

Янин Е.П. Асбест в водных объектах (источники поступления и особенности распределения) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2008, № 11, с. 77–108.

Введение

В практической деятельности асбестами называют разновидности минералов, состоящих из кристаллических агрегатов нитевидной формы, способных расщепляться на очень тонкие волокна. По химическому составу асбестовые минералы являются водными силикатами магния, железа, натрия, кальция; возможны примеси других химических элементов. В природных условиях асбест встречается в виде амфиболовых и серпентиновых (хризотиловых) минералов, различающихся по своей структуре. Амфибол-асбесты (крокидолит-, антофиллит-, амозит-, режикит-, родусит-, рихтерит-, тремолит и актинолит-асбесты) относятся к силикатам ленточной структуры; хризотил-асбест (хризотил-асбест) – к слоистым (листовым) силикатам. Промышленная значимость асбестовых минералов определяется их параллельно-волоконистым строением и способностью при механическом воздействии расщепляться на тончайшие волокна, а также такими свойствами последних, как эластичность, высокая прочность на растяжение, способность выдерживать высокие температуры без существенного изменения физических свойств, химическая стойкость, тепло- и электроизоляционные свойства, высокая адсорбционная активность распушенных асбестов, их хорошая смачиваемость водой и способность образовывать гомогенные асбестовые суспензии. Наибольшее значение имеет хризотил-асбест, на долю которого в последние 100-150 лет приходилось до 96-98% мировой добычи асбестовых минералов. Из асбестов амфиболовой группы практическое значение имеют крокидолит и амозит (куммингтонит-асбест, или волокнистый грюнерит), в меньшей степени антофиллит; добыча остальных разновидностей асбестов в промышленных масштабах никогда не осуществлялась.

В 1986 г. Конвенцией Международной организации труда № 162 использование амфиболовых асбестов и продуктов, содержащих их волокна, а также распыление всех видов асбеста было запрещено. В 2003 г. ЕС, Австралия и Чили инициировали запрет на практическое использование асбеста в мировом масштабе. В частности, под процедуру предварительного согласия (в рамках Роттердамской конвенции *) были подведены все асбестовые минералы, однако по хризотил-асбесту консенсус не был достигнут. В сентябре 2004 г. на очередном заседании Межправительственного переговорного комитета Роттердамской конвенции вновь рассматривался вопрос о внесении хризотил-асбеста в список опасных веществ, что фактически означало бы всемирный запрет на его экспорт, но участники Межправительственного переговорного комитета приняли решение не включать хризотил-асбест в указанный список [29]. В настоящее время хризотил-асбест находит практическое применение главным образом в асбестоцементных строительных материалах [3].

* Роттердамская конвенция «О процедуре предварительного обоснования согласия в отношении отдельных опасных химических веществ и пестицидов в международной торговле», принятая 10 сентября 1998 г., является многосторонним соглашением и администрируется совместно Программой ООН по окружающей среде и Продовольственной и сельскохозяйственной организацией ООН; к сентябрю 2004 г. к документу присоединилось 165 стран; российская делегация имеет статус наблюдателя. Главная декларируемая цель Конвенции – предотвращение возможных экологических рисков и причинения вреда здоровью людей при использовании опасных веществ. По сути, Конвенция вводит особый режим для обращения веществ, признанных вредными. Такие вещества попадают под процедуру предварительного обоснованного согласия страны-импортера на совершение экспортно-импортных операций с опасными веществами. От стран-экспортеров требуются гарантии, что с их территории не будет осуществляться экспорт попавших в список вредных веществ в нарушение решений и условий, определенных странами-импортерами. Фактически это означает дискриминационный режим, поскольку бюрократические процедуры, прописанные в конвенции, становятся серьезной преградой экспорту этой продукции и стимулируют потребителей переходить на альтернативные искусственные заменители.

Асбестовые волокна в той или иной мере постоянно присутствуют в окружающей среде. Можно говорить о двух группах источников их поступления: природные источники и техногенные источники [27, 30, 50, 62]. К первым относятся асбестосодержащие горные породы, которые под воздействием выветривания и других экзогенных процессов поставляют в окружающую среду асбестовые волокна. Среди вторых различают [27]: 1) источники, связанные с добычей и переработкой асбестовых руд и асбестосодержащих пород; 2) источники, связанные с производством асбестосодержащих материалов, изделий и т. п., 3) источники, связанные с переработкой и производством различных материалов, содержащих асбестовые минералы в виде естественных, но нежелательных примесей; 4) вторичные источники, в роли которых выступают различные асбестосодержащие материалы, изделия, конструкции, а также материалы, изделия и конструкции, в которых асбест присутствует в виде случайных примесей. Количественные оценки различных групп источников практически отсутствуют. По оценке [34], в США в конце 1970-х гг. при использовании и размещении (удалении) асбеста его ежегодная эмиссия оценивалась в 100-300 т в воздух и 50-100 т в поверхностные воды. По другой оценке (Gogley et al., 1982 [34]), производственные процессы ежегодно поставляют примерно 100 т асбеста в воздух и примерно столько же в воду, а эмиссия асбеста в воздух от шахт и обогатительных фабрик может достигать 1400 т в год. В 1992 г. в США общее количество реализуемого в воду асбеста оценивалось в 50-100 т в год [101]. Судя по всему, в глобальном масштабе природная поставка асбеста заметно превышает его техногенное поступление. Считается, что даже полное прекращение добычи, переработки и применения асбеста приведет лишь к незначительному снижению содержания его волокон в среде обитания. Так, по мнению [55], глобальное распределение хризотил-асбеста, оцененное на основе распределения его в кернах полярного льда, относительно постоянно. Согласно [42], в льдах Гренландии наблюдается направленное (начиная с середины 1750-х гг.) увеличение содержания асбестовых волокон, что, очевидно, может указывать на определенный рост техногенной составляющей.

Давно доказано, что главный путь негативного воздействия асбеста на человека – вдыхание асбестовых волокон из загрязненного воздуха, особенно в профессиональных условиях. В общем случае у лиц, длительное время контактирующих с асбестом (асбестовой пылью), вероятно возникновение асбестоза, гиалиноза и кальцификации плевры, рака легких, мезотелиомы легких и брюшины, заболеваний других органов. Надежные сведения о каком-либо вредном воздействии на человека асбестовых волокон, присутствующих в питьевых и природных водах, практически отсутствуют, тем не менее, например, считается, что гипотеза о том, что проглоченные асбестовые волокна вызывают рак, не может быть в настоящее время исключена полностью [19]. Доказано негативное воздействие присутствующего в воде асбеста на гидробионтов. В настоящее время асбестовые волокна в повышенных и даже в очень высоких концентрациях установлены в воде рек, озер и водохранилищ многих районов мира [19, 33, 36, 44, 50, 125, 126]. Это, в сущности, и определяет необходимость изучения особенностей их поступления и распределения в водных объектах.

Фоновые и нормативные уровни содержания асбеста

Согласно материалам ВОЗ, имеющиеся на сегодня данные не позволяют однозначно рекомендовать предельную (с гигиенической точки зрения) величину содержания асбестовых волокон в воде [19, 35]. Отсутствуют и рекомендации по нормативным содержаниям асбестовых минералов в других компонентах окружающей среды (в почвах, донных отложениях). В США «водный» асбест классифицируется как контаминант категории II [91]. Считается, что типичное «фоновое» содержание асбестовых волокон (длиной более 5 мкм) в питьевой воде не превышает 10 тыс. вл/л (волокон в 1 литре) [121]. В Германии указанную величину рекомендуют в качестве ориентировочного уровня асбеста в питьевых водах, при этом поступление с питьевой водой в организм че-

ловека не должно превышать 20 тысяч волокон в сутки [108]. В Италии текущим нормативным уровнем асбеста в жидкостях является величина в 100 тыс. вл/л (что соответствует воздействию 2 вл/л в воздухе) [91]. Содержания асбестовых волокон в природных водах, превышающие 1 млн. вл/л, свидетельствуют о явном техногенном загрязнении [19].

В 1980 г. Агентство по охране окружающей среды США (АООС США) предложило следующие временные расчетные уровни риска (с точки зрения возникновения у людей рака в течение всей жизни) для присутствующего в питьевой воде асбеста (при употреблении 2 л воды в день): уровень риска 10^{-7} – 3000 вл/л, уровень риска 10^{-6} – 30000 вл/л, уровень риска 10^{-5} – 300000 вл/л (волокна всех размеров). В последнем случае корреспондирующая масса асбеста составляет примерно 0,05 мкг/л [33]. Комитет по безопасности питьевой воды Национальной академии наук США рекомендует максимальное содержание асбеста в воде в 200000 вл/л [91]. В США величина в 7 млн. вл/л для волокон более 10 мкм установлена АООС в 1991 г. в качестве максимального (с точки зрения канцерогенного риска) уровня загрязнения питьевой воды (*Maximum Contaminant Level*) [101]. Как отмечают [91], обычно более 95% присутствующего в воде асбеста короче 10 мкм. Критерии оценки возможного негативного воздействия асбеста на водные организмы отсутствуют.

В США, согласно «Asbestos NESHAP – National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants (40 CFR 61, Subpart M)», к асбестосодержащим относятся материалы, включающие более 1% асбеста, определяемого соответствующим методом (Appendix A, Subpart F, 40 CFR Part 763, Section 1, поляризационный микроскоп), которые, когда сухие, могут крошиться, распыляться или превращаться в порошок ручным давлением [38, 73, 132]. Почвы и другие субстраты с содержанием асбеста 0,25% и более, согласно «CARB Asbestos Airborne Toxic Control Measure for Surfacing Applications», в США считаются «материалами ограниченного применения» [63]. В Великобритании асбестовые изделия и материалы, включая строительные отходы, которые предполагается разместить на свалках, относятся к «асбестовым отходам». При этом отходы, содержащие более 0,1% асбеста, в Англии и Уэльсе относятся к категории «опасные отходы», а в Шотландии – к категории «особые отходы» [58]. Все асбестовые отходы включены в перечень 2 специального нормативного акта (Control of Asbestos Regulations, 2006 г.). В канадской территории Нунавут к асбестовым отходам относятся материалы, содержащие более 1% (по массе) «свободного (крошащегося)» асбестового волокна [68].

В Голландии в декабре 1999 г. были приняты следующие нормативы содержания асбеста в почвах: для «связанного» асбеста (например, асбестоцементного материала) – 10 мг/кг сухой почвы, для «несвязанного (рыхлого, крошащегося)» (например, распыленного) асбеста – 1 мг/кг сухой почвы [76]. Если содержания асбеста не превышают указанных значений, то почва не считается загрязненной асбестом и необходимость в проведении очистных работ отсутствует. С 2004 г. были предложены два других правила, одно из которых определяет порядок захоронения асбестосодержащих почв как объемистых (крупногабаритных) отходов, а другое относится к повторному использованию асбестосодержащей почвы. Согласно первому правилу, сухая почва, содержащая менее 1 г/кг свободного асбеста и менее 10 г/кг связанного асбеста, могут перемещаться и размещаться (захороняться) как типичные объемистые отходы. Согласно второму правилу, сухая почва с концентрациями хризотил-асбеста менее 100 мг/кг не считается асбестосодержащей. В случае совместного присутствия в почве хризотил- и амфибол-асбестов для расчета общей концентрации асбеста используются специальные коэффициенты – 1 и 10 для хризотила и амфибола соответственно. Например, если почва содержит 5 мг/кг хризотила и 12 мг/кг крокидолита, то расчетная концентрация в данном случае определяется следующим образом: $(5 \times 1) + (12 \times 10) = 125$ мг/кг, т. е. в данном случае почва загрязнена асбестом выше установленного норматива.

Природные источники асбеста и его распределение в водных объектах

Роль природных источников особенно велика в пределах асбестоносных площадей, наиболее крупными из которых являются планетарные асбестоносные пояса, пространственно и генетически связанные с соответствующими гипербазитовыми поясами земного шара [5, 8-10, 21] (табл. 1). Пространственные закономерности размещения асбестоносных площадей других таксономических категорий заключаются в приуроченности асбестоносных гипербазитов к вполне определенным структурно-тектоническим зонам складчатых областей, а асбестоносных полей, кроме того, во взаимном сочетании различных локальных факторов, контролирующих асбестовое оруденение в пространстве. Месторождения асбестов, особенно связанные с ультраосновными породами, распространены в складчатых областях всех возрастов. Выветривание и эрозионно-денудационные процессы, разрушающие в таких районах асбестосодержащие породы, обуславливают поставку значительных количеств асбестовых волокон в водные объекты [37, 57, 86, 97, 134, 138].

Таблица 1. Главные типы асбестоносных площадей [9]

Порядок размера площадей	Типы площадей	Характерные примеры
Планетарные	Планетарный асбестоносный пояс	Урало-Тянь-Шанский, Тихоокеанский, Средиземноморский (пояс Тетис) и др.
Весьма крупные	Асбестоносная провинция	Уральская, Алтае-Саянская, Казахстанская, Аппалачская и др.
Крупные	Асбестоносная область	Серовско-Маукский пояс месторождений хризолит- и амфибол-асбестов в интрузиях габбро-перидотитовой формации на стыках структур различной мобильности (в Уральской провинции)
Средние	Асбестоносный район	Асбестовско-Алапаевская зона месторождений хризотил-асбеста баженовского подтипа в массивах габбро-перидотитовой формации, испытавших воздействие более молодых гранитоидов сиалического типа
Небольшие	Асбестоносное поле	Баженовское, Красноуральско-Луковское и др.

К настоящему времени известно несколько тысяч месторождений и проявлений асбеста, расположенных во многих странах мира. Значительная часть их связана с ультраосновными породами, меньшая – с доломитизированными известняками. Многие массивы гипербазитов содержат явно непромышленные асбестопроявления (содержание волокна не превышает 1%). В то же время значительная часть таких массивов с позиций асбестоносности практически не изучена, поэтому можно ожидать, что реальные площади распространения асбестосодержащих пород могут быть намного более значительными [8, 9]. Имеющиеся данные свидетельствуют о том, что пространственные размеры асбестоносных массивов и комплексов и приуроченных к ним месторождений асбеста довольно велики (табл. 2, 3). Например, на востоке США выявлены 331 месторождение и рудопроявление асбеста, которые являются источниками поступления асбестовых волокон в атмосферу и водные объекты, а в разное время здесь функционировало 60 асбестовых рудников [136]. В Австралии известны значительные по площади территории, где широко распространены ультрамафические и мафические породы, к которым приурочены асбестовые месторождения и зоны минерализации [102]. В последние годы этим территориям уделяется особое внимание как к потенциальным природным источникам поставки асбестовых минералов в окружающую среду.

Следует отметить, что выветривание и эрозионно-денудационные процессы, развитые в районах размещения месторождений талька, талькового камня, пиррофиллитовых, тальк-магнезитовых, медноколчеданных и железных руд и некоторых других рудных и нерудных полезных ископаемых, также обуславливают повышенную поставку асбестовых волокон в окружающую среду [37, 57, 94]. Например, в разных районах США известно около 360 месторождений и проявлений талька, отличающихся повышенным содержанием в рудах и рудовмещающих породах

амфибол-асбестов [137]. В северных районах шт. Нью-Джерси (США) природными источниками асбестовых волокон являются докембрийские породы (мраморы), палеозойские серпентиниты и мезозойские базальты [65]. В частности, хризотил- и тремолит-асбесты в локальных концентрациях присутствуют в мраморах, а крокидолит-асбест локально распространен в докембрийских пегматитах и связанных с ними породах. Палеозойские серпентиниты в зонах деформирования содержат хризотил-асбест как основной компонент; в серпентинитах локально встречается амфибол-асбесты, в а мезозойских базальтах установлен актинолит-асбест. Все это, по мнению авторов цитируемой работы, определяет вероятность повышенного поступления асбеста в природные воды.

Таблица 2. Площади месторождений хризотил-асбеста и ультрамафитовых массивов в некоторых асбестоносных зонах [10]

Зона	Площадь, км ²		Отношение II:I, %
	массивов (I)	месторождений (II)	
Западно-Тувинская	38,00	0,66	1,73
Куртушибинская	480,0	0,46	0,092
Полтавско-Киембайская	247,0	0,55	0,22
Джетыгаринско-Аккаргинская	442,0	0,60	0,13
Асбестовско-Алапаевская	750,0	19,6	2,6
Парамско-Келянская	205,0	0,27	0,13
Ильчирская	248,0	0,41	0,16

Таблица 3. Площади месторождений асбеста и асбестоносных комплексов [10]

Месторождение	Площадь, км ²		Отношение II:I, %
	месторождений (I)	комплексов (II)	
Баженовское	19,6	70	28
Джетыгаринское	0,6	27	2,2
Киембайская	0,55	48	1,14
Молодежное	0,27	1	27
Саянское	0,46	180	0,26
Ильчирское	0,41	2	20,5

Волокна асбеста, поступающие в водные объекты в результате различных природных процессов, способны достаточно длительное время находится в воде во взвешенном состоянии и, таким образом, мигрировать на значительные расстояния [19, 33, 36, 44, 50, 125, 126]. Согласно [126], природные концентрации асбестовых волокон в водах озер и рек отличаются очень высокой пространственной и временной вариацией, что зависит от близости источников поставки и гидрологического режима водного объекта. Так, сезонные вариации концентраций асбеста в воде от 1×10^6 до 1×10^7 вл/л типичны для многих рек, дренирующих водосборы с серпентинитовыми породами [125, 126]. В воде р. Оттавы уровни асбестовых волокон достигали $9,5 \times 10^6$ вл/л [19], а в воде некоторых водоемов США они изменялись от 10 тыс. до 100 млн. вл/л [20]. В воде рек восточных районов США средние концентрации волокон амфибол-асбеста варьировались в пределах 0,3-1,5 мкг/л (примерно 0,6-3 млн. вл/л), а в воде рек Джамата и Коннектикут максимальные уровни хризотил-асбеста достигали 12 мкг/л [103, 104]. Обычно наиболее высокими природными уровнями асбеста отличаются воды рек и озер, расположенных в асбестовых провинциях. Например, по данным [53, 54], средняя концентрация асбеста в водах р. Св. Лаврентия, в которую впадают многочисленные водотоки, дренирующие канадские хризотил-асбестовые месторождения, расположенные в пров. Квебек, составляет около $1,7 \times 10^6$ вл/л. В воде канадских озер из асбестоносных районов содержания асбестовых волокон достигают 173,6 млн. вл/л [45]. Основными источниками их поступления в водные объекты являются эрозия горных пород и поверхностный сток, что, в частности, подтверждается высокими (до 33,5 млн. вл/л) концентрациями асбестовых частиц в талой воде из верхнего 2-3-недельного слоя снега. В водных объектах некоторых районов асбестовых месторождений установлены концентрации асбеста, превышающие 1×10^{13} вл/л [126].

Высокими природными концентрациями асбеста отличаются поверхностные воды многих (особенно северных) районов Калифорнии (США), где широко распространены асбестосодержащие горные породы [36]. По данным [89], в Калифорнии ультрамафические (серпентиновые) породы, содержащие асбестовые минералы, распространены в 44 из 58 округов штата. Присутствие в горных породах и почвах значительных количеств асбестовых минералов определяет вероятность их поступления в составе поверхностного стока в водные объекты [71, 78]. Геологической службой шт. Калифорния разработано специальное «Руководство по геологическим исследованиям природно-распространенного асбеста в Калифорнии» [67], в котором рассматриваются минералогия асбеста, особенности его распространения, организация специальных исследований, принципы проведения геологического картирования и опробования, аналитические методы. Особо отмечается, что в Калифорнии наблюдается растущий интерес к оценке потенциального воздействия природного асбеста на население. В настоящее время в штате выявлено и достаточно детально изучено несколько районов, интенсивно загрязненных асбестом, поступающим из природных источников. Например, высокие содержания асбестовых минералов обнаружены в почвах селитебных территорий и парков в округах Сакраменто и Эльдorado [98, 115, 119]. В районе Эльдorado Хиллс, расположенном недалеко от Высшей школы г. Ок-Риджа, почвы селитебных территорий, включая спортивные площадки и места рекреации, обогащены асбестом, поступающим при выветривании пород [123]. В 2003 г. АООС США исследовало из этого района 180 проб почв и 400 проб атмосферного воздуха. Асбест в очень высоких концентрациях был обнаружен во всех пробах воздуха (доминировали амфибол-асбесты – в основном актинолит и тремолит, также присутствовали короткие волокна хризотил-асбеста). Исследования были продолжены в 2006 г., в ходе которых изучалось распределение волокон в породах, почвах и речных отложениях [98]. Было установлено, что основным источником природного асбеста являются ультрамафические породы, расположенные в районе Ок-Риджа и разрушающиеся в результате локального выветривания. Как правило, многие природные асбестовые волокна короче, нежели волокна товарного асбеста, что снижает их токсикологическую опасность. Высокие содержания природного асбеста обнаружены в некоторых водоисточниках в районе залива Сан-Франциско, хотя, как отмечают [51, 80], степень канцерогенного риска при использовании этих вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения невелика по сравнению с другими факторами.

В провинции Алессандрия (юг Пьемонта, Италия), в районе Алта Вал Лемме, площадью примерно 20 км², где развиты сельское хозяйство и туризм, распространены серпентиниты, содержащие асбестовые минералы [32]. Рекогносцировочные исследования показали, что в 10 пробах почв (из 33-х исследованных) содержания асбестовых минералов (хризотила, тремолита и актинолита) изменялись от 13 до 900 (среднее 292) мг/кг; в остальных пробах обнаруживались следы волокон (менее 1 мг/кг). В поверхностных водах указанного района концентрации хризотил- и тремолит-асбестов были невелики и составляли несколько десятков волокон в 1 л, что существенно ниже рекомендованного уровня в 100 тыс. вл/л. Очевидно, что в данном случае необходимо проведение сезонных наблюдением за распределением асбестовых волокон в поверхностных водах, а также исследование их содержаний в донных отложениях.

Особый интерес представляет природное загрязнение асбестом озер и водохранилищ, использующихся в рекреационных целях или являющихся источниками водоснабжения для населения. Так, в 1973 г. значительные количества амфиболовых асбестоподобных волокон были обнаружены в воде оз. Верхнее, концентрации которых изменялись от 20×10^6 до 76×10^6 вл/л или (по массе) от 5 до 30 мкг/л [33]. После ливня содержание амфиболовых волокон в озерной воде увеличивались до 600×10^6 вл/л. По данным [53], концентрации асбеста в воде оз. Верхнее изменялись от 1×10^6 до 1×10^{12} вл/л, что связывается с влиянием расположенных на водосборе железорудных месторождений. В воде озера Мичиган, по данным за 1974-1975 гг., концентрации асбеста находились в интервале 0,5-4,5 млн. вл/л, причем 80% составляли хризотиловые волокна, основным ис-

точником поступления которых в озеро являлся поверхностный сток, в существенной мере формирующийся за счет атмосферных осадков [74]. В дождевой воде в районе г. Чикаго содержалось от 0,2 млн. до 20 млн. вл/л асбеста, что свидетельствует об интенсивном загрязнении атмосферы минеральными волокнами. Определенный вклад в поставку асбестовых минералов в водоем вносят эрозия берегов, поверхностный и речной сток, а также сточные воды некоторых промышленных предприятий, сбрасываемых в озеро. Значительное количество асбестовых частиц поступает в водную массу озера при дноуглубительных работах. В шт. Нью-Йорк (США) потенциальным источником природного загрязнения озер и водохранилищ волокнами хризотил-асбеста являются серпентинитовые породы [93]. Например, уровни хризотил-асбеста в Silver Lake Reservoir (о. Статен, г. Нью-Йорк), расположенного в серпентинитовом массиве, составляли в среднем 53 млн. вл/л, изменяясь в пределах 15-86 млн. вл/л. Существенно меньшие уровни асбеста (в среднем 0,3 млн. вл/л) были установлены в воде малых озер и прудов с глинистым дном.

В работах [117, 118] рассматриваются природные источники поступления асбестовых (серпентинитовых и амфиболовых) волокон в водохранилище South Fork Tolt, которое расположено примерно в 50 км восточнее г. Сиэтла (шт. Вашингтон, район залива Пьюджет-Саунд). Авторы выделяют два основных источника поступления асбеста в водную массу водохранилища – коренное ложе, сложенное ультрамафическими породами, и гляциальный материал, транспортируемый с водосбора эрозионно-флювиальными процессами. В водах водохранилища концентрации хризотил-асбеста достигали $1,6 \times 10^6$ вл/л, амфибол-асбеста – $1,9 \times 10^6$ вл/л; меньшие уровни асбестовых волокон наблюдались в воде притоков, впадающих в водоем. По данным указанных авторов, природные асбестовые минералы относительно широко распространены в поверхностных водах и донных отложениях других водоемов из района Пьюджет-Саунд. Результаты специальных исследований указывают на потенциальный риск, возникающий при использовании для питьевого водоснабжения местных поверхностных вод, отличающихся повышенными содержаниями природного асбеста [111, 112].

Нередко единовременное поступление в водотоки значительных масс асбестосодержащих горных пород может обуславливать достаточно длительное загрязнение водной массы и донных отложений природным асбестом. Хорошим примером является р. Свифт, которая начинается в горах Сумас, дренирует площадь около 3 кв. миль в районе г. Эверсон (округ Уатком, северо-запад шт. Вашингтон, США) и впадает в р. Сумас [73, 132]. В этом районе основным природным источником асбеста является массив серпентинитовых пород, расположенный в горах Сумас. В результате эрозионно-денудационных процессов с массива выносятся материал, содержащий асбестовые минералы, а также Ni, Mn, Co, Cr, Mg. В 1930-х гг. в горах Сумас произошел большой обвал серпентинитовых пород, тело которого является дополнительным и существенным источником поступления (особенно во время дождей и таяния снега) в р. Свифт осадочного материала, обогащенного асбестом. Исследования, выполненные в 1990 г., показали, что речные отложения, лежащие на дне и прибрежные отмели, содержат 1-3% (по весу) хризотил-асбеста, причем длина подавляющей части его волокон не превышает 5 мкм. Концентрации асбеста в пойменных почвах в районе обвала достигали 3%. В пробах отложений, отобранных у уреза воды в 2005 г., концентрации асбеста (в основном хризотила) достигали 12-14% (в тонкой фракции 42-46%, в крупной фракции – 0,2-0,2%). В 2006 г. АОС США на р. Свифт было изучено распределение асбестовых минералов в отвалах отложений, извлеченных из русла. Драгирование дна реки (для регулирования половодий) осуществляется с 1940 г., причем извлеченные отложения затем размещаются вдоль речного русла. Было установлено, что средняя концентрация асбеста (преимущественно хризотила) в основной массе образцов драгируемого материала составляет 1,7%, изменяясь от 0,1 до 4,4%. Концентрации хрома в отложениях находились в пределах 205-299 мг/кг, никеля – 1420-1750 мг/кг, ванадия – 24-34 мг/кг. В воздухе в районе отвалов обнаруживались волокна актинолит- и тремолит-асбестов. Авторы делают вывод о потенциальном риске для окружающей среды и че-

ловка присутствующих в речных водах и отложениях, в том числе в дражном материале, асбестовых волокон (табл. 4).

Таблица 4. Потенциальные пути воздействия природных асбестовых волокон, содержащихся в отложениях р. Свифт, округ Уатком, шт. Вашингтон [73] *

Источник	Механизм	Рецепторы (получатели)
Дражный материал	Поднятая ветром пыль из отвалов	Местные жители
Отложения реки и дражный материал	Пыление насыпей из-за движения машин	Операторы машин, местные жители
Планировка жилых территорий и дорог	Пыль во дворах, где отложения использовались для засыпки	Местные жители
Комнатная пыль	Пыль из отвалов; пыль, принесенная из отложений, использованных для отсыпки дорог или жилых территорий	Местные жители
Поля	Пахота и земляные работы в местах размещения дражного материала	Сельскохозяйственные рабочие, местные жители
Активное драгирование	Периодическое драгирование реки	Рабочие драг, местные жители
Аккумуляция отложений вниз по течению	Транспорт осадочного материала водным потоком и его поступление на пойму	Проживающие ниже по течению жители
Ирригация на расположенных ниже участках	Использование речных вод для орошения полей	Сельскохозяйственные рабочие

* Основной способ воздействий – ингаляционный; основной путь воздействия – атмосферный воздух.

Судя по всему, ситуации, при которых источниками поступления асбеста в реки являются обвалы асбестосодержащих горных пород, достаточно типичны для северо-запада шт. Вашингтон. Так, исследования, выполненные на р. Сумас, в которую впадает р. Свифт и которая в период с 1975 по 1985 г. дренировала крупный обвал серпентинитовых пород, обогащенных хризотил-асбестом, свидетельствуют о том, что даже спустя несколько лет после схода обвала в речных отложениях и водах присутствуют повышенные уровни асбестовых волокон [125, 127, 128]

Техногенные источники асбеста и его распределение в водных объектах

Среди техногенных источников поступления асбестовых волокон в окружающую среду особое место принадлежит предприятиям, осуществляющим добычу асбеста и производство из него различных материалов и изделий. Максимальный объем мировой добычи асбеста наблюдался в период с середины 1970-х гг. и до начала 1990-х гг. (табл. 5). Например, в 1977 г. мировое производство асбеста составило 4,97 млн. т, в 2004 г. – 2,36 млн. т [123]. В 1993 г. добыча асбестовых руд осуществлялась в 17 странах, причем около 95% асбеста было добыто на 35 горнодобывающих предприятиях Канады, США, Бразилии, Зимбабве, Свазиленда, Китая, Казахстана и России [16]. В последующие годы во многих странах и в мире в целом наблюдается существенное снижение объемов добычи и использования асбеста (табл. 6, 7).

Месторождения асбеста обычно разрабатываются открытым способом с применением массовых взрывов. Рудная масса поступает затем на обогатительные фабрики. Обогащение асбестовой руды основано на меньшей прочности связи жил асбеста с включающими породами по сравнению с прочностью самих пород и на большей удельной поверхности волокон асбеста по сравнению с удельной поверхностью раздробленной породы [1, 2, 25]. Оно включает: 1) предварительное дробление руды, 2) сушку, 3) вылеживание (4 суток), 4) многостадийное (4-6 раз) последовательное дробление рудной массы с извлечением после каждой серии свободного волокна с качающихся грохотов отсасыванием и осаждением в циклонах. Многостадийность обеспечивает лучшую сохранность волокна. Обычно выход асбеста из руды составляет 3-8% по массе последней. В Канаде многостадийное дробление иногда осуществляют в мельницах типа «Аэрофол» с непрерывным удалением волокон асбеста.

Таблица 5. Мировое производство, торговля и потребление асбеста в разные годы, т [39, 141]

Год	Производство	Импорт	Экспорт	Потребление
1900	20600	-	-	-
1905	56000	-	-	-
1910	84700	-	-	-
1920	184413	196689	197235	183868
1930	381341	288109	280910	388541
1940	564803	420071	462593	522282
1950	1290463	1041073	1064608	1266929
1960	2212825	1486118	1520263	2178681
1970	3494941	2383824	2334876	3543889
1975	4212741	2745980	2627512	4331209
1980	4811942	2681715	2765038	4728619
1990	4020718	1372991	1429836	3963873
2000	2035150	1031079	1031079	2035150
2003	2148584	1066556	1067006	2108943
2006	2300000	-	-	-
2007	2290000	-	-	-

Таблица 6. Производство, торговля и потребление асбеста в 2003 г., т [141]

Регион	Производство	Импорт	Экспорт	Потребление
Африка, в т. ч.	153218	21994	103831	28642
Зимбабве	147000	1	99262	5000
Южная Африка	6218	1470	4192	3496
Азия, в т. ч.	369000	702640	6307	1065333
Китай	350000	145425	3472	491954
Индия	19000	175581	2548	192033
Северная и Центральная Америка, в т. ч.	194350	38596	178342	58152
Канада	194350	205	174774	19781
Европа, в т. ч.	1232500	258609	634182	856927
Россия	878000	1050	450031	429020
Казахстан	354500	3340	183949	173891
Австралия и Океания	-	21	1	20
Южная Америка, в т. ч.	199516	41086	144343	96260
Аргентина	166	-	-	166
Бразилия	194350	28395	144343	78403
Колумбия	5000	8118	-	13118
Общее	2148584	1066556	1067006	2108943

Таблица 7. Производство асбеста в 2006 и 2007 гг., тыс. т [39]

Страны	2006	2007 (оценка)
Бразилия	236	230
Канада	244	185
Китай	350	350
Казахстан	355	350
Россия	925	1030
Зимбабве	100	95
Прочие страны	90	45
Мир в целом	2300	2290

Масштабы воздействия асбестовых горнопромышленных предприятий на окружающую среду достаточно велики. В общем случае добыча асбеста сопровождается многими негативными явлениями, типичными для горнопромышленных территорий. Специфической особенностью в таких районах является чрезвычайно интенсивное поступление в окружающую среду минеральной, в том числе асбестовой, пыли [133]. Важнейшим источником выделения асбестовой пыли являются обогатительные фабрики, концентрации которой в выбросах колеблются в пределах 4-11,5 г/м³, а часовой выброс воздуха, например, на одной крупной асбестовой обогатительной фабрике достигал 1,6 млн. м³, что может обуславливать эмиссию асбестовой пыли в несколько десятков тысяч тонн в год. Нередко (особенно в прошлые годы) асбестовая пыль в концентрациях выше

допустимых значений прослеживается на расстоянии в несколько километров от обогащательных фабрик. Наиболее ярко техногенное влияние проявляется на крупнейших месторождениях асбеста, представляющих собой значительные по площади и сложные по функциональному строению горнопромышленные районы, как правило, включающие крупные населенные пункты. Примерами таких районов могут служить австралийские месторождения в шт. Новый Южный Уэльс, Джетыгаринское месторождение в Казахстане, китайские месторождения в провинциях Сычуань и Цинхай), месторождения Шабани и Машаба в Зимбабве, асбестоносная полоса Свазиленда, амозитовый пояс ЮАР, асбестовые провинции Канады, Баженовское месторождение в России и др. Например, на Баженовском месторождении в 1988 г. переработано более 33 млн. т руды, извлечение асбеста из которой не превышало 85,7% [18]. В период с 1949 по 1962 г. потери асбеста на Баженовском месторождении составили: в отвалы бедных руд – 850,2 тыс. т, в пустопородные отвалы – 333,7 тыс. т. Использование отходов в производстве строительных материалов или в качестве балласта при дорожном строительстве еще более способствовало рассеянию асбестового волокна в окружающей среде [6]. В конце 1980-х – начале 1990-х гг. в России ежегодное извлечение горной массы на асбестовых комбинатах составляло примерно 280 млн. т, а переработка руды на обогащательных фабриках – 50 млн. т [2]. Ежегодно использовалось в различных сферах примерно 21,5 млн. т отходов обогащения асбеста, содержащих до 0,5% и более асбеста. В асбестодобывающем районе, расположенном в Ньюфаундленде и Лабрадоре (Канада), в период с 1962 по 1994 г. выполнен большой объем горных пород, а в 1963-1991 гг. на обогащательной фабрике было переработано свыше 49 млн. т руды и получено 1,6 млн. т асбестового волокна [109]. За этот период образовалось 190 млн. т породных отходов и 47 млн. т хвостов обогащения. Влажное обогащение, используемое в 1990-1994 гг., позволяло получать 30 тыс. т волокна в год. В 1994 г. асбестовый рудник, в районе которого расположено свыше 40 млн. т отходов обогащения с содержанием примерно 2,2% асбеста, был закрыт. Ориентировочные расчеты показывают, что в 1980-х гг. в мире при добыче и переработке (обогащении руд) асбестовых руд ежегодно терялось (с твердыми отходами и пылью) не менее 500-700 тыс. т волокна [27].

По характеру применения и длине волокна товарный хризотил-асбест разделяют на три основные группы сортов [12]: 1) текстильный асбест (с длиной волокна более 8 мм) используется для производства асбестовой пряжи и тканей, которые применяются для производства разнообразных изделий; 2) шиферно-картонно-бумажный асбест (длиной волокна 2-8 мм) используется при производстве кровельного материала, труб, для получения асбестовой бумаги и картона, изготовления различных тепло- и электроизоляционных смесей; 3) цементный (строительный) асбест (с длиной волокна 0,2-2 мм) используется в производстве различных асбестоцементных изделий, огнеупорных красок, теплоизоляционных смесей, асбошпал, асбесто-асфальтовых тротуаров. С гигиенической точки зрения наибольшую опасность представляет текстильный асбест, отличающийся большей длиной волокон. Амфиболовые асбесты применялись для тех же целей, что и хризотил-асбест, но главным образом для изготовления кислото- и щелочестойких изделий, а также различных фильтров. В свое время на основе асбеста или с его использованием вырабатывалось около 3500 изделий, применяемых в различных отраслях промышленности, сельском хозяйстве, в быту и являющихся вторичными источниками загрязнения среды обитания асбестовым волокном. Большая часть асбестового волокна (не менее 65%) использовалась и продолжает (сейчас более 90%) использоваться в производстве асбестоцемента. Например, в ФРГ в 1991 г. до 70% всего потребляемого асбеста использовалось в производстве асбестоцементных строительных материалов и изделий, а остальная часть – для производства асбестотекстильных изделий, асбобумаги и асбокартона, а также как добавка в битумную массу при строительстве дорог [83]. Для США (конец 1970-х – начало 1980-х гг.) приводится следующая структура потребления асбеста: фрикционные материалы – 21%, плитка для пола – 20, асбестоцементные трубы – 15, различные покрытия и смеси, изготовленные с применением асбеста 7-й группы – 10, уплотнители и прокладки – 6, различ-

ные асбестоцементные листы – 4, кровельные материалы – 3, асбобумага – 1, текстильные материалы – 0,6, электро- и термоизоляторы – 0,3, пластмассы – 0,3, прочие изделия – 18,8% [5]. В США в середине 1980-х гг. насчитывалось около 31 тыс. школ и 733 тыс. других публичных и коммерческих зданий, содержащих асбестовые материалы [66]. В свое время в СССР асбестоцементная промышленность использовала до 83,4% асбестового волокна, 7,8% его шло на различные асботехнические изделия и 8,8% примерялось в других целях [15].

Практически любое предприятие по производству изделий из асбеста или использующее его в технологических процессах является источником поставки волокнистой пыли в окружающую среду [47, 124]. В районе бывшей асбестобумажной фабрики в Оксфорде (район г. Лоренс, США) уровни асбеста в почвах изменяются от менее 1% до (в пределах промзоны) нескольких процентов [120]. Интенсивное загрязнение асбестом отмечается в районе ныне заброшенного асбестового рудника, расположенного примерно в 20 милях северо-западнее г. Колинга (округ Фресно, Калифорния, США), где на значительной площади распространены серпентинитовые породы. Здесь же в свое время функционировала асбестовая фабрика известной компании «*Johns-Manville Mill*» [63]. На указанном руднике было добыто и переработано примерно 3 млн. куб. ярдов асбестовой руды, хвосты которой располагаются здесь же и содержат значительные количества асбеста. Ныне рудник, фабрика и г. Колинга включены в известный список Суперфонда. Интенсивное загрязнение территории указанного района асбестом обусловило его поступление в природные воды, используемые для водоснабжения. В частности, уровни асбестовых волокон в водах Калифорнийского акведука (в 1980 г.) превышали 2500×10^6 вл/л. В марте 1983 г. в поверхностных водах данного района во время интенсивного дождя концентрации асбеста достигали $80000-240000 \times 10^6$ вл/л. Высокие концентрации асбестовых волокон установлены в воде р. Биканкур, дренирующей районы асбестовых разработок близ г. Квебек в Канаде [59]. Мировой выброс асбестовой пыли только при производстве различных изделий из асбеста в середине 1980-х гг. оценивается в 160-180 тыс. т/год [27].

Серьезным источником поступления асбестовых волокон в почву (с выбросами) и (с поверхностным стоком и сточными водами) в водные объекты являются асбестоцементные заводы. Средние по мощности асбестоцементные заводы потребляют около 60 т асбеста в сутки [1]. Содержание пыли в выбросах составляет от 9 до 121 мг/м³. Кроме пыли, на указанных заводах образуются также твердые отходы, содержащие асбест. В водах, сбрасываемых формовочными машинами, содержится около 10 г/л асбестоцемента (потери волокна достигают 10% от потребляемого сырья). В Индии (штат Уттар-Прадеш) в почвах в окрестностях крупной асбестоцементной фабрики установлены высокие концентрации асбеста, причем максимальные уровни его приурочены непосредственно к промышленной зоне предприятия, а на расстоянии уже в 1 км общая концентрация асбестовых волокон в почвах снижается на порядок (табл. 8). Своеобразно пространственное распределение волокон различной длины. Так, в ближайшей к фабрике зоне (до 1 км) доминируют асбестовые волокна длиной более 50 мкм и 10-20 мкм, а при удалении от фабрики преобладают волокна длиной менее 19 мкм.

Таблица 8. Асбест в почвах в окрестностях асбестоцементной фабрики [100]

Расстояние от фабрики, км	Общее кол-во волокон в 1 г сухой почвы	Доля волокон различной длины, %				
		< 10 мкм	10-20 мкм	21-30 мкм	31-50 мкм	> 50 мкм
0	541	14,0	25,3	15,7	18,1	26,8
1	67	14,9	13,4	19,4	23,9	28,4
2	43	34,8	27,9	20,9	11,6	4,7
5	29	37,9	31,0	17,2	10,3	3,4

Исследования, выполненные главным образом в странах Зап. Европы и в США, указывают на возможность загрязнения атмосферного воздуха, природных, питьевых и канализационных вод

за счет эрозии асбестоцементных материалов, покрытий, конструкций и т. п., тем более, как отмечает К. Оллиер [17], скорость выветривания строительных материалов в последние годы заметно возросла из-за влияния различных техногенных факторов или техногенно спровоцированных явлений. К настоящему времени во всем мире в системах водоснабжения использовано более 2,5 млн. км асбестоцементных труб [2]. В России в эксплуатации находится около 35 млрд. м² асбестосодержащих изделий, главным образом строительного назначения [2]. Установлено, что при выветривании 1 м² кровельных асбестоцементных плит в воздух поступает около 3 г волокон асбеста [47]. В ФРГ, например, это дает до 500-900 т асбеста в год, рассеиваемого в окружающей среде. Особенно активно асбестоцемент разрушается при воздействии воздуха, загрязненного различными веществами, прежде всего соединениями серы. Очень способствует разрушению и кислая среда. Имеются оценки, согласно которым ежегодно в атмосферу в результате выветривания асбестоцементных покрытий попадают тысячи тонн асбестовых волокон [90].

В том или ином количестве асбест и асбестосодержащие материалы присутствуют в различных твердых промышленных и бытовых отходах [24, 68, 113]. Например, в одном из районов шт. Вайоминг (США) при демонтаже старых зданий образовалось значительное количество асбестосодержащих строительных отходов, что привело к интенсивному загрязнению почв асбестом [130]. Изучение состава компостов приготовленных из бытового мусора, осадков городских сточных вод и муниципальных отходов в 26 коммунах США показало, что асбестовые волокна (в основном в виде следов) присутствуют в 12 из 26 компостов, очень редко наблюдались их уровни, превышающие 1% и в единичных случаях достигающие 1-2% [92]. Асбест, эмитируемый из строительных материалов, поступает в поверхностный сток [105]. По данным [110], около 80% проб городской уличной пыли и почв содержали асбест (в основном хризотилловый) в количестве от 55×10^6 до 1900×10^6 вл/г (волокон в 1 грамме), причем длина большей части волокон не превышала 2 мкм.

До недавнего времени асбест широко использовался в производстве фрикционных материалов: различных тормозных или передаточных механизмов (тормозные колодки и диски сцепления автомобилей, вагонов и т.п.). Содержание асбеста в таких материалах и изделий колеблется от 25 до 50% [26]. Это не исключает вероятность поступления асбестовой пыли при разрушении указанных изделий в ходе их эксплуатации в атмосферу и поверхностный сток. Асбест присутствует в некоторых дорожных покрытиях, включая асфальт [56], что также определяет вероятность его поступления в водотоки и водоемы при разрушении дорожного полотна.

Разработка месторождений талька и талькового камня, пиррофиллитовых и тальк-магнезитовых руд, дорожного камня и других строительных материалов, а также некоторых рудных (например, медноколчеданных) месторождений сопровождается поступлением асбестовых минералов в окружающую среду. Например, в месторождениях талька, расположенных в Долине Смерти (Калифорния), в тальковой руде присутствует амфиболовый асбест (тремолит и другие асбестоподобные минералы), концентрации которого в некоторых образцах достигали 1% [40].

Одним из наиболее загрязненных асбестом мест в США является небольшой г. Либби, расположенный в шт. Монтана [72, 116, 123, 142]. Заражение этого района асбестом прямо связано с деятельностью рядом расположенной шахтой Вермикулит, которая активно разрабатывалась с 1923 по 1990 г., хотя первые горные работы проводились здесь уже в 1860-х гг. в связи с поисками золота, серебра и свинца. Вермикулит был открыт золотоискателями в 1881 г. Месторождение Вермикулит является одним из наиболее крупных в мире; здесь в свое время осуществлялось до 80% мировой добычи вермикулита (минерала из группы гидрослюд). Вредными продуктами при добыче вермикулита являлись асбестоподобные амфиболы, главным образом винчит (синий амфиболоподобный тремолит), рихтерит, тремолит, рихтерит, антофиллит. По данным Геологической службы США, в состав респираторной фракции асбестоподобных минералов присутствует 84% винчита, 11% рихтерита и 6% тремолита. Содержание асбеста в вермикулитовой руде состав-

ляет 21-26% (по массе), в отходах обогащения – 3,6-6,4%, в пыли, образующейся при размельчении руды – до 40%. Специальные исследования, выполненные Агентством по токсичным веществам и регистрации заболеваний США, показали, что смертность от асбестоза среди горняков и жителей г. Либби в течение 1979-1988 гг. была намного выше, чем в основной группе населения шт. Монтана или США в целом. Установлено, что другие (в том числе разрабатываемые) месторождения вермикулита в США (в шт. Вайоминг, Сев. Каролина, Колорадо, Миннесота, Сев. Дакота и др.) также содержат амфиболовый асбест, что определяет его существенно повышенные концентрации в окружающей среде [72, 116]. В стране разработаны планы по ликвидации асбестового загрязнения в районе многих месторождений вермикулита [72]. Очевидно, что добыча вермикулита является достаточно существенным источником поступления асбеста в окружающую среду в других районах мира. Например, в 1999 г. в ЮАР было получено 218 тыс. т вермикулита, в других странах (Китай, Россия, Бразилия и др.) – примерно по 40 тыс. т и меньше [116].

Следует отметить, что товарный тальк нередко отличается присутствием (порой значительным) асбестовых волокон [28]. Известно также, что тальк и некоторые минеральные силикаты (пирофиллит и др.) широко использовались (и, судя по всему, продолжают использоваться) в качестве носителей в пестицидных спреях (порошкообразных пестицидах, или дустах) [82], что не исключает вероятности распыления асбестовых волокон на значительных территориях. Например, тальк в заметных количествах был обнаружен в золотой пыли в атмосфере над океанами, причем для района Индийского океана выявлена хорошо выраженная тенденция приуроченности этого минерала к Австралии, в пределах которой широко применялись пестициды-дусты, содержащие тальк и, очевидно, в том или ином количестве асбестовое волокно. Греческие специалисты установили совместное присутствие существенных количеств асбестовых волокон и пестицидов в р. Алиакмонас (окрестности г. Фессалоники) [64]. Асбестовые волокна поступают в водные объекты при процессах, связанных с горной добычей и переработкой некоторых типов железных руд, что, в частности, отмечалось для Северо-Американских озер [85, 97].

В настоящее время в США выявлено порядка 10 мест, интенсивно зараженных асбестом и включенных в известный список Суперфонда. Одним из таких мест является Иллинойский пляжный парк (в районе г. Уокиган, Северный Чикаго, шт. Иллинойс, побережье оз. Мичиган), интенсивно загрязненный асбестом [49, 52, 77, 140]. Основными потенциальными источниками асбеста в данном районе являются: 1) остатки жилых домов и других строительных конструкций, 2) территория бывшей фабрики концерна «*Johns Manville*», в 1922-1986 гг. производившей асбестосодержащие строительные материалы (сейчас она закрыта и демонтирована); 3) несколько бывших сооружений (стрелковых полигонов), созданных для Панамериканских игр 1959 г., которые размываются волнами. После демонтажа фабрики образовалось 3 млн. куб. ярдов асбестосодержащих материалов (отходов), которые складированы на территории в 130 акров, причем их отвалы достигают 40 футов в высоту. В 2002 г. фабрика была оштрафована за сброс в озеро стоков из отстойников, в которых содержания асбестовых волокон превышало 21 млн. вл/л.; в июне 2004 г. в озеро с территории фабрики в озеро поступило более 56 триллионов асбестовых волокон. В прибрежных песчаных отложениях в значительных количествах присутствуют хризотил-асбест и особенно амфибол-асбесты (главным образом тремолит-асбест), причем 77% хризотиловых волокон и 40% амфиболовых волокон имеют длину более 10 мкм. Наиболее высокие концентрации асбеста (до 8,3-9,2%, что в 3-5 раз выше по сравнению с остальной частью прибрежной зоны) обнаруживаются в донных песках залива Уокиган.

Асбест в питьевых водах

Асбест поступает в системы водоснабжения главным образом при использовании загрязненных водоисточников, а также при эрозии и разрушении асбестоцементных водопроводных труб,

арматуры и т. д. В некоторых случаях загрязнение питьевых вод асбестом может являться следствием подпитки водопроводных сетей сточными и поверхностными водами. По оценке [97, 126], примерно 10% водных ресурсов в США и 5% в Канаде содержат от 10^8 до 10^9 вл/л асбеста, поступающего из природных источников (в основном, горных пород) или при горных работах. Как правило, при соответствующей водоподготовке, например при использовании обычных песочных фильтров, удаляется до 90% волокон асбеста [19]. Наиболее эффективным методом удаления асбестовых волокон считается химическая коагуляция солями железа и полиэлектролитами с последующей фильтрацией.

Уровни содержания асбестовых волокон в питьевых водах изменяются в широких пределах, нередко достигая значений в 10^{11} вл/л и выше [97]. Примерно 95% жителей США используют воду с содержанием асбеста менее 10^6 вл/л [33]. Указанные содержания соответствуют (по массе) концентрации асбеста в воде менее 0,01 мкг/л, что определяет его ежедневное поступление в организм человека в количествах менее 0,02 мкг. В США известно несколько районов, где питьевые воды содержат 1-10 млн. вл/л и даже свыше 100 млн. вл/л. Исследования, выполненные в 365 городах страны, показали, что в 45% проб питьевой воды надежно идентифицировался асбест (в основном хризотилловый) (табл. 9).

Таблица 9. Распределение асбестовых волокон в питьевой воде 365 городов в 43 штатах США, Пуэрто-Рико и округе Колумбия [33]

Концентрации асбеста, 10^6 вл/л	Кол-во городов	Доля проб, %
Ниже предела обнаружения ($< 5 \times 10^5$ вл/л)	110	30,1
Отсутствие статистической значимости	90	24,5
Менее 1	90	24,6
1-10	34	9,3
Более 10	41	11,2
Общее	365	99,8

Повышенные уровни волокон асбеста в системах водоснабжения некоторых городах и районов США обусловлены их поступлением из месторождений и асбестосодержащих пород [19, 33, 36, 139]. Например, в Эверетте и Вашингтоне концентрации хризотил-асбеста в питьевых водах превышают 10^7 вл/л, в Сиэтле они изменяются в пределах $1-10 \times 10^6$ вл/л, в Сан-Франциско достигают 10^7 вл/л и более, в ряде районов Калифорнии – 36 млн. вл/л. В г. **Mendham** уровни крокидолит-асбеста в питьевых водах составляли 4,7 млн. вл/л [65]. В г. Пенсакола (шт. Флорида, США) в питьевых водах фиксировались уровни асбеста до 38 млн. вл/л [19]. В 1974-75 гг. в питьевой воде, отобранной на одной из станций обработки воды в г. Уокиган, концентрации асбестовых волокон достигали 0,42-4,2 млн. вл/л (длина волокон составляла 2-8 мкм, причем около 50% волокон в пределах 2-5 мкм). В обработанных (фильтрованных) водах уровни асбеста снижались до 80 тыс.-550 тыс. вл/л, т. е. фильтрация удаляла 70-90% волокон. Установлена высокая вариация концентраций асбестового волокна в воде с их наивысшими уровнями в зимние месяцы [95]. В питьевых водах Канады концентрации асбеста изменяются от 2 до $172,7 \times 10^6$ вл/л [33]. Во второй половине 1970-х гг. около 5% населения страны потребляло воду с содержанием асбеста более 10 млн. вл/л, около 0,6% – с концентрациями более 100 млн. вл/л [19]. В населенных пунктах, расположенных в районе известных канадских месторождений асбеста, уровни содержания его волокон в питьевых водах достигали 2000 млн. вл/л. В целом потребление асбеста с питьевой водой для 95% населения Канады составляет менее 0,0001 мг/л в сутки (при ежедневном употреблении 2 л питьевой воды).

Однозначного мнения о биологической роли и гигиенической значимости асбеста, содержащегося в питьевой воде, не существует. Так, высказывалось мнение, что в связи с широким использованием асбестоцементных водопроводных труб существует определенная вероятность развития у населения гастроинтестинального рака. В конце 1970-х гг. были получены данные, свидетельствующие о связи между уровнем содержания асбеста в питьевой воде и раком желудочно-

кишечного тракта [19]. В частности, изучение частоты случаев рака, выполненное на основе анализа 721 документа о переписи населения 5 округов Калифорнийского залива, где в водопроводной воде содержался асбест, показало, что пропорциональная доля рака желудка у мужчин, отнесенная на счет воздействия асбеста, составляла 10%. Эти выводы основывались на сопоставлении показателей частоты случаев рака в районах с низким содержанием асбеста в питьевой воде и в районах с его высоким содержанием, при этом учитывались социально-экономические факторы. Статистически достоверная связь между уровнем хризотил-асбеста в водоисточниках и раком пищеварительного тракта, пищевода, желудка, поджелудочной железы у белых мужчин и женщин была также установлена в окрестностях залива Сан-Франциско [51]. Исследования в районе Пьюджет-Саунд (Вашингтон) указывают на потенциальную опасность присутствующего в речной воде, используемой для питьевого водоснабжения, природного асбеста [111, 112]. В тоже время довольно значительное количество исследований свидетельствует об отсутствии каких-либо связей между асбестом в питьевой воде и возникновением онкологических заболеваний желудочно-кишечного тракта. Например, исследования, проведенные в 22 муниципалитетах Квебека, не выявили избыточной смертности от рака, обусловленного присутствием асбестовых волокон в питьевой воде [19]. Изученные районы включали Тетфордские рудники и г. Асбестос, где уже почти в течение столетия осуществляется добыча и переработка асбестовых руд. Аналогичный вывод был сделан американскими исследователями в г. Дулуте, а также в г. Пенсаколе и по району Пьюджет-Саунд. Некоторыми авторами даже делается вывод о физиологической безвредности асбеста, содержащегося в питьевой воде. При этом считается, что риск развития рака желудочно-кишечного тракта в связи с присутствием асбеста в воде так незначителен, что перекрывается такими факторами, как курение, алкоголь и др. [86]. Население г. Дулута (шт. Миннесота, США) в 1955-1973 гг. потребляло питьевую воду с высоким уровнем асбеста (до 100 млн. вл/л) из оз. Верхнее, обусловленного влиянием отходов добычи железных руд (таконита). Установлено, что смертность от рака не отличалась от нормы в других городах Миннесоты [94]. Индийские специалисты [2], обобщив литературные сведения, утверждают, что поглощение асбеста в концентрациях, характерных для обычной воды, не связано ни с какими признаками повышения заболеваемости.

Считается, что асбестоцементные трубы и асбесто-содержащие теплообменники, используемые в системах водоснабжения многих стран уже более 70 лет, при определенных условиях дают заметный вклад в поставку асбеста в водопроводные системы [33]. Например, в США общая протяженность водопроводных коллекторов из асбестоцементных труб составляет 200 тыс. миль. В ФРГ из асбестоцементных труб изготовлено 25 тыс. км водопроводов, что приводит к повышению содержания асбеста в питьевой воде некоторых населенных пунктов до 1 млн. вл/л [114]. В Израиле из 740 проверенных водопроводных систем 4 были отнесены к опасным из-за наличия асбестоцементных труб [43]. В Канаде асбестоцементные трубы составляют основу около 19% водораспределительных систем [37]. В то же время имеются сведения, что использование асбестоцементных труб в водопроводах не оказывает существенного влияния на уровни асбеста в питьевых водах (Hallenbeck et al., 1978). Известны попытки установить связь между использованием (в течение 20 лет) асбесто-цементных труб в водопроводах и раком ЖКТ и почек в 14 коммунах шт. Юта (США) в сравнении с 27 коммунами, где подобные трубы никогда не применялись [122]. Однако какой-либо четкой взаимосвязи между применением указанных труб и частотой возникновения заболеваний установлено не было. Лишь в некоторых коммунах наблюдалась слабая тенденция такой связи, хотя авторы цитируемой работы отмечают, что латентный период наблюдения был очень коротким. Случаи рака, как возможное влияние питьевой воды, распределяемой в США по асбестоцементным трубам, оценивались в Коннектикуте [70, 96], Юте [122], Вудстоке, Нью-Йорк [75] и других городах, однако полученные данные очень противоречивые и не позволяют сделать однозначного вывода. Таким образом, в настоящее время, как подчеркивается в [36], надежные данные о канцерогенном эффекте содержащегося в питьевой воде асбеста в настоящее время от-

сутствуют. Считается даже, что асбест, присутствующий в питьевой воде, не является главной проблемой для здоровья основного населения [84]. Тем не менее, как сказано в документе ВОЗ, гипотеза о том, что проглоченные волокна асбеста вызывают рак, не может быть в настоящее время исключена полностью [19]. Расчеты показывают, что индивидуальный риск развития желудочно-кишечного рака за все время жизни человека составляет 1×10^{-6} (при 95%-ной обеспеченности) при содержании асбестовых волокон (длиной более 10 мкм) в питьевой воде в $7,1 \times 10^6$ вл/л (при ежедневном потреблении 2 л воды риск) [36]. Следует отметить, что в экспериментах с использованием очень высоких доз асбеста у лабораторных животных были выявлены некоторые неканцерогенные эффекты. С указанной точки зрения, как показывают расчеты, концентрация асбеста в питьевой воде не должна превышать 250 мг/л, что эквивалентно $2,2 \times 10^9$ вл/л и в 2400 раз превышает норматив, существующий в США [36]. Такие концентрации асбестовых волокон в питьевой воде в нормальных (типичных) условиях практически не наблюдаются.

Установлено, что асбест может поступать и в системы горячего водоснабжения, особенно при контакте труб и теплообменников с водой, содержащей дубильную и гуминовые кислоты и обладающей значениями pH около 6,5 [56]. Имеются указания на то, что при пользовании душем, при стирке белья и мойке различного оборудования под давлением, а также в результате пыления высушенного после стирки белья асбестовые волокна попадают в воздух. Специальные исследования показали, что даже при содержании асбеста в подобной воде на уровне 20-30 млн. вл/л интенсивность загрязнения воздуха асбестовой пылью невелика [121]. Хотя, возможно, определенный риск негативного воздействия асбеста может возникать в замкнутых помещениях и для лиц соответствующих специальностей.

Асбест в канализационных системах и сточных водах

В промышленно-урбанизированных районах асбестовые волокна в той или иной мере поступают в канализационный сток и накапливаются в осадках сточных вод, образующихся на очистных сооружениях. Основными источниками поступления асбеста в сточные воды являются различные асбестосодержащие материалы и изделия, используемые в хозяйственной деятельности, а также бытовой сток и коррозия асбестоцементных труб, широко применяемых в канализационных коллекторах. В городах, где существует комбинированная система канализации, определенным источником поступления асбестовых частиц в сточные воды служит поверхностный (дождевой, талый, поливочномоечный) сток с городских территорий.

Асбестовые волокна были обнаружены в осадках сточных вод (ОСВ) крупных городов США [46]. Авторами цитируемой работы были изучены муниципальные ОСВ 5 больших городов страны: Лос-Анджелес (соотношение промышленных и бытовых сточных вод, поступающих на очистные сооружения, составляет 15% и 85% соответственно), Балтимор (15 и 85%), Цинцинатти (60% и 40%), Даллас (12% и 88%) и Филадельфия (16% и 84%). Пробы ОСВ исследовались с помощью рентгеновского дифрактометра и (проба из Лос-Анджелеса) – электронной микроскопии. В ОСВ обнаружены асбестовые и стеклянные волокна, размеры которых составляли примерно 5 мкм в диаметре и до 59 мкм в длину (табл. 10).

В ряде городов США осадки сточных вод сжигаются в инсинераторах при температуре около 1000°C. Исследование золы ОСВ (предварительно обезвоженных вакуумной фильтрацией) из 10 городов США, выполненное [106], не выявило присутствие в ней асбестовых волокон. В другой своей работе авторы изучали распределение асбестовых волокон в золе, образующейся при сжигании твердых бытовых (муниципальных) отходов на 18 установках (при температуре от 550 до 1000°C), расположенных в различных городах США [107]. Только в трех случаях в золе указанных отходов был обнаружен асбест (в одном случае хризотил-асбест в донной золе в концентрациях около 1%, во втором случае – следы хризотил-асбеста в донной золе, в третьем случае – следы

амозита в донной и летучей золе). Авторы цитируемых работ справедливо полагают, что условия сжигания ОСВ и муниципальных отходов, в первую очередь высокая температура, приводят практически к полному разрушению минеральных волокон. Действительно, известно, что высокая температура вызывает, например, в хризотил-асбесте необратимые процессы разложения. Обычно основные свойства асбеста, прежде всего прочность и эластичность его волокон, сохраняются при нагревании до 600-700°C [14]. При нагревании хризотил-асбеста до 800°C наблюдается перестройка кристаллической решетки минерала [23], а при температуре 1450-1550°C хризотил-асбест плавится [14]. Температура плавления крокидолит-асбеста составляет 1150°C, антофиллит-асбеста – 1300°C. Польские специалисты для утилизации отходов, содержащих хризотил-асбест, рекомендуют применять обработку различными химическими смесями в сочетании с высокотемпературным (50-500°C) нагревом, что позволяет разрушать волокнистую структуру минерала [60].

Таблица 10. Асбестовые волокна в ОСВ городов США [46]

Тип волокна	Повторности	Содержание волокон/г ОСВ (на сухую массу)	95% доверительный лимит концентрации, волокно/г ОСВ (на сухую массу)	
			нижний	верхний
Амфибол (тремолит)	1	$3,61 \times 10^7$	$4,37 \times 10^6$	$1,30 \times 10^8$
Амфибол (тремолит)	2	0	0	$7,36 \times 10^7$
Хризотил	1	$5,77 \times 10^8$	$3,95 \times 10^8$	$8,15 \times 10^8$
Хризотил	2	$5,78 \times 10^8$	$3,87 \times 10^8$	$8,30 \times 10^8$
Другие	1	$1,26 \times 10^8$	$5,07 \times 10^7$	$2,60 \times 10^8$
Другие	2	$2,19 \times 10^8$	$1,09 \times 10^8$	$3,92 \times 10^8$
Неясные	1	$3,61 \times 10^7$	$4,37 \times 10^6$	$1,30 \times 10^8$
Неясные	2	$3,99 \times 10^7$	$4,82 \times 10^6$	$1,44 \times 10^8$
Все волокна	1	$7,76 \times 10^8$	$5,62 \times 10^8$	$1,05 \times 10^9$
Все волокна	2	$8,37 \times 10^8$	$6,04 \times 10^8$	$1,13 \times 10^9$

Судя по всему, даже несмотря на скудность и разрозненность имеющихся данных, асбестовые частицы в настоящее время являются типичными поллютантами водных объектов в промышленно-урбанизированных и горнопромышленных районах.

Поведение и экологическая роль асбестовых волокон в водных системах

Хризотил-асбест весьма устойчив в щелочных средах, но сравнительно легко растворяется не только в сильных (например, в соляной кислоте), но и в слабых (уксусная) кислотах (табл. 11). При растворении железо и магний, входящий в состав асбеста, практически целиком переходят в раствор, а кремнезем остается в виде скелета, сохраняющего форму волокна [13, 22]. В кислых растворах частицы хризотил-асбеста приобретают положительный заряд, в щелочных – отрицательный заряд [25]. По данным (Speil, Leinweber, 1969), хризотил-асбестовые волокна обладают поверхностным положительным зарядом при $pH < 11,8$. Предполагается, что такие волокна способны связываться с отрицательно заряженными протеиновыми группами в клеточных мембранах живых организмов и проникать внутрь клетки [69].

Таблица 11. Растворимость асбестовых минералов [21]

Минерал	Потеря веса в % после обработки (с кипячением) в течение 2-х часов 25%-ными растворами кислот				
	HCl	CH ₃ COOH	H ₃ PO ₄	H ₂ SO ₄	NaOH
Хризотил	56,7	23,4	55,2	55,8	1,0
Актинолит	20,3	12,3	20,2	20,4	9,3
Тремолит	4,8	2,0	5,0	4,6	1,8
Крокидолит	4,4	0,9	4,4	3,7	1,4
Амозит	12,8	2,6	11,7	11,4	7,0
Антофиллит	2,7	0,6	3,2	2,7	1,2

Установлено, что кислая вода способна выщелачивать из частиц асбеста оксиды кальция и магния и некоторые другие соединения, что приводит к модификации их поверхностных свойств и изменению характера биологического действия [1, 99, 131]. В частности, лабораторные эксперименты с использованием воды и органических кислот свидетельствуют о заметном выщелачивании из волокон хризотил-асбеста различных химических элементов, содержащихся в нем в повышенных количествах [128, 129]. В нейтральной и щелочной среде отмечалось малое химическое разрушение волокон, однако в присутствии лимонной и оксалиновой кислот более чем 50% никеля и хрома (содержащиеся в асбестах в высоких концентрациях) выщелачивались при комнатной температуре. Из структуры асбестовых волокон удалялся также магний. Как известно, многие речные воды имеют, как правило, отличаются кислой (чаще слабокислой) средой, что обуславливает изменение поверхности хризотил-асбеста (главным образом в результате выщелачивания Mg^{2+} из бруситовых слоев волокон) [41]. Необходимо отметить, что асбестовые минералы нередко включают достаточно широкий круг химических элементов (Ni, Cr, Co, Cu, V, F, Mn, Li и др.), входящих в структуру минералов или присутствующих в качестве примесей [27].

Волокна асбеста достаточно легко образуют с водой суспензию и активно проявляют коллоидные свойства [25]. Большая удельная поверхность асбестовых волокон предопределяет их высокую адсорбционную активность [1]. Например, полная расчетная величина удельной поверхности асбеста Баженовского месторождения составляет 50 тыс. m^2/kg [15]. Особенно хорошо на волокнах асбеста сорбируются гидроксиды щелочных и щелочноземельных металлов, некоторые макрокомпоненты, а также ароматические углеводороды, включая канцерогенный бенз(а)пирен [4, 11, 83, 133]. Например, в асбестовых рудах Баженовского месторождения содержания бенз(а)пирена достигают 9,96 мкг/кг (до 36,9 мкг/кг в товарном асбесте) [1]. Как правило, адсорбционная способность асбеста к катионам в 2-3 раза больше, чем к анионам. При длительном нахождении в воде хризотил-асбест набухает (тем больше, чем меньше длина волокон), при этом адсорбционная способность его заметно возрастает. При набухании наблюдается явление гистерезиса. Асбест способен поглощать до 8% воды; значения коэффициента набухания колеблются в пределах 1,08-1,63 [21, 22]. Набухание, видимо, интенсифицирует ионный обмен. В водной среде асбестовые волокна способны присоединять и удерживать на поверхности частицы цемента, молотого песка, извести и т. п. Согласно [41], взвешенные в воде хризотил-асбестовые волокна могут адсорбировать органический материал, который полностью покрывает их поверхность. Асбестовые волокна типичны для современных русловых отложений промышленно-урбанизированных и горнопромышленных районов [21].

Поступающие в водные объекты асбестовые волокна способны обогащать воду и донные отложения некоторыми химическими элементами. С этой точки зрения показательны исследования, выполненные на р. Sumas (северо-запад шт. Вашингтон, США), которая, как уже отмечалось выше, в период с 1975 по 1985 г. дренировала крупный обвал серпентинитовых пород, обогащенных хризотил-асбестом [125, 128, 129]. Даже спустя несколько лет после схода оползня, указанная река отличается повышенными уровнями содержания асбестовых волокон в воде и донных отложениях. Волокна хризотил-асбеста, из-за малых размеров легко транспортируемые и ресуспезируемые водным потоком, отличаются высокими содержаниями Ni, Mn, Co, Cr. Значения pH речной воды снижаются с 9 в районе тела оползня до 7,1 вниз по течению, что способствует разному по своей интенсивности выщелачиванию указанных металлов (а также магния) из асбестовых волокон. Установлена прямая связь между концентрациями асбестовых волокон и никеля в речной воде. В целом концентрации металлов уменьшались вниз по течению реки, однако их уровни даже в 20 км от места оползня были заметно выше, нежели их содержание на контрольной станции, расположенной вне зоны влияния оползня. Анализ почв из заливаемых речной водой мест показал, что содержания никеля, хрома, кобальта, марганца и магния были очень высоки, причем указанные элементы выщелачивались в нижние почвенные кислые горизонты. В конечном счете это

привело к повышенному накоплению некоторых металлов в речных отложениях и речной рыбе (табл. 12, 13). Например, в мышцах разных видов рыб уровни никеля находились в пределах 0,01-0,38 мг/кг, марганца – 0,010-1,05 мг/кг сырой массы, а в целом в рыбах уровни никеля составили 0,26-1,66 мг/кг, марганца – 1,37-29,9 мг/кг.

Таблица 12. Характеристики воды и донных отложений в месте исследований [128]

Компонент	Речная вода	Донных отложения (фракция < 63 мкм)
Концентрация волокон асбеста	$8,0 \times 10^7 - 2,3 \times 10^{11}$ вл/л	-
Длина волокон асбеста	1,3-2,2 мкм	-
Толщина волокон асбеста	0,10-0,12 мкм	-
pH	7,1-8,0	
Кальций	9,1-20,2 мг/л	2,3-2,7%
Магний	11,7-19,3 мг/л	5,2-6,3%
Хром	0,3-4,0 мкг/л	170-217 мг/кг
Марганец	0,3-70,0 мкг/л	1260-1903 мг/кг
Никель	8,0-23,6 мг/л	416-564 мг/кг
Кобальт	-	26-45 мг/кг
Медь	-	29-58 мг/кг
Цинк	-	112-169 мг/кг

Таблица 13. Средний состав отложений р. Sumas, мг/кг [128]

Металл	Расстояние от места обвала вниз по реке, км			Среднее в мировых почвах
	13	16	31	
Марганец	1162	1550	1032	760
Никель	2008	486	232	34
Хром	517	196	253	84
Кобальт	92	42	14	12
Медь	8	34	58	26
Цинк	51	134	135	60

В научных публикациях и официальных документах, опубликованных в 1970-х гг., подчеркивалось, что неизвестны гидробионты, которые могли бы использоваться в качестве тестовых для установления острой или хронической токсичности асбеста. В то же время отмечалось, что микроскопические неорганические частицы обнаруживаются в тканях рыб и ракообразных, отловленных в местах сильного загрязнения асбестовыми волокнами (например, в озере Верхнее) [33]. В последующие годы были выполнены экспериментальные исследования, результаты которых свидетельствуют о негативном воздействии асбестовых волокон на водные организмы. Американские исследователи из шт. Огайо в лабораторных условиях показали потенциальное воздействие волокон хризотил-асбеста на планктонные водоросли (*Cryptomonas erosa*) из Великих озер [87, 88].

Волокна асбеста приводили к заметной задержке роста молоди двухстворчатого моллюска *Corbicula fluminea* (корбикула восточная) [44]. При концентрациях в 1000 млн. вл/л наблюдалась гибель особей. Волокна асбеста активно накапливались в различных органах моллюсков, причем во внутренних органах примерно в 10 раз интенсивнее, нежели в жаберных тканях. При 30-дневной экспозиции фиксировалось накопление волокон во внутренних органах до уровней в 150 вл/мг веса, в жабрах – до 11 вл/мг веса. Характерно, что в жаберных тканях аккумулировались преимущественно мелкие волокна; во внутренних органах - крупные волокна. Ультраструктура жаберной ткани моллюсков характеризовалась увеличением поверхности филаментов. Можно предположить, что это в какой-то степени связано с большим, как отмечалось выше, набуханием мелких волокон асбеста и, соответственно, заметным увеличением их адсорбционной способности. Возможно, что с этим механизмом и связаны изменения в жабрах, что в итоге сказывалось на развитии моллюсков. Считается, что корбикула восточная может использоваться в качестве биоиндикатора для оценки загрязнения водоемов хризотилловым волокном. Необходимо отметить, что в лабораторных экспериментах используются очень высокие концентрации асбестовых волокон, в

природных условиях наблюдаемые лишь в исключительных случаях. Тем не менее, судя по всему, асбестовые волокна представляют определенную (потенциальную) угрозу для гидробионтов, прежде всего, по-видимому, для организмов-фильтраторов. В частности, известно, что многие моллюски способны отфильтровывать взвешенные в воде минеральные частицы размером от 1,5 до 40 мкм, но лучше всего в 7-8 мкм, полностью извлекая их из воды [7].

Сотрудники отделения токсикологии волокон Исследовательского центра промышленной токсикологии (Индия) изучали влияние хризотил-асбеста на рост, физиологические и биохимические параметры ряски горбатой [135]. Перед началом экспериментов были исследованы образцы воды, донных отложений и растений, отобранные в прудах в районе асбестоцементной фабрики в индийском штате Уттар-Прадеш. Полученные данные свидетельствуют о поступлении техногенного асбеста (главным образом в составе выбросов) в расположенные в окрестностях асбестоцементной фабрики водоемах (табл. 14, 15).

Таблица 14. Асбестовые волокна в воде и отложениях прудов в районе асбестоцементной фабрики [135]

Место по отношению к фабрике	Общее содержание асбеста	Доля волокон разной длины, %		
		< 10 мкм	11-20 мкм	> 20 мкм
Вода, вл/л				
Восток	287	19,86	16,37	63,76
Запад	298	11,07	17,78	71,14
Север	282	7,80	15,60	76,59
Юг	304	11,84	12,89	75,33
Донные отложения, вл/г сухой массы отложений				
Восток	399	3,01	11,02	85,96
Запад	404	4,95	10,40	84,65
Север	360	5,00	13,61	81,38
Юг	420	4,52	9,29	86,19

Таблица 15. Асбест в водных растениях в районе асбестоцементной фабрики [135]

Растение	Часть растения	Содержание, вл/г сухой массы	Доля волокон разной длины, %		
			< 10 мкм	11-20 мкм	> 20 мкм
<i>Nelumbo nucifera</i>	Корень	41	48,79	29,26	21,95
	Стебель	34	50,00	29,41	20,58
	Листья	24	50,00	33,33	16,66
<i>Nymphaea nouchali</i>	Корень	47	48,93	29,78	21,27
	Стебель	42	47,61	30,95	21,42
	Листья	38	65,78	26,31	7,89
<i>Ranunculus scleratus</i>	Корень	44	40,90	34,09	25,00
	Стебель	25	48,00	32,00	20,00
	Листья	23	52,17	34,78	13,04
<i>Lemna gibba</i>	В целом	21	57,14	28,57	14,28

В ходе лабораторных экспериментов ряска, культивируемая в среде с содержанием 0,1 г хризотил-волокон в 1 л воды, дважды в течение периода в 28 дней экспонировалась к двум концентрациям асбестовых волокон (0,5 г и 5 г хризотил-асбеста в 5 л бидистиллированной воды). Контрольные растения культивировались в среде без добавления асбестовых волокон. Было установлено определенное влияние асбеста на рост, физиологические и биохимические параметры ряски. В частности, наблюдалось снижение роста талломов, длинных корней и общей биомассы гидрофитов. В водных растениях обнаружены изменения в содержании хлорофилла, каротиноида, общего сахара, крахмала, протеина и других биохимических показателей (табл. 16), что сопровождалось усилением тока электролитов, переокислением липидов и каталазы. Результаты экспериментов указывают на то, что хризотил-асбест вызывает окислительный стресс и обладает определенной фитотоксичностью для ряски. Значение окислительного стресса для цитотоксичности асбеста ранее было показано в ряде других работ [61, 79].

Таблица 16. Влияние хризотил-асбеста на содержание протеина, общего сахара и крахмала в рыске [135]

Период экспозиции, дни	Контроль	Экспозиционная доза	
		0,5 мкг/таллом *	5 мкг/таллом *
Протеин, мг/г сырой массы			
3	39,76	34,40	30,46
7	39,66	32,96	28,10
14	40,52	30,32	25,20
21	39,56	27,58	22,24
28	39,40	24,06	19,50
Свободный сахар, мг/г сырой массы			
3	0,6208	0,5790	0,4300
7	0,6240	0,5580	0,4120
14	0,6180	0,5290	0,3900
21	0,6170	0,4970	0,3680
28	0,6210	0,4560	0,3420
Крахмал, мг/г сырой массы			
3	70,46	65,60	56,76
7	69,66	63,28	53,00
14	70,30	60,68	51,12
21	69,80	57,68	48,12
28	69,64	53,90	45,56

* Все значения статистически достоверно различаются с контролем ($p < 0,05$).

Таким образом, несмотря на разрозненность имеющихся данных, можно, очевидно, считать, что в определенных условиях асбестовые волокна, присутствующие в природных водах, способны существенно изменять качество воды и русловых отложений, а также оказывать негативное воздействие на гидробионтов.

Заключение

Асбестовые волокна, практически постоянно присутствующие в воде и донных отложениях рек, озер и водохранилищ многих районов мира, поступают в водные объекты из природных и техногенных источников. К первым относятся асбестовые руды и асбестосодержащие горные породы, разрушающиеся под воздействием выветривания и других экзогенных процессов. Среди техногенных источников особую роль играют предприятия по добыче и обогащению асбестовых руд, производству асбестосодержащих материалов и изделий из них, а также различные асбестосодержащие материалы, изделия, конструкции, широко используемые в практической деятельности. В глобальном масштабе природная поставка асбеста в окружающую среду превышает его поступление от техногенных источников.

Наиболее высокими уровнями асбеста в водах и отложениях отличаются реки и озера, расположенные в асбестовых провинциях. Нередко единовременное поступление в водотоки и водоемы значительных масс асбестосодержащих горных пород, например в результате обвалов, может обуславливать достаточно длительное загрязнение водной массы и донных отложений природным асбестом. В промышленно-урбанизированных районах асбест является типичным поллютантом водных объектов. В целом концентрации асбестовых волокон в водах озер и рек характеризуются высокой пространственной и временной вариацией, обусловленной местоположением источников их поставки и гидрологическим режимом водного объекта. Содержания асбестовых волокон в поверхностных водах промышленно-урбанизированных районов, превышающие 1 млн. вл/л, свидетельствуют о явном техногенном загрязнении. Волокна асбеста, поступающие в водные объекты в результате различных природных и техногенных процессов, способны достаточно длительное время находиться в воде во взвешенном состоянии и мигрировать на значительные расстояния. В водной среде волокна асбеста активно сорбируют различные минеральные частицы и органические вещества, включая ароматические углеводороды, и способны обогащать воду и донные от-

ложения некоторыми химическими элементами, в том числе тяжелыми металлами, а также накапливаться в тканях гидробионтов и оказывать на последних негативное воздействие.

В системы водоснабжения асбест поступает главным образом при использовании загрязненных водоисточников, а также, в меньшей степени, в результате эрозии и разрушения асбестоцементных водопроводных труб, арматуры и теплообменников, подпитки водопроводных сетей сточными и поверхностными водами. При стандартной водоподготовке из питьевой воды удаляется до 90% волокон асбеста. В большинстве случаев концентрации асбестовых волокон в питьевых водах существенно ниже 10^6 вл/л, хотя известны районы, где их содержание существенно превышает указанную величину, достигая 10^{11} вл/л и выше. Надежные сведения о вредном воздействии на человека асбестовых волокон, присутствующих в питьевых и природных водах, практически отсутствуют, что, в сущности, и определяет необходимость дальнейшего изучения особенностей их поступления и распределения в водных объектах, а также их роли в формировании качества воды и физико-химических особенностей донных отложений.

Литература

1. Берней И.И., Колбасов В.М. Технология асбестоцементных изделий. – М.: Стройиздат, 1985. – 400 с.
2. Бхандари Р.К., Дхариял К.Д., Романенков И.Г. Экологическая опасность асбеста. – М.: Стройиздат, 1993. – 96 с.
3. ВОЗ. Ликвидация болезней, вызываемых асбестом // http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_SDE_OEH_06.03_rus.pdf.
4. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I-IV группы: Справ. изд. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.
5. Горная энциклопедия, т. 1. – М.: Сов. энциклопедия, 1984. – 560 с.
6. Горная энциклопедия, т. 5. – М.: Сов. энциклопедия, 1991. – 541 с.
7. Жизнь животных, т. 2. Беспозвоночные. – М.: Просвещение, 1968. – 563 с.
8. Закономерности размещения полезных ископаемых, вып. VI. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – 688 с.
9. Золоев К.К. Месторождения хризотил-асбеста в гипербазитах складчатых областей. – М.: Недра, 1975. – 192 с.
10. Золоев К.К., Полянин В.С., Аксенов Е.М. и др. Прогнозная оценка территории СССР на хризотил- и антофиллит-асбест. – М.: ВИЭМС, 1983. – 38 с.
11. Коган Ф.М. Канцерогенное действие металлов // Металлы. Гигиенические аспекты оценки и оздоровления окружающей среды. – М., 1983, с. 42-50.
12. Курс месторождений твердых полезных ископаемых. – Л.: Недра, 1975. – 631 с.
13. Меренков Б.Я. Генезис хризотил-асбеста. – М.: Изд-во АН СССР, 1958. – 138 с.
14. Меренков Б.Я., Толстихина К.И., Шумихина И.В. Дегитротация хризотил-асбеста и серпофита // Тр. ИГЕМ АН СССР, 1959, вып. 31, с. 54-67.
15. Месторождения хризотил-асбеста СССР. – М.: Недра, 1967. – 512 с.
16. Минеральные ресурсы мира (на начало 1994 г.). – М.: ВНИИзарубежгеология, 1995. – 575 с.
17. Оллиер К. Выветривание: Пер. с англ. – М.: Недра, 1987. – 348 с.
18. Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов в СССР: Статистический сборник. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 174 с.
19. Руководство по контролю качества питьевой воды. Том 2: Гигиенические критерии и другая релевантная информация. – Женева: ВОЗ, 1987. – 325 с.

20. *Сидоренко Г.И., Можжев Е.А.* Санитарное состояние окружающей среды и здоровье населения – М.: Медицина, 1987. – 128 с.
21. *Соболев Н.Д.* Введение в асбестоведение. – М.: Недра, 1971. – 280 с.
22. *Соболева М.В.* Минералогия волокнистых минералов группы амфиболов и серпантина. – М.: Недра, 1972. – 252 с.
23. *Сыромятников Ф.В.* Термический анализ хризотил-асбеста // Бюлл. МОИП, отд. геол., нов. сер., т. XII(1), 1934.
24. Утилизация твердых отходов: Пер. с англ. – М.: Стройиздат, 1985, т. 1 – 336 с.; т. 2 – 348 с.
25. *Щедринский М.Б., Волегов А.В., Мюллер Э.К.* Обогащение асбестовых руд. – М.: Госгортехиздат, 1962. – 150 с.
26. Энциклопедия неорганических материалов. Том 1. – Киев: Гл. редакция Украинской Советской энциклопедии, 1977, с. 103-109.
27. *Янин Е.П.* Асбест в окружающей среде. (Введение в экологическое асбестоведение). – М.: ИМГРЭ, 1997. – 176 с.
28. *Янин Е.П.* Тальк в окружающей среде (эколого-гигиенические аспекты практического использования) // Экологическая экспертиза, 2004, № 4, с. 20-25.
29. *Янин Е.П.* Асбест и асбестосодержащие материалы: тотальный запрет или регулируемое использование? // Экологическая экспертиза, 2006, № 5, с. 26-43.
30. *Янин Е.П.* Асбест и человек (краткий исторический очерк) // Безопасность пыли минеральных волокон. – Москва – Пермь: НП «Базальтовые технологии», 2006, с. 96-164.
31. *Янин Е.П., Ахтямова Г.Г.* Техногенные частицы и их роль в формировании вещественного состава современных речных отложений // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2007, № 1, с. 30-43.
32. *Amato L., Carraro E., Ferrarotti M., Piccini C.* Evaluation of the asbestos risk in the Alta Val Lemme areas (Piemonte – provincia di Alessandria) // International Conference on Asbestos monitoring and analytical methods. AMAM 2005, Venezia, 5-7 December 2005 // http://venus.unive.it/fall/Abstracts/Book_of_Abstract.pdf.
33. Ambient Water Quality Criteria for asbestos. EPA US 440 5-80-022. October 1980 // <http://www.epa.gov/ost/pc/ambientwqc/asbestos80.pdf>.
34. Asbestiform fibers: Nonoccupational health risks. – Washington, D.C.: National Academy Press, 1984. – 334 p.
35. Asbestos and other natural minerals fibres: Environmental health criteria 53. – Geneva: World Health Organization, 1986 // <http://www.inchem.org>.
36. Asbestos in drinking water. California Public Health Goal. – September 2003. – 89 p. // <http://www.oehha.ca.gov/water/phg/pdf/Ph4asbestos92603.pdf>.
37. Asbestos in drinking-water. Background document for development of WHO *Guidelines for Drinking-water Quality* // www.WHO.int.
38. Asbestos/NESHAP Regulated Asbestos Containing Materials Guidance // <http://www.epa.gov/region-4/air/asbestos/asbmat1.htm>.
39. Asbestos statistics. U.S. Geological Survey // minerals.usgs.gov.
40. A USGS study of talc deposits and associated amphibole asbestos within mined deposits of the Southern Death Valley Region, California. U.S. Geological Survey Open-File Report 2004-1092. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey // <http://minerals.usgs.gov>.
41. *Bales R.C., Morgan J.J.* Surface change and adsorption properties of chrysotile asbestos in natural water // Environ. Sci. Technol., 1985, v. 19, p. 1213-1219.
42. *Bowes D.R., Langer A.M., Rohl A.N.* Nature and range of mineral dusts in the environment // Philos Trans. R. Soc., 1977, A286, p. 593-610.

43. *Brenner S., Anavi Z.* Review of the Israeli technical committee for asbestos // *Amer. J. Ind. Med.*, 1986, 10, N 5-6, p. 527-532.
44. *Belanger S., Cherry D.S., Cairns J.* Seasonal, behavioral and growth changes of juvenile *Corbicula fluminea* exposed to chrysotile asbestos // *Water Res.*, 1986, 20, № 10, p. 1243-1250.
45. *Birilkov T.* Zur Kausalitat von Pleura-Plaques und asbestinduzierten Tumoren // *Wiss. und Umwelt.*, 1985, № 2, s. 146-148.
46. *Bishop K., Steven J.R., Zoltal T. et al.* Identification of asbestos and glass fiber in municipal sewage sludges // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1985, v. 34, p. 301-308.
47. *Brandtner K.-L.* Sanierung von Asbestzementdachern // *Entsorg. prax.*, 1991, № 12, s. 770-771.
48. *Bruckman L., Rubino R.A.* Monitored asbestos concentrations in Connecticut // *J. Air Pollut. Contr. Assoc.*, 1978, 28, N 12, p. 1221-1226.
49. *Camplin J.C.* Eleven reasons why there is asbestos found at Waukegan Municipal Beach // http://www.asbesosbeach.com/uploads/11_points_about_Asbestos_in_Waukegan.pdf.
50. *Cantor K.P.* Drinking water and cancer // *Cancer Causes and Control*, 1997, v. 8, p. 292-308.
51. *Conforti P.M., Kanarek M.S., Jackson L.A. et al.* Asbestos in drinking water and cancer in the San Francisco Bay area: 1969-1974 incidence // *J. Chron. Dis.*, 1981, v. 34, p. 211-224.
52. Contaminant determination for Waukegan Harbor advanced maintenance area dredging and open water disposal. Completed by: U.S. Army Corps of Engineers, Chicago District, January 2001 // <http://www.Irc.usace.army.mil/topics/Wauktest.htm>.
53. *Cook P.M., Glass G.E., Tucker J.H.* Asbestiform amphibole minerals: detection and measurement of high concentrations in municipal Water Supplies // *Science*, 1974, v. 185, p. 853-855.
54. *Cook P.M., Rubin I., Maggiore C., Nicholson W.* X-ray diffraction and electron beam analysis of asbestiform minerals in Lake Superior // *Inst. Electr. Electron. Eng. J.*, 1976, v. 75, p. 34-41.
55. *Cossette M., Delvaux P., VanHa T. et al.* Physiological innocuity of asbestos in water // *Northeast Environ. Sci.*, 1986, v. 5, p. 54-62.
56. *Cossette M., Tran V.H.* Asbestos in asphalt // *Cim. bull.*, 1991, 84, № 949, p. 40-43.
57. Chrysotile Asbestos. Environmental Health Criteria 203. – Geneva: World Health Organization, 1998 // <http://www.inchem.org>.
58. Disposal of asbestos waste // <http://www.hse.gov.uk>.
59. *Dodoli D., Dei Nevo M., Flumalbi C. et al.* Environmental household exposures to asbestos and occurrence of pleural mesothelioma // *Amtr. J. Ind. Med.*, 1992, 21, N 5, p. 681-687.
60. *Domka L., Domka L., Kozak M.* Utilisation of asbestos wastes // *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, 2001, v. 35, p. 83-90.
61. *Ebenhardt M.K., Romano-Franco A.A., Quiles M.R.* Asbestos induced decomposition of hydrogen peroxide // *Environ. Res.*, 1985, v. 37, p. 287-292.
62. Fibrous materials in the environment. A review of asbestos and man-made mineral fibres. – MRC Institute for Environment and Health, 1997 // <http://www.cranfield.ac.uk>.
63. Five-year review report for Atlas Asbestos Mine Superfund Site and Coalinga Asbestos Mine (Johns-Manville Mill) Superfund Sites Fresno County, California. Final Report. September 2006. Prepared by CH2MHILL // <http://yosemite.epa.gov>.
64. *Gavalakis E., Andreadakis A.* Removal of asbestos fiber and pesticides during water treatment // <http://www.hydro.ntua.gr/labs/sanitary/AABS39.htm>.
65. *Germine M., Puffer J.H.* Distribution of asbestos in the bedrock of the northern New Jersey Area // *Environ. Geol.*, 1981, v. 3, p. 337-351.
66. Guidelines for controlling asbestos-containing materials in buildings. EPA US 560/5-85-024. June 1985 // <http://www.wbdg.org/ccb/ASBMAN/585024.pdf>.

67. Guidelines for geologic investigations of naturally occurring asbestos in California. Special Publication 124 / Ed. J.P. Clinkenbeard, R.K. Churchill, K. Lee. – California Geological Survey, California Department of Conservation, 2002 // <http://www.consrv.ca.gov>.
68. Environmental guideline for waste asbestos. Department of Sustainable Development. Environmental Protection service. Government of the Nunavut, January, 2002 // <http://www.gov.nu.ca/env/asbestos.pdf>.
69. *Harrington J., Allison A., Badami D.* Mineral fibers: Chemical, physico-chemical and biological properties // *Adv. Pharmacol. Chemother.*, 1975, v. 12, p. 291-402.
70. *Harrington J., Craun G., Meigs J. et al.* An investigation of the use of asbestos cement pipe for public water supply and the incidence of gastrointestinal cancer in Connecticut, 1935-1973 // *Am. J. Epidemiol.*, 1978, v. 107, p. 96-103.
71. *Hayward S.B.* Field monitoring of chrysotile asbestos in California waters // *J. of the Amer. Water Works Association*, 1984, v. 76, p. 66-73.
72. Hazardous materials. EPA's cleanup of asbestos in Libby, Montana, and related action to address asbestos-contaminated materials. GAO-03-469. US GAO, April 2003 // www.gao.gov/cgi-bin/gettrpt?GAO-03-469.
73. Health consultation. Swift Creek sediment asbestos Whatcom County, Washington. US Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, March 31, 2006 // <http://www.atsdr.cdc.gov>.
74. *Hesse C.S., Hallenbeck W.H.* Potential sources asbestos in Lake Michigan // *J. Great Lakes Res.*, 1978, 4, N 1, p. 57-61.
75. *Howe H.L., Wolfgang P.E., Burnett W.S. et al.* Cancer incidence following exposure to drinking water with asbestos leachate // *Public Health Rep.*, 1989, v. 104, p. 251-254.
76. *Husson L.* Asbestos in soil / Asbestos. European Conference 2003 // <http://www.hvbg.de>.
77. Illinois Beach State Park (IBSP): Determination of Asbestos Contamination in Beach Nourishment Sand. Final Report of Findings, University of Illinois at Chicago, June 20, 2006. – 53 p. // http://www.unic.edu/sph/glakes/coe/IBSP_Sand_Final_Report_1_wo_App.pdf.
78. *Jones J., McGuire M.J.* Dredging to reduce asbestos concentrations in the Californian aqueduct // *J. Am. Water Work Assoc.*, 1987, v. 79, p. 30-37.
79. *Kamp D.W., Graceffa P., Pryor W.A., Weitzman S.A.* The role of free radicals in asbestos-induced diseases // *Free Radic. Biol. Med.*, 1992, v. 12, p. 293-315.
80. *Kanarek M.S., Conforti P.M., Jackson L.A. et al.* Asbestos in drinking water and cancer incidence in the San Francisco Bay area // *Am. J. Epidemiol.*, 1980, v. 112, p. 54-72.
81. *Kanarek M.S., Conforti P.M., Jackson L.A. et al.* Chrysotile asbestos fibers in drinking water from asbestos-cement pipe // *Environ. Sci. Tech.*, 1981, v. 15, p. 923-925.
82. *Kay K.* Inorganic particles of agricultural origin // *Environm. Health Perspect.*, 1974, v. 9, p. 183-185.
83. *Kieser D.* Der Gefahrstoff Asbest und seine Anwendung in der Bauwirtschaft // *Tiefbau-Berufsgenoss*, 1992, 104, № 6, s. 383-389.
84. *Kjaerheim K., Ulvestad B., Martinsen J.I., Andersen A.* Cancer of the gastrointestinal tract and exposure to asbestos in drinking water among lighthouse keepers (Norway) // *Cancer Causes and Control*, 2005, v. 16, p. 593-598.
85. *Langer A.M., Maggiore C.M., Nicholson W.J. et al.* The contamination of Lake Superior with amphibole gangue minerals // *Ann. NY Acad. Sci.*, 1979, v. 330, p. 549-572.
86. *Langer A.M., Nolan R.P.* Asbestos in potable water suppliers and attributable risk of gastrointestinal cancer // *Northeast. Environ. Sci.*, 1986, 5, N 1-2, p. 41-53.
87. *Lauth J., Schurr K.* Some effects of chrysotile asbestos on a planktonic alga (*Cryptomonas erosa*) // *Micron.*, 1983, v. 14, p. 93-94.

88. *Lauth J., Schurr K.* Entry of chrysotile asbestos fibres from water into the planktonic alga (*Cryptomonas erosa*) // *Micron. Microsc. Acta*, 1984, v. 15, p. 113-114.
89. Limiting environmental exposure to asbestos in areas with naturally occurring asbestos // <http://www.atsdr.cdc.gov>.
90. *Lukschanderl L.* Todliche Fasern // *Um. weltchutz.*, 1990, N 4, s. 8-17.
91. *Malinconico S., Cappa F., Zamengo L.* International and Italian regulations concerning asbestos limits in liquids // International Conference on Asbestos monitoring and analytical methods. AMAM 2005, Venezia, 5-7 December 2005 // http://venus.unive.it/fall/Abstracts/Book_of_Abstract.pdf.
92. *Manos C.G., Patel-Mandlik K.J., Lisk D.J.* Prevalence of asbestos in composted waste from 26 communities in the United States // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1992, v. 23, p. 266-269.
93. *Maresca G.P., Puffer J.H., Germine M.* Asbestos in lake and reservoir waters of Staten Island, New York: source, concentration, mineralogy, and size distribution // *Environ. Geol. Water Sci.*, 1984, 6, № 4, p. 201-210.
94. *Masson T.J., McKay F.M., Miller R.W.* Asbestos-like fiber in Duluth water supply // *JAMA*, 1974, v. 228, p. 1019-1020.
95. *McMillan L.M., Stout R.G., Willey B.* Asbestos in raw and treated water: an electron microscopy study // *Environ. Sci. Technol.*, 1997, 11, № 4, p. 390-394.
96. *Meigs J.W., Walter S.D., Heston J.F. et al.* Asbestos cement pipe and cancer in Connecticut 1955-1974 // *J. Environ. Health*, 1980, v. 42, p. 187-191.
97. *Millette J.R., Clark P.J., Stober J., Rosenthal M.* Asbestos in water supplies of the United States // *Environ. Health Perspect.*, 1983, v. 53, p. 45-48.
98. Mineralogy and morphology of amphiboles observed in soil and rocks in El Dorado Hills, California. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency Region 9 IAG DW1492190501-2. Open-File Report 2006-1362. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, 2006 // <http://minerals.usgs.gov>.
99. *Morgan A., Holmes A.* The enigmatic asbestos body: Its formation and significance in asbestos related disease // *Environ. Res.*, 1985, 38, N 2, p. 283-292.
100. *Musthara M.S., Ahmad I., Trivedi A.K., Rahman Q.* Asbestos contamination in biota and abiota in the vicinity of asbestos-cement factory // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2003, v. 70, p. 1170-1177.
101. National Primary Drinking Water Regulations – Synthetic Organic Chemicals and Inorganic Chemicals; Monitoring for Unregulated Contaminants; National Primary Drinking Water Regulations Implementation; National Secondary Drinking Water Regulations. PART I and II. U.S. Environmental Protection Agency. 40 CFR Parts 141, 142, and 143. Fed. Reg. 56:3526-3528, 3536, 3548, 3565. January 30, 1991 // <http://www.epa.gov>; <http://www.deq.state.mi.us>.
102. Naturally occurring asbestos. The Geological Society of Australia Inc. / Newsletter, № 141, December 2006 // www.gsa.org.au.
103. *Nicholson W.J.* Analysis of amphibole asbestiform fibres in municipal water supplies // *Environ. Health Perspect.*, 1974, v. p. 165-172.
104. *Nocholson W.J., Pundsack F.L.* Asbestos in the environment // *IARC Sci. Publ.*, 1973, № 8, p. 126-130.
105. *Quek U., Förster J.* Trace metals in roof runoff // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1993, v. 68, p. 373-389.
106. *Patel-Mandlik K.J., Manos C.G., Lisk D.J.* Absence of asbestos in municipal sewage sludge ashes // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1988, v. 40, p. 703-706.
107. *Patel-Mandlik K.J., Manos C.G., Lisk D.J.* Analysis of municipal refuse incinerator ashes for asbestos // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1988, v. 41, p. 844-846.

108. *Peto J., Comminus B.T.* Fibre Carcinogenesis and Environmental Hazards. Estimations of Risk from Environmental Asbestos in Perspective //IARC Sci. Publ., 1989, № 90, p. 457-470, 476-485.
109. Phase I Environmental Site Assessment – Final Report. Former Baie Verte Mine. Baie Verte. Newfoundland and Labrador. – March 31, 2005 // <http://www.nr.gov.nl.ca>.
110. *Pitt R.* Asbestos as an urban area pollutant // Water Pollut. Control Fed., 1988, v. 60, p. 1993-2001.
111. *Polissar L., Severson R.K., Boatman E.S., Thomas D.B.* Cancer incidence in relation to asbestos in drinking water in the Puget Sound region // Am. J. Epidemiol., 1982, v. 116, p. 314-328.
112. *Polissar L., Severson R.K., Boatman E.S.* A case-control study of asbestos in drinking water and cancer risk // Am. J. Epidemiol., 1984, v. 119, p. 456-471.
113. *Promentilla M.A.B., Peralta G.L.* An evaluation of landfill disposal of asbestos-containing waste and geothermal residues within a risk-assessment framework // J. Mater. Cycles Waste Manag., 2003, v. 5, p. 13-21.
114. *Pudill R.* Problemstoff Asbest // Lab. Prax., 1992, 16, p. 24-34.
115. *Raloff J.* Dirty little secret // <http://www.sciencenews.org>.
116. Reconnaissance study of the geology of U.S. Vermiculite Deposits – Are asbestos minerals common constituents? U.S. Geological Survey Bulletin 2192, 2005 // <http://publ.usgs.gov/bul/b2192>.
117. *Reid M.E., Craven G.* Geological sources of asbestos in Seattle`s Tolt Reservoir // Northeast Science, 1996, 70, № 1, p. 48-54.
118. *Reid M.E., Cravel G.* Geologic sources of asbestos in Seattle`s Tolt Reservoir // Northwest Science, 1996, 70, № 1, p. 48-54.
119. Relative likelihood for the presence of naturally occurring asbestos in Eastern Sacramento County, California. Special report 192. Department of Conservation, California Geological Survey, 2006 // <http://www.conserv.ca.gov>.
120. *Richards R., Sardano C., Tyralla L., Zupkus J.* Brownfield site assessment and remediation // Contaminated soils, sediments and water. V. 10: Successes and challenges. – Springer Science+Business Media, Inc., 2006, p. 310-325.
121. *Rodelsperger K., Woitowitz H.-J.* Fragen aus der Praxis. Asbest im Trinkwasser // Dtsch. Med. Wochenschr., 1991, 116, № 14, s. 555-557.
122. *Sadler T.D., Rom W.N., Lyon J.L., Mason J.O.* The use of asbestos-cement pipe for public water supply and incidence of cancer in selected communities in Utah // J. Community Health, 1984, v. 9, № 4, p. 285-293.
123. *Saldivar A., Soto V.* Asbestos in the United States: Occurrences, Use and Control. ProQuest Discovery Guides. Released April 2008 // <http://www.csa.com/discoveryguides/discoveryguides-main.php>.
124. *San M.* EPA proposed ban on asbestos // Science, 1986, 23, № 4738, p. 542-543.
125. *Schreier H.* Asbestos fibers introduce trace metals into streamwater and sediments // Environmental pollution, 1987, 43, № 3, p. 229-242.
126. *Schreier H.* Asbestos in the natural environment. – Amsterdam, Oxford, New York: Elsevier Sci. Publ., 1989. – 159 p. (Studies in Environmental Sciences, v. 37).
127. *Schreier H., Northcote T.G., Hall K.* Trace metals in fish exposed to asbestos rich sediments // Water, Air, and Soil Pollut., 1987, v. 35, p. 279-291.
128. *Schreier H., Omueti J.A., Lavkulich L.M.* Weathering processes of asbestos rich serpentinitic sediments // Soil Sci. Soc. Am. J., 1987, v. 51, p. 993-999.
129. *Schreier H., Timmenga H.J.* Earthworm response to asbestos-rich serpentinitic sediments // Soil Biology and Biochemistry, 1986, 18, № 1, p. 85-89.
130. Site-specific sampling plan for the Lupe Road Site. Cheyenne, Laramie County, Wyoming // <http://deq.state.wy.us/out/downloads/Final%20%20Lupe%20Asbestos%20SAP6-21a.pdf>.

131. *Spurny K.R.* On the chemical changes of asbestos and glass fibers in the environment and in biological specimens // Proc. 7th Int. Clean. Air Conf., Adelaide, Aug. 24-28, 1981. – Ann. Arbor, Mich., 1981, p. 331-346.
132. Summary Report of EPA Activities Swift Creek Asbestos Site Whatcom County, Washington. Report Prepared by Ecology and Environment, Inc. US EPA, February 2007 // <http://yosemite.epa.gov>.
133. *Timofiyevskaya L.A.* Asbestos. – M.: GKNT, 1982. – 20 p.
134. Toxicological profile for asbestos. U.S. Department of health and human services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2001 // <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp61-p.pdf>.
135. *Trivedi A.K., Ahmad I., Musthapa M.S. et al.* Environmental contamination of chrysotile asbestos and its toxic effects on growth and physiological and biochemical parameters of *Lemna gibba* // Arch. of Environm. and Toxicol., 2004, 47, № 3, p. 281-289.
136. *Van Gogen B.S.* Reported historic asbestos mines, historic asbestos prospects, and natural asbestos occurrences in the Eastern United states. US Geological Survey Open-File Report 2005-1189 // <http://pubs.usgs.gov/of/2005/1189/pdf/Plate.pdf>.
137. *Van Gosen B.S., Lowers H.A., Sutley S.J., Gent C.A.* Using the geologic setting of talc deposits as an indicator of amphibole asbestos content // Environ. Geology, 2004, v. 45, p. 920-939.
138. *Wachowski L., Domka L.* Sources and effects of asbestos and other mineral fibres present in ambient air // Polish J. of Environm. Studies, 2000, 9, № 6, p. 443-454.
139. What about lead and asbestos ? // West. Water., 1987, July-Aug., p. 10-11.
140. Waukegan Harbor // <http://www.asbestosbeach.com>.
141. Worldwide asbestos supply and consumption trends from 1900 through 2003. Circular 1298. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, 2006 // <http://minerals.usgs.gov>.
142. *Wright R.S., Abraham J.H., Harber P. et al.* Fatal asbestosis 50 years after brief high intensity exposure in a vermiculite expansion plant // Am. J. Respir. Crit. Care Med., 2002, v. 165, p. 1145-1149.