

УДК 577.47 : 546.81 : 502.7

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ПРОБЛЕМЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ И ВНУТРЕННЕЙ СРЕДЫ СВИНЦОМ

Затонская В. М., Лобанов Ф. И., Макаров Н. В.

Обсуждены опубликованные в последние годы работы по исследованию загрязнения биосфера свинцом. Рассмотрены многообразные источники поступления свинца в атмосферу и гидросферу, вопросы загрязнения почв, растений, водорослей, организма животных и человека вследствие повышенной адсорбции и аккумуляции свинца. Освещен вопрос о химических формах нахождения свинца в окружающей среде, включая и внутреннюю среду.

Библиография — 153 ссылки.

ОГЛАВЛЕНИЕ

I. Введение	693
II. Свинец в атмосфере	694
III. Загрязнение почвы и растений свинцом	698
IV. Свинец в гидросфере	702
V. Влияние свинца на живые организмы	706

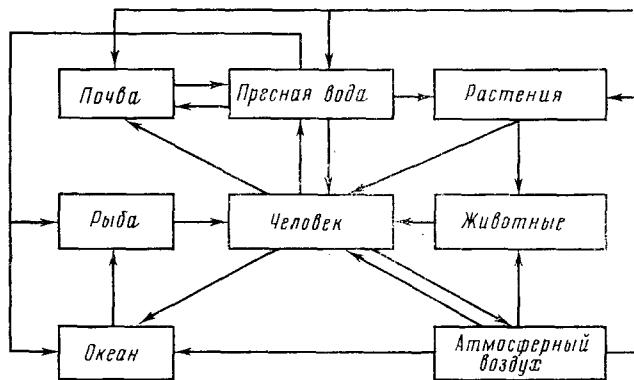
I. ВВЕДЕНИЕ

Производство и потребление свинца, используемого в различных отраслях промышленности, постоянно растет; при этом одновременно возрастает его поступление в биосферу. Так, в США в 1964 г. в атмосферу выброшено 100 тыс. т свинца, что составило 10% от общего индустриального потребления свинца, а в 1968 г.— 184 316 тонн [1]. По данным ЮНЕСКО, ежегодно с водами рек в моря попадает свыше 2,3 млн. т свинца. Источником загрязнений мирового океана свинцом является также атмосфера. Так, по подсчетам [2] на его поверхность ежегодно выпадает 200 тыс. т свинца.

Число публикаций, посвященных проблеме загрязнения окружающей среды свинцом, обширно, поскольку свинец загрязняет различные объекты — атмосферу, гидросферу, почвы. Многие растения, произрастающие на почвах, загрязненных свинцом, аккумулируют его. Концентрация свинца в таких обогащенных свинцом растениях превышает нормальное его содержание в 2—100 раз [3—4]. Накопление свинца растениями заслуживает внимания, так как обогащенными им оказываются не только дикорастущие, но и культурные растения, которые являются продуктами питания людей. Свинец может концентрироваться на всех уровнях водной цепи питания, как в водорослях, так и в моллюсках, рыбе [5]. В последнее время появились работы, в которых обнаружены большие количества свинца в мясе и внутренних органах домашних животных, употребляемых в пищу [6, 7]. Свинец попадает в организм человека с водой и с пищей.

Цель питания не является единственным источником поступления свинца в организм человека. Загрязнение атмосферного воздуха свинцом также способствует его проникновению в организм. Все большее число исследований свидетельствует о том, что основной источник по-

ступающего в организм свинца — воздух, загрязненный антидетонационными добавками, которые содержат алкильные соединения свинца [8—10]. В составе органических соединений [11], а также с мазями и косметическими средствами свинец может проникать через кожу, но, по-видимому, незначительно [12]. Таким образом, имеются два основных пути хронического воздействия свинца на человека — оральный и дыхательный. На рисунке изображена схема миграции свинца в биосфере.



Показателем глобальности загрязнения окружающей среды свинцом является повышение содержания его в полярных льдах. Так, за последние 25 лет содержание свинца в снежном покрове Гренландии увеличилось в 400 раз [13]. Свинец найден также в почве удаленных от промышленных районов северных лесов, где он откладывается со скоростью 305 грамм на гектар в год [14]. Это говорит о том, что миграция свинца в окружающей среде происходит через атмосферу в виде аэрозолей свинца и его соединений, и проблема загрязнения окружающей среды свинцом превращается в международную, так как государственных границ для передвижения атмосферных загрязнений не существует.

II. СВИНЕЦ В АТМОСФЕРЕ

1. Источники поступления свинца в атмосферу

Источники поступления свинца в атмосферу можно разделить на природные и антропогенные. К первым относятся ветровая пыль, лесные пожары, извержения вулканов, морская водяная пыль и продукты разложения растений. По данным работы [14], ежегодное мировое поступление свинца в атмосферу из природных источников составляет $24,5 \cdot 10^6$ кг.

К антропогенным источникам свинца относятся свинцовые рудники; предприятия, производящие выплавку свинца и переплавку свинецсодержащих изделий; предприятия по производству различных соединений свинца; предприятия черной и цветной металлургии. Значительное загрязнение атмосферы свинцом происходит при сжигании угля, торфа, древесины, нефтяных горючих веществ, использующихся в двигателях внутреннего сгорания, при сжигании отходов, при очистке цистерн и баков для хранения бензина.

Антропогенная эмиссия свинца составляет $449 \cdot 10^6$ кг в год [14] и превышает природную более чем на порядок. При этом количество свинца, поступающего в атмосферу при сжигании бензина, который со-

держит антидетонационные соединения, составляет $\sim 60\%$ от общей эмиссии из антропогенных источников.

Общее количество свинца, распространившееся в мировых экосистемах через атмосферу за время цивилизации, составляет $20 \cdot 10^9$ кг [14]. Резкое увеличение эмиссии наблюдалось в начале XX века, а затем в 1923 г., когда стали вводить антидетонационные алкилы содержащие производные свинца в бензин.

2. Свинец в выхлопных газах автотранспорта

Одним из главных источников поступления свинца в окружающую среду являются выхлопные газы автомобильного и авиационного транспорта. Выбросы автотранспорта в ряде городов высокоразвитых капиталистических стран составляют 57—95% загрязнения воздуха, в Москве — более 40%, в СССР в среднем 13,3% [15]. При эксплуатации автомобиль выделяет в окружающую среду свыше 100 различных соединений, большинство из которых оказывает вредное воздействие на окружающую среду.

Результаты изучения загрязнения воздуха свинцом из соединений, применяющихся в качестве антидетонатора для двигателей внутреннего сгорания, приведены в работе [17]. Авторы этой работы с помощью ^{203}Pb определяли количество свинца, осевшего на листьях растений, почве, траве. Найдено, что на поверхности растений легче оседают мелкие аэрозольные частицы (0,01—0,03 мкм), чем крупные (0,2—0,25 мкм). Только 10% от общего количества содержащегося в выхлопных газах свинца оседает на расстоянии 30 м от автострады с интенсивностью движения 40 000 автомашин в час; остальные включающие свинец частицы находятся во взвешенном состоянии и оседают на значительно большем расстоянии от шоссе.

В основном антидетонационные добавки включают алкильные производные свинца: $\text{Pb}(\text{CH}_3)_4$, $\text{Pb}(\text{CH}_3)_3(\text{C}_2\text{H}_5)$, $\text{Pb}(\text{CH}_3)_2(\text{C}_2\text{H}_5)_2$, $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$. При сгорании топлива существенная часть органически связанныго свинца разлагается и выбрасывается в атмосферу в виде неорганических солей; однако небольшое количество выбрасывается в неизмененном виде. В работе [18] приведены результаты изучения уровней содержания органических и неорганических соединений свинца в воздухе. Путем отбора проб на фильтры с диаметром пор 0,01 мкм и использования газохроматографического метода анализа можно различно определять концентрации органических и неорганических соединений элемента. Установлено, что большая часть обнаруженного в атмосфере свинца находится в неорганическом виде, а концентрации органических соединений свинца в воздухе очень низки и составляют 10^2 — 10^3 мкг/м³.

В обзоре [19], посвященном вопросу загрязнения атмосферы тетраэтилсвинцом (ТЭС) и тетраметилсвинцом (ТМС), отмечается, что содержание их в атмосфере составляет <5% от общего количества свинца в атмосфере. Этот факт автор [19] объясняет двумя причинами: довольно быстрым фотохимическим разложением этих соединений, а также наличием в атмосфере веществ, ускоряющих их разложение. В качестве таких веществ наиболее активны NO_x , O_3 , атомарный кислород, радикалы OH^\cdot , CO^\cdot и др., причем реакции алкильных производных свинца с этими веществами идут довольно быстро и в темноте. Исследована кинетика и механизм основных гомогенных реакций ТМС и ТЭС в атмосфере [20]. Найдено, что алкильные соединения свинца относительно стабильны в темноте и имеют период полураспада 320 и

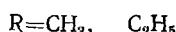
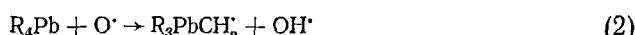
100 ч для ТМС и ТЭС соответственно в очищенном сухом воздухе. Оба соединения неустойчивы к воздействию УФ-облучения и распадаются на свету по реакции первого порядка с константами скорости фотолитического разложения $3,4 \cdot 10^{-4}$ мин⁻¹ для ТМС и $1,3 \cdot 10^{-3}$ мин⁻¹ для ТЭС (после вычитания соответствующих величин для реакций, протекающих в темноте).

Таким образом, скорость фотолиза ТЭС почти в четыре раза выше скорости фотолиза ТМС. Вероятно поэтому в воздухе около автотрасс с сильным движением автотранспорта из алкильных соединений свинца можно определить только ТМС, содержание которого составляет 1—20% от общей концентрации свинца в воздухе [21]. В отношении механизма гомогенных реакций тетраалкилсвинца авторы [20] сделали вывод о том, что он аналогичен механизму реакций распада углеводородов. Реакции взаимодействия ТМС и ТЭС с O_3 , O^\cdot и OH^\cdot аналогичны реакциям алкенов, в частности этилена и пропилена.

Предложен следующий механизм реакции взаимодействия ТМС с озоном [20]:

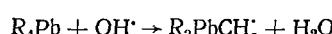


Определена константа скорости данной реакции, равная $1,9 \cdot 10^{-3}$ (р. р. м.)⁻¹·мин⁻¹. Константа скорости реакции ТЭС с озоном равна $1,6 \cdot 10^{-2}$ (р. р. м.)⁻¹·мин⁻¹. Взаимодействие алкильных производных свинца с атомарным кислородом может протекать либо по реакции (1), либо по реакции (2):



При этом константы скорости реакций равны $7,0 \cdot 10^2$ и $18,9 \cdot 10^2$ (р. р. м.)⁻¹·мин⁻¹ для ТМС и ТЭС соответственно [20].

Наиболее вероятно взаимодействие радикалов OH^\cdot с тетралкилсвинцом протекает по схеме:



Константы скорости равны $13,3 \cdot 10^3$ и $11,7 \cdot 10^4$ (р. р. м.)⁻¹·мин⁻¹ для ТМС и ТЭС соответственно.

По данным [22], концентрация тетраалкилсвинца в городском воздухе вблизи автострад в среднем равна 0,1 мкг/м³ и составляет меньше 5% общего содержания свинца, что совпадает с результатами работы [19].

От 80 до 100% свинецсодержащих соединений, найденных в выхлопных газах автомобилей, приходится на долю галогенидов свинца $PbBr_2$, $PbCl_2$, $PbBrCl$, α - и β -форм двойной соли $2PbBrCl \cdot NH_4Cl$. Детальное исследование состава и размеров частиц в выхлопных газах проведено в [23] с использованием сканирующего микроскопа. Найдено, что большие частицы (> 200 мкм) содержат в основном $PbBrCl$, $2PbO \cdot PbBrCl$ и незначительные количества $PbSO_4$, $Pb_3(PO_4)_2$; в частицах размером 2—10 мкм основным соединением свинца является $PbBrCl$. Частицы с диаметром > 5 мкм содержат 20—30% Pb, частицы размером 1—5 мкм содержат 50—70% Pb и только 5% Pb содержится в субмикрочастицах.

Более 90% частиц в выхлопных газах имеют размер < 2 мкм. Таким образом, вследствие высокой дисперсности частиц выхлопных газов автотранспорта возможности проникновения в организм свинца дыха-

тельным путем высоки. Отметим, что концентрация свинца в воздухе городов принимает угрожающие размеры, если учесть, что 1 литр бензина содержит 200—600 мг свинца, 50—70% которого выбрасывается в воздух с выхлопными газами [24]. Возможными путями борьбы с загрязнениями окружающей среды свинцом являются создание принципиально новых двигателей, создание новых катализаторов и применение неэтилированного бензина. Результаты опытов показали уменьшение содержания свинца в воздухе районов города с уменьшенным автомобильным движением [25].

3. Содержание свинца в атмосфере и его биологическое действие

Хотя мнения о механизме поглощения свинца через дыхательные пути разноречивы, предполагается, что значительная часть вдыхаемого свинца попадает в кровь через трахеобронхиальную систему. По данным [21], 35% общего количества вдыхаемого свинца попадает в кровь.

В работе [26] приводятся результаты, полученные при ингаляции крыс в течение 40—60 мин аэрозолем выхлопных газов двигателей, которые работали на бензине с добавкой ТЭС с изотопом ^{203}Pb . Авторы предполагают, что всасывание свинца у крыс происходит в основном через легкие, а не через желудочно-кишечный тракт. Замечено, что процессы всасывания свинца при ингаляции довольно близки у крыс и у человека, но метаболизм всосавшегося свинца имеет существенные различия.

Авторы работы [27] подвергали бабуинов ингаляции пылью Pb_3O_4 (диаметр частиц 3,2 мкм) в концентрации 1,5 мкг/м³ по 4 часа в день в течение 26 дней. Найдено, что если исходное содержание свинца в крови составляло 9,9 мкг/100 мл, то после 24 час ингаляции оно поднялось до 19, а через двое суток до 41 мкг/100 мл.

В работе [28] приведены данные о концентрации свинца в пыли воздуха крупных городов промышленных центров Канады, которые превышают природные концентрации в 18—300 раз. При вдыхании 0,1 г пыли с концентрацией свинца 1500 мкг/г, что примерно соответствует уровню его содержания в пыли промышленного города среднего масштаба, человек накапливает до 20 мкг свинца. В сельской местности поглощение свинца с пылью составляет 5% от его общего дневного поступления (с пищей, водой и воздухом), а в крупном промышленном городе — 60%.

Люди, постоянно подвергающиеся действию воздуха, содержащего 4,5 мкг/м³ свинца (концентрация над большинством крупных городов), поглощают 91 мкг свинца в сутки. В зависимости от размера частиц в организме задерживается примерно 30—40% поглощенного таким путем свинца, что составляет 36 мкг в сутки [29]. В Филадельфии у 11 женщин, живущих в городских районах, уровень свинца в крови составлял 29 мкг/100 г и более, при концентрации свинца в городском воздухе 1,7 мкг/м³ [25].

Во многих работах подчеркивается, что уровень свинца в крови зависит от множества различных факторов, а не только от уровня содержания свинца в атмосфере. Так, в работе [30] описано подробное изучение биологического действия аэрозолей свинца на жителей Токио. Предельное значение концентрации свинца в атмосфере составляло 0,63 мкг/м³. Значение уровня в крови колебалось в области 16,8—18,7 мкг/100 мл в зависимости от места жительства и работы. Однако

положительной корреляции концентрации свинца в крови с уровнем содержания свинца в атмосфере не было установлено. Не найдено корреляции и в [31] при изучении биологического действия содержания свинца в атмосфере на жителей семи американских городов. Однако в работе [32] показано, что содержание свинца в крови жителей Тегерана тесно связано с уличным движением; при этом концентрация свинца в крови увеличивалась с возрастом и была выше у больных раком, чем у здоровых людей. В Италии был проверен уровень свинца в крови людей, живущих в городском, индустриальном районах и районе керамической промышленности [33]. Средние величины содержания свинца в крови были равны соответственно 26,02; 32,21; 58,06 мкг/100 мл. Содержание свинца в крови было выше у мужчин, чем у женщин, и у курящих мужчин выше, чем у некурящих. Таким образом, курение можно рассматривать как один из путей проникновения свинца в организм человека.

Данные работы [25] показывают, что средний уровень свинца в крови увеличивается незначительно под воздействием воздуха с содержанием свинца ~ 2 мкг/м³; при этом уровень свинца в воздухе у большинства людей концентрация свинца в крови ~ 30 мкг/100 мл. Авторы работы [34] рассчитали, что при пребывании в атмосфере, содержащей свинец в концентрации 2 мкг/м³, количество поглощенного из дыхательных путей свинца составляет в среднем 14 мкг в день. Средние величины содержания свинца в крови городских жителей различных стран имеют значения: 12,1 мкг/100 мл [35], 25 мкг/100 мл [36], 43 мкг/100 мл [37].

III. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЫ И РАСТЕНИЙ СВИНЦОМ

1. Свинец в почве вблизи плавилен, рудников, предприятий

Кларковый уровень свинца в земной коре составляет $1,6 \cdot 10^{-3}\%$ [38]. В районах заброшенных свинцовых рудников и плавиль, предприятий, связанных с производством свинца и его соединений, уровень содержания этого металла в почве, особенно в ее поверхностных слоях, значительно выше. Чрезвычайно высокие концентрации Pb (>5000 мкг/г) найдены в верхних слоях почв в непосредственной близости от предприятий по переработке металлического лома и использованных батарей и возле складов заводов, производящих батареи.

Показано [39], что содержание свинца уменьшается экспоненциально с удалением от источника загрязнения. Аналогичные данные приводятся и в других работах. Пыль и образцы грязи, собранные на земле на расстоянии 1 км от плавиль, содержали 3541—5466 мкг/г свинца, а в 2,5 км — 397 мкг/г [40]. Во многих работах, посвященных определению свинца в почвах вблизи предприятий, также обнаружен высокий уровень его содержания [41—43]. Следует отметить, что в почве дворов и отведенных под игры участков, удаленных от предприятий и автомагистралей, концентрации свинца составляли 800 мкг/г (в 900 образцах почв) [44].

Свинец накапливается в почве не только вследствие загрязнения ее выбросами промышленных предприятий, но и, как отмечено выше, в результате загрязнения атмосферного воздуха выхлопными газами автотранспорта. Вблизи автострад концентрация свинца в почве и в пыли, покрывающей растения, увеличена. По результатам работы [45], самые высокие количества свинца обнаружены на расстоянии от 10 м

от дороги; с удалением от автострад концентрация свинца уменьшается. В работе [46] определено, что свинец аккумулируется на поверхности почв в слоях глубиной 0—5 см. Образцы, взятые на рисовых полях в 3—5 метрах от автотрассы, содержат 11—110 мкг/г Pb; в образцах, взятых на расстоянии больше 3—5 метров, кларковый уровень свинца не превышен.

Способность свинца к адсорбции различными почвами чрезвычайно высока. Так, при изучении распределения ионов металлов между почвой и раствором установлено [47], что в области pH 3,5—4,5 адсорбция уменьшается в следующем порядке: Pb>Cu>Cd~Zn>Ca. Абсолютные количества адсорбированных ионов увеличиваются с ростом концентрации их в растворах, полупериод адсорбции и десорбции находится в области 5—15 с. Поскольку почва является сложной многокомпонентной системой, включающей в себя кроме органических и неорганических ингредиентов также грибы и ферменты, то можно ожидать, что свинец будет оказывать на них влияние. В эксперименте по изучению влияния свинца на самоочищающую способность почвы обнаружено [48], что из всех показателей биологической активности почвы наиболее чувствительна к воздействию свинца активность ферментов. Свинец в концентрации 100 мкг на 100 г почвы достаточно угнетает дегидрогеназную активность почвы. При изучении токсичного воздействия на ферменты почвы салицилата, ацетата и окиси свинца оказалось, что наиболее угнетает ферментативную активность салицилат, а наименее — окись свинца [49], т. е. наибольшее влияние оказывает более водорастворимое соединение.

2. Загрязнение свинцом растений

На возможность стимулирующего действия свинца в малых концентрациях на растения указывается в отечественных работах [50, 51]. Однако вопрос о зависимости между концентрациями свинца в почве и оказываемым биологическим эффектом в этих работах не решен. В работах последних лет большое внимание уделяется установлению корреляции между количеством вносимого в почву свинца и его действием на развитие растений. Так, в работе [52] установлено, что внесение в почву уксуснокислого свинца в концентрации 100 мг/кг, углекислого свинца в концентрациях 500 и 5000 мг/кг оказало положительное влияние на рост и развитие пшеницы Харьковская-46. В то же время ацетат свинца в концентрации 500 и 5000 мг/кг вызвал угнетение роста растений. Разное действие солей свинца связывается со слабой усвоемостью карбоната свинца вследствие его низкой растворимости, а также с изменением pH почвенного раствора при внесении солей свинца. В [52] не приводится данных по содержанию свинца в самом растении.

В работе [53] указывается, что внесение свинца в почву в концентрациях до 1000 мкг/г не оказывает влияния на рожь и овсяницу, посаженные в илистый суглинок. Дальнейшее повышение концентрации свинца приводит к резкому уменьшению скорости роста. Внесение удобрения не уменьшает вредного влияния свинца при его концентрации >1000 мкг/г.

По данным [54], кларковое содержание свинца в растениях составляет $1,0 \cdot 10^{-4}\%$. В районах с почвами, загрязненными выбросами промышленных предприятий и автотранспортом, установлен факт аккумуляции свинца растениями. В работе [3] исследована аккумуляция свинца растениями, выросшими на почвах с различным его содержанием. Резуль-

зультаты показали, что картофель, капуста, томаты, огурцы, лук и морковь, выросшие на почвах с содержанием свинца 220—480 мг/кг, содержат его в 2—5 раз больше, чем овощи, выросшие в тех же климатических условиях, но на почвах с меньшими содержанием свинца — 18 мг/кг. Авторы [3] делают вывод о том, что концентрация свинца в овощах в среднем на два порядка меньше, чем его концентрация в почве, на которой они выросли, и что аккумуляция свинца растениями на обогащенных почвах по сравнению с таковой на почвах нормальных различается не более чем в 10 раз.

Установлено [4], что разные растения способны поглощать в одинаковых условиях различные количества свинца. Минимальное количество свинца обнаружено в семенах бобовых культур — горохе и фасоли. Максимальное количество содержалось в листьях репы и кабачках — 16,2 и 22,4 мг/кг соответственно. В среднем в большинстве растений содержание свинца составило 2—3 мг/кг. При внесении свинца в почву в виде водного раствора уксуснокислой соли в дозах 50 и 100 мг/кг почвы в листьях салата накапливалось свинца в 17 и 32 раза больше соответственно, чем в контрольных растениях. Для большинства растений наблюдалась пропорциональная зависимость между содержанием свинца в почве и накоплением его в растениях.

О способности салата значительно аккумулировать свинец сообщается и в работе [55], в которой изучены видовые реакции салата на свинец. Девять видов салата выращивали методом гидропоники с добавлением в питательную среду свинца в концентрациях 0,1—50 мг/кг. Показано, что низкие концентрации свинца (0,1—0,5 мг/кг) стимулировали рост корневой и верхушечной частей салата, особенно в ранние сроки, а концентрации >50 мг/кг существенно угнетали рост растений через 4—6 недель. Выявлены различия в реакциях рассмотренных видов салата, которые характеризуются близким морфологическим строением, что указывает на генетическую регуляцию физических механизмов усвоения и перемещения свинца в растениях. Сделано предположение, что видовая селекция может позволить получить растения со сниженной способностью к накоплению свинца и тем самым свести к минимуму опасность поступления свинца в организм с пищей. Важный вывод сделан в работе [56] о том, что содержание свинца в растениях гороха в горшках с загрязненной свинцом почвой коррелировало с уровнем водно-экстрагируемого свинца, а не с общим его содержанием в почве.

Как было отмечено выше, придорожные растения вблизи шоссе с большим автомобильным движением либо вблизи промышленных предприятий содержат значительно большее количество свинца, чем растения в районах, не подверженных влиянию автотранспорта и промышленных загрязнений. Так, в хлебных злаках, растущих на подверженных загрязнению свинцом почвах, заметно повышается его содержание [57]. В непосредственной близости от автотрассы установлена максимальная концентрация свинца в траве, равная 206 мг/кг [58].

В течение ряда лет авторы работ [59—61] исследовали содержание Hg, Pb, Cd в образцах пшеницы, ржи и в продуктах их переработки. Установлено, что свинец содержится в зерне в количестве 0,1—0,2 мг/кг и сконцентрирован в наружных слоях зерна. Содержание Pb связано с районом произрастания растений и особенно велико для полей, расположенных вблизи индустриальных центров. При шелушении зерна удаляется до 70% Pb; в муку при помоле канадской пшеницы «дурум» попадает ~40% свинца, содержащегося в зерне. Показано [60], что без вреда для здоровья в организм человека может попадать ежено-

дельно 3 мг Pb. Указывается [60], что допустимая норма содержания в пищевых продуктах составляет $\leq 0,5$ мг/кг Pb. В ряде работ подчеркивается, что если придерживаться методических инструкций по выращиванию и сбору урожая, то в настоящее время не имеется острой опасности для здоровья людей, обусловленной загрязнением свинцом пищевых продуктов в связи с выбросами автотранспорта.

Многолетние исследования [62–64] показали способность лишайников аккумулировать радиоактивный изотоп ^{210}Pb . Источником поступления ^{210}Pb в биосферу является естественный распад в цепочки ^{226}Ra . Большой период полураспада ^{210}Pb обеспечивает глобальность распределения изотопа в атмосфере и равномерное выпадение его на земную поверхность. Кумулятивные свойства лишайников обусловливают повышение концентрации свинца по всем участникам цепочки: лишайник \rightarrow олень \rightarrow человек. По данным [62], 1 кг сухого лишайника содержит $7,6 \cdot 10^{-9}$ Ки ^{210}Pb .

В литературе имеются сведения о способности грибов концентрировать свинец [65, 66]. Свинец в концентрации 5,34–80,98 мг/кг обнаружен в большинстве грибов дождевиков, собранных в 23–24 м от автомагистрали. Концентрация металла в мытых и немытых грибах практически одинакова, причем основное его количество находится в шляпках грибов [65]. По данным работы [66], наибольшее количество свинца содержится в грибах *Psalliota campestris* — 1,0 мг на кг сухого веса.

3. Свинец в морских водорослях

Многие водоросли, так же как и наземные растения, способны аккумулировать тяжелые металлы. Авторы работы [67] установили, что при достаточном освещении густые заросли некоторых водорослей содержат свинец в количестве > 70 г/кг сухой массы. Тщательная промывка водорослей в пресной воде удаляла менее 10% связанных тяжелых металлов. Экспозиция образцов водорослей в растворенных солях свинца привела к быстрому обмену ионов Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , которые являются внеклеточными катионами и связаны с наружными поверхностями стенок и плазматических мембран. При экспозиции водорослей в ацетате свинца (концентрация свинца 100–500 мг/кг) проявляются чрезмерно большие потери органического вещества, что указывает на повреждение клеток [68].

Эксперименты с природными зарослями водорослей показывают, что вблизи промышленных сбросов тяжелые металлы, такие как свинец, могут накапливаться до значительных уровней без какого-либо явного физиологического вреда для водных организмов. Возможно, что внедрение тяжелых металлов вдоль стенки клетки защищает нормальное состояние метаболических ферментов и клеточные структуры. Однако еще не было сделано попытки определить относительную распространенность физиологически безвредного свинца внутри или на оболочке клетки. Растения, собранные в местах сброса промышленных стоков, содержат избыточные количества тяжелых металлов. Так, в месте обитания *Ulva fenestrata* в бухте Японского моря, где концентрация свинца в воде составляет 0,01 мг/л, растение содержит свинец в 5,4 раза выше, чем в контрольной незагрязненной бухте [69].

Авторы объясняют повышенное содержание свинца в водорослях сродством свинца к сульфидрильным группам белков. Отмечается, что изменения геохимических факторов среды в загрязненной бухте привели к адаптации водной растительности и к изменению ее минерального состава. Замедленное влияние свинца на рост клеток благодаря мед-

ленной его аккумуляции отмечается и в других работах. Так, в работе [70] изучено влияние Cu и Pb на рост и пигментацию морских водорослей. Даже низкие концентрации свинца склонны понижать количество хлорофилла и каротиноида. Кроме этого угнеталось производство кислорода при освещении. Однако свинец не следует рассматривать как чрезвычайно токсичный для водорослей. Авторы работы [71] показали, что накопление водорослями и водными растениями свинца связано с загрязнением донного грунта при сбросе в водоемы снега, убранного с городских территорий с интенсивным движением автотранспорта.

В [72] изучена токсичность ТМС по отношению к водоросли *Scenedesmus quadricauda*, растущей в пресной воде. При пробулькивании биологически генерированного ТМС из склянки с раствором свинца в концентрации 5 мг/л в среду с водорослью рост ее клеток сократился с 85 до 32%. Клетки, подвергшиеся воздействию свинца, имеют тенденцию соединяться вместе. Наблюдались изменения в тонкой структуре клеток.

IV. СВИНЕЦ В ГИДРОСФЕРЕ

По данным Чоу [73], соединения свинца вводятся в океаны с континентальной водой в среднем в количестве $1,7 \cdot 10^{10}$ г в год. Главный вклад свинца в гидросферу обусловлен индустриальными сточными водами, выпадением радиоактивных осадков, использованием в речном транспорте моторов, работающих на нефтяном топливе. Оценено [74], что содержание свинца в поверхностных слоях пресной воды возросло с доисторических времен по настоящее время от 0,5 до 5 мкг/л.

Как отмечалось в предыдущих главах, перенос и распределение свинца из различных источников в основном происходит через атмосферу. Крупные частицы, содержащие свинец оседают вдоль дорог и обуславливают высокий уровень его в почвах. Аэрозоли с частицами меньших размеров переносятся токами воздуха и распыляются вокруг земного шара. При выпадении снега и дождя эти соединения свинца «вымываются» из слоев атмосферы, попадая в почву и гидросферу. Естественно, что содержание свинца в дождевой воде коррелирует с локальным содержанием его в атмосферном воздухе, интенсивностью движения автотранспорта, степенью индустриальности района. По результатам работы [75], средняя концентрация свинца в дождевой воде в 16 пунктах Европейской территории СССР в 1968—1969 гг. составила 5,5 мкг/л. Авторы работы [76] определили, что среднее отложение свинца, выпадающего с дождем, составляет 20 г на гектар в месяц. В работе [77] проводилось определение содержания свинца в речных водах Юго-Западной части Франции. Отмечено, что содержание свинца варьировало от 14,4 до 0,2 мкг/л, и что выпадение свинца с атмосферным дождем было выше, чем его перенос речной водой.

1. Свинец в полярных снегах

Исследование полярных снегов, замороженные пласты которых обеспечивают хронологичность, является надежным способом оценить во времени антропогенный вклад свинца в окружающую среду. В работе [78] приведены результаты исследований концентраций 12 тяжелых металлов, включая свинец, в снегах восточной Антарктиды с 1914 по 1974 гг. Найдено, что Pb, Cd, Cu, Zn и Ag значительно обогатили снега уже 60 лет назад, и что факторы обогащения, найденные в 1914 г., сопоставимы с определенными в настоящее время. Концентрации тяжелых металлов были выше ожидаемых на основании значений средних в-

личин для земной коры и морской воды, и для свинца были равны 0,018 и 0,04 мкг/кг в зависимости от сорта фильтров. Авторы [78] считают, что источниками тяжелых элементов в полярных снегах могут быть их эмиссия из поверхностных микрослоев океана и из растений, и человеческая деятельность. Но наиболее вероятным источником они считают вулканическую активность, так как изменения концентраций металлов во времени совпадают с исторической регистрацией вулканических аэрозолей. Доказательства того, что вулканические аэрозоли могут достигать Антарктического ледового покрытия, приводились и раньше [79].

Результаты работы [78] согласуются с результатами, полученными другими авторами. Так, по данным работы [80], содержание свинца в образцах антарктического снега позже 1916 г. было равно 0,01 мкг/кг. В северной части Гренландии концентрация свинца оказалась больше, чем в Антарктиде. Содержание Pb в слоях льдов Гренландии, относящихся к 1753 г., что соответствует началу европейской индустриальной революции, составило 0,011 мкг/кг. Эта концентрация более чем в 25 раз превышает ее природный уровень. За период с 1933 по 1965 г. концентрация металла возросла до 0,20 мкг/кг, что уже в 500 раз превышает природный уровень. Авторы [80] объясняют такое увеличение содержания свинца в полярных льдах вкладом плавильных предприятий, сжиганием угля и свинецсодержащими антидетонационными добавками, активное применение которых началось с 1940 г.

Авторы работы [81] изучали изменение концентрации ^{210}Pb в ледниковом покрове Южного полюса в зависимости от глубины, с которой взят образец. Было проанализировано 92 образца, отобранных с глубины до 18 м. Анализ результатов показал, что от 1920 до 1954 г. происходило увеличение концентрации свинца. Авторы объясняют это либо изменением в скорости накопления снега, либо увеличением в снеге концентрации ^{210}Pb . Возможно, что оба фактора действовали одновременно.

2. Свинец в пресной воде

Концентрация свинца в пресных водах зависит от места отбора проб, от времени года, удаленности от индустриальных районов. В обзоре [73] приводятся результаты определения свинца в пресных водах. Свинец определяли в период 1956—1975 гг. в сорока двух водных источниках, расположенных в различных частях земного шара. Найдено, что средние концентрации свинца в пресных водах колеблются от 1 до 24 мкг/л, и в большинстве рек и озер находятся в области 1—10 мкг/л.

Большие количества тяжелых металлов находятся в поверхностном микрослое и в пене, взбитой ветром на поверхности рек и озер. Пена и поверхностные микрослои могут быть обогащены жирными кислотами, эфирами, спиртами, хлорированными углеводородами, микроэлементами, органическими и неорганическими формами Р, N, С. Обогащение пены тяжелыми металлами происходит благодаря загрязнению металлами поверхности воды, задержке частиц материалов в поверхностной пленке и в пузырях воздуха и за счет атмосферного вклада.

В работе [82] проанализирована пена, отобранная в 1973—1974 гг. у южных и восточных берегов озера Мендота. Образцы пены собирали в пластиковые цилиндры и после дестабилизации в темноте при 4°C в течение 24 час вольтамперометрическим методом определяли содержание тяжелых металлов. Показано, что 27—28% металла из дестабилизированной пены появляется в растворенной фазе. Значительная часть растворенного металла связывается в комплексы с органическими ве-

ществами или ассоциируется с коллоидной основой. Средняя концентрация свинца в пене равна 2,21 мг/л. Средний фактор обогащения твердых фракций нашли максимальным для свинца (1580); для остальных металлов — Cd, Zn, Cu он равен 800, 235, 80 соответственно. Следует отметить, что поверхностные слои и пена пока мало изучены с точки зрения накопления свинца и других тяжелых металлов.

В местах сброса городских и промышленных стоков концентрация свинца значительно повышена и может достигать 1000 мкг/л и более. В настоящее время в связи с борьбой за охрану окружающей среды, для защиты водоемов от загрязнения сточными водами промышленные предприятия имеют очистительные сооружения. В нашей стране действуют «Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами», в которых определены условия спуска сточных вод и установлены нормативы качества воды. Предельно допустимая концентрация (ПДК) свинца в водоемах санитарно-бытового водопользования составляет 0,1 мг/л; тетраэтилсвинец должен отсутствовать (в пределах наиболее чувствительного метода исследования) [83]. Для радиоактивных изотопов свинца установлены [91] следующие ПДК: ^{203}Pb — $1 \cdot 10^{-7}$ Ки/л; ^{210}Pb — $1 \cdot 10^{-11}$ Ки/л; ^{211}Pb — $5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л. При спуске сточных вод в черте любого населенного пункта требования, установленные для состава и свойств воды водоема, должны относиться к самим сточным водам, так как практически нельзя надеяться на разбавление и самоочищение [84].

Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) установлена предельно допустимая концентрация свинца в питьевой воде, равная 100 мкг/л; та же величина принята в качестве ПДК в Советском Союзе. В США и Канаде установлен предельный уровень 50 мкг/л, в Швеции — 20 мкг/л. Многие авторы предлагают снизить ПДК свинца, установленную ВОЗ. Так, авторы работы [85] предлагают установить предельную концентрацию свинца 30 мкг/л.

В некоторых странах, в которых в качестве водопроводных труб используются свинцовые трубы, питьевая вода может содержать повышенные количества свинца. Это относится к районам с мягкой водой со слабокислой реакцией, в которой увеличивается растворимость свинца. Средняя концентрация свинца в такой воде обычно колеблется в пределах 50—100 мкг/л, а в некоторых случаях достигает значения ≥ 300 мкг/л. Известны были случаи повышения концентрации свинца в воде до 600 мкг/л; когда свинцовые трубы в водопроводах были заменены, концентрация свинца в воде уменьшилась до 3 мкг/л [86].

3. Свинец в донных осадках

Содержание свинца в донных осадках рек, озер, морей различно и зависит от геохимических условий и антропогенного вклада. Концентрация свинца в донных осадках, отобранных в различных районах вблизи острова Лонг-Айленд (США), подвержена колебаниям в области 200—350 мг/кг [87]. Концентрация свинца на поверхности осадков озера Онтарио составила 120—137 мг/кг [88].

В работе [89] изучено распределение тяжелых металлов в донных осадках и водах Амурского залива и установлена степень загрязненности осадков в бухте Золотой Рог, где наблюдается большая антропогенная нагрузка. Степень загрязненности осадков бухты уменьшается в ряду $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr}$. В качестве показателя степени загрязнения осадков авторы приняли величину отношения средних концентраций элементов в донных осадках бухты Золотой Рог и Амурского

залива. Для свинца эта величина составляет 11,1 (донный осадок) и 1,6 (придонные воды). Приведенные коэффициенты свидетельствуют о том, что содержание свинца в осадках бухты значительно выше фоновых концентраций; это обусловлено высокой сорбционной способностью осадков и малой подвижностью металла в осадках. Подчеркивается локальный характер повышения концентраций тяжелых элементов, связанный со сбросом загрязняющих веществ в водный бассейн бухты: в осадках, отобранных на выходе из бухты, концентрации элементов уменьшаются.

В [90] проанализированы тремя независимыми методами осадки в бухте Ньюпорт (Калифорния). Найдено, что концентрации цинка и свинца увеличиваются в верхних пластиах, отложенных с 1955 г., когда началось промышленное развитие в водоразделе.

Состав донных осадков различных водоемов отличается друг от друга. Там, где преобладают глинистые породы, сорбция ионов частицами глины осуществляется за счет ионообменных процессов и под воздействием сил адгезии. Общая поглотительная способность глин по отношению к ионам тяжелых металлов зависит от их минерального состава и от pH среды [91]. С увеличением pH сорбционная емкость глин, как правило, повышается вследствие образования прочных гидроксокомплексов.

4. Химические формы свинца в гидросфере

Сложность поведения тяжелых металлов в гидросфере обусловлена наличием в воде большого количества органических и минеральных соединений абиотического происхождения и тех, которые образуются в процессе жизнедеятельности водных организмов и в результате их естественного отмирания или массовой гибели от неблагоприятных условий. Это — азотсодержащие вещества, органические кислоты, аминокислоты, витамины, гормоны, минеральные соли.

Определение общей концентрации следовых количеств металлов в природных водах для установления степени их токсичности по отношению к водным организмам и растениям может дать ошибочные результаты. В зависимости от химической формы металла, вода с большей концентрацией свинца может быть менее токсична, чем другая вода с меньшей его концентрацией. Ионная форма свинца более токсична для организмов, чем свинец, связанный в комплекс, и чем стабильнее комплекс, тем меньше его токсичность. Химическое поведение свинца в гидросфере — вопрос мало изученный. Недостаточно исследованы вопросы, связанные с формой химических соединений свинца, откладываемых в донных осадках; неизвестно, в виде каких соединений присутствует свинец в пресной и морской воде.

В работе [92] проведено химическое моделирование природы следов металлов в воде. Изучено поведение тяжелых металлов, в том числе свинца, в присутствии неорганических лигантов — CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , Br^- , F^- , NH_3 , PO_4^{3-} , OH^- и органических лигантов — этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА), цитрат-иона (Цит), гистидина, цистеина, аспаргиновой кислоты. Изучена адсорбция металлов на поверхности SiO_2 . Установлено, что свинец при $\text{pH} < 7,1$ присутствует в виде иона Pb^{2+} ; выше этого значения pH свинец существует в виде PbCO_3 и гидроксочастиц. Общая сумма карбоната и гидроксокомплексов свинца не превышает 15%. Комpleксы с сульфат-, хлорид-, бромид-ионами существуют в очень маленьких количествах. Изучение поведения свинца в присутствии органических лигантов показало, что полное комплексообразование происходит при $[\text{ЭДТА}] = 30 [\text{Pb}]$. Значительное связыва-

ние Pb^{2+} цитрат-ионом протекает, если концентрация лиганда более чем в 10 раз превышает концентрацию металла; так, при $[Цит] = 100 [Pb]$ связано 30% свинца в форме комплексов. Распределение свинца между водой и сорбирующей поверхностью зависит от доступности последней. С увеличением площади поверхности адсорбция металлов увеличивается. Наиболее легко адсорбируемый на SiO_2 металл — $Cu(II)$, затем следуют $Pb(II)$ и $Hg(II)$.

В системе осадок—вода свинец существует также в различных формах. Часть металла может оставаться в промежуточной воде в виде свободных или комплексных ионов, соединяться с нерастворимыми неорганическими и органическими веществами, адсорбироваться на поверхности осадков или включаться в кристаллическую структуру осадков.

В работе [93] изучено поведение различных органических веществ и тяжелых металлов в системе осадок—морская вода в различных окислительно-восстановительных условиях. Авторы исследовали три типичных вида природных донных осадков — глина, ил, песок и образцы морской воды над этими осадками. Содержание свинца в образцах осадков составило 177; 93,6 и 64,8 мг/кг при природном уровне 20—50 мг/кг; содержание свинца в морской воде, соответствующей осадкам, составляло 0,10; 0,04; 0,08 мкг/м³. Окислительные условия создавали путем понижения pH от 8,2—8,4 до 7—7,5; восстановительные условия — увеличением pH от 6,8 до 7—7,5. При окислительных условиях количество освобожденного из осадков свинца возрастало, а при восстановительных — уменьшалось по сравнению с природным уровнем свинца в морской воде. Это может быть объяснено образованием нерастворимого сульфида. Авторы [93] рассчитали растворимость $PbCO_3$ и PbS — предполагаемых контролируемых форм, константы образования основных частиц, существующих при конкретных условиях, и процентное содержание этих частиц по отношению к общей концентрации растворимого свинца. Экспериментальные данные показывают, что тип осадка (глина, ил, песок) не контролирует направления миграции элементов, которое регулируется химическим составом воды; принципиальным фактором являются окислительные или восстановительные условия.

V. ВЛИЯНИЕ СВИНЦА НА ЖИВЫЕ ОРГАНИЗМЫ

1. Свинец в организме животных

В литературе практически не встречается доказательств биологической необходимости свинца для жизнедеятельности организма, за исключением нескольких публикаций. В работе [94] сообщается, что добавление 1,0—2,5 мкг/г свинца (в виде ацетата) к диете, лишенной этого элемента, давало увеличение в росте крыс до 20%; окись и нитрат свинца производили тот же эффект. Некоторые данные свидетельствуют о том, что небольшие количества свинца в составе пищи не оказывают ни благоприятного, ни нежелательного воздействия. Описан опыт по скармливанию овцам бумаги из газет и журналов (23% их рациона) в течение 175 дней [95]. Свинец, содержащийся в бумаге, аккумулировался в тканях животных, но гистопатологические исследования с использованием электронного микроскопа не обнаружили поражений, связанных с диетой.

Однако большинство исследований на животных показало, что даже незначительное воздействие свинца вызывает видимые изменения в микроструктуре почек, печени, вызывает нарушение кровообращения,

изменения центральной нервной системы, уменьшение репродуктивной функции [96–98]. Биохимический эффект включает подавление активности аминолевулинатдегидратазы эритроцитов (АЛД), повышенное выделение δ -аминолевуленовой кислоты (АЛК) с мочой и повышение концентрации свинца в крови [99]. Снижение активности АЛД влечет нарушение синтеза гема. Кроме этого, свинец ингибитирует декарбоксилазу копропорфиринаогена, уропорфиринаогена.

Установлено ингибирующее действие $PbCl_2$ на активность аденоzin-трифосфатазы [100]. После введения нейтрального уксусно-кислого свинца при экспериментальной свинцововой интоксикации крыс обнаружено увеличение содержания нуклеиновых кислот в печени и почках. Степень повышения концентрации ДНК и РНК была пропорциональна введенной дозе Pb [101]. Свинец можно рассматривать как слабый мутаген, так как незначительное увеличение хромосомных aberrаций наблюдалось при действии максимальной испытуемой дозы 0,05 мг/кг [102]. Установлено также, что свинец нарушает нормальную репликацию и генетические процессы клетки, причем при дозах более низких, чем это необходимо для появления признаков токсического действия [103, 104].

Во многих работах приводятся данные о связи содержания свинца в крови с другими факторами состояния животных. Так, в [105] сообщается о повышенном содержании свинца в крови, сердце и аорте кроликов с атеросклерозом, вызванным богатой холестерином диетой, в [106] — об увеличении концентрации свинца в крови обезьян под влиянием психологического стресса.

На экспериментальных животных показано, что недостаток некоторых биогенных элементов и витаминов, так же как и высокое содержание жиров в пище, увеличивает токсичность свинца. Усиление отравления свинцом может происходить при избытке или дефиците белка в диете. Недостаток минеральных компонентов в наибольшей степени увеличивает токсичность свинца, особенно при дефиците таких элементов, как Ca, P, Fe, Zn, и в некоторых случаях Cu [107, 108]. В обзоре [109] обсуждается гипотетический механизм усиления токсического действия свинца при низком содержании в пище кальция, который основан на предположении о том, что наблюдаемая задержка свинца в организме обусловлена главным образом не увеличением его всасывания желудочно-кишечным трактом, а снижением его экскреции. К такому же выводу пришли авторы работы [110]. У крыс, получавших в течение двух недель рацион с низким и высоким содержанием кальция, они не обнаружили значительных различий во всасывании ^{203}Pb , но при дефиците в рационе кальция наблюдалось уменьшение экскреции свинца и накопление его в органах и тканях.

Дефицит железа при анемии способствует усиленному всасыванию свинца в желудочно-кишечном тракте крыс [111], а в Pb-интоксированном эмбрионе сильно депрессировано включение железа в гем печени [112]. Недостаток витамина E при отравлении свинцом вызывает у крыс анемию [113, 114]. Как и другие тяжелые металлы, свинец блокирует SH-группы ферментов [11, 115].

Дикие животные, рыбы, птицы постоянно подвергаются воздействию свинца в окружающей среде. Известны случаи острого отравления свинцом перелетных птиц. Так, у найденных в Канаде умерших или ослабленных для полетов гусей концентрация свинца в почках и печени была равна 9,21—102,56 мкг/г [116].

Интересный способ определения свинца в окружающей среде предложили авторы работы [117]. В течение двух недель японские деся-

тидневные перепела получали корм, содержащий свинец в количестве 14,8—1223 мкг/г. По мере повышения концентрации свинца в корме он накапливался в тканях; к концу опыта в 12-перстной кишке, почках, печени и большой берцовой кости содержалось 16,76; 20,18; 3,8 и 1527,1 мкг/г соответственно. Зависимость между содержанием свинца в тканях и корме была практически линейной. Полученные данные, по мнению авторов [117], могут быть использованы для определения содержания свинца в окружающей среде биологическим путем.

Как следует из литературных данных, среди домашних животных более всего подвержены свинцовому интоксикации лошади [118—120]. Почки и печень лошадей из северо-восточной Саксонии (ФРГ) содержали 0,4 и 0,9 мкг/г свинца соответственно, что в 2—3 раза выше его содержания в органах лошадей из Польши [120]. Для предотвращения опасности для здоровья человека авторы рекомендуют объявить печень и почки лошадей непригодными для употребления в пищу, а конину всегда проверять на содержание свинца. Лошади в области, загрязненной дымом от предприятий, производящих свинец, показывали симптомы отравления свинцом, причем органы и ткани молодых животных менее загрязнены, чем у старых. Как показал анализ, сено и пастбищная трава в этом районе была загрязнена свинцом [118].

Следует обратить внимание на возможность свинцового отравления крупного рогатого скота, пасущегося вдоль дорог с сильным автомобильным движением. Повышенная концентрация свинца во внутренних органах крупного рогатого скота, свиней, овец, лошадей отмечена в районах, расположенных вблизи источников загрязнения среды промышленными отходами, и при большом потреблении зеленого корма. На основе данных о среднегодовом потреблении мяса рассчитано среднее недельное поступление свинца в организм человека, равное 0,006 мг [119]. В работе [121] проанализировано мясо 180 коров; среднее содержание свинца в свежем мясе оказалось равным 0,31 мг/кг, что выше найденных ранее максимальных количеств.

Отмечено [64] значительное накопление ^{210}Pb в мышцах оленей на Крайнем Севере СССР, которое превышает содержание его в мышечной ткани оленей Финляндии и Швеции в 10 раз. Накопление ^{210}Pb в костях оленей зависит от возраста животных. Отмечаются пяти-, шестикратные сезонные изменения в содержании радиоизотопов — максимальные значения наблюдаются в начале весны, а минимальные осенью; среднее значение концентрации ^{210}Pb в костях оленей по результатам определения в 1967—1968 гг. составило $8,3 \cdot 10^{-9}$ Ки/кг [64].

По мнению авторов [122], длительное воздействие на животных свинца в концентрации до 25 мг/кг не приведет к существенному увеличению поступления элемента в организм людей, употребляющих пищевые продукты, приготовленные из мяса или полученные от этих животных. Большое количество свинца, поступающего в организм животных, откладывается в костях, и, в основном, инертно. При определении содержания различных элементов в 20 образцах костей домашних животных свинец был найден в области концентраций 1,5—8,5 мкг/г [123].

2. Свинец в водных организмах

Токсикологическое воздействие свинца на рыб, моллюсков и др. зависит от таких факторов, как форма свинца, время воздействия, тип воды и специфика водных организмов. Установлено [5], что концентрация свинца 0,1—15 мг/л остро токсичны для рыб; арсенат свинца в концентрации 17,1 мг/л не вредит мелкой пресноводной рыбе в течение

часового воздействия, а в концентрации 25 мг/л приводит к гибели рыбы в течение 24 часов.

Свинец может биологически концентрироваться на всех уровнях водной цепи питания. Много лет известна способность морских организмов концентрировать элементы выше уровней, найденных в их природном окружении. Авторы работы [124] установили для свинца факторы концентрирования в морской биосфере; факторы концентрирования составляют для морских водорослей 700, для фитопланктона — 40 000, для зоопланктона — 3000, для моллюска — 4000, для мускула моллюска — 40. По данным [125], в сырой массе зоопланктона содержание свинца колебалось от 0,3 до 1,5 мкг/г в 1972 г. и от 0,2 мкг/г до 2,6 мкг/г в 1974 г. Ориентировочные коэффициенты накопления свинца в зоопланктоне составили $3,5 \cdot 10^6$ (при содержании свинца в воде Атлантического океана 0,06 мкг/л) и $8,8 \cdot 10^4$ (при содержании свинца в воде 0,003 мкг/л).

Ткани устриц в Миссурийском бассейне содержат 0,77 мкг/г свинца [126]. Ткани устриц и моллюсков, обитающих в прибрежных водах Тасмании, содержат свинец в пределах, не превышающих санитарно-допустимых норм [127]. Так же как в случае животных, печень и почки рыб селективно аккумулируют свинец [128]. Авторы работы [129] проанализировали рыбу из различных озер Польши и Балтийского моря на содержание тяжелых металлов. Средний уровень свинца составил 0,199 мкг/г; самый высокий уровень (2,64 мкг/г) найден в белуге. В некоторых работах отмечается, что аккумуляция тяжелых металлов рыбами зависит не только от загрязнения вод промышленными отходами, но и от видовой принадлежности рыб, их возраста, размеров. Накопление металлов пропорционально длине и весу рыб [130]. Наружные ткани (раковины, чешуя, кожные покровы) содержат более высокие концентрации свинца, чем внутренние органы, что связано частично с адсорбией металлов из морской воды и частично с выделением их из организма в процессе детоксикации. Вероятно, свинец, так же как и другие тяжелые металлы, образует комплексы на слизистых мембранах, жабрах или поверхностях тела.

3. Свинец в человеческом организме

Пищевые продукты служат одним из основных источников поступления свинца в организм человека при нормальных условиях жизни, и необходим контроль за содержанием в них свинца. В работе [131] методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии определено содержание свинца в некоторых продуктах питания: в тканях трески — 90, краба — 17, свинины — 115, кролика — 104, в яблоках — 8, орехах — 23, чае — 160, кофе — 30 мкг/100 г. Кроме ранее рассмотренных путей, свинец поступает в продукты питания из упаковок. Так, консервированные апельсиновый и томатный соки во время хранения адсорбируют свинец из банок, причем апельсиновый в большей степени, чем томатный [132]. На основании результатов исследования предлагается считать предельно допустимой концентрацией свинца в консервированных фруктовых и овощных соках 0,4 мг/л. Газированные напитки в результате контакта с металлическими крышками также оказываются загрязненными свинцом [133]. Свинец способен мигрировать из фарфоровой посуды в ее содержимое. Установлено [134], что в наибольших количествах он экстрагируется в 4%-ный раствор уксусной кислоты: 0—3 мг/л в течение суток при комнатной температуре.

Содержание свинца в пище колеблется от 200 до 300 мкг в сутки [29]. У взрослых людей всасывается в желудочно-кишечный тракт ~ 10% свинца из пищи. В связи с тем, что у детей адсорбция свинца значительно выше, чем у взрослых (у детей всасывается ~50% свинца пиши), суточное его потребление не должно превышать 150 мкг [135]. Аналогичные результаты представлены в сообщении [136].

Дети, а эмбрионы и новорожденные в особенности, составляют особо восприимчивую к свинцу группу. Это наблюдение связано не только с особенностью всасывания свинца детским организмом, но и с тем, что дети в результате случайности могут поглощать значительно большее количество свинца, чем взрослые. Известно большое число случаев отравления детей, съевших краску на основе свинца. Авторы работы [137] определили в четырех образцах краски содержание свинца атомно-абсорбционным методом, которое оказалось значительным — 5114, 2651, 1630, 1350 мг/кг.

Свинец попадает в организм детей также с пылью и грязью. Авторы сообщения [138] определяли потенциальную опасность для детского организма свинца, содержавшегося в пыли школьных дворов, детских садов, игровых площадок и городских улиц. Методом атомно-абсорбционной спектроскопии найдено содержание свинца в пробах пыли, песка, земли; оно меняется в пределах 570—2130 мкг/г. По мнению авторов [138] повышенное содержание свинца в крови городских детей до 5 лет обусловлено поступлением свинца с уличной пылью. Частота свинцовых отравлений детей прямо пропорциональна степени индустриализации района и имеет прямую связь с количеством потребляемой пищи детьми. Белковое недоедание у детей усиливает токсическое воздействие свинца на организм и увеличивает его отложение в тканях. Понижают токсичность свинца витамины E и C, препараты, содержащие Ca^{2+} , Cu , Zn , Fe и Se , что может быть использовано при лечении отравлений тяжелыми металлами [139]. Большое количество работ, посвященное свинцовой интоксикации детей, связано еще и с неспецифичностью симптоматики, что затрудняет диагностику интоксикации у детей, особенно в ранней стадии.

Так же как и в организме животных, свинец угнетает активность фермента АЛД в организме человека. На основании корреляции, обнаруженной между уровнем свинца, в крови и активностью АЛД, предлагается определять активность АЛД для оценки уровня свинца в крови в случаях массового обследования и в случаях действия свинца в малых концентрациях [140—142]. Другие авторы [143, 144] считают особо ценным методом определение Zn -протопорфирина в составе фракции глобина, включающей его вместо гема при наличии свинца; этот показатель лучше коррелирует с выраженностью поражений нервной системы и кроветворения, чем концентрация свинца в крови. Свинец в организме человека взаимодействует с нуклеиновыми кислотами, белками, клеточными мембранными [145], накапливается в различных органах и тканях. Органические соединения свинца накапливаются в тканях, богатых липидами, неорганические — в костях [11]. Согласно сообщению [146], уровни свинца в печени, крови и костях у людей, не подвергавшихся свинцовой интоксикации, соответственно равны 0,447; 0,026; 4,002 мг/кг.

Роль урбанизации в отложении свинца отражают результаты работы [147]. Установлено, что в костях жителей Нубии содержание свинца в 10 раз ниже, чем в костях жителей Дании, а содержание свинца в зубах нубийцев в 30 раз ниже, чем у датчан. Свинец — один из элементов, обнаруженных в составе зубной эмали в различных количествах. Он ока-

зался единственным из присутствующих в продуктах питания элементов, концентрация которого находится в сильной прямой зависимости с распространенностью кариеса.

В районах, связанных с производством свинца, обнаружено повышение содержания его в волосах [148]. Предлагается использовать волосы как индикатор загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, так как эти элементы длительное время остаются в волосах и после прекращения контактов с ними [149]. По данным Панамериканской Организации Здравоохранения, нетоксичными для человека являются концентрации свинца в волосах <70 мкг/г [149].

При диагностике свинцовой интоксикации используют комплексообразующие агенты, такие как ЭДТА, применяющиеся и в терапии. Концентрации свинца измеряют по увеличению уринарных выделений комплекса свинца с ЭДТА после инъекции $\text{Na}_2\text{Ca}\cdot\text{ЭДТА}$ [150]. Имеются сообщения об эффективности терапии хронических интоксикаций пенициллином, цистеином, лимонной кислотой [151]. Авторы работы [152] считают целесообразным применение водных растворов пектата натрия для профилактики и лечения свинцовых интоксикаций. О защитном действии дубильной кислоты сообщается в [153].

* * *

Из приведенного материала следует, что свинец является сложным загрязнителем окружающей среды, различными путями попадающим в организм. Учитывая способность свинца к аккумуляции и обширное число источников свинца в окружающей среде, опасность его очевидна. На основании последних исследований многие авторы предлагают снизить установленные ранее предельно допустимые нормы свинца. Так, предлагается установить ПДК свинца в питьевой воде 30 мкг/л [85]; для детей авторы [28] предлагают норму, не превышающую 1 мкг/м³ свинца в воздухе или 50 мкг/г в пыли. В работе [29] предложена норма 40 мкг/100 мл свинца в крови как более приемлемая, чем прежняя норма 80 мкг/100 мл, принятая XVI Объединенным комитетом экспертов ФАО/ВОЗ по пищевым добавкам.

ЛИТЕРАТУРА

- Lead. Committee on Biological Effects of Atmospheric Pollutants. Washington: National Academy of Science, 1972, p. 13. Цит. по: Martell A. E. Pure Appl. Chem., 1975, v. 41, p. 91.
- Кутырин И. М. Охрана воздуха и поверхностных вод от загрязнения. М.: Наука, 1978, с. 39.
- Ружникова Т. Н., Зарубинская Л. Г., Колесникова Т. Н. В сб. Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 15.
- Григорьева Т. И., Храмова С. И. Там же, с. 22.
- Lead Pesticides, Man and Environment. Washington: EPA, 1972, p. 19.
- Kreizer W., Bunzel K., Kracke W. Fleischwirtschaft, 1979, v. 59, p. 1529.
- Varma M. M., Doty K. T. J. Environ. Health, 1979, v. 42, p. 68.
- Kinnison R. R. Environ. Sci. Technol., 1976, v. 10, p. 644.
- Томов А. Природа (НРБ), 1978, т. 27, № 2, с. 34.
- Solomon R. L., Hartford J. W. Environ. Sci. Technol., 1976, v. 10, p. 773.
- Kisser W. Arch. Toxicol., 1977, v. 37, p. 173.
- Waldron H. A. Lancet, 1979, № 8151, p. 1070.
- Martell A. E. Pure Appl. Chem., 1975, v. 44, p. 81.
- Nriagu J. O. Nature, 1979, v. 279, p. 409.
- Сандлер М. В. Автореф. канд. дис. на соискание уч. ст. канд. мед. наук. М.: ВНИИ мед. и мед.-технич. информации, 1980, с. 3.
- Артамонов М. Д., Морин М. М., Обельницкий А. М. В сб.: Снижение отрицательных воздействий автомобиля на окружающую среду. М., 1977, с. 3.
- Little P., Wiffen R. D. Atmos. Environ., 1977, v. 11, p. 437.
- Robinson J. W., Kissel E. L. J. Environ. Sci. Health., 1977, v. A12, p. 411.

19. *Baba Yosuo*, Kagaky to Rogyo. Chem. and Chem. Ind., 1979, v. 32, p. 635; РЖХим, 1980, № 649.
20. *Harrison R. M.*, *Laxen D. P. H.* Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 1384.
21. Lead in the Environment. Washington: U. S. Gov. Print. off Wash, 1976, p. 18.
22. *Harrison R. M.*, *Perry R.* Atmos. Environ., 1977, v. 11, p. 847.
23. *Habibi K.* Environ. Sci. Technol., 1970, v. 4, p. 239.
24. *Пруденко О. В.*, *Колесникова Т. В.*, *Ефремова Т. Н.* В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 5.
25. *Кнэлсон Дж.* В кн.: Всесторонний анализ окружающей среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1975, с. 83.
26. *Morgan A.*, *Holmes A.* Environ. Res., 1978, v. 15, p. 44.
27. *Cantrell A. C.*, *Kolroe-Smith T. A.*, *Simones M. M.* Brit. J. Ind. Med., 1977, v. 34, p. 110.
28. *Warren H. V.* West Miner, 1979, v. 52, № 3, p. 26.
29. Серия технических докладов ВОЗ. 1975, № 532, с. 53.
30. *Tsuchiya K.* Arch. Ind. Hyg. Toxicol., 1975, v. 26, p. 157.
31. *Tepper L. B.* Ibid., 1975, v. 26, p. 139.
32. *Bayat J.*, *Bull Q.*, *Abedinzadeh Z.*, *Chabourian H.* Fac. Sci. Tehran. Univ., 1978, v. 10, p. 67.
33. *Borella P.*, *Pini A.*, *Olivo R.*, *Vivoli G.* Nuovi Ann. Ig. Mikrobiol., 1978, v. 29, p. 171.
34. *Rabinovitz M. B.*, *Wetherill G. W.*, *Kopple J. D.* J. Lab. Clin. Med., 1977, v. 90, p. 238.
35. *Takagi T.*, *Matsuda S.* Japan. J. Hyg., 1977, v. 32, p. 366.
36. *Kuhnert P. M.*, *Erhard P.*, *Kuhnert B. R.* Environ. Res., 1977, v. 14, p. 73.
37. *Morse D. L.* Am. J. Public Health, 1979, v. 69, p. 711.
38. Химическая энциклопедия. М.: Сов. энциклопедия, 1965, т. 3, с. 759.
39. *Linson S. N.*, *Chai B. L. J.* Air Pollut. Control Assoc., 1976, v. 26, p. 650.
40. *Roels H. A.*, *Buchet J. P.* Environ. Res., 1978, v. 15, p. 290.
41. *Neri L. C.*, *Johansen H. L.* Trace Subst. Environ. Health, 1978, v. 12, p. 403.
42. *Nwanko J. N.*, *Elinder C. G.* Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1979, v. 22, p. 625.
43. *Wixon B. G.*, *Gale N. L.*, *Downey K.* Trace Subst. Environ. Health., 1977, v. 11, p. 455.
44. *Spittler T. M.*, *Feder W. M.* Commun. Soil Sci. Plant Anal., 1979, v. 10, p. 1195.
45. *Szrusinski A.* Roczn. Panstwowego Zakladu Higieny (Pol.), 1978, г. 29, с. 411.
46. *Park S. H.* Haguk Sikmul Poho Hanknol Chi., 1979, v. 18, p. 43; С. А., 1979, v. 91, 173969.
47. *Bunzl K.*, *Schmidt W.*, *Sansoni B.* J. Soil Sci., 1976, v. 27, p. 32.
48. *Пруденко О. В.*, *Ефремова Г. М.* В сб.: Гигиена внешней среды. Ростов-на-Дону: Изд-во РГМИ, 1977, т. 29, с. 38.
49. *Пруденко О. В.* Сб. научн. работ Рост.-на-Д. Мед. ин-та, 1977, т. 86, вып. 3, с. 87.
50. *Власюк П. А.*, *Онищенко И. К.* В сб. работ по агропочвоведению, агрохимии и микробиологии Всесоюзн. сахарной промышленности, 1936. Цит. по: *Колесникова Т. В.* В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 18.
51. *Сапатый С. Е.*, *Шкварук Р. Н.* В сб.: Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине. Киев, 1968, вып. 4, с. 110.
52. *Колесникова Т. В.* В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 19.
53. *Carlson R. W.*, *Rolfe C. L. J.* Environ. Qual., 1979, v. 8, p. 348.
54. *Виноградов А. П.* В кн.: Геохимические поиски рудных месторождений в СССР. М.: Госгеолтехиздат, 1957, с. 49.
55. *Matt J. K.* Water, Air, Soil Pollut., 1977, v. 8, p. 133.
56. *Horak O.* Bodenkultur, 1979, B. 30, S. 120.
57. *Bulinski R.*, *Kot A.*, *Kutulas K.*, *Szydlowska E.* Bromatol. i chem. toksykol., 1977, г. 10, с. 395.
58. *Arfert H.*, *Harlos H. Z.* gesamte Hug., 1977, B. 23, S. 455.
59. *Ocker H.* Getreide Mehl und Brot., 1974, B. 28, S. 204.
60. *Ocker H.*, *Nierle W.* Ibid., 1974, B. 28, S. 285.
61. *Siebel W.*, *Ocker H. D.* Dtsch. Lebensmittel-Rdsch., 1974, B. 70, S. 315.
62. *Литвер Б. Я.*, *Нижников А. И.*, *Рамзаев П. В.*, *Теплых Л. А.*, *Троицкая М. Н.* Свинец-210, полоний-210, радий-226, торий-228 в биосфере Крайнего Севера СССР. М.: Атомиздат, 1976, с. 3.
63. *Литвер Б. Я.*, *Рамзаев П. В.*, *Моисеев А. А.*, *Троицкая М. Н.*, *Крисюк Э. М.*, *Лисаченко Э. П.*, *Нижников А. И.* Свинец-210 и полоний-210 в Приарктических районах Восточного Севера. М.: Атомиздат, 1969, с. 9.
64. *Нижников А. И.*, *Ермолаева-Маковская А. П.*, *Ибатуллин М. С.*, *Лисаченко Э. П.*, *Литвер Б. Я.*, *Рамзаев П. В.*, *Теплых Л. А.*, *Троицкая М. Н.* Свинец-210, полоний-210, радий-226, торий-228, плутоний-239 в цепочке лишайник — олень — человек на Крайнем Севере СССР. М.: Атомиздат, 1973, с. 3.

65. *McCreight I. D., Schroeder D. B.* Environ. Pollut., 1977, v. 13, p. 265.
66. *Schnellmann B., Opitz O. H.* Lebensmittel dem. Gerichte Chem., 1978, B. 5, S. 97.
67. *Gale N. L., Wixson B. G., Hardie M. G., Jennet J. C.* Bull. Amer. Water Res. Assos., 1973, v. 2, p. 673.
68. Уиксон Б. Г., Гейл Н. Л. В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979, т. 3, с. 84.
69. Христофорова Н. С., Синьков Н. А., Баденков Ю. П., Христофорова О. Л. Там же, 1979, т. 1, с. 97.
70. *Pace F., Ferrara R., Carrote G. D.* Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1977, v. 17, p. 679.
71. *Milne J. B., Dickman M. J.* Environ. Sci. Health, 1977, v. A 12, p. 173.
72. *Silberg B. A., Wong P. T. S., Chau Y. K.* Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1977, v. 5, p. 305.
73. *Chow T. J.* Pure Appl. Chem., 1978, v. 50, p. 395.
74. *Patterson C. C.* Arch. Environ. Health, 1965, v. 11, p. 344.
75. *Drozdova V. M., Machon'ko E. P. J.* Geophys. Res., 1970, v. 75, p. 3610.
76. *Andren A. W., Lindberg S. E.* Water, Air, Soil Pollut., 1977, v. 8, p. 199.
77. *Servant J., Delapart M.* Environ. Sci. Technol., 1979, v. 13, p. 105.
78. *Bourton C., Loria C.* Nature, 1979, v. 277, p. 551.
79. *Delmas R., Boutron C.* Atmos. Envir., 1978, v. 12, p. 723.
80. *Murosumi M., Chow T. J., Patterson C. C.* Geochim. Cosmochim. Acta, 1969, v. 33, p. 1247.
81. *Sanak J., Lambert G.* Geophys. Res. Letters, 1977, v. 4, p. 3579.
82. *Eisenreich S. J., Elzermann A. W., Armstrong D. E.* Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 413.
83. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. М.: Изд. Мин. здрав. СССР, 1961, с. 18.
84. Методические указания для органов Государственного санитарного надзора по применению Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. М.: Изд. Мин. здрав. СССР, 1963, с. 3.
85. *Krasovskii G. N., Vasukovich L. G., Chariev O. G.* Environ. Health. Perspect., 1979, v. 30, p. 47.
86. *Parry W. H.* Lancet, 1967, № 7527, p. 1207.
87. *Greig R. A., Reid R. N., Wenzloff D. R.* Mar. Pollut. Bull., 1977, v. 8, p. 183.
88. *Farmer J. G.* Sci. Total. Environ. 1978, v. 10, p. 117.
89. *Мамонтова С. А., Богацкова Л. Г.* Вестн. МГУ, сер. геол., 1979, т. 4, с. 93.
90. *Christensen E. R., Schherfig J., Koide M.* Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 1168.
91. *Tarrah H., Pickering W. F.* Water, Air, Soil Pollut., 1977, v. 8, p. 187.
92. *Vuceta J., Morgan J. J.* Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 1302.
93. *Lu J. C. S., Chen K. Y.* Ibid., 1977, v. 11, p. 174.
94. *Schwarz K.* Int. Symp. on Environment Lead Research, Dubrovnik, 1975. Arch. Ind. Hyg. Toxicol., 1975, v. 26 (Suppl.), p. 13.
95. *Heffron J. H., Stoew sand G. S., Bache C. A., Wczolek P. C., Lisk D. J.* Cornell Vet., 1975, v. 69, p. 356.
96. *Mylroie A. A., Moore L., Olyal B., Anderson M.* Environ. Res., 1978, v. 14, p. 57.
97. *Monkiewicz J., Dynarowicz I., Jaczewski S., Madey J. A.* Med. Wet. 1977, v. 33, s. 471.
98. *Willes R. F., Lok E., Truelove J. F., Sundaram A. J.* Toxicol. Environ. Health, 1977, v. 3, p. 395.
99. *Johansson-Sjöbeck M.-L., Larsson A.* Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1979, v. 8, p. 419.
100. *Nechay B. R., Sannders J. P.* J. Toxicol. Environ. Health, 1978, v. 4, p. 147.
101. Запрянов З., Антонов Г. Фармакол. и токсикол., 1977, т. 40, с. 617.
102. Красовский Г. Н., Чарьев О. Г., Варшавская С. П. В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 48.
103. *Deknudt Ch., Deminatti M.* Toxicology, 1978, v. 10, p. 67.
104. *Fowler A. B.* Environ. Health. Perspect., 1978, v. 22, p. 37.
105. *Angelieva R., Novakova S.* Khig. Zdraveolaz., 1979, v. 22, p. 284.
106. *Bushnell J. P., Shelton S. E., Bowman R. E.* Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1979, v. 22, p. 819.
107. *Marcel C., James B.* Castroenterology, 1978, v. 74, p. 731.
108. *Willoughby R. A., Thawley D. G., Brown G.* Int. Sympos. on Environment Lead Research, Dubrovnik, 1975. Arch. Ind. Hyg. Toxicol., 1975, v. 26 (Suppl.), p. 29.
109. *Goyer R. A.* J. Lab. Clin. Med., 1978, v. 91, p. 363.
110. *Barton J. C., Courad M. E., Harrison L., Nuby S.* Ibid., 1978, v. 91, p. 366.
111. *Carol A. R., McIntire M. S., Brunk G. J.* Toxicol. Environ. Health, 1977, v. 3, p. 557.
112. *Gerber G. B., Maes J.* Toxicology, 1978, v. 9, p. 173.
113. *Levander O. A.* Environ. Health Perspect., 1979, v. 29, p. 115.
114. *Levander O. A., Morris V. C., Ferretti R. J.* J. Nutr., 1978, v. 108, p. 145.
115. Бурханов А. И. В сб.: Гигиена труда в черной и цветной металлургии. Караганда: Изд. Мин. здрав. КазахССР, 1977, с. 120.

116. Howard D. R., Penumarthy L. *Vet. Human Toxicol.*, 1979, v. 21, p. 243; C. A., 1979, v. 91, 152242.
117. Stone C. L., Mahaffey K. R., Spivey M. R. *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, 1979, v. 2, p. 767.
118. Ghergariu S., Kadar L., Bohm B., GrinDeanu I., Teucean M. *Recl. Med. Vet.*, 1978, v. 154, p. 633; C. A., 1979, v. 90, 17250.
119. Forschner E., Wolf H. O. *Fleischwirtschaft*, 1979, B. 59, S. 872.
120. Holm J. *Ibid.*, 1979, v. 59, p. 737.
121. Ruttner O., Jarc H. *Wien. Tieraerztl. Monatschr.*, 1979, v. 66, p. 259.
122. Sharma R. P., Street J. C., Shupe J. L., Wagstaff D. J. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 1977, v. 41, p. 150.
123. Capar S. G., Gould J. H. *J. Assoc. Anal. Chem.*, 1979, v. 62, p. 1054.
124. Lowman F. G. *Bull. Commercial Fisheries*, 1970; цит. по: Lead Pesticides, Man and the Environment. Washington: EPA, 1972, p. 25.
125. Рисич Н. С., Романов В. И. В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979, т. 1, с. 222.
126. Harvey E. J., Knight L. A. *Water, Air, Soil Pollut.*, 1978, v. 9, p. 255.
127. Thomson J. D. *Austral. J. Mar. Fresh. Water Res.*, 1979, v. 30, p. 421.
128. Ray S. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1978, v. 12, p. 631.
129. Gajewska R., Nabrzyski M. *Roczn. Państwowego Zakładu Higieny (Pol.)*, 1977, r. 28, s. 215.
130. Badsha K. S., Sainsbury M. *Mar. Pollut. Bul.*, 1977, v. 8, p. 164.
131. Oudart N., Guichard C., Gelage C. *Eur. J. Toxicol. Environ. Hyg.*, 1976, v. 9, p. 432.
132. Bielig H. J., Askar A., Treptow H. *Fluess. Obst.*, 1978, v. 45, p. 410.
133. Nikonorow M., Piekacz H. *Roczn. Państwowego Zakładu Higieny (Pol.)*, 1978, r. 29, s. 121.
134. Zawadzka T., Brzozowska B. *Ibid.*, 1979, r. 30, s. 115.
135. Wessel M. A., Dominski A. *Amer. Sci.*, 1977, v. 65, p. 294.
136. Ziegler E. E., Edwards B. B., Jensen R. I., Mahaffey K. R., Fomon S. T. *Pediat. Res.*, 1978, v. 12, p. 29.
137. Erentruk N. *Tech. J.*, 1979, v. 6, p. 13.
138. Day J. P., Fergusson J. E., Chee Tay Ming. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1979, v. 23, p. 497.
139. Szcrepanski Z. *Krol J. Pediat. Polska.*, 1979, r. 45, s. 1077.
140. Koreeda T., Kashiwabara K., Shirouzu S., Yuguchi M. *Kyorin Igakkai Zasshi*, 1979, v. 10, p. 15; C. A., 1979, v. 91 188560.
141. Herbert R. F. *Salle H. J. Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 1978, v. 41, p. 147.
142. Rolton C. E., Horton B. J. *Austral. Vet. J.*, 1978, v. 54, p. 393.
143. Eisinger J. *Bull. Amer. Phys. Soc.*, 1978, v. 23, p. 191.
144. Eisinger J., Blumberg W. E., Fischbein A., Selikoff J. J. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 1978, v. 41, p. 217.
145. Eisinger J. *Quart. Rev. Biophys.*, 1979, v. 11, p. 43.
146. Wligert P., Fischer H. *Wiss. Umwelt*, 1979, B. 2, S. 99.
147. Grandjean P., Nielsen D. V., Shapiro J. M. *Amer. J. Phys. Anthropol.*, 1979, v. 50, p. 444.
148. Baker E. L., Hayers C. G., Landrian P. J., Handke J. L., Leger R. T., Housworth W. J., Harrington M. J. *Amer. J. Epidemiol.*, 1977, v. 106, p. 261.
149. Jenkins D. In: The Use of Biological Specimens for the Assessment of Human Exposure to Environmental Pollutants.— The Hague — Boston — London: Martinus Nijhoff Publishers, 1979, p. 215.
150. Teisinger J. *Arch. Environ. Health*, 1971, v. 23, p. 280.
151. Blumer W. In: Diagnosis and Therapy Porphyrias and Lead Intoxication. Berlin: Springer — Verlag, 1979, p. 165.
152. Peaslee M. M., Eigenligr F. A. *Experientia*, 1977, v. 33, p. 1206.
153. Paskins-Hurlburt A. J., Tanaka Y., Skoryna S. C., Moore W., Stara J. F. *Environ. Res.*, 1977, v. 14, p. 128.

Московский технологический институт
мясной и молочной промышленности,
кафедра неорганической и аналитической химии