменателе - средние) 1969-1979 гг.

Показатели	Сезон	Пункты			
		1-Ереван	1У-Октемберян	П-Севан	Ш-Дилижа
1	2	3	4	5	6
Осадки, мм	Зима	$\frac{66-143}{93}$	$\frac{35-99}{71}$	$\frac{59-124}{88}$	$\frac{53-130}{86}$
	Весна	$\frac{79-176}{119}$	$\frac{72-177}{121}$	$\frac{173-344}{223}$	$\frac{136-359}{237}$
	Лето	$\frac{12-64}{40}$	$\frac{41-72}{50}$	$\frac{67-206}{145}$	$\frac{98-270}{193}$
	Осень	$\frac{15-67}{52}$	$\frac{27-79}{48}$	$\frac{71-162}{117}$	$\frac{63-183}{121}$
	Ряды	$V > 3 > O > Л$	$V > 3 > Л > O$	$V > Л > O > 3$	$V > Л > O > 3$
Отложения, г/м ²	Зима	$\frac{18,4-42,8}{28,6}$	$\frac{8,8-15,2}{11,4}$	$\frac{1,7-8,7}{4,8}$	$\frac{2,1-7,8}{5,1}$
	Весна	$\frac{10,8-34,7}{24,6}$	$\frac{4,7-22,7}{17,1}$	$\frac{9,8-16,8}{12,1}$	$\frac{3,4-18,4}{10,4}$
	Лето	$\frac{7,4-35,1}{17,9}$	$\frac{13,6-23,8}{17,3}$	$\frac{9,3-19,1}{12,2}$	$\frac{4,7-11,9}{8,8}$
	Осень	$\frac{13,4-34,2}{22,3}$	$\frac{17,3-25,1}{21,5}$	$\frac{6,4-37,5}{16,6}$	$\frac{2,6-11,4}{7,6}$
	Ряды	$3 > V > O > Л$	$O > V > Л > 3$	$O > Л > V > 3$	$V > Л > O > 3$
	Зима	$\frac{0,17-0,38}{0,33}$	$\frac{0,10-0,44}{0,21}$	$\frac{0,12-0,11}{0,06}$	$\frac{0,12-0,11}{0,06}$

Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6
	Весна	$\frac{0,12-0,35}{0,23}$	$\frac{0,04-0,27}{0,16}$	$\frac{0,04-0,09}{0,06}$	$\frac{0,01-0,12}{0,05}$
Коэф- фици- ент	Лето	$\frac{0,17-0,86}{0,44}$	$\frac{0,20-0,51}{0,36}$	$\frac{0,06-0,13}{0,09}$	$\frac{0,02-0,08}{0,05}$
	Осень	$\frac{0,19-0,79}{0,47}$	$\frac{0,25-0,87}{0,53}$	$\frac{0,04-0,22}{0,14}$	$\frac{0,02-0,13}{0,07}$
	Ряды	$O > Л > З > В$	$O > В > З > Л$	$O > Л > В > З$	$O > Л > В > З$

Пункт 1, r (осадки-отложения) = $0,30 \pm 0,14$; $t_{ф 0,5} > t_{теор.}$
 Пункт Ш, r (осадки-отложения) = $0,33 \pm 0,15$; $t_{ф 0,5} > t_{теор.}$

Ереван и Октемберян находятся в одном климатическом поясе. Сравнивая их, можно с некоторой долей условности оценить антропогенное воздействие, которое четко проявляется в городе с большой плотностью населения и развитий промышленности. Однако, как показано выше, в 1983 г. в пункте 1У (Октемберян) по сравнению с Ереваном наблюдалось повышение загрязнения атмосферного воздуха. Можно сравнить также пункты Севан – лугостепной и Дилижан – лесной пояса. Количество осадков здесь почти одинаково – различие в 1,1 раза, а количество отложений и величина КЗ в Севане в 1,5 и 1,8 раза больше, чем в Дилижане, что указывает на положительное, оздоравливающее действие леса в очищении атмосферы.

Данные показывают, что лесной пункт Ш (Дилижан) с 1969 по 1983 гг. остается сравнительно самым чистым и по существу может считаться фоновым в изучении загрязнения атмосферы в Армянской ССР.

Полученные фактические данные, помимо экологического аспекта, могут представить интерес и с точки зрения изучения эоловых факторов в миграции веществ на земной поверхности и процессов почвообразования.

19. ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ОТЛОЖЕНИЙ

1. Содержание макро- и микроэлементов

Формирование химического состава поверхностных вод и атмосферных осадков в континентальных ландшафтах происходит преимущественно за счет выветривания горных пород, вулканизма, разложения органических остатков растительных и животных организмов, продуцирования в атмосферу химических веществ растениями. Однако некоторые так называемые циклические элементы (Na, Cl, I, Li, Rb и др.) приносятся даже за тысячи километров (Перельман, 1966). Возросшее влияние техногенных факторов приводит к количественным изменениям в миграции ряда химических элементов. В связи с этим представляется важным изучение содержания макро- и микроэлементов в атмосферных отложениях.

Макроэлементы Ca, Mg, K, Na. Приведенные в табл. 3 и рис. 4 данные показывают, что по количеству выпадений на первом месте стоит Ca, колебания которого по годам небольшие - 1,4 - 1,8 раз.

Выпадения Mg, K и Na колеблются в больших пределах, особенно в пунктах П и Ш. Как видно из рис. 4, концентрации элементов (в % на золу) в пункте Ш - Дилижан несколько выше, чем в пунктах П и 1 (за исключением Ca). При расчете же на количество отложений, выпавших на единицу поверхности (1 м^2), картина резко меняется. Наибольшие различия между пунктами наблюдаются для кальция - 3,5; для Mg и K - 2,3 раза.

Рассчитанные по данным за 1972 и 1978 гг. величины коэффициента обогащения, нормированного по железу (КОж), колебались в пределах (см. табл. 15): для Ca - 5,9-13,1, Mg

Таблица 3

Выпадение макроэлементов ($\text{г/м}^2/\text{год}$). В числителе
- крайние показатели, в знаменателе - среднее. В скоб-
ках - колебания по годам (п...раз)

Пункты, число лет	Ca	Mg	K	Na
1	$\frac{9,7-16,4}{4,15}$ (1,7)	$\frac{1,5-4,9}{2,8}$ (3,2)	$\frac{0,60-1,40}{0,98}$ (2,3)	$\frac{0,31-1,16}{0,63}$ (3,7)
8 лет				
1У	$\frac{5,3-5,5}{5,4}$	$\frac{1,2-1,4}{1,3}$	$\frac{0,27-0,31}{0,29}$	$\frac{0,46-0,46}{0,46}$
2 года				
П	$\frac{3,9-5,6}{4,6}$ (1,4)	$\frac{0,6-3,8}{1,5}$ (6,3)	$\frac{0,24-0,77}{0,42}$ (3,2)	$\frac{0,30-0,70}{0,41}$ (2,3)
7 лет				
Ш	$\frac{2,5-4,5}{3,2}$ (1,8)	$\frac{0,5-2,4}{1,2}$ (4,8)	$\frac{0,29-0,60}{0,42}$ (2,0)	$\frac{0,10-0,55}{0,35}$ (5,5)
8 лет				

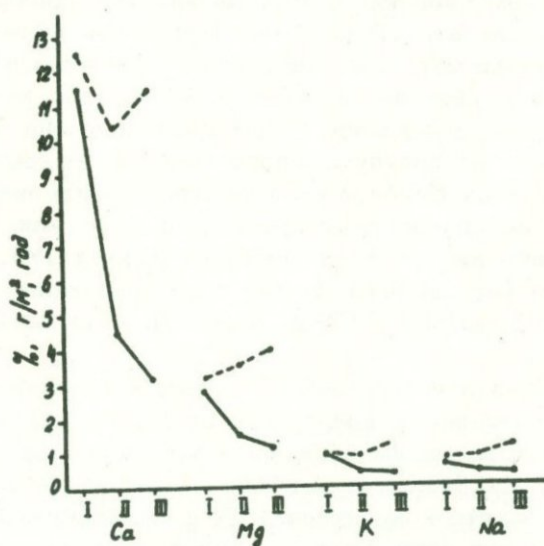


Рис. 4. Концентрация макроэлементов в атмосферных отложениях (%) — пунктир, отложения ($\text{г/м}^2/\text{год}$) — сплошная линия; 1, П, Ш — пункты

2,0-5,5, К - 0,4-1,7, Na - 0,6-1,8. Как видим, различия по пунктам незначительные. Четкой картины изменений по годам также не наблюдается. Как указывают Еппатьевский, Нестеров (1983), континентальные воздушные массы характерны четким преобладанием Са над Mg и К над Na. В отношении Са и Mg эта закономерность характерна и для исследуемых пунктов в Армянской ССР. Величины КОж небольшие и они характеризуют природные уровни загрязнения атмосферы. Надо отметить только, что в Ереване (пункт 1) показатели КОж повышены по сравнению с Октемберяном (пункт 1У), очевидно, за счет техногенных факторов.

Приведенные в табл. 4 данные показывают, что в пункте 1 (Ереван) наибольшее количество Са и Mg выпадает зимой, а К и Na - осенью. Наименьшее количество их наблюдается летом. В остальных пунктах четко проявляется уменьшение содержания макроэлементов в зимних отложениях.

Железо является издревле широко распространенным технофильным элементом, кларк его в литосфере равен 4,65. По коэффициентам биологического поглощения относится к 1У ряду слабого захвата (Перельман, 1966). Приведенные на рис. 5 данные показывают, что наибольшая концентрация его в атмосферных отложениях наблюдалась в 1983 г. По количеству выпадений на единицу площади (г/м²/год) получена четкая картина снижения его от полупустынного пояса к лесному. В 1983 г. во всех пунктах отмечалось значительное увеличение количества железа по сравнению с предыдущими годами, при этом больше всего выпало в Октемберяне (пункт 1У). Выпадение по сезонам (по средним за 2-3 года) различается по пунктам: 1 - В > Л > З > О; 1У - О > В > Л > З; П - Л > В > О > З; Ш - О > В > Л > З.

Мы рассчитали содержание железа в атмосферных отложениях по отношению к кларку ОК (табл. 16). В период 1970-1979 гг. эти величины были ниже среднего содержания в литосфере (ОК = 0,3-0,5), а в 1983 г. повысились до 1,3-1,8. Надо полагать, что концентрации Fe в атмосферных отложениях характерны для природных условий данных климатических поясов. Повышение же содержания железа в атмосферных отложениях вызвано, очевидно, определенными техногенными факторами.

Таблица 4

Выпадение элементов по сезонам по усредненным данным, г/м² (З - зима, В - весна, Л - лето, О - осень)

Элемент	Сезон	Пункт			
		1	1У	П	Ш
Ca	З	4,0	0,7	0,7	0,6
	В	2,9	1,7	1,2	1,1
	Л	2,0	1,2	1,1	0,9
	О	2,6	1,8	1,6	0,7
		З>В>О>Л	О>В>Л>З	О>В>Л>З	В>Л>О>З
Mg	З	0,8	0,2	0,2	0,2
	В	0,7	0,5	0,4	0,3
	Л	0,5	0,3	0,4	0,2
	О	0,8	0,3	0,3	0,2
		З= О>В>Л	В>Л=О>З	В=Л>О>З	В>Л=О=З
K	З	0,19	0,03	0,05	0,05
	В	0,26	0,08	0,10	0,10
	Л	0,19	0,09	0,09	0,13
	О	0,32	0,09	0,17	0,13
		О>В>З=Л	Л=О>В>З	О>В>Л>З	Л=О>В>З
Na	З	0,18	0,07	0,08	0,05
	В	0,14	0,12	0,10	0,11
	Л	0,12	0,12	0,09	0,11
	О	0,19	0,14	0,09	0,09
		О>З>В>Л	О>В=Л>З	В>Л=О>З	В=Л>О>З

Титан. Кларк его в литосфере равен 0,45. Содержание в почвах колеблется от 0,18 до 0,79% (Виноградов, 1957). По коэффициентам биологического поглощения он относится к элементам "очень слабого захвата" - 0,0n - 0,00n (Перельман, 1966). Титан стал технофильным элементом, широко используется в металлургии, реактивной технике. В связи с этим миграция его в биосфере усиливается. Роль и значение его в

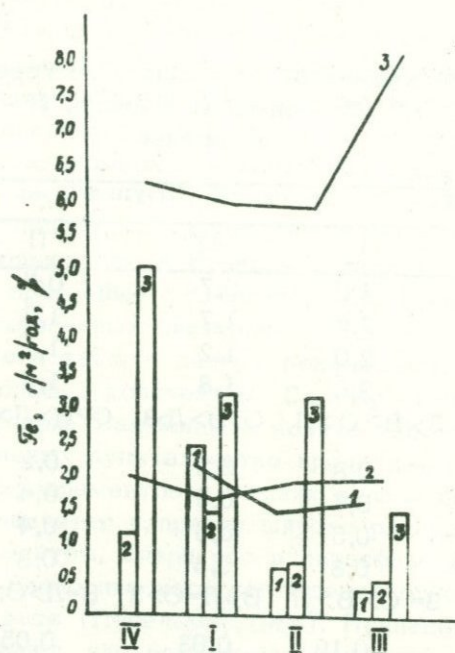


Рис. 5. Концентрация, % - линии и количество выпавшего Fe, (г/м²/год) - столбики. 1 - 1972 г., 2 - 1978 г., 3 - 1983 г.; 1, П, Ш - пункты

жизни растений почти не изучены. На рис. 6 показано, что содержание титана в атмосферных отложениях в исследуемых пунктах с годами увеличивается. Наблюдается закономерное уменьшение количества от полупустынного пояса к лесному. Коэффициенты обогащения, нормированные по железу КОж, низкие, колеблются в пределах 0,3-2,4 (см. табл. 15). По пунктам различия небольшие. В 1978 г. в лесном пункте отмечено небольшое, очевидно локальное, загрязнение атмосферы титаном. В полупустынном поясе (пункт IV) в 1983 г. наблюдалось значительное повышение содержания его в отложениях. Наибольшее выпадение (табл. 5) титана в Ереване наблюдалось зимой, в Октемберяне - осенью, в Севане и Дилижане - летом.

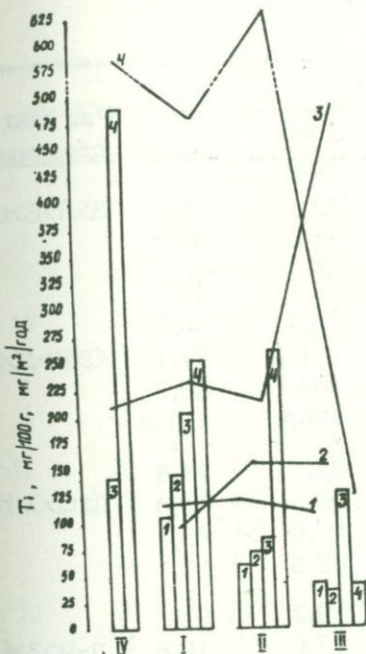


Рис. 6. Концентрация, мг/100 г — линии и количество выпавшего Ti в, мг/м²/год — столбики. 1 — 1970г., 2 — 1972 г., 3 — 1978 г., 4 — 1983 г.; 1,П,Ш,1У — пункты

Марганец. Кларк его в литосфере равняется 0,1. Содержание в почвах колеблется от 0,05 до 0,4% (Виноградов, 1957). По коэффициентам биологического поглощения он относится к Ш ряду — "слабого накопления" (Перельман, 1966). Марганец является одним из важнейших технофильных элементов.

Приведенные на рис. 7 данные показывают, что концентрация марганца (в мг/100 г золы) в атмосферных отложениях в лесном поясе повышена по сравнению с другими пунктами. При расчете на единицу площади (мг/м²) картина изменяется — выпадения его в полупустынном поясе, особенно в пункте 1, более чем в два раза выше, чем в других поясах. В Ереване и Дилижане (пункт Ш) в 1983 г. содержание марганца в атмосферных отложениях было ниже, а в Октемберяне (пункт 1У)

Таблица 5
Выпадение титана по сезонам, мг/м²

Пункт	Сезон	Год				Сред- нее	Ряд (по средним)
		1970	1972	1978	1983		
I	З	29,5	36,8	76,5	55,0	49,4	З>Л>В>О
	В	13,0	41,0	63,6	52,1	42,4	
	Л	43,6	33,5	25,9	88,9	47,9	
	О	20,4	34,2	37,2	58,5	37,6	
IУ	З	-	-	25,7	72,3	49,0	О>В>Л>З
	В	-	-	39,9	114,4	77,1	
	Л	-	-	29,3	103,1	66,2	
	О	-	-	46,9	196,8	121,6	
II	З	3,3	8,5	4,0	81,9	24,4	Л>О>З>В
	В	11,5	17,4	25,8	39,0	23,4	
	Л	18,2	21,9	42,4	97,9	45,1	
	О	26,7	25,3	14,1	42,5	27,1	
III	З	3,7	7,2	22,4	3,2	9,1	Л>В>З>О
	В	14,1	3,7	40,5	17,0	18,8	
	Л	13,7	16,1	53,2	17,1	25,0	
	О	11,3	8,0	11,2	3,8	8,6	

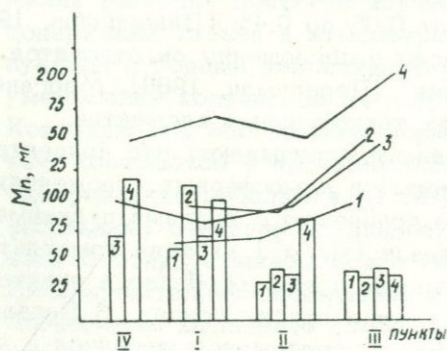


Рис. 7. Концентрация, мг/100г — линии и количество выпавшего Mn, мг/м²/год — столбики. 1 — 1970г., 2 — 1972г., 3 — 1978г., 4 — 1983г., 1, II, III, IУ — пункты

Таблица 6

Выпадение марганца по сезонам, мг/м²

Пункт	Сезон	Г о д				Среднее	Ряд
		1970	1972	1978	1983		
I	З	18,7	33,0	21,3	13,2	21,5	В=Л>З>О
	В	6,1	34,7	20,7	30,1	22,9	
	Л	18,7	20,9	10,1	42,1	22,9	
	О	15,8	24,4	18,6	14,4	18,3	
1У	З	-	-	10,3	21,5	15,9	О>В>Л>З
	В	-	-	18,5	36,0	27,3	
	Л	-	-	13,3	27,1	20,2	
	О	-	-	28,2	33,2	30,7	
П	З	3,9	6,4	2,9	6,9	5,0	Л>В>О>З
	В	7,5	12,2	9,8	27,3	14,2	
	Л	9,4	12,2	14,1	36,0	17,9	
	О	11,9	11,5	10,0	14,1	11,9	
Ш	З	3,7	5,4	5,6	8,1	5,7	О>Л>В>З
	В	12,4	2,9	5,3	7,9	7,1	
	Л	13,2	15,2	10,3	4,9	10,9	
	О	9,3	11,5	20,4	15,9	14,3	

и Севане (пункт П) выше, чем в 1978 г.

Наибольшее выпадение марганца в зависимости от места происходило весной, осенью или летом (табл. 6). Величины КОж (см. табл. 15) небольшие – для пунктов 1У, 1, П колеблются от 2,0 до 2,8. В лесном пункте этот показатель в 1972 и 1978 гг. был вдвое выше. Исходя из показателей КОж можно считать, что содержание марганца в атмосфере в основном имеет природное происхождение, очевидно происходит также временное локальное техногенное загрязнение.

Никель. Кларк его в литосфере равен $5,8 \cdot 10^{-3}\%$, содержание в почвах колеблется в пределах $1,2 \cdot 10^{-3}$ – $7,7 \cdot 10^{-3}\%$, в зо-

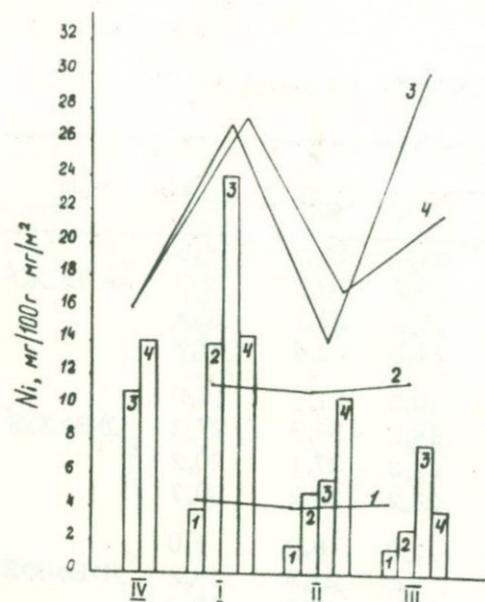


Рис. 8. Концентрация, мг/100 г - линии и количество выпавшего Ni, мг/м² год - столбики. 1 - 1970 г., 2 - 1972 г., 3 - 1978 г., 4 - 1983 г.; 1, П, Ш, IV - пункты

ле растений $\sim 10^{-3}\%$. По коэффициентам поглощения никель относится к ряду "слабого и среднего захвата" (Виноградов, 1957; Перельман, 1966). Роль и значение его в жизни растений почти не изучены. Никель является важным технофильным элементом.

Приведенные на рис. 8 данные показывают, что концентрация никеля повышена в лесном поясе. При расчете на общее количество отложений (г/м²) картина меняется - в подпустынном поясе (пункты 1, IV) количество его в два, три раза выше, чем в других поясах. По годам содержание его в выпадениях меняется.

Величина коэффициента обогащения (табл. 15) в 1978 г. в пунктах 1, IV, П колебалась от 6,2 до 23,0. В 1983 г. этот показатель снизился до 3,7 - 2,1. Очевидно в 1978 г. произошел временный принос никеля извне. Приведенные в табл. 7 данные показывают, что в Ереване наибольшее количество выпа-

Таблица 7

Выпадение никеля по сезонам, мг/м²

Пункт	Сезон	Год				Среднее	Ряд
		1970	1972	1978	1983		
I	З	1,7	5,6	7,7	4,3	4,8	З>В>О>Л
	В	0,3	3,0	6,9	3,8	3,5	
	Л	0,6	2,5	2,9	3,7	2,4	
	О	1,3	2,9	6,6	2,5	3,3	
IУ	З	-	-	1,8	2,7	2,2	О>В>Л>З
	В	-	-	3,1	4,4	3,7	
	Л	-	-	2,2	2,9	2,5	
	О	-	-	4,0	4,2	4,1	
П	З	0,2	0,8	0,4	0,6	1,0	В>Л>О>З
	В	0,5	2,2	1,7	6,6	2,7	
	Л	0,6	0,9	1,8	2,3	1,4	
	О	0,5	1,2	1,6	1,2	1,1	
Ш	З	0,2	0,9	1,8	0,4	0,8	Л=В>О>З
	В	0,4	0,4	2,4	0,7	1,0	
	Л	0,7	0,8	1,8	0,7	1,0	
	О	0,3	0,6	2,0	2,3	1,3	

дений никеля наблюдалось зимой, в других пунктах в это время года оно было наименьшим.

Медь. Кларк его в литосфере составляет $1,47 \cdot 10^{-3}$. Содержание в разных почвах колеблется в пределах $5 \cdot 10^{-4}$ – $7,3 \cdot 10^{-3}\%$ (Виноградов, 1957), а в почвах Армении $5,0 \cdot 10^{-3}$ – $0,1\%$ (Кашун, 1972). По коэффициентам биологического поглощения медь относится к III ряду – "слабого накопления и среднего захвата" (Перельман, 1966). Медь является важным питательным элементом для растений – она является одним из древнейших технофильных элементов.

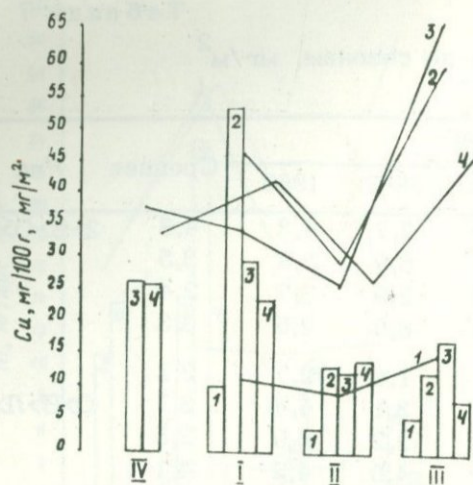


Рис. 9. Концентрация, мг/100г - линии и количество выпавшего Cu, мг/м²/год - столбики. 1-1970г., 2-1972г., 3-1978г., 4-1983 г.; 1, П, Ш, 1У- пункты

Концентрация меди в атмосферных отложениях (рис. 9) в лесном пункте повышена по сравнению с другими, но при расчете на 1м² содержание его ниже, чем в полупустынном поясе. По сравнению с 1970 г. выпадение меди в 1972 и 1978 гг. несколько возросло. В 1983 г. оно было несколько ниже, чем в 1978 г., за исключением пункта П (Севан). Величины КОж (табл. 15) показали значительное обогащение атмосферы этим элементом во всех пунктах. В 1972 и 1978 гг. коэффициенты колебались в пределах 58-109, в 1983 г. показатели эти снизились до 13,9 - 21,7. Обогащение атмосферы медью отмечено также в Сихоте-Алинском биосферном заповеднике, где величины КОж составили 111-179 (Елпатьевский, Нестеров, 1983). Очевидно, загрязнение атмосферы медью имеет в основном глобальный характер. По годам наблюдаются значительные изменения.

В табл. 8 показано распределение выпадений меди по сезонам. Наибольшее количество его в Ереване (пункт 1) выпало зимой, в других пунктах зимой и весной оно наименьшее.

Свинец. Кларк его в литосфере $1,6 \cdot 10^{-3}$. Содержание в почвах колеблется в пределах $2,6 \cdot 10^{-4}$ - $4,3 \cdot 10^{-3}$, в золе

Таблица 8

Выпадение меди по сезонам, мг/м^2

Пункт	Сезон	Год				Среднее	Ряд
		1970	1972	1978	1983		
1	З	3,2	15,4	7,2	4,5	7,6	З>В=Л>О
	В	1,2	13,6	9,0	5,9	7,4	
	Л	3,7	11,5	5,2	9,4	7,4	
	О	2,0	12,0	7,7	3,6	6,3	
1У	З	-	-	4,2	4,4	4,3	О>В>Л>З
	В	-	-	7,5	6,4	6,9	
	Л	-	-	4,8	7,4	6,1	
	О	-	-	9,4	8,4	8,9	
П	З	0,6	2,6	0,9	1,5	1,4	В>Л=О>З
	В	1,0	3,0	2,9	5,0	3,0	
	Л	1,0	3,3	2,7	4,6	2,9	
	О	1,1	4,3	3,2	3,0	2,9	
Ш	З	0,9	4,4	4,2	1,6	2,8	Л>З>О>В
	В	1,5	1,1	3,7	2,2	2,1	
	Л	1,9	3,8	5,6	1,8	3,2	
	О	1,0	2,8	3,5	2,6	2,3	

растений - в пределах $10^{-4}\%$. Роль и значение свинца в жизни растений почти не исследованы. По коэффициенту биологического поглощения он отнесен к У ряду элементов "слабого и очень слабого захвата" (Перельман, 1966; Виноградов, 1957). Свинец считается одним из основных токсических элементов, включенных в программу исследований по глобальному мониторингу. Исследования показали, что в фоновых территориях Западной Европы, Северной Америки, Европейской и Азиатской части СССР, выпадения свинца составили в среднем соответственно: 7,0-4,9-3,2-1,3 $\text{мг/м}^2/\text{год}$ (Ровинский и др., 1986). В Польше в различных почвенно-климатических

Таблица 9²

Выпадение свинца по сезонам, мг/м²

Пункт	Сезон	Год				Среднее	Ряд
		1970	1972	1978	1983		
I	З	1,2	9,0	5,1	31,9	11,8	Л>З>О>В
	В	0,7	7,3	7,7	8,9	6,4	
	Л	2,8	4,6	4,6	53,8	16,4	
	О	1,1	5,6	9,8	12,6	7,2	
IУ	З	-	-	7,7	11,8	9,7	О>В>Л>З
	В	-	-	12,8	17,5	15,1	
	Л	-	-	7,8	21,7	14,7	
	О	-	-	13,1	23,5	18,3	
П	З	0,6	3,4	1,3	4,6	2,4	В>Л>О>З
	В	1,0	4,5	1,8	23,4	7,6	
	Л	1,1	4,4	3,8	9,4	4,6	
	О	0,3	3,3	2,7	10,7	4,3	
Ш	З	0,5	4,3	2,9	2,4	2,5	О>Л>В=З
	В	1,3	1,0	2,5	5,7	2,6	
	Л	1,5	5,8	6,8	4,2	4,5	
	О	0,6	4,0	5,1	9,4	4,7	

условиях годовые выпадения свинца с осадками + сухими выпадениями колебались от 13,5 до 5,1 мг/м²/год (Хрыневич, 1986, табл. 3,4).

Наши данные (рис. 10, табл. 9) показывают, что выпадения свинца в атмосферных отложениях находятся в тех же пределах. Содержание его в атмосфере с годами повышается. Особенно резко оно повысилось в 1983 г. в пунктах I, IУ и П. При расчете на 1 м² выпадение свинца закономерно снижается от полупустынного пояса к лесному. Колебания по сезонам (табл. 9) зависят от климатических условий года; так, в пунктах П, Ш и IУ наибольшие выпадения отмечены в осенне-весенний период, а в пункте I – летом и зимой.

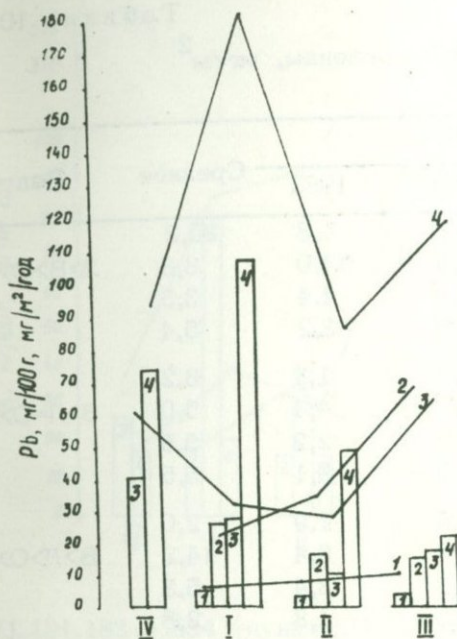


Рис. 10. Концентрация, мг/100г - линии и количество выпавшего Pb, мг/м²/год - столбики. 1 - 1970г., 2 - 1972г., 3 - 1978г., 4 - 1983г.; 1, П, Ш, IV - пункты

Коэффициенты КОж (табл.15) указывают на значительное обогащение атмосферы свинцом - КОж колеблется от 29 до 116. Елпатьевский и Нестеров (1983) также указывают на значительное загрязнение атмосферы свинцом в Сихоте-Алинском заповеднике. Таким образом, загрязнение атмосферы свинцом имеет как региональный, так и глобальный характер.

Бор. Кларк его в литосфере составляет $1,2 \cdot 10^{-3}$. Содержание его в разных почвах колеблется в пределах $2,1 \cdot 10^{-4}$ - $1,2 \cdot 10^{-3}\%$ (Виноградов, 1957), а в почвах Армянской ССР несколько выше - $3,5 \cdot 10^{-3}$ - $2,9 \cdot 10^{-2}\%$ (Кашун, 1972). Содержание в золе растений - $1 \cdot 10^{-2}$ - $1 \cdot 10^{-3}\%$. Бор необходим для растений и по коэффициентам биологического поглощения относится к ряду "сильно накапливаемых" элементов. Бор добавляется к удобрениям, главным образом под сахарную свеклу, табак. Он является технофильным элементом.

Таблица 10

Выпадение бора по сезонам, мг/м²

Пункт	Сезон	Год			Среднее	Ряд
		1972	1978	1983		
1	З	0,9	58,0	1,8	20,2	З>В>О>Л
	В	3,8	10,6	12,0	8,8	
	Л	4,2	1,9	4,4	3,5	
	О	4,1	9,0	3,2	5,4	
1У	З	-	11,3	1,1	6,2	З>Л=О>В
	В	-	5,7	4,4	5,0	
	Л	-	8,8	2,2	5,5	
	О	-	1,9	9,1	5,5	
П	З	2,6	1,5	1,9	2,0	В>Л>О>З
	В	11,6	24,6	6,4	14,2	
	Л	1,3	11,1	3,4	5,3	
	О	1,5	2,3	4,8	2,8	
Ш	З	2,3	13,6	0,6	5,5	В>З>О>Л
	В	0,3	61,4	1,2	21,0	
	Л	1,3	2,1	5,7	3,0	
	О	0,8	1,1	8,9	3,6	

Приведенные в табл. 10 и рис. 11 данные показывают, что в 1978 г. наблюдалось значительное повышение количества бора в приземной атмосфере по сравнению с 1972 г. Особенно резкое увеличение бора в отложениях было отмечено в Ереване (пункт 1) и Дилижане (пункт Ш). Концентрация его в мг/100г золы в полупустынном поясе была ниже, чем в степном и лесном. В 1983 г. количество бора во всех пунктах снизилось почти до уровня 1972 г. Наибольшее выпадение бора в пунктах 1 и 1У отмечено зимой, в других - весной. Коэффициенты обогащения атмосферы бором высокие, в 1972г. КОж составили по пунктам (без 1У) 36, 84 и 54, в 1978г. -

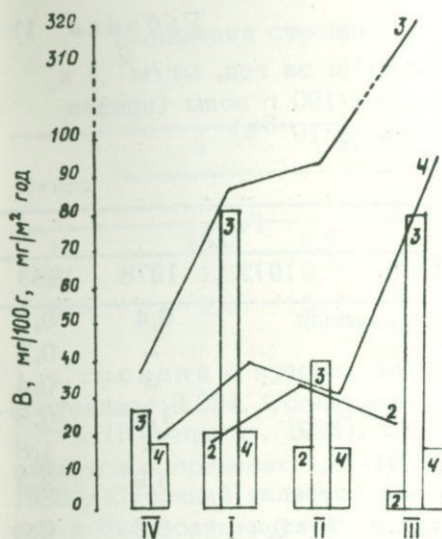


Рис. 11. Концентрация, мг/100г - линии и количество выпавшего В, мг/м²/год - столбики. 2 - 1972г., 3 - 1978 г., 4 - 1983 г.; 1, П, Ш, IV - пункты

71,191,183 и 594 (пункт Ш). В 1983г. величины КОж колебались от 10,9 до 45,4 (табл. 15). Можно предположить, что в 1978г. произошел приток бора извне в региональном масштабе.

Олово. Кларк его в литосфере составляет $2,5 \cdot 10^{-4}$. Содержание в различных почвах колеблется в пределах $1,2 \cdot 10^{-3}$ - $5,1 \cdot 10^{-3}\%$ (Виноградов, 1957, Перельман, 1966). Олово - технофильный элемент, значение его в жизни растений почти не изучено. Приведенные в табл. 11 данные показывают, что в 1970 г. он обнаруживался только в образцах, собранных зимой, а уже с 1972 г. наблюдался во всех образцах.

В 1978 и 1983 гг. содержание олова во всех пунктах было в 2-3 раза выше, чем в 1972г. По коэффициентам обогащения наблюдается значительное различие по пунктам; так, КОж в пункте I равнялся 8-13, в пункте Ш - 92-34, а в пункте П в 1972 г. - 669. Такое резкое повышение имело временный характер, т.к. в 1978 г. КОж олова здесь снизился до 42 (табл. 15). В 1983 г. величины КОж во всех пунктах колебались в пределах 6,6-8,3.

Таблица 11

Выпадения олова (по сезонам и за год, мг/м^2) и
средняя концентрация его в мг/100 г золы (предел
обнаружения $\sim 3 \cdot 10^{-3}\%$)

Пункт	Сезон	Показатель	Год			
			1970	1972	1978	1983
1У	З	мг/м^2	не определяли		0,4	0,3
	В				-	0,5
	Л				-	0,4
	О				1,0	0,6
	за год				-	1,8
		мг/100г			3,9	2,3
1	З	мг/м^2	не опр.	0,4	3,3	0,3
	В			0,3	0,3	0,4
	Л			0,2	0,4	0,6
	О			0,2	не обн.	0,2
	за год			1,1	4,0	1,5
		мг/100г		1,0	1,2	2,7
П	З	мг/м^2	0,1	0,5	0,2	0,1
	В		0,02	30,5	1,5	0,5
	Л		не обн.	0,1	0,1	0,4
	О		не обн.	0,1	0,1	0,3
	за год		0,12	31,3	1,9	1,3
		мг/100г	1,2	-	4,4	2,4
Ш	З	мг/м^2	не обн.	0,8	0,1	0,1
	В		не обн.	0,2	0,6	0,2
	Л		не обн.	0,4	0,1	0,1
	О		не обн.	0,2	0,1	0,1
	за год		-	1,6	0,9	0,5
		мг/100г		8,3	3,8	2,9

Таблица 12

Выпадения стронция, мг/м^2 по сезонам и за год
(1970г.)

Пункт	З	В	Л	О	За год	Концентрация, %
	мг/м^2					
1	15,0	5,0	15,0	15,0	50,0	0,051
П	1,6	2,7	3,9	5,6	14,0	0,029
Ш	2,0	3,8	3,9	2,6	12,0	0,034

Стронций в природе довольно распространен, кларк его составляет 0,034. Содержание в золе растений $n \cdot 10^{-1} - n \cdot 10^{-2}\%$ (Перельман, 1966). Содержание в почвах Армении колеблется в пределах $1,27 \cdot 10^{-2} - 8,8 \cdot 10^{-2}\%$ (Аветисян, Ананян, 1980). Стронций является аналогом кальция и сопровождает его в биогеохимической миграции.

Физиологическая роль его не совсем выяснена – очевидно, она сводится к частичной замене им кальция в растениях. По коэффициентам биологического поглощения стронций относится ко II ряду – “сильно накапливаемых” элементов.

Содержание стронция в атмосферных отложениях (табл. 12) изменяется в зависимости от природных поясов. Наибольшее выпадение его отмечается в полупустынном поясе (Ереван), наименьшее в лесном. Наблюдаются также изменения по сезонам. Концентрация его в пунктах П и Ш не превышает кларк, в Ереване она несколько выше – $Ок = 2$ (табл. 16).

Кобальт. Кларк в литосфере равен $1,8 \cdot 10^{-3}$, содержание в золе растений – $n \cdot 10^{-3} - n \cdot 10^{-4}\%$. В разных почвах колеблется в пределах $1,5 \cdot 10^{-4} - 1,5 \cdot 10^{-3}\%$ (Перельман, 1966; Виноградов, 1957). В почвах АрмССР содержится от $3,0 \cdot 10^{-3}$ до $2,4 \cdot 10^{-2}\%$ (Кашун, 1972). Известно, что недостаток кобальта в кормах вызывает эндемическую болезнь животных. Поэтому в ряде мест вносят в почву с удобрениями. По коэффициенту биологического поглощения он относится к III ряду – “слабого накопления и среднего захвата”.

Таблица 13

Выпадения кобальта, рубидия, лития по сезонам и за год (1970г.)

Элемент	Пункт	мг/м ²				Концентра-	
		З	В	Л	О	за год	ция, % 10 ⁻³
Co	1	0,25	0,08	0,25	0,11	0,69	0,75
	П	0,03	0,05	0,09	0,09	0,26	0,55
	Ш	0,02	0,06	0,07	0,05	0,20	0,50
Rb	1	0,49	0,40	1,24	0,59	2,72	3,0
	П	0,42	0,37	0,37	0,39	1,74	3,0
	Ш	0,09	0,56	0,31	0,38	1,34	3,2
Li	1	0,98	0,39	1,24	0,95	3,56	3,9
	П	0,59	0,69	0,53	1,11	2,92	5,3
	Ш	0,09	0,54	0,33	0,38	1,38	3,3

Данные, приведенные в табл. 13, показывают, что выпадения кобальта уменьшаются от полупустынного пояса к лесному. По сезонам отмечается различие: наименьшее выпадение его в пунктах П и Ш зимой, а в 1 – весной. Ок составляет 0,3–0,4, т.е. ниже кларка.

Рубидий и литий являются редкими щелочными элементами. Рубидий – химический аналог калия, литий – натрия. Рубидий, как и калий, обладает радиоактивностью. Кларк рубидия в литосфере $1,5 \cdot 10^{-2}$, лития – $3,2 \cdot 10^{-3}$. Содержание их в почвах Армянской ССР колеблется в пределах: рубидий – $4,0 \cdot 10^{-3}$ – $7,7 \cdot 10^{-3}\%$; литий – $1,8 \cdot 10^{-3}$ – $5,1 \cdot 10^{-3}\%$ (Араратян, Анамян, 1978). Технофильность их пока слабая. Считается, что они относятся к циклическим элементам, приносимым морскими ветрами. В атмосферных осадках (табл. 13) содержание лития несколько больше, чем рубидия. Выпадение их уменьшается от полупустынного пояса к лесному. Распределение по сезонам изменяется – в полупустынном поясе (Ереван) наибольшее количество отмечается летом, в других – осенью и вес-

Таблица 14

Количество отложений и доля макро- и микроэлементов в них

Пункт	Отложения, г/м ² /год	Сумма эле-	Са, %	Микроэлементы, %	Остаток, г/м ² /год
		ментов, % г/м ² /год			
1	89,6	$\frac{20,9}{18,8}$	12,5	0,49	70,8
П	46,5	$\frac{19,3}{9,0}$	8,0	0,54	37,5
Ш	30,5	$\frac{20,3}{6,2}$	10,9	0,54	24,3

ной. Более подробно этот вопрос рассмотрен в работе Анян, Араратяна (1978). Ок для рубидия составляет 0,2, а для лития - 1-2 (табл. 16).

2. Обсуждение результатов

Исследования показали, что определенные нами элементы составляют 19,3-20,9% от общего количества атмосферных отложений, из них 8,0-12,5% - кальций. Микроэлементы составили десятые доли процента (табл. 14). Преобладающей частью атмосферных отложений являются силикатные материалы.

Макроэлементы по содержанию в атмосферных отложениях во всех пунктах составили ряд: Са>Мg>Fe>К>Na. Такое соотношение макроэлементов свойственно для континентальных воздушных масс (Елпатьевский, Нестеров, 1983; Давтян, Варданян, 1976).

Коэффициенты КОж, Ок (табл. 15, 16) показывают, что заметного обогащения макроэлементов, за исключением Са, не наблюдается. Концентрации их в атмосфере имеют в основ-

ном естественный уровень и характеризуют данный почвенно-климатический пояс.

Микроэлементы по содержанию в отложениях имеют следующую последовательность в зависимости от природных и техногенных условий:

Пункт I - $Ti > Mn > Sr > Pb > B > Cu > Ni > Li > Rb > Sn > Co$

Пункт II - $Ti > Mn > B > Pb > Sr > Cu > Ni > Li > Rb > Sn > Co$

Пункт III - $Ti > Mn > B > Pb > Sr > Cu > Ni > Li > Rb > Sn > Co$

Из ряда микроэлементов Ti , Sr , Rb , Co , Mn , Ni имеют низкие коэффициенты обогащения, следовательно, содержание их в атмосферных отложениях в основном обусловлено почвенно-климатическими условиями региона. Повышение концентрации Cu , Pb , B и Sn по годам связано, очевидно, с техногенными факторами локального или регионального масштаба.

Другой ряд микроэлементов Cu , Pb , B , Sn показывает высокие показатели коэффициентов обогащения, причем в отдельные годы наблюдались резкие аномальные повышения их содержания в атмосферных отложениях. Елпатьевский, Нестеров (1983) показали, что атмосферные осадки Сихоте-Алинского заповедника также обогащены тяжелыми элементами. Об этом свидетельствуют высокие КОж, которые для Cu составили в жидкой фазе дождя 179, Pb - 727, Mn - 17. Таким образом, в регионах, расположенных на расстоянии нескольких тысяч километров и имеющих различные природные условия, выяснилась одинаковая закономерность в отношении загрязнения атмосферы этими микроэлементами. Предполагается, что многие тяжелые элементы, как например Zn , Pb , Cu , Cd , Hg , поступают в атмосферу в тонкодисперсном состоянии и газовой фазе, что обеспечивает их длительное пребывание в атмосфере, в результате чего они разносятся на большие пространства. Очевидно, это относится не только к тяжелым металлам, но и к таким элементам, как бор. Загрязнение ими имеет глобальный масштаб.

Большинство исследователей считает, что обогащение атмосферы тяжелыми металлами связано не только с техногенным загрязнением, они могут быть естественного происхождения, главным образом в результате вулканизма и продуцирования их растениями с транспирационной водой и летучими выделениями.

Таблица 15

Коэффициенты обогащения, нормированные по железу (КОж)

Пункт, год	1У - Октем- берян		1 - Ереван			П - Севан			Ш - Дилижан		
Элемент	1978	1983	1972	1978	1983	1972	1978	1983	1972	1978	1983
Ca	5,9	-	9,1	12,5	-	13,1	9,4	-	10,6	7,6	-
Mg	2,0	-	3,3	2,5	-	3,9	2,5	-	5,5	2,0	-
K	0,4	-	1,1	1,4	-	1,2	0,6	-	1,7	1,5	-
Na	0,6	-	-	1,1	-	-	1,1	-	-	1,8	-
Ti	1,1	0,9	0,5	1,4	0,8	1,1	1,1	0,5	0,7	2,4	0,3
Mn	2,2	1,8	2,0	2,2	1,3	2,8	2,2	1,2	4,2	4,1	1,2
Ni	6,2	2,2	4,2	14,3	3,7	5,7	23,0	2,3	22,0	11,7	2,1
Cu	57,8	16,9	65,0	61,0	21,7	61,3	41,8	13,9	109,0	98,0	17,8
Pb	86,7	43,5	29,0	53,0	91,0	65,8	40,7	41,7	116,0	89,0	43,4
B	71,0	10,9	36,0	191,0	25,6	84,4	181,0	20,4	54,0	594,0	45,4
Sn	36,0	6,7	8,3	12,9	8,3	669,0	42,0	7,7	92,0	34,0	6,6

Таблица 16

Показатель "отношение к кларку" (ОК)

Пункт, 1У - Ок- год темберян	I - Ереван						II - Севан				III - Дилижан			
	1978	1983	1970	1972	1978	1983	1970	1972	1978	1983	1970	1972	1978	1983
Эле- мент														
Ca	3,0	-	4,0	4,0	4,0	-	4,0	4,0	4,0	-	4,0	4,0	3,0	-
Mg	0,9	-	2,0	2,0	0,9	-	2,0	1,0	1,0	-	3,0	2,0	0,9	-
K	0,2	-	0,3	0,5	0,5	-	0,4	0,4	0,2	-	0,6	0,6	0,7	-
Na	0,3	-	0,2	-	0,4	-	0,3	-	0,5	-	0,4	-	0,8	-
Fe	0,4	1,4	-	0,5	0,4	1,3	-	0,3	0,4	1,3	-	0,4	0,4	1,8
Ti	0,5	1,3	0,3	0,2	0,5	1,1	0,3	0,3	0,5	1,4	0,2	0,2	1,0	0,5
Sr			2,0				0,9				1,0			
Rb			0,2				0,2				0,2			
Li			1,0				2,0				1,0			
Co			0,4				0,3				0,3			
Mn	1,0	1,5	0,6	0,9	0,8	1,7	0,7	0,9	0,9	1,5	1,0	2,0	2,0	2,0
Ni	3,0	3,0	0,8	2,0	5,0	4,8	0,7	2,0	2,0	3,0	0,8	8,0	5,0	3,8
Cu	25,0	23,0	8,0	32,0	23,0	27,3	6,0	20,0	17,0	17,0	10,0	39,0	44,0	31,0
Pb	38,0	89,0	4,0	14,0	20,0	113,0	5,0	21,0	17,0	53,0	6,0	42,0	40,0	75,0
B	31,0	15,0	-	18,0	11,0	33,0	-	27,0	77,0	26,0	-	20,0	265,0	78,0
Sn	16,0	9,0	не обн.	4,0	5,0	10,8	не обн.	216,0	18,0	10,0	не обн.	33,0	15,0	12,0

Наши данные за 1970, 1972, 1978 и 1983 гг. показывают явную тенденцию к повышению содержания Ni , Cu , Pb , Sn и V в атмосферных отложениях во всех пунктах. Это указывает на техногенное загрязнение атмосферы этими элементами.

В распределении химических элементов в атмосферных отложениях наблюдается четкая закономерность – количество выпавших на единицу площади (г, мг/м^2) макро- и микро-элементов снижается от полупустынного к горно-степному и лесному поясам (рис. 4-11). Аналогичная закономерность отмечена также Габриеляном (1973), Давтяном, Варданян (1976). Эти данные подтверждают результаты наших предыдущих исследований (Ананян, 1983; Ананян, Араратян, 1984), а также приведенные в данной работе результаты, показавшие, что величины суммарных отложений (осадки + пылевые отложения) закономерно снижаются с увеличением количества атмосферных осадков от полупустынного к лесному поясам. Рассчитанные коэффициенты запыленности K_3 выявили ту же закономерность. Наибольшей чистотой воздуха отличается пункт Ш (Дилижан). Если принять за единицу содержание элементов в этом пункте, то получим следующую картину (табл. 17): в Ереване (пункт 1) содержание элементов в атмосферных отложениях в 1,8-4,1 раза больше, чем в Дилижане. Сравнивая Ереван и Октемберян (пункт 1У), расположенные в полупустынном поясе, видим, что в период до 1978 г. содержание химических элементов в атмосфере города Октемберян было сравнительно ниже, а в 1983 г. значительно увеличилось.

Приведенные в табл. 4-10 данные показывают, что характер распределения элементов в отложениях по сезонам в Ереване отличается от других пунктов. По количеству выпадений зима здесь, в большинстве случаев, стоит на первом месте в ряду, в других пунктах – на последнем. Это явление рассмотрено в разделе П.

Рассматривая кривые концентраций элементов в атмосферных отложениях (%, мг/100 г золы), видим (рис. 4-11), что в лесном поясе они, как правило, повышаются относительно горно-степного и полупустынного поясов. Наблюдается кажущееся противоречие – наименьшее количество выпадений в

Таблица 17

Относительное количество выпадений макро- и микро-элементов. За единицу принят пункт Ш. По усредненным многолетним данным и отдельным годам

Элемент	Пункт		
	1	1У	П
Ca	3,5	1,6	1,4
Mg	2,3	1,1	1,2
K	2,3	0,6	1,0
Na	1,8	1,3	1,2
Fe	3,0	3,9	1,9
Ti	2,9	5,1	1,9
Mn	2,2	2,5	1,3
Ni	3,5	5,7	1,6
Cu	2,7	2,4	0,9
Pb	2,9	4,0	1,6
B	1,8	1,1	1,1
Sn	2,2	1,8	1,1
Sr	4,2	-	1,2
Co	3,4	-	1,3
Rb	2,7	-	2,2
Li	2,6	-	2,1

расчете на единицу площади при сравнительно повышенной концентрации на вес золы. В настоящее время установлены факты, показывающие, что растения при транспирации выделяют в атмосферу сложную дисперсную систему, состоящую из молекул воды, газообразных веществ и ионно-солевых частиц. Немерюк (1970), Ахмедсафин и др. (1978) показали, что химический состав атмосферных осадков над материками, в частности, соотношение ионов, больше соответствует химизму транспирационных вод, полученных из дикорастущих и культурных растений, чем атмосферных осадков над морями и океанами. Показано также (Ковда, Керженцев, 1980), что после прохождения над пологом леса газовой волны, в резуль-

тате жизнедеятельности растений, происходит вторичное загрязнение воздуха. В работе американских геохимиков (цитировано по Бондареву, 1981) показано, что в летучих выделениях сосны, дугласии и ели присутствуют 25 элементов, в том числе и тяжелых — Pb, Hg, Ag, Bi, Cd и др. Определенную роль в атмосферной миграции элементов играют также пыльца и споры растений, содержание которых в атмосфере над лесными массивами выше, чем в безлесных районах. Наблюдения, проведенные в Польше /Хрыневич, 1986/, показали, что самые высокие концентрации металлов наблюдались при сильных ветрах, дующих с больших лесных массивов, где нет источников загрязнения.

Итак, при транспирации за счет летучих выделений растений и путем рассеивания спор, пыльцы в атмосферу продуцируются фитогенные аэрозоли, т.е. происходит, согласно Бондареву /1981/, фитогенная денудация. В лесных районах, где запыленность воздуха низкая (по нашим данным $K_3 = 0,05$), фитогенные аэрозоли восполняют недостаток ядер конденсации, тем самым стимулируя выпадение атмосферных осадков.

Следовательно, повышенная концентрация элементов в атмосферных отложениях в лесном поясе может быть объяснена наличием фитогенной денудации, которая здесь происходит более интенсивно, чем на безлесных территориях. Безусловно, имеет место также и привнос химических веществ извне атмосферными течениями, подтверждением чего являются пики в содержании того или иного элемента в отдельные годы.

У. РАДИОАКТИВНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ

1. Изменение уровня радиоактивности почв

Испытания ядерного оружия привели к глобальному загрязнению внешней среды радиоактивными продуктами деления. В результате особенностей стратосферного и тропосферного переноса максимумы загрязнения оказались в обоих полушариях на широте $40-50^\circ$, при этом в северном полушарии уровень загрязнения в 3-4 раза выше, чем в южном (Лавренчик, 1965; Радиоактивное загрязнение внешней среды, 1962; Павлоцкая и др., 1970; Полякоз, 1970).

Наблюдения над выпадениями проводили в полевых условиях измерением уровня радиоактивности почв. Регистрацию производили радиометром ПГР, детекторами β - γ -излучения. При измерении β -активности поверхностного и нижележащих (на глубине 5, 20, 40 см) слоев почвы получены четкие различия, в то время как при регистрации γ -излучения резких изменений не наблюдалось. На это обстоятельство указывает также Баранов (1956).

Естественные радиоактивные элементы в толще почвы распределены сравнительно равномерно, постепенно снижаясь или увеличиваясь к горизонту С (Ананян, Аветисян, 1964). Продукты же деления в основном задерживаются в поверхностном слое почв толщиной 5 см. То количество ^{90}Sr и ^{137}Cs , которое проникло на глубину 20 или более сантиметров, в 1962-1964 гг. было незначительно и не оказывало существенного влияния на величину естественного уровня радиации. Вклад их находился в пределах чувствительности прибора. Исходя из этого мы с некоторой долей условности приняли интенсивность

излучения на глубине 20 и 40 см (в 1970 г.) за естественный уровень.

Радиометрические измерения производили по трем вертикальным профилям и другим (не входящим в профили) пунктам Армянской ССР.

Профиль 1 (рис. 12) – в направлении на северо-восток от Еревана, имеет протяженность около 150 км. Профиль охватывает основные почвенно-климатические пояса от 1000 до 2000 м над уровнем моря. Здесь чередуются бурые (пункт 1), каштановые (2), черноземные (3,4,5), горно-луговые (6), затем за перевалом лесные (7) и далее темно-каштановые (8) почвы.

Профиль П (рис. 13) – южный склон горы Арагац, имеет резкий перепад высот от 1000 м до 3250 м н. у. м., при протяженности не более 50 км. Наблюдается следующее чередование почв: бурые (пункт 1, общий с профилем 1), каштановые (9), черноземные (10) и горно-луговые (11).

Профиль Ш (рис. 14) – северный склон Гегамского хребта, имеет протяженность около 20 км. Здесь чередуются почвы: темно-каштановая (12), черноземная (13) и горно-луговая (14).

Как видно из полученных данных, естественный уровень β -излучения (на глубине 20,40 см) колебался в пределах 7–18 мкр/ч. Изменения по годам незначительные. Естественный уровень радиоактивности не изменяется с повышением местности над уровнем моря и увеличением количества осадков. Наивысший уровень естественного γ -фона установлен для Ш профиля (15–18 мкр/ч). Примерно такой же уровень (9–22 мкр/ч) отмечается и для почв Киевской и Полтавской областей (Гродзинский, 1965).

В поверхностном слое почв уровень радиоактивности изменился. Наблюдается увеличение β -активности почв с повышением местности над уровнем моря и увеличением количества осадков. Максимальные уровни загрязнения почвы продуктами деления отмечены в 1963 г. в период проведения мощных ядерных испытаний, совпавших с необычным обилием осадков. Приведенные в табл. 18 данные показывают, что между вели-

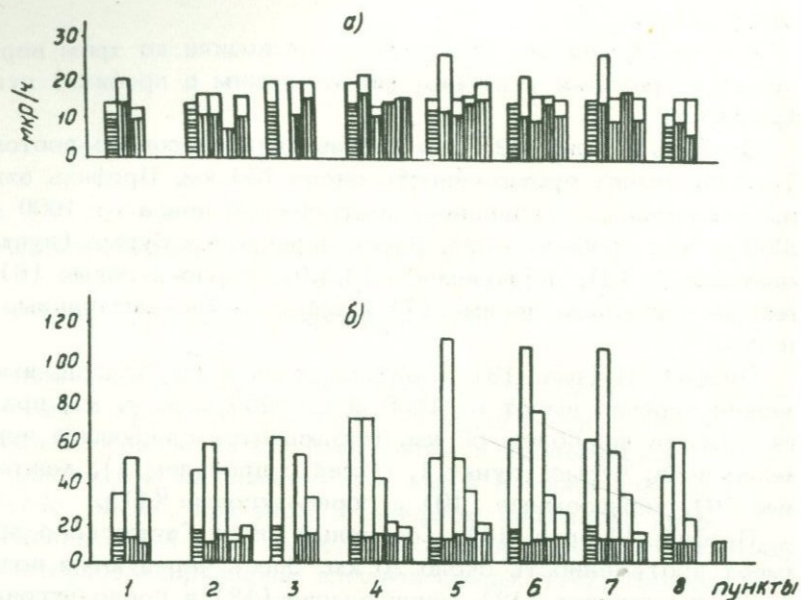


Рис. 12. Уровень γ -излучения (а) и β -частиц (б). Профиль 1. Первые 4 столбика – последовательно 1962–1965 гг. и 1970 г. Без штриховки – измерения произведены на поверхности почвы; штриховка – в 1962 г. на глубине 5 см, в 1963–1965 гг. – 20 см, в 1970 г. – 40 см

чиной β -активности на поверхности почв и количеством атмосферных осадков (по средним многолетним) для профиля 1 обнаружена тесная положительная корреляция. Высокие значения коэффициентов корреляции в 1960, 1962 гг. установлены также на юге Европейской части СССР в различных ландшафтных зонах (Курганская, Брендаков, 1971).

В 1970 г. измерения производили в тех же пунктах на поверхности почв и на глубине 40 см. Результаты показали, что в ряде пунктов уровень β - γ -активности значительно снизился и лишь несколько превышал естественный фон. Зависимости

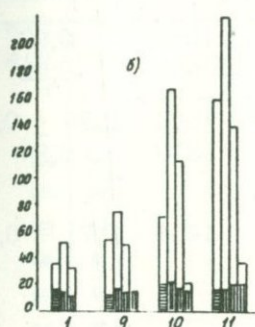


Рис. 13. Уровень γ -излучения (а) и β -частиц (б). Профиль П. (обозначения те же, что и к рис. 12)

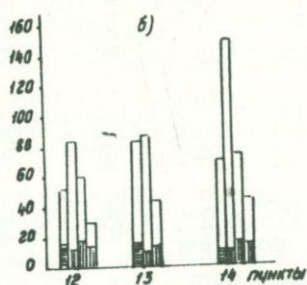
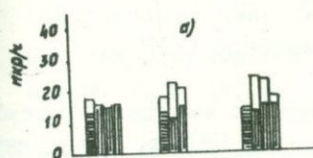


Рис. 14. Уровень γ -излучения (а) и β -частиц (б). Профиль Ш. (обозначения те же, что и к рис. 12)

Таблица 18

Связь между количеством осадков и содержанием радионуклидов в почвах

Показатели	Год	Коэффициент корреляции
Осадки – радионуклиды в почвах юга Европейской части СССР	1960	0,90*
	1962	0,92*
Осадки – радионуклиды в почвах 1 про- филя АрмССР	1963	0,80 ± 0,19
	1970	0,39
Осадки (1963–1964), содержание ^{137}Cs в различных почвах АрмССР	1964	0,71 + 0,21

* Курганская, Брендаков, 1971.

между уровнем β -активности и количеством атмосферных осадков уже не наблюдалось (табл. 18).

2. Радиоактивность атмосферных отложений (выпаждений) в различных природных условиях Армянской ССР

Изучения радиоактивности атмосферных выпадений (отложений) начаты с весны 1968 г. в трех, а с 1967 г. в 4 пунктах. Суммарная β -активность атмосферных отложений колебалась за исследуемый период в пределах 0, п – п кБк/м²/год (рис. 15). Наивысший уровень загрязнения наблюдался в 1970 и 1971 гг.

По данным Корчака и Зайдман (1973) по сравнению с 1967–1968 гг. в 1969–1970 гг. уровень глобальной радиоактивности увеличился в 3,5 раз.

Исследования Малахова и др. (1972) показали, что начиная со второй половины 1968 г. практически весь ^{137}Cs и ^{90}Sr в приземном слое воздуха в северном полушарии был обусловлен новыми термоядерными взрывами, проводимыми Францией

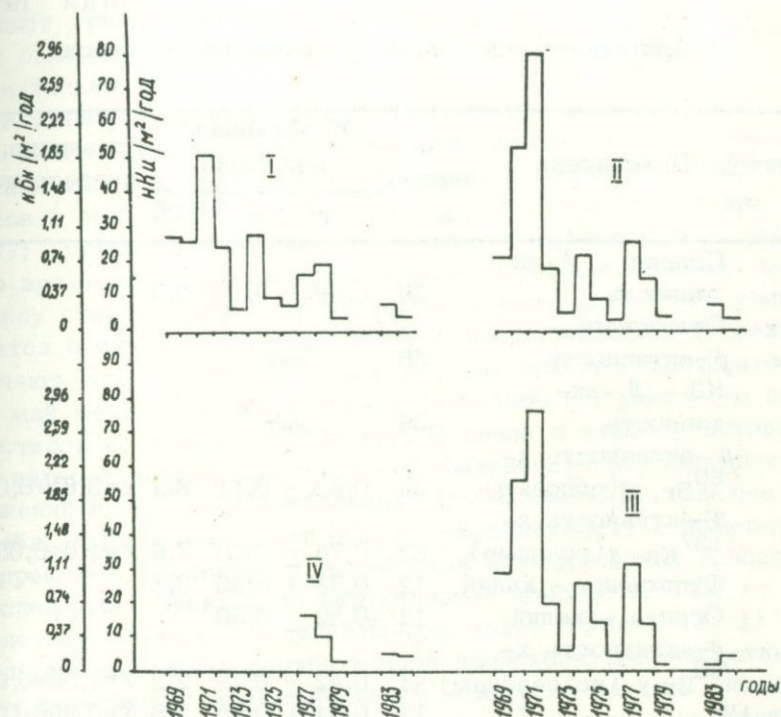


Рис. 15. Суммарная β -активность атмосферных отложений. 1, П, Ш, 1У - пункты.

и Китаем. В результате этого запасы ^{90}Sr в стратосфере и его годовые выпадения в 1968-1970 гг. оставались практически постоянными.

Наши исследования показали, что в 1970 и 1971 гг. (рис. 15, табл. 19) наблюдается четкая зональность - суммарная β -активность увеличивается от полупустынного пояса к лесному, в том же направлении, в каком увеличивается количество атмосферных осадков. С 1972 г. уровень загрязнения атмосферных осадков начал снижаться. Различия по количеству осадков по пунктам значительные, но по β -активности не-

Таблица 19

Коэффициенты корреляции и уравнения регрессии

Пункт	Показатели	Коли- чество n	Коэффициент корреляции		Уравнения регрессии
			r	$\pm m$	
			t 0,05		
По всем пунк- там	Осадки - β -ак- тивность	36	0,39	$\pm 0,12$	3,2
	Отложения - β -активность	36	нет		
	КЗ - β -ак- тивность	36	нет		
	β -активность х- ^{90}Sr у (годовые)	32	0,82	$\pm 0,11$	8,2 $y=3,81+0,022 x$
	β -активность х- ^{137}Cs у (годовые)	32	0,78	$\pm 0,10$	7,6 $y=1,6+0,059 x$
	Отложения - калий	12	0,78	$\pm 0,20$	3,8
	Осадки - калий	12	-0,32	$\pm 0,30$	
Пункт 1	β -активность х- ^{90}Sr у (по сезонам)	41	0,42	$\pm 0,19$	2,2 $y=1,56+0,014 x$
Пункт IУ"	"	11	0,64	$\pm 0,25$	2,5 $y=0,896+0,014 x$
Пункт П "	"	42	0,74	$\pm 0,10$	7,4 $y=0,845+0,027 x$
Пункт Ш "	"	42	0,74	$\pm 0,11$	6,8 $y=0,751+0,019 x$

большие, зависимость между ними прямая, но выражена слабо ($r = 0,039 \pm 0,12$). По данным Козловой и др. (1968) корреляция долгоживущих радиоактивных аэрозолей атмосферного воздуха в зависимости от его запыленности выражена слабо. Наши данные (табл. 19) показали, что между количеством атмосферных отложений (в $\text{г}/\text{м}^2/\text{год}$), а также коэффициентом запыленности КЗ и β -активностью зависимости нет. На отсутствие корреляционной зависимости между уровнем радиоактивных выпадений и атмосферных осадков указывают Коренков и др. (1968). Силантьев и др. (1977) считают, что

наиболее сильное влияние на распределение выпадений оказывают грозы и температура воздуха, хотя это влияние может быть опосредованным. Влияние же осадков оказывается значительно меньшим.

Концентрация радионуклидов в выпадениях имеет четко выраженные сезонные колебания с максимумом в весенне-летний сезон (Лавренчик, 1965; Шубко, Курчатов, 1962; Малахов и др., 1970, 1972; Гавашели, 1975; Силантьев и др., 1977; Труфакин, Малахов, 1977). Это объясняется тем, что в это время года происходит усиление обмена воздушных масс между стратосферой и тропосферой, в результате чего усиливается осаждение радиоактивных веществ. Малахов и др. отмечают, что до 1967 г. максимум, как правило, приходится на май месяц. Однако в период 1968–1969 гг. максимум переместился на июнь–июль месяцы. В связи с этим представляет интерес рассмотрение хода β -активности атмосферных отложений по сезонам в условиях Армянской ССР. Данные (табл. 20) подтверждают общую закономерность с некоторой коррекцией, связанной с различиями климатических условий исследуемых пунктов по вертикальной поясности. Так, по многолетним данным в полупустынном поясе (пункты 1У, 1) наибольшие выпадения радионуклидов происходят весной, а в степном и лесном – летом. Минимум – во всех случаях зимой. В отдельные годы наблюдались отклонения, вызванные климатическими условиями года.

Пункты Октемберян (1У) и Ереван (1) расположены в одном почвенно-климатическом поясе, однако сравнение данных показывает, что количество выпавших в Ереване радионуклидов выше, чем в Октемберяне. Аналогичные данные получены и для Тбилиси по сравнению с другими городами. Гавашели (1975) считает, что в случае сильного загрязнения атмосферы радионуклидами влияние города не проявляется, основную роль играет передвижение воздуха, „когда же в атмосфере радиоактивных веществ незначительное количество, влияние города на загрязнение воздуха велико, и в этих условиях воздух больших городов будет загрязнен больше, чем воздух малонаселенных территорий“. Этот случай как раз и рассмотрен нами.

Таблица 20

Распределение β -активности атмосферных отложений по сезонам, Бк/м². В числителе – крайние показатели, в знаменателе – средние

Пункт Сезон	1У	1	П	Ш
1969–1979 гг. (пункты 1, П, Ш), 1977–1979 гг. (пункт 1У)				
З	$\frac{17-90}{45}$	$\frac{18-173}{81}$	$\frac{11-132}{44}$	$\frac{14-122}{59}$
В	$\frac{12-371}{178}$	$\frac{18-1042}{327}$	$\frac{28-1002}{340}$	$\frac{21-1166}{345}$
Л	$\frac{20-310}{106}$	$\frac{20-540}{226}$	$\frac{28-1434}{368}$	$\frac{22-1239}{364}$
О	$\frac{14-149}{76}$	$\frac{24-167}{94}$	$\frac{14-405}{130}$	$\frac{15-314}{132}$
	В > Л > О > З	В > Л > О > З	Л > В > О > З	Л > В > О > З
1983 г. (пункты 1У, 1, П, Ш)				
З	20	34	10	6
В	42	32	66	14
Л	36	182	178	25
О	78	68	46	21
	О > В > Л > З	Л > О > З > В	Л > В > О > З	Л > О > В > З

Данные о выпадении ^{90}Sr (рис. 16) показывают, что характер распределения его по годам и пунктам почти совпадает с суммарной β -активностью отложений. В 1971 г. выпадение ^{90}Sr было сравнительно высокое, особенно на Севане (пункт П). Доля ^{90}Sr от суммарной β -активности по средним многолетним данным для всех пунктов составила 4,6%. Наблюдаются колебания по годам, причем сравнительно высокая доля радиостронция от суммарной β -активности от-

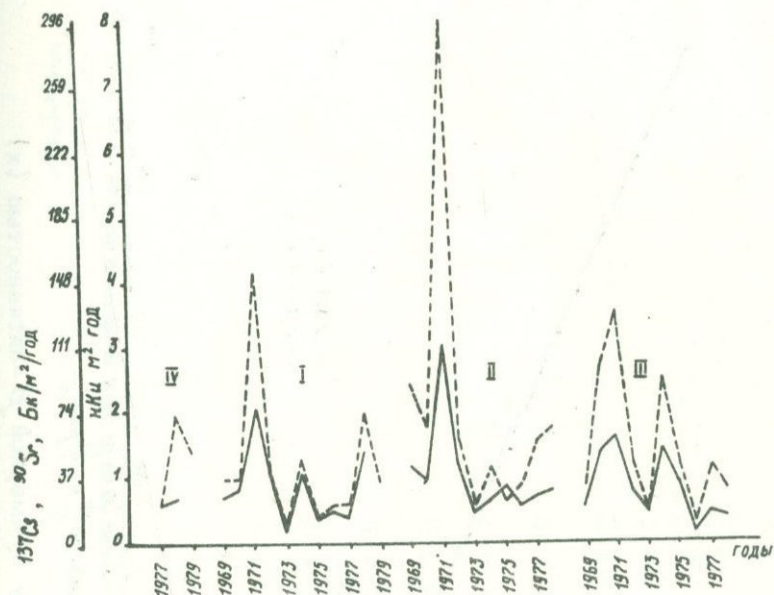


Рис. 16. Содержание ^{90}Sr (сплошная линия) и ^{137}Cs (пунктир) в атмосферных отложениях. I, П, Ш, IV – пункты

мечалась в 1973 и 1976 гг., когда уровень β -активности был самым низким. Между ними имеется тесная положительная корреляция как по годовым, так и сезонным показателям (табл. 19). Были рассчитаны уравнения регрессии и теоретические линии зависимости содержания ^{90}Sr в атмосферных отложениях от их суммарной β -активности. Теоретические линии были рассчитаны по всем пунктам (рис. 17) и для отдельных пунктов по сезонам (рис. 18, 19, 20). Точки на рисунке обозначают фактические данные, разброс их зависит от климатических условий сезона и года.

Выпадения ^{90}Sr в степном (пункт П) и лесном (Ш) поясах по сезонам аналогичны распределению суммарной β -активности (табл. 21).

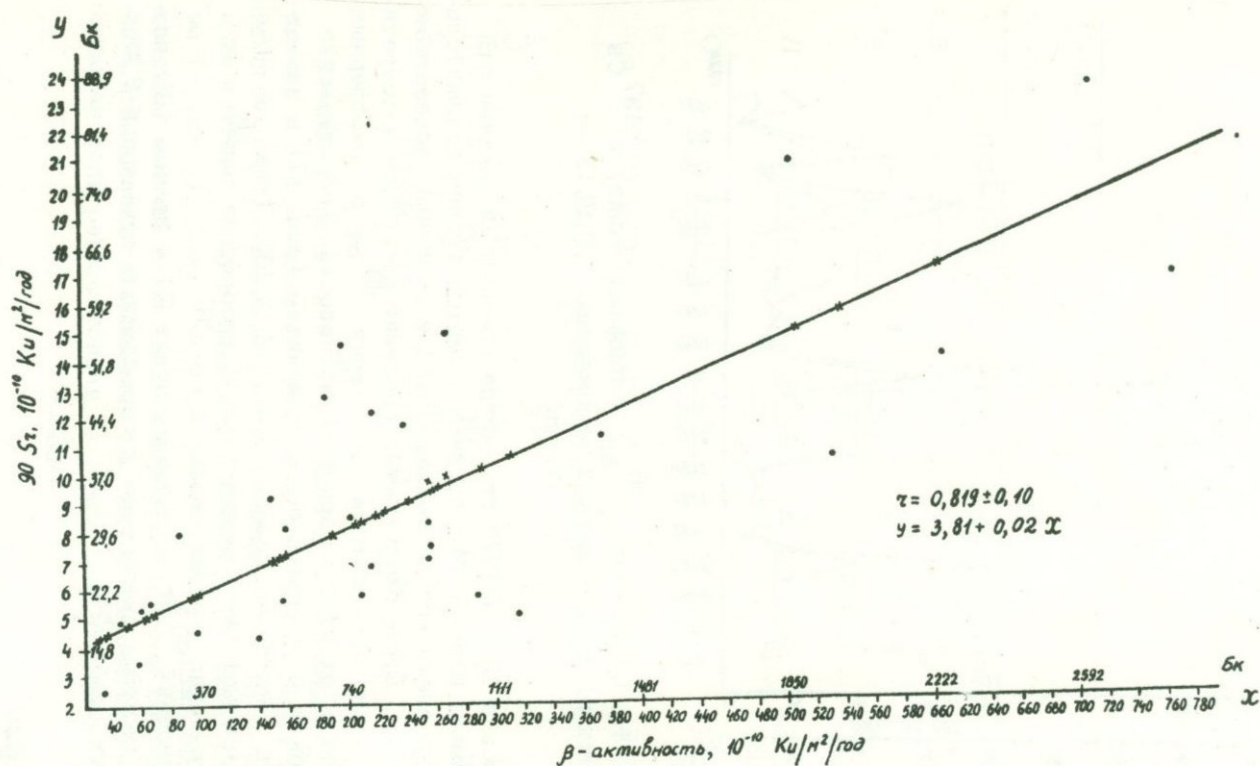


Рис. 17. Теоретическая линия регрессии между суммарной β -активностью (x) атмосферных отложений и содержанием ^{90}Sr (y). Точки - фактические показатели. По данным за 1969-1978 гг. в 4 пунктах.

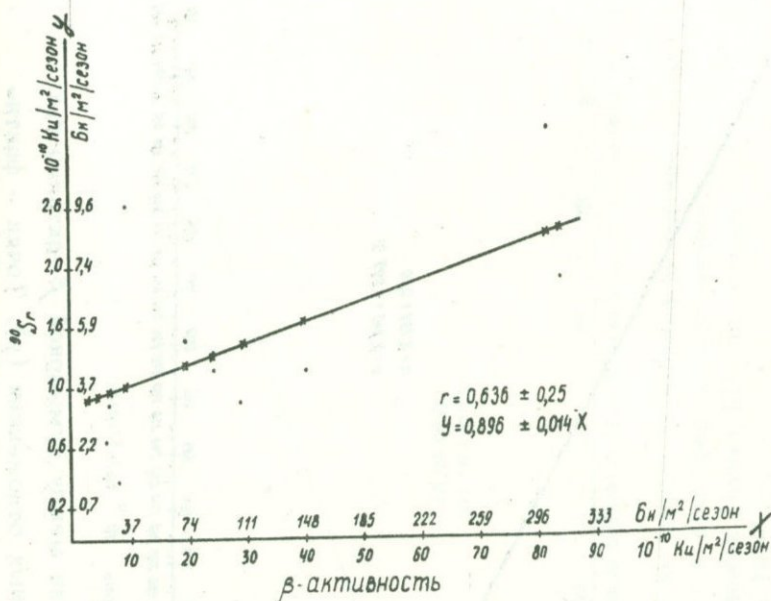


Рис. 18. Теоретическая линия регрессии между суммарной β -активностью (x) и содержанием ^{90}Sr (y) в атмосферных отложениях. Точки – фактические показатели. Октемберян (пункт 1У), по сезонам за 1977, 1978 гг.

Содержание ^{90}Sr в отложениях в Ереване выше, чем в Октемберяне, расположенном в том же климатическом поясе. Проявилось рассмотренное выше влияние большого города.

Гамма-спектрометрия образцов атмосферных отложений, собранных весной 1971 г., показала присутствие значительного количества короткоживущих изотопов $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$, $^{103}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$, $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$. Определение ^{137}Cs показало, что кривые его содержания в атмосферных отложениях (рис. 16) имеют такой же характер, как и кривые содержания ^{90}Sr и суммарной β -активности (рис. 15,16).

Распределение глобальных радионуклидов имеет широтный характер. Как указывалось выше, максимальные значения вы-

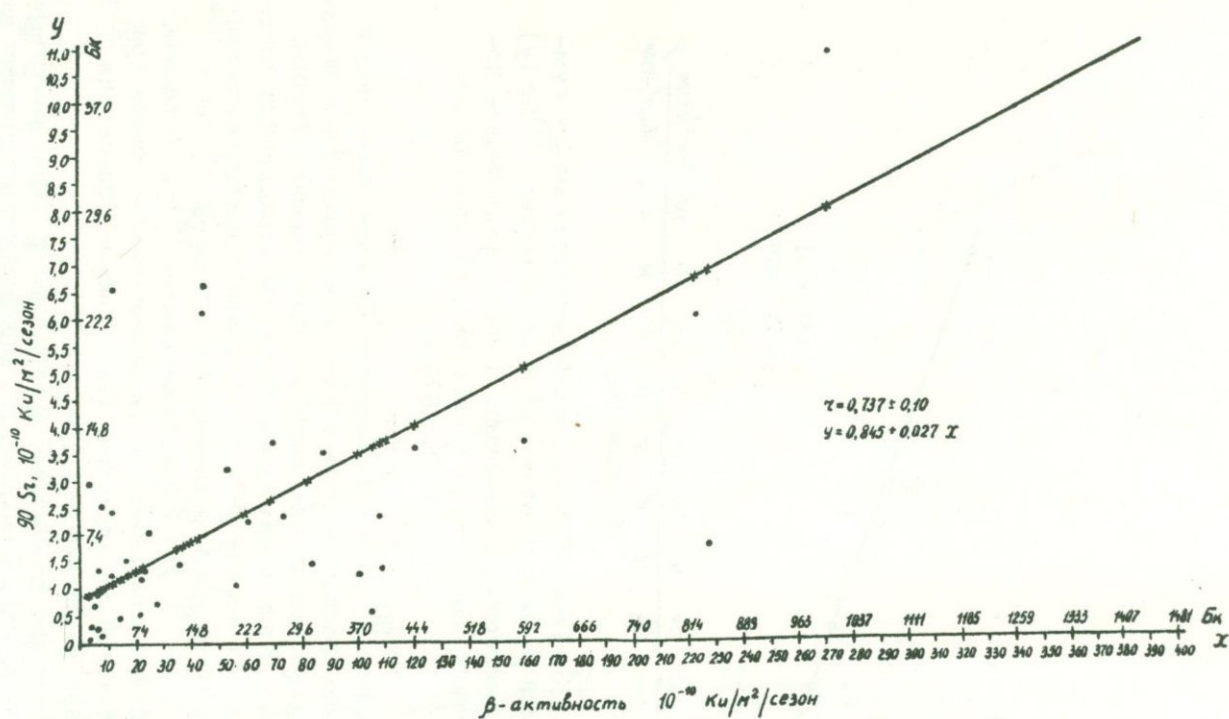


Рис. 19. Теоретическая линия регрессии между суммарной β -активностью (x) и содержанием ^{90}Sr в атмосферных отложениях (y). Точки - фактические показатели. Севан (пункт П), по сезонам за 1968-1978 гг.

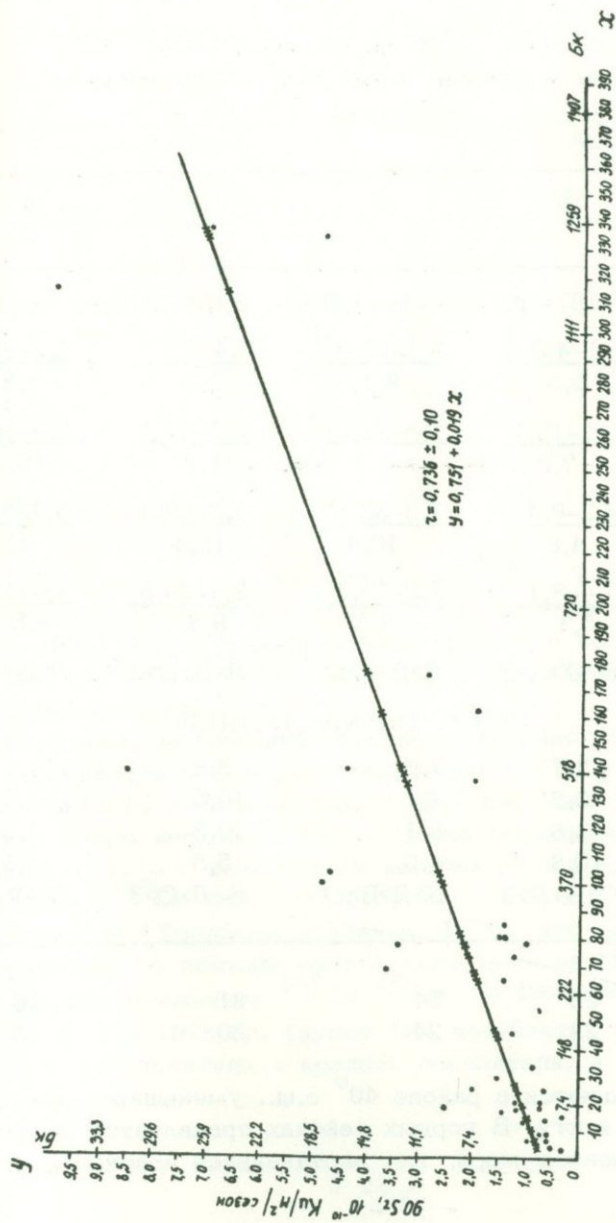


Рис. 20. Теоретическая линия регрессии между суммарной β -активностью (x) и содержанием ^{90}Sr (y) в атмосферных отложениях. Точки - фактические показатели. Дилижан (пункт Ш), по сезонам за 1968-1978 гг.

Таблица 21

Распределение ^{90}Sr по сезонам, Бк/м². В
числителе - крайние показатели, в знаменателе
- среднее

Пункт Сезон	1У	1	П	Ш
1969-1978гг. (пункты 1,П,Ш), 1976-1978гг. (пункт 1У)				
З	$\frac{1,1-4,0}{2,5}$	$\frac{3,1-15,6}{8,1}$	$\frac{0,4-5,7}{2,7}$	$\frac{1,2-2,5}{2,2}$
В	$\frac{2,1-10,1}{7,0}$	$\frac{1,8-21,2}{9,3}$	$\frac{2,3-41,1}{11,3}$	$\frac{2,3-36,8}{10,7}$
Л	$\frac{3,2-6,4}{4,8}$	$\frac{1,3-33,6}{10,4}$	$\frac{1,8-62,4}{16,4}$	$\frac{3,4-31,4}{13,2}$
О	$\frac{3,4-8,1}{5,1}$	$\frac{3,0-12,2}{6,3}$	$\frac{2,1-24,8}{9,5}$	$\frac{2,3-12,5}{5,5}$
	В>О>Л>З	Л>В>З>О	Л>В>О>З	Л>В>О>З
1983 г. (пункты 1У,1,П,Ш)				
З	2,7	7,5	3,8	1,1
В	5,8	4,2	10,5	1,5
Л	3,8	8,1	10,3	1,5
О	10,3	4,0	5,5	1,1
	О>В>Л>З	З>Л>В>О	В=Л>О>З	В=О>З=О
Сумма за год:				
1978	26	54	31	16
1983	23	24	30	5

падения наблюдаются в районе 40° с.ш., уменьшаясь как к северу, так и к югу. В горных районах проявляется влияние высоты над уровнем моря, т.е. вертикальная поясность. В

Таблица 22

Уровни выпадений ^{137}Cs (Бк/м²) в различных
регионах СССР

Год	Северное полушарие	Ленинград	Москва	Киев	АрмССР		
					Ереван	Севан	Дилижан
1969	26	48	41	81	38	102	32
1970	26	53	60	81	38	69	95
1971	26	37	59	107	156	301	133
1972	19	26	37	41	41	60	45
1973	15	18	18	11	12	21	18
1974	-	37	44	34	50	38	92
1975	-	22	18	11	17	25	44
1976	-	11	8	19	23	10	13
Среднее	22	31	36	48	50	78	61

табл. 22 приведены уровни выпадений ^{137}Cs в северном полушарии, и в Европейской части СССР (цитировано по Силантьеву, 1983) и для сравнения наши данные в исследуемых пунктах: 1 - Ереван (907 м н.у.м.), П - Севан (1955 м), Ш - Дилижан (1480 м).

Как видим, наименьший уровень выпадения радионуклидов Cs наблюдается в Северном полушарии и к югу увеличивается. В АрмССР, расположенной в 40-х широтах, уровень выпадений в целом несколько выше. Четко проявляется вертикальная поясность - с повышением местности над уровнем моря выпадение ^{137}Cs увеличивается.

Считается (Труфакин, Малахов, 1977), что запасы ^{137}Cs в стратосфере в полтора раза больше запасов ^{90}Sr . По нашим данным отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ за 1969-1978 гг. (пункт 1, П, Ш) и 1976-1978 гг. (пункт 1У) колеблется в следующих пределах (в числителе - крайние показатели, в знаменателе - среднее):

1У	1	П	Ш
<u>1,4-2,5</u>	<u>0,9-2,0</u>	<u>1,1-2,6</u>	<u>1,0-2,0</u>
1,9	1,2	1,8	1,6

В среднем отношение $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ составило 1,6, т.е. подтвердились литературные данные.

Относительно постоянная связь этих радионуклидов может быть использована в прогностических целях для определения величины выпадений радиоцезия по радиостронцию и наоборот.

Между β -активностью отложений и содержанием ^{137}Cs существует прямая тесная корреляция. На основании этого по теоретической линии регрессии можно с некоторой приближенностью определить количество выпавшего ^{137}Cs (рис. 21).

Распределение выпадений ^{137}Cs по сезонам, по усредненным данным для всех пунктов одинаково (табл. 23), максимум – летом, минимум – зимой. По годам наблюдаются изменения. Наименьший уровень выпадений радиоцезия отмечается в полупустынном поясе (пункт 1).

Исследования в пункте 1У – Октемберян были начаты с 1976 г. – они были приурочены к началу работы АЭС. Октемберян расположен в нескольких километрах юго-западнее АЭС, Ереван находится на расстоянии 28 км к северо-востоку. Оба эти пункта находятся в полупустынном поясе и по климатическим условиям идентичны. Сравнение этих пунктов по суммарной β -активности (рис. 15, табл. 20), содержанию ^{90}Sr (рис. 16, табл. 21) и ^{137}Cs (рис. 16) в атмосферных отложениях, показывает, что различия их незначительны – в Ереване уровень их несколько выше. Это указывает на то, что воздействия АЭС на загрязнение атмосферы долгоживущими радионуклидами за период 1976–1983 гг. не отмечалось.

В формировании суммарной β -активности атмосферных отложений участвует также калий, являющийся природным элементом, обладающим радиоактивностью за счет изотопа ^{40}K . В атмосферу калий поступает главным образом с пылью, дымом при сжигании топлива, выбросами химического производства, морскими солями, летучими выделениями растений. Исследованиями (Перцов, 1964) выявлено, что концентрация калия в атмосферных аэрозолях во многом определяется почвой

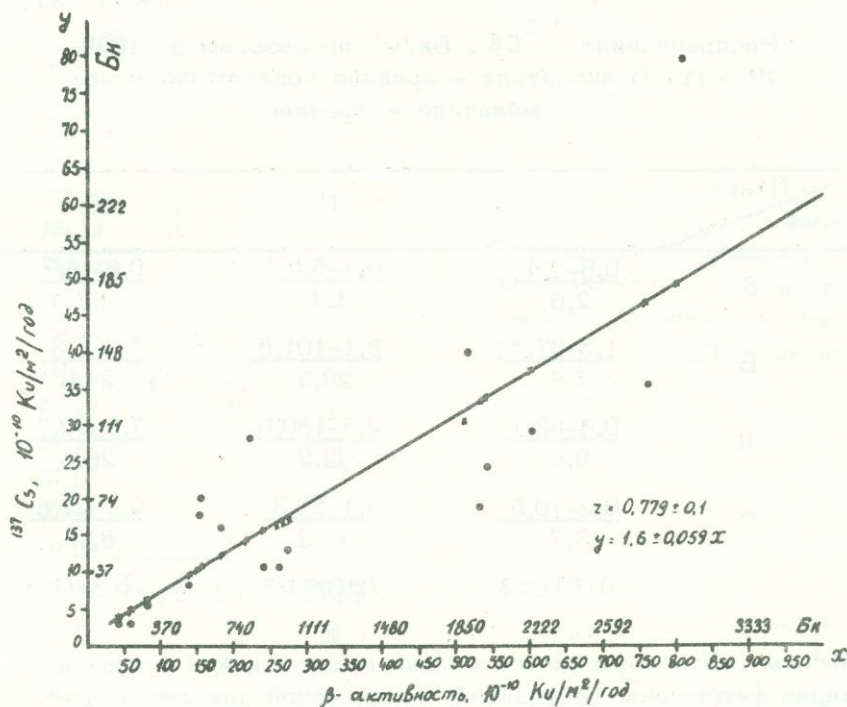


Рис. 21. Теоретическая линия регрессии между суммарной β -активностью (x) и содержанием ^{137}Cs (y) в атмосферных отложениях по всем пунктам за период 1969–1978 гг. Точки – фактические показатели.

и растительным покровом той территории, которая служила очагом их образования.

Радиоактивность калия в атмосферных отложениях определяли в течение 4 лет в трех пунктах (рис. 22). Данные показывают, что величина радиоактивности калия находится в пределах одного порядка с ^{90}Sr и ^{137}Cs . Наибольшее выпадение его на единицу площади отмечается в пункте 1 (Ереван), наименьшее – в лесу (пункт Ш). Концентрация его (на 100 г золы), наоборот, увеличивается от полупустынного пояса к

Таблица 23

Распределение ^{137}Cs , Бк/м² по сезонам за 1969–1975 гг. В числителе – крайние показатели, в знаменателе – среднее

Пункт Сезон	1	П	Ш
З	$\frac{0,6-2,4}{2,6}$	$\frac{0,7-5,9}{3,3}$	$\frac{0,6-8,7}{4,7}$
В	$\frac{1,3-27,8}{7,8}$	$\frac{8,1-101,8}{26,9}$	$\frac{7,4-7,3}{24,0}$
Л	$\frac{0,4-33,7}{9,6}$	$\frac{2,8-180,0}{42,2}$	$\frac{7,8-60,7}{28,8}$
О	$\frac{0,2-10,5}{3,7}$	$\frac{6,1-53,3}{15,2}$	$\frac{2,5-21,8}{8,1}$
	Л>В>О>З	Л>В>О>З	Л>В>О>З

лесному. Это объясняется сильно выраженной в отношении калия фитогенной денудацией, характерной для лесов (это явление рассматривалось в разделе 1У).

Высокий показатель выпадения калия в Ереване в 1973 г. объясняется климатическими особенностями этого года. Доля β -активности калия от суммарной колебалась для Еревана в пределах 1,8–9,8 %, Севана – 0,5–8,4%, Дилижана – 0,7–6,4%. При этом наибольшая доля калия во всех пунктах приходится на 1973 г., когда наблюдался спад суммарной β -активности атмосферных отложений (рис. 15).

Между величиной суммарных отложений и содержанием калия в них имеется тесная положительная корреляция, тогда как с осадками калий не коррелирует (табл. 19). Это означает, что калий, находящийся в атмосфере, обязан своим присутствием главным образом пылевым частицам.

Приведенные в табл. 24 данные показывают, что в Севане и Дилижане наименьшие выпадения наблюдались зимой, в Ере-

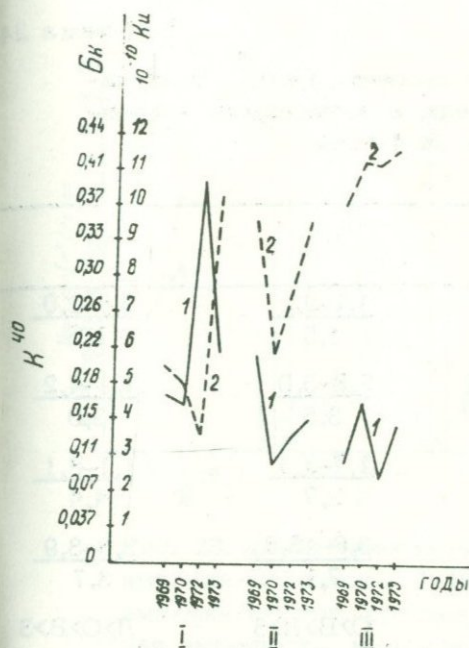


Рис. 22. Выпадение калия, Бк/м²/год - 1 и его удельная активность, Бк/100 г - 2. 1, П, Ш - пункты.

ване - летом. Перцов (1964) приводит график для городов Ленинград, Москва, Архангельск и др., который показывает, что радиоактивность атмосферных осадков за счет калия заметно возрастает в зимний период и снижается в летние месяцы, что, очевидно, связано с отопительным сезоном. Как видим, такая же картина наблюдается и для Еревана.

Другим природным элементом, обладающим, благодаря изотопу ⁸⁷Rb, радиоактивностью, является рубидий. Содержаний его в атмосферных отложениях определяли в образцах 1970 г. Радиоактивность его на порядок ниже, чем калия, и составляет для пунктов 1, П, Ш соответственно 1,81, 1,19, 0,89 Бк/м²/год. Наблюдается снижение его от полупустынного пояса к лесному.

α -радиоактивность воздуха вызвана присутствием эманаций, главным образом радона и продуктов его распада, долгоживущими изотопами полония-210 и свинца-210. Послед-

Таблица 24

Распределение калия по сезонам, Бк/м². В числителе – крайние показатели, в знаменателе – среднее за 4 года

Пункт Сезон	1	П	Ш
З	$\frac{2,8-7,2}{5,5}$	$\frac{1,1-2,2}{1,5}$	$\frac{0,8-2,0}{1,5}$
В	$\frac{1,9-11,4}{5,1}$	$\frac{2,8-5,0}{3,5}$	$\frac{1,1-4,2}{3,0}$
Л	$\frac{2,2-7,5}{5,0}$	$\frac{1,7-3,3}{2,7}$	$\frac{1,1-8,1}{4,4}$
О	$\frac{4,4-13,6}{8,1}$	$\frac{3,6-13,6}{7,1}$	$\frac{3,3-3,9}{3,7}$
	О>З>В>Л	О>В>Л>З	Л>О>В>З

ний широко используется в качестве трассера при изучении движения и обмена воздушных масс и других явлений (Жуков и др., 1975). Продукты распада эманаций адсорбируются на аэрозолях воздуха, пылевых частицах и постепенно выпадают на поверхность земли. Содержание их в одном и том же пункте может колебаться в широких пределах, в зависимости от изменения погодных условий.

Суммарная α -активность атмосферных отложений определялась нами в образцах 1978 и 1979 гг. (рис. 23). В 1979 г. α -активность была выше, чем в 1978 г. Отмечается закономерное снижение выпадений α -активных веществ на единицу поверхности земли от полупустынного к лесному поясам. При этом в Ереване количество их выше, чем в Октемберяне – проявилось влияние большого города. Представляет интерес факт увеличения концентрации α -активных веществ (в имп/мин/г) на единицу веса золы атмосферных отложений в лесном поясе по сравнению с пунктами, расположенными в дру-

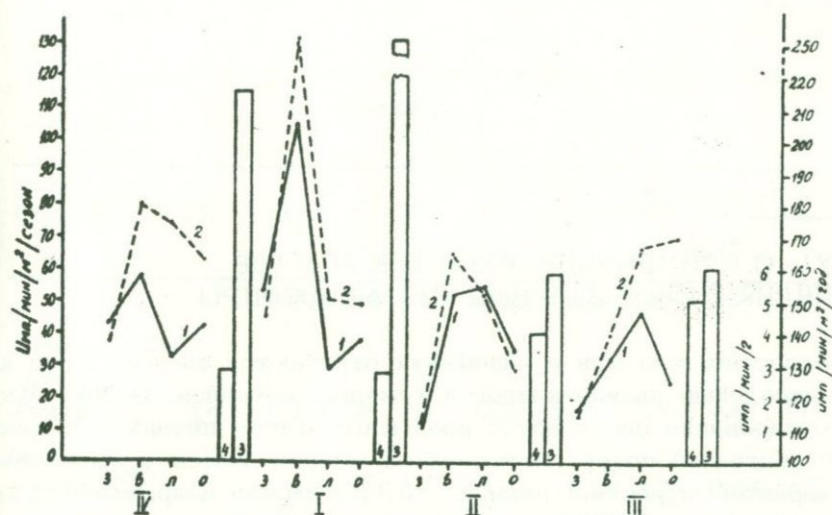


Рис. 23. α -активность атмосферных отложений, имп/мин/м²/сезон - 1-1978 г.; 2-1979 г.; 3 - имп/мин/м²/год, среднее за 2 года; 4 - удельная активность, имп/мин/г, среднее за 2 года

гих поясах. Это явление отмечено для калия и ряда других элементов. Объясняется оно наличием фитогенной денудации в лесу.

Наблюдаются различия по сезонам. Существенное влияние на величину α -активности атмосферных отложений оказывают погодные факторы, главным образом температура, при повышении которой происходит высыхание поверхностного слоя почвы, что способствует усилению эксхалляции эманаций. В полупустынном поясе уровень α -активности в атмосферных отложениях повышается в весенние месяцы, в Севане, в зависимости от года, - весной или летом, в лесу (Дилижан) - летом или осенью.

У1. О ПРИМЕНЕНИИ МХОВ В КАЧЕСТВЕ ИНДИКАТОРОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРЫ

Известно, что мхи и лишайники отличаются способностью к накоплению радионуклидов и тяжелых металлов. Эффект аккумуляирования достигается воздушным типом питания, большой сорбционной поверхностью их на единицу массы и многолетним характером роста (Поляков, 1970; Моисеев и др., 1975; Czar-nowska и др., 1974; Ананян и др., 1980; Молчанова и др., 1980; Золотарев и др., 1974).

Имеющиеся у нас данные о содержании ряда макро- и микроэлементов в атмосферных отложениях, почвах, травах и мхах позволили сделать некоторые сопоставления.

Приведенные в табл. 25 данные показывают, что содержание химических элементов в мхах значительно выше по сравнению с травами. Исключение составляет калий, содержание которого в травах выше, чем в мхах. Это обстоятельство указывает на то, что помимо явлений сорбции поверхностью мхов, проявляется также и их метаболическая избирательность. В атмосферных отложениях содержание микроэлементов в большинстве случаев выше, чем в почвах.

Приведенные в табл. 26 данные показывают, во сколько раз содержание химических элементов больше в мхах по сравнению с травой и в атмосферных отложениях по сравнению с почвой. За исключением калия все показатели выше единицы. Высокие показатели отношений элементов для объектов мох: трава и атмосферные отложения: почва в различных почвенно-климатических поясах указывают на региональный характер загрязнения, например свинцом. Некоторые же элементы имеют, очевидно, несколько более ограниченный ареал загрязнения, как например, железо, титан, никель.

Таблица 25

Содержание химических элементов в исследуемых
объектах, %

Образец	Ca	Mg	K	Fe	Ti	Mn	Ni	Cu	Pb
						10 ⁻²			
Полупустынный пояс, Октемберян									
Атмосфер- ные отпо- жения *	5,4	1,3	0,39	2,1	0,21	10,0	1,6	3,8	6,1
Мхи на- почвенные **	2,7	1,9	0,40	2,1	0,23	8,0	0,57	0,54	4,7
Травы **	0,7	0,2	1,40	-	0,01	0,8	0,03	0,09	0,1
Почва *	-	-	-	-	0,19	7,8	1,60	1,30	0,1
Лугостепной пояс									
Атмосфер- ные отпо- жения *	11,7	2,0	0,6	2,0	0,21	9,4	1,40	2,50	2,7
Мхи на- почвенные	2,2	0,9	0,5	1,5	0,17	8,6	0,37	0,48	3,1
Травы	1,1	0,4	2,3	0,02	0,01	0,6	0,03	0,05	0,1
Горно-лесной пояс									
Атмосфер- ные отпо- жения *	10,1	1,7	1,7	2,1	0,49	15,0	3,00	6,50	6,4
Мхи с дерева	1,3	0,9	0,3	1,3	0,04	7,7	0,08	0,36	1,4
Травы	1,2	0,3	2,9	0,03	0,02	0,9	0,02	0,07	0,1
Почва	-	-	-	-	0,31	15,0	0,35	0,12	0,1

* озоленный остаток

** воздушно-сухой вес

Таблица 26

Отношение элементов (мох: трава и атмосферные
отложения: почва)

Пункт	Октемберян		Севан	Дилижан	
Элемент	Мох Трава	Отложения Почва	Мох Трава	Мох Трава	Отложения Почва
Ca	3,9	—	2,2	1,1	—
Mg	9,5	—	2,2	3,0	—
K	0,3	—	0,2	0,1	—
Fe	2,1	—	75,0	43,0	—
Ti	18,0	1,1	17,5	2,0	1,6
Mn	10,0	1,3	16,0	8,6	1,0
Ni	13,0	1,0	12,0	4,0	8,5
Cu	6,0	3,0	9,6	5,0	54,0
Pb	47,0	61,0	31,0	14,0	64,0
⁹⁰ Sr	4,4	—	12,0	9,4	—

Для того, чтобы показать, насколько загрязнение мхов соответствует загрязнению атмосферы химическими элементами, нами рассчитан относительный показатель "наблюдаемые отношения" (НО)

$$\text{НО} = \frac{\text{Мох : трава}}{\text{атмосферные отложения : почва}}$$

В случае, если показать НО равен или близок к единице, то это будет означать, что между загрязнением атмосферы и мхов имеется соответствие, т.е. химический состав мхов будет отражать картину загрязнения атмосферы этими веществами.

Наблюдаемые отношения НО (табл. 27) показали, что для некоторых микроэлементов его значения близки к единице: в Октемберяне — свинец, медь, никель, в Дилижане — титан, никель, свинец. Данные эти приближенные, тем не менее на основании их можно заключить, что мхи могут служить индикаторами загрязнения атмосферы.

Таблица 27

Показатели наблюдаемых отношений НО

Пункт	Элемент				
	Mn	Ti	Ni	Cu	Pb
Октемберян [*]	8,0	16,0	1,9	2,0	0,8
Дилижан ^{**}	8,5	1,2	0,5	0,1	0,2

^{*} мох напочвенный^{**} мох с деревьев

Таким образом, результаты исследования показали, что по сопоставлению химического состава мхов и трав, взятых в одном и том же участке, можно судить о качественном характере загрязнения приземного слоя атмосферы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Развитие науки и техники существенно расширило аспекты биогеохимических исследований. С усилением антропогенного воздействия на природную среду возросла необходимость глубокого изучения круговорота и баланса химических веществ в биосфере. Основным объектом этих исследований является система: атмосферные выпадения-почвы-воды-удобрения-растения.

Формирование химического состава атмосферных осадков в континентальных ландшафтах происходит за счет выветривания горных пород, вулканизма, ветровой денудации, продуцирования химических веществ в атмосферу растительностью, разложения органических остатков, а также антропогенных факторов, влияние которых приобретает решающее значение.

Антропогенное загрязнение природной среды имеет локальный, региональный и глобальный масштабы. Примером последнего является загрязнение среды искусственными радионуклидами.

Изучение атмосферных выпадений, их радиоактивности и химического состава начато с 1968 г. по вертикальному профилю в различных почвенно-климатических условиях Армянской ССР. Применен метод седиментации, при котором учитывается все, что осаждается на единицу поверхности т.е. атмосферные осадки с примесями и пылевые отложения. Мы назвали их атмосферными отложениями.

Исследования состава осадков по территории СССР показали широтный характер распределения средних концентраций ионов, значение которых увеличивается с севера к югу. В горных странах, в частности в Армении, распределение их

имеет вертикальный характер. В широтном масштабе от 45° до 65° с.ш. на расстоянии тысяч километров средняя концентрация ионов в осадках изменяется в пределах 10–35 мг/л (Селезнева, 1980), тогда как в Армянской ССР в вертикальном масштабе на расстоянии 100–300 км средние концентрации ионов в осадках изменяются от 50 до 130 мг/л (Давтян и др., 1974). Наши данные показывают, что по вертикальному профилю в полупустынном, луго-степном и лесном поясах средние многолетние показатели атмосферных отложений составили соответственно 896–741, 465 и 305 кг/га.

Между величиной атмосферных осадков и количеством отложений имеется тесная обратная корреляционная зависимость. По рассчитанной теоретической линии регрессии можно с определенной приближенностью по количеству осадков определить величину суммарных отложений.

Количество отложений зависит не только от атмосферных осадков и выпадающих с ними примесей. В период между осадками происходит отложение сухих выпадений – это аэрозоли, пыль, песчаные частички. Для того, чтобы более четко показать состояние приземного слоя атмосферы нами предложен относительный показатель "коэффициент запыленности" (КЗ), представляющий собой частное от деления количества отложений на величину осадков. Показатели КЗ также уменьшаются снизу вверх по вертикальному профилю.

Макроэлементы по содержанию в атмосферных отложениях составили ряд, характерный для континентальных воздушных масс: $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Fe} > \text{K} > \text{Na}$. Из общего количества отложений 8–12% приходится на Ca. Микроэлементы составили десятые доли процента. Преобладающей частью отложений являются силикатные материалы. Содержание химических элементов в атмосферных отложениях подчиняется той же закономерности – снижается от полупустынного к горно-степному и лесному поясам, различие составляет 2–4 раза.

Для оценки степени обогащения атмосферы химическими элементами принят коэффициент обогащения, нормированный по железу (КОж) и отношение элемента к его кларку в литосфере (Ок). Расчеты показали, что заметного обогащения атмосферы макроэлементами, за исключением Ca, не наблюда-

ется. Концентрация их в атмосфере имеет в основном естественный уровень и характеризует данный почвенно-климатический пояс. Микроэлементы Ti, Sr, Rb, Li, Co, Mn, Li имеют низкие коэффициенты обогащения. Содержание их в атмосферных отложениях ниже или равно показателям кларка. Наблюдаемое по сравнению с 1970 г. повышение концентрации титана, марганца и никеля в 1972 и 1978 гг. связано с техногенными факторами, имеющими, очевидно, локальный или региональный масштаб.

В литературе имеются указания относительно того, что ряд металлов Cu, Pb, Mn, Zn, Cd, Hg поступает в атмосферу в тонкодисперсном состоянии и в газовой фазе сохраняется в атмосфере длительное время и разносится на большие пространства — загрязнение ими имеет глобальный масштаб. Определенные нами металлы Pb, Cu, Sn и бор показывают высокие коэффициенты обогащения, причем в отдельные годы наблюдаются аномальные пики. Это указывает на то, что загрязнение этими элементами атмосферы имеет региональный или даже глобальный масштаб.

Для оценки антропогенного воздействия надо иметь показатели фона для каждого климатического пояса. Как выяснилось, в АрмССР с ее небольшой территорией и значительной экологической нагрузкой "чистых фоновых территорий" практически не имеется. Здесь нужен длительный мониторинг или сравнение парных пунктов, имеющих одинаковые почвенно-климатические условия, но различную экологическую нагрузку.

Испытания ядерного оружия привели к глобальному загрязнению природы искусственными радионуклидами. Радиоактивность атмосферных отложений в период моратория представлена, главным образом, долгоживущими радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs . Распространение глобальных радиоактивных выпадений имеет широтный характер. Максимальные значения выпадений наблюдаются в районе 40° с.ш., уменьшаясь как к северу, так и к югу. В горных районах распределение их происходит по вертикальным поясам, увеличиваясь снизу вверх.

Наибольший уровень суммарной β -активности атмосферных отложений отмечался в 1970–1971 гг. В 1983 г. он снизился

по сравнению с 1977 г. в 2–4 раза. Доля ^{90}Sr от суммарной β -активности по средним многолетним данным для всех пунктов составила 4,6%. Отношение $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ колебалось от 1,2 до 1,9, в среднем 1,6. Между β -активностью отложений и содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs существует прямая тесная корреляция. На основании этого по теоретической линии регрессии можно с определенной приближенностью определить количество выпавших радионуклидов. Суммарная β -активность отложений за период 1968–1979 гг. колебалась в пределах $n - 0, n \text{ кБк/м}^2/\text{год}$.

В формировании β -активности атмосферных отложений участвует также калий и рубидий. Доля калия от суммарной β -активности колебалась в пределах 0,5–9,8%. Наибольшая доля калия приходится на год с наименьшим уровнем суммарной β -активности. Радиоактивность, вызванная рубидием, на порядок ниже, чем калия.

Определение сезонного хода выпадений химических элементов и радионуклидов показало, что, как правило, наибольшее количество выпадений происходит в весенне-летний сезон, в Ереване – зимой. В литературе имеются указания о том, что в больших городах изменения температурных и динамических факторов приводит к нарушению сезонного хода выпадений.

Таким образом, получены количественные показатели об атмосферных отложениях, их химическом составе и радиоактивности. Выявлены закономерности распределения их в зависимости от вертикальной поясности, от природных почвенно-климатических условий АрмССР, а также факторов антропогенного загрязнения атмосферы в локальном, региональном и глобальном масштабах.

ЛИТЕРАТУРА

Ананян В.Л., Аветисян А.Ш. О содержании радия в некоторых почвах Армении. – Агрохимия, № 6, 1964.

Ананян В.Л., Саркисян Г.А. О содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растениях Дилижанской лесной агрохимической станции. – Сообщения ИАПГ АН АрмССР. № 21, Изд. АН АрмССР, 1980.

Аветисян А.Ш., Ананян В.Л. О содержании стронция в некоторых почвах Армянской ССР. – Биол. ж. Армении, т. XXXIII, № 8, 1980.

Ананян В.Л., Араратян Л.А. Содержание и соотношение щелочных элементов в атмосферных отложениях различных почвенно-климатических зон Армянской ССР. – Сообщение № 19. Общая и радиационная агрохимия. Изд. АН АрмССР, 1978.

Ананян В.Л., Араратян Л.А. О содержании некоторых химических элементов в атмосферных выпадениях (отложениях) в условиях АрмССР. – Известия АН АрмССР, Науки о Земле, № 3, 1984.

Ананян В.Л. К вопросу изучения атмосферных выпадений (отложений). – Известия АН АрмССР, Науки о Земле, № 1, 1983.

Ананян В.Л. Агрохимические исследования искусственных радионуклидов в Армянской ССР. Изд. АН АрмССР, 1983.

Андрюков В.П., Рябошапко А.Г., Шопаускене Д.А., Эрдман Л.К. Атмосферный перенос загрязняющих веществ на расстояния порядка сотен километров. – Тр. Ин-та прикладной геофизики, вып. 39. Загрязнение атмосферы как экологический фактор. М.: Гидрометеиздат, 1978.

Александрян Г.А. Атмосферные осадки в Армянской ССР. Изд. АН АрмССР, 1971.

Араратян Л.А. Загрязненность растений свинцом и другими микроэлементами на различных расстояниях от автомагистрали Ереван-Севан. – Биол. ж. Армении. т. XXXIY, № 7, 1981,

Араратян Л.А., Ананян В.Л. Содержание щелочных элементов K, Na, Rb, Li / в почвах Армянской ССР. Сообщение ИАПГ АН АрмССР № 19. Общая и радиационная агрохимия. 1978.

Атлас Армянской ССР. 1961, с. 28.

Ахмедсафин И.В, Грабенюк П.В., Иванов В.Н. О влиянии транспирации растений на химический состав атмосферных осадков. – Вестник АН КазССР, № 3, 1978.

Багдасарян А.Б. Метеорологические условия запыленности и загрязнения атмосферы над городом Ереваном. – Известия АН АрмССР, Науки о Земле, 5, 1975.

Багдасарян А.Б. Метеорологические условия запыленности воздуха в Ереване. – Известия АН АрмССР, Науки о Земле. 2, 1979.

Багдасарян А.Б., Арутюнян Ж.Е. К проблеме загрязнения воздуха горных стран в связи с местной циркуляцией. Известия АН АрмССР, Науки о Земле, 6, 1968.

Багдасарян А.Б. Климат Армянской ССР. Изд. АН АрмССР, 1958.

Баранов В.И. Радиометрия. М.: Изд. АН СССР, 1956, с. 231.

Берлянд М.Е. Проблемы мониторинга загрязнения атмосферы. Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. – Тр. международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1980.

Берлянд М.Е., Вольберг Н.Ш., Лавриненко В.Ф., Русина Е.Н. Актуальные вопросы совершенствования системы мониторинга фоновго загрязнения атмосферы. Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. – Тр. III Международного симпозиума. Т. 2, Гидрометеиздат, 1986, с. 179.

Бондарев Л.Г. Роль растительности в миграции минеральных веществ в атмосферу. – Природа. № 3, 1981, с. 86.

Брюханов П.А., Прошина Ю.В., Рябошапка А.Г. Стационарная наземная сеть СССР по наблюдениям за трансгра-

ничным переносом загрязняющих воздух веществ. Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. – Тр. Ш Международного симпозиума. Т. 2, Гидрометеиздат, 1986, с. 236.

Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. Изд. АН СССР, 1957.

Габриелян Г.К. Эрозия рек Армянской ССР. Изд. ЕрГУ, 1973, с. 59.

Грабовский Р.И. Атомные ядра конденсации. Л.: Гидрометеиздат. 1956.

Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность растений и почв. Киев, 1965.

Гавашели Ш.Г. Радиоактивное загрязнение воздуха в Тбилиси и его зависимость от атмосферных осадков. Л.: Гидрометеизд., 1975. Метеорол. аспекты радиоактивного загрязнения атм.

Давтян Г.С., Варданян Т.Т. Поступление веществ с осадками на территории Армянской ССР. Агрохимическая характеристика атмосферных осадков и оросительных вод. – Сообщения ИАПГ АН АрмССР, №9, 1970, с.48.

Давтян Г.С., Варданян Т.Т., Мхоян Л.Н. Изменение содержания питательных веществ в атмосферных осадках в зависимости от их количества в различных природных зонах Армянской ССР. – Сообщения ИАПГ АН АрмССР, № 17, 1977.

Давтян Г.С., Варданян Т.Т. Агрохимия биосферы. Исследования АрмССР. – Сообщения ИАПГ АН АрмССР. №15, 1976.

Елпатьевский П.В., Нестеров В.Н. Химический состав атмосферных осадков Сихотэ-Алинского биосферного заповедника как показатель фоновых характеристик атмосферы. Прикладные аспекты программы "Человек и биосфера". – Тр. Ш Совещания по координации деятельности национальных комитетов социалистических стран по программе ЮНЕСКО /МАН/, М, 1983, с. 196.

Жуков В.А., Малахов С.Г., Труфакин В.А., Шуленко З.С. Распределение свинца-210 в приземном слое атмосферы. – Труды международного симпозиума по метеорологическим аспектам радиоактивного загрязнения атмосферы. Л.: Гидрометеиздат. 1975.

Зимин А.Г. Вопросы ядерной метеорологии. М.: Атомиздат, 1962.

Золотарев Б.Н., Скрипниченко И.И., Мартин Ю.Л., Лишайники – индикаторы загрязнения среды тяжелыми металлами. – Природа, №1, 1981.

Израэль Ю.А. Основные принципы мониторинга окружающей природной среды и климата. Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. – Тр. международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1980.

Кашун С.М. Содержание микроэлементов в некоторых типах почв Армянской ССР. Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Ереван, 1972.

Кёлер А. Деятельность ВМО по фоновому загрязнению атмосферы, комплексному мониторингу и научным исследованиям. Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. – Тр. Ш Международного симпозиума. Т. 2, Гидрометеиздат, 1986.

Ковда В.А. Основы учения о почвах. Книга вторая. М.: Наука, 1973, с. 128.

Ковда В.А., Керженцев А.С. Изучение миграции и трансформации загрязняющих веществ. Комплексный глобальный мониторинг окружающей природной среды. – Тр. Международного симпозиума. Гидрометеиздат, Л., 1980.

Козлова М.В., Коренков И.П., Новиков Ю.В., Грановская Д.Д. Изучение концентраций долгоживущих радиоактивных аэрозолей атмосферного воздуха в зависимости от его запыленности. – Гигиена и санитария, № 3, 1968.

Коренков И.П., Новиков Ю.В. Изучение взаимосвязи между радиоактивными выпадениями и осадками. – Гигиена и санитария. №4, 1968.

Корчак Л.Н., Зайдман С.Я. Глобальные радиоактивные выпадения на Южном Урале. – Материалы симпозиума "Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений". Сыктывкар, 1973, с. 109.

Курганская В.М., Брендаков В.Ф. Влияние атмосферных осадков на уровни загрязнения почвенного покрова продуктами ядерных взрывов. – Радиобиология, Информ. бюл. АН СССР, 13, 1971.

Лавренчик В.Н. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов. Атомиздат, 1965.

Ломая О.В. Годовой и суточный ход потенциала загрязнения воздуха некоторых городов Закавказья. Радиационные исследования. П. Тбилиси: Мецниереба, 1975, с. 125.

Лысак А.В., Рябошапка А.Г. Расчет выпадения атмосферной примеси от площадного источника. – Тр. Ин-та прикладной геофизики. Загрязнение атмосферы как экологический фактор. Вып. 39, М.: Гидрометеиздат. 1973.

Малахов С.Г. и др. Исследования динамики глобальных радиоактивных выпадений на территории СССР в 1963–1967 гг. – Тр. ИЭМ, вып. 17, 1970.

Малахов С.Г., Силантьев А.Н., Чуркин В.Н. и др. О некоторых закономерностях глобальных радиоактивных выпадений из атмосферы. – Тр. ИЭМ. вып. 1/32/, 1972.

Масиюнас Л.И., Богдановичюте И.И. Сб. Геохимия ландшафта, вып. 5, 1970.

Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975.

Молчанов И.В., Боченина Н.В. Мхи как накопители радионуклидов. – Экология. №3, 1980.

Немерюк Г.Е. Миграция солей в атмосферу при транспирации. – Физиология растений. т. 17, вып.4, 1970.

Павлоцкая Ф.И., Тюрюканова Э.Б., Баранов В.И. Глобальное распределение радиоактивного стронция на земной поверхности. М.: Наука, 1970.

Перцов Л.А. Природная радиоактивность биосферы. Атомиздат, 1964.

Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М. 1966. с. 34–46.

Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М. 1975. с. 99–106.

Поляков Ю.А. Радиоэкология и дезактивация почв. М.: Атомиздат. 1970.

Ровинский Ф.Я., Егоров Е.И., Петрухин В.А., Афанасьев М.И. Исследования фонового загрязнения атмосферы. Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. – Тр. Ш Международного симпозиума. Т. 2, Гидрометеиздат, 1986.

Ровинский Ф.Я., Колосков И.А., Черханов Ю.П., Воронцов А.И., Пастухов Б.П., Русина Е.Н. Материалы фоновый комплексный мониторинг загрязнения природных сред. - Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1980.

Селезнёва Е.С. Фоновые характеристики химического состава атмосферных осадков как критерий для размещения станций глобального мониторинга. Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. - Тр. международного симпозиума. Л.: Гидрометеиздат, 1980.

Силантьев А.Н., Полякова Т.В., Мизина А.С., Трушкова С.В. Влияние некоторых климатических условий на распределение глобальных радиоактивных выпадений. - Тр. ИЭМ, вып. 6/64/, 1977.

Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Гидрометеиздат, 1983.

Толкачева Г.А., Аксенова Л.А., Конюхов В.Г. Мониторинг атмосферных выпадений в Среднеазиатском регионе.

Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. - Тр. Ш Международного симпозиума. Т. 2, Гидрометеиздат, 1986.

Труфакин В.А., Малахов С.Г. О корреляции между концентрациями продуктов взрывов в приземном слое воздуха в ряде пунктов умеренных широт Северного полушария. - Тр. ИЭМ, вып. 6/64/, 1977.

Радиоактивное загрязнение внешней среды. Под. ред. Шведова В.И. М., 1962.

Хрыневич Р. Загрязнение воздуха и атмосферных осадков тяжелыми металлами в фоновых районах Польши. Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. - Тр. Ш Международного симпозиума. Т. 2. Гидрометеиздат, 1986, с. 269.

Шепези Д.М. Относительно масштабов различных процессов загрязнения воздуха. Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды. - Тр. Международного симпозиума. Гидрометеиздат, 1980.

Шубко В.М., Курчатов В.В. Выпадение долгоживущих продуктов деления на территории СССР в 1961 г. М.: Госатомиздат, 1962.

Юнге Х. Химический состав и радиоактивность атмосферы. М.: Мир, 1965.

Smith R.M., Twiss P.C. et.al. Dust deposition in relation site, season and climatic variables. Soil Science Soc. Amer. Proc., 34, NI, 1970.
Czanowska R., Reiment -Grochowska. Acta Soc. Bot. Pol., 1974, 43.

ОГЛАВЛЕНИЕ

1. Введение	
П. Методика	
Ш. Атмосферные отложения	
1У. Химический состав отл	
У. Радиоактивные выпадени	
У1. О применении мхов в к	
нения атмосферы	
Заклучение	
Литература	

Юнге Х. Химический состав и радиоактивность атмосферы. М.: Мир, 1965.

Smith R.M., Twiss P.C. et.al. Dust deposition in relation site, season and climatic variables. Soil Science Soc. Amer. Proc., 34, N1, 1970.

Czanowska R., Reiment -Grochowska. Acta Soc. Bot. Pol., 1974, 43.

Виктория Левоновна Ананян
Левон Александрович Араратян

АТМОСФЕРНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ, ИХ ХИМИЧЕСКИЙ
СОСТАВ И РАДИОАКТИВНОСТЬ В АРМЯНСКОЙ ССР

Редактор издательства И.Г. Апкарян
Тех. редактор Р.Х. Геворгян
Корректор З. Е. Аракелян

Набрано на наборно-пишущей машине
оператором Г.О. Погосян

ИБ № 1613

Сдано в производство 18.04.1990 г.,
подписано к печати 11.03.1990 г.
ВФ 03467. Формат 60x84 1/16.
Бумага № 2. Офсетная печать.
Печ. л. 5,88. Усл. печ. л. 5,4.
Учетно-изд. л. 4,17. Тираж **632**
Зак. № **949** Изд. № 7720.
Цена 90 коп.

Издательство АН АрмССР, 375019, Ереван,
пр. Маршала Баграмяна 24 г.
Типография Издательства АН АрмССР, 378310, г. Эчмиадзин.

90 к.

5264