

ГИДРОХИМИЯ И ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ

УДК 624.131.41

ВЛИЯНИЕ СТОКОВ ГОРНО-ПЕРЕРАБАТЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЙ НА СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В АРКТИЧЕСКИХ ОЗЕРНЫХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ

В. А. Даувальтер

*Институт проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение
Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра «Кольский научный центр РАН», Апатиты, Россия*

Проведены исследования химического состава донных отложений, в том числе ртути, озер Мурманской области, подверженных влиянию стоков предприятий горно-перерабатывающей промышленности. Установлено, что этот высокотоксичный и опасный для экосистемы озера халькофильный металл поступает в результате деятельности предприятий апатитонепелинового и медно-никелевого производств. В вертикальном распределении ртути в донных отложениях станций, расположенных близко к акватории поступления стоков разработки апатитонепелиновых месторождений, отмечается приповерхностный максимум на глубинах от 7 до 14 см колонок седиментов от 0,6 до 2,3 мкг/г, что в десятки раз больше среднего фонового содержания (0,044 мкг/г). Эти значения были на порядок выше нормативных показателей ISQG и PEL для Hg, разработанных Министерством окружающей среды Канады. Акватория плеса Большая Имандра относится к третьему классу загрязнения согласно классификации Норвежского управления по борьбе с загрязнением. Содержание Hg в поверхностном 1-см слое донных отложений находится в широком диапазоне от 0,018 до 1,000 мкг/г, и максимальные концентрации ртути приурочены к акваториям поступления стоков апатитонепелинового и медно-никелевого производств.

К л ю ч е в ы е с л о в а: донные отложения; ртуть; тяжелые металлы; озеро Имандра; загрязнение.

V. A. Dauvalter. THE EFFECT OF MINING AND ORE PROCESSING EFFLUENTS ON MERCURY CONTENT IN ARCTIC LAKE SEDIMENTS

The chemical composition, including mercury, of sediments in lakes of the Murmansk Region exposed to pollution by effluents from the mining industry was studied. It was found that the highly toxic and hazardous for the lake ecosystem chalcophile Hg comes from the activities of apatite-nepheline and copper-nickel mines and mills. In the vertical

distribution of Hg in the sediments at the stations situated near the waterbodies receiving effluents from apatite-nepheline mining, there is a near-surface maximum at sediment core depths of 7 to 14 cm amounting to 0.6 to 2.3 $\mu\text{g/g}$, which is ten times more than the average background content (0.044 $\mu\text{g/g}$). These values were an order of magnitude higher than the ISQG and PEL standards for Hg developed by the Canadian Council of Ministers of the Environment. The Bolshaya Imandra water area is classified as “markedly polluted” (class III) according to the Norwegian Pollution Control Authority. Hg content in the top 1-cm sediment layer varies widely from 0.018 to 1.000 $\mu\text{g/g}$, and the highest mercury concentrations are found in the areas receiving effluents from the apatite-nepheline and copper-nickel industry.

Key words: sediments; mercury; heavy metals; Lake Imandra; pollution.

Введение

Евро-Арктическая зона России, в том числе Мурманская область, обладает уникальными минерально-сырьевыми ресурсами. На территории Мурманской области находятся крупнейшие в стране горнодобывающие, горно-перерабатывающие и горно-металлургические предприятия, которые ежегодно извлекают на поверхность земли миллионы тонн горных пород, но при этом выбрасывают в атмосферу и сбрасывают в водоемы и водотоки тысячи тонн загрязняющих веществ, в том числе высокотоксичных соединений металлов и органических загрязнителей. Среди загрязняющих веществ чрезвычайно опасными для природы и человека являются тяжелые металлы (ТМ), в первую очередь высокотоксичные халькофильные элементы (Hg, Cd, Pb, As), способные мигрировать в воздушной и водной среде на значительные расстояния благодаря своим внутренним и внешним геохимическим особенностям (например, относительно низкой температуре плавления, большой способности образовывать металлоорганические комплексы и т. д.) [Даувальтер, Кашулин, 2015]. Эти элементы в последние десятилетия приобрели статус глобальных загрязняющих элементов [Расуна, Расуна, 2001, 2002].

Наиболее опасной из вышеназванного перечня халькофильных элементов является ртуть, которая относится к неэссенциальным элементам с высокой степенью токсичности для живых организмов [Моисеенко и др., 2006; Моисеенко, Гашкина, 2016]. Она обладает способностью к высокой биоаккумуляции, возрастающей по трофической цепи экосистем, токсическими и канцерогенными свойствами [Мур, Рамамурти, 1987; Swain et al., 1992; Friedmann et al., 2002; Gochfeld, 2003]. Повышенные концентрации Hg в водных экосистемах могут регистрироваться в течение длительного времени и при включении в пищевую цепь способны нарушать воспроизводство организмов,

находящихся на вершине трофической пирамиды [UNEP..., 2002; Scheulhammer et al., 2007]. Водные системы являются коллекторами загрязняющих веществ, выпадающих на поверхность Земли. Hg мигрирует в водоемы в двух основных фазовых состояниях – в растворенном и взвешенном. Наиболее значимые химические формы в водных экосистемах – это элементарная ртуть (Hg^0), неорганическая ртуть (Hg^{2+}), монометилртуть (CH_3Hg^+) и диметилртуть (CH_3HgCH_3). Адсорбентами и аккумуляторами Hg являются взвешенные в воде вещества и донные отложения (ДО) водоемов. Неорганические соединения металла, поступающие в водные экосистемы, быстро попадают в ДО в силу высокой сорбционной способности мелкодисперсных взвешенных в воде частиц, оседающих на дно водоемов и образующих ДО [Mason et al., 1993; Le Roux et al., 2001]. Однако ДО не представляют собой депо бесконечно длительного хранения Hg. Металл из ДО способен вновь поступать в водные массы, перейдя в металлоорганическую форму в результате бактериального метилирования и вовлечения в биогеохимический цикл [Covelli et al., 1999; Merritt, Amirbahman, 2007]. Распределение Hg между водными массами и ДО, а также переход неорганических соединений в металлоорганические и обратно зависит от многих морфометрических, гидродинамических, физико-химических и биологических параметров водоема [Suchanek et al., 1998; Waldron et al., 2000; Bonzongo et al., 2006; Hissler, Probst, 2006].

В глобальный круговорот ртути к настоящему времени вовлечено 3–7 тыс. т металла, из которых более половины приходится на антропогенные источники [Lamborg et al., 2002; Mason et al., 2003; Selin et al., 2007]. В отличие от других ТМ ртуть, в силу особых физико-химических свойств, способна перемещаться в атмосфере на тысячи километров от источников эмиссии [Holmes et al., 2007]. После выпадения на земную поверхность пути миграции металла разнообразны. Часть из общего коли-

чества испаряется и вновь поступает в атмосферу. Часть металла при анаэробных условиях восстанавливается до малорастворимых в воде сульфидов и на длительное время выводится из круговорота. Часть выпавшей из атмосферы ртути образует комплексные соединения с фульво- и гуминовыми кислотами и в составе этих комплексов мигрирует в поверхностном стоке по водосборному бассейну, пока не достигнет водоема [Законнов и др., 2012]. На территории водосборного бассейна, особенно большого по площади, могут располагаться локальные источники поступления этого металла, к которым в первую очередь относятся предприятия, использующие Hg в технологических процессах, промышленные, жилищно-коммунальные и сельскохозяйственные объекты, использовавшие в прошлом металлоорганические фунгициды [АМАР/UNEP..., 2008]. Ввиду крайне низкого содержания в воде загрязнение ртутью можно выявить преимущественно на основе изучения ее содержания в ДО и рыбах [Мур, Рамамурти, 1987].

Озеро Имандра расположено на крайнем северо-западе европейской территории России. Котловина озера находится в глубокой тектонической депрессии, которая простирается с севера на юг от Кольского залива Баренцева моря до Кандалакшского залива Белого моря [Моисеенко и др., 2002]. Эта депрессия делит Мурманскую область на две части: западную (материковую) и восточную (полуостровную). Озеро Имандра – самый крупный водоем в Мурманской области и один из крупнейших в Заполярье. Антропогенные факторы, которые в последние годы по значимости становятся сопоставимыми с природными, влияют на экологическое состояние озера в результате непосредственного сброса сточных вод и неорганизованных стоков и вследствие глобальных изменений окружающей среды и климата. Наличие уникальных месторождений полезных ископаемых и удобное расположение на пути основных транспортных магистралей вызвало развитие мощного индустриального комплекса на территории водосбора оз. Имандра, что привело к высокой антропогенной нагрузке на водоем. Среди основных производств выделяются следующие: горнодобывающей и перерабатывающей промышленности (АО «Апатит»), металлургической промышленности (цветная металлургия – ОАО «Североникель», черная металлургия – ОАО «Олкон» и ОАО «Ковдорский ГОК»), энергетического комплекса (каскад Нивских ГЭС, Кольская АЭС, Апатитская ТЭЦ), а также хозяйственно-бытовые стоки городов Оленегорск, Мончегорск, Кировск, Апатиты

и других населенных пунктов, расположенных на водосборе озера [Моисеенко и др., 2002].

Целью данной работы было исследование влияния стоков горно-перерабатывающих предприятий на содержание токсичных и опасных для живых организмов ТМ, в том числе и Hg, в ДО озер Имандра и Большой Вудъявр.

Материалы и методы

Исследования оз. Имандра, в том числе и экологические, проводятся в течение последнего столетия с начала освоения территории Мурманской области. Масштабные исследования начались в 1920-е годы, и первое, довольно подробное, описание оз. Имандра дано Г. Д. Рихтером [1934] по результатам работы Имандрской экспедиции Географо-экономического научно-исследовательского института при ЛГУ в 1925–1927 гг. Детальные исследования состояния ДО оз. Имандра проводятся с момента организации ИППЭС КНЦ РАН в 1989 г. сотрудниками лаборатории водных экосистем. Подробная съемка озера, в том числе с отбором ДО, была проведена в середине 1990-х [Моисеенко и др., 2002] и в 2010–2012 гг. Детальные исследования содержания Hg в ДО (так же как и в органах и тканях рыб) стали возможными с начала 2000-х годов благодаря приобретению современного оборудования, и в настоящее время Hg определяется с использованием проточно-инжекционной ртутной системы Perkin-Elmer FIMS 100. При написании данной работы использовались результаты съемки озера 2010–2012 гг.

Для оценки современного экологического состояния оз. Имандра и изучения истории развития и загрязнения озера был исследован химический состав ДО. Образцы ДО брались отборником колонок открытого гравитационного типа, изготовленного из плексигласа (внутренний диаметр 44 мм), с автоматически закрывающейся диафрагмой [Skogheim, 1979]. Помимо Hg в ДО определялось содержание ТМ (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Mn, Fe, Cr), щелочных и щелочноземельных металлов (Na, K, Ca, Mg, Sr), а также Al и P. Методы отбора колонок ДО, пробобработки и химического анализа описаны ранее [Даувальтер, 1999, 2006, 2012; Даувальтер, Кашулин, 2014, 2018; Даувальтер и др., 2015].

При выборе мест отбора колонок ДО основное внимание уделялось акваториям, куда непосредственно поступают сточные воды предприятий: комбината «Североникель» – Мончегуба, Оленегорского ГОКа – губа Куреньга, АО

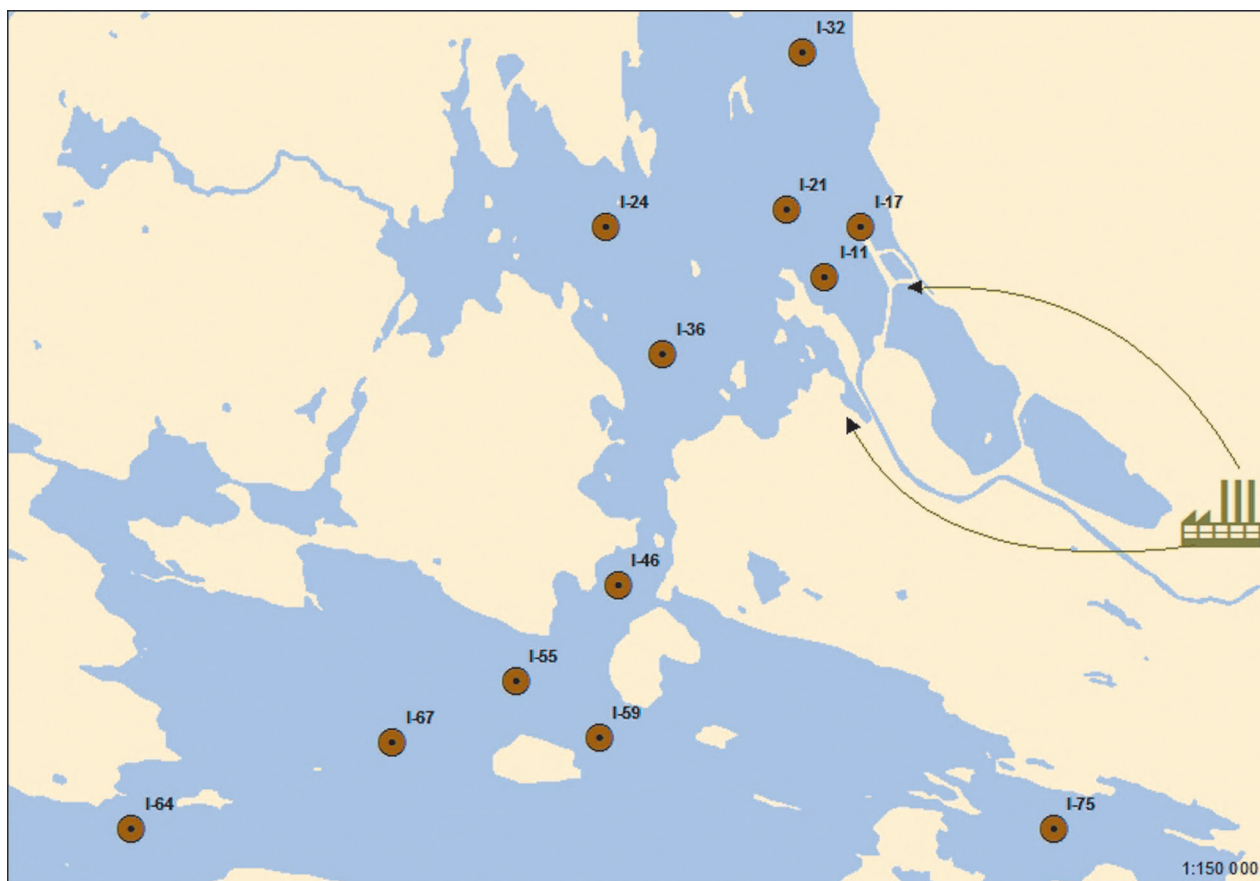


Рис. 1. Схема станций отбора проб ДО оз. Имандра в зоне влияния стоков АО «Апатит»

Fig. 1. The scheme of sediment sampling stations in the area of Lake Imandra exposed to pollution by effluents from Apatit JSC

«Апатит» – Белая губа и южная часть Большой Имандры, Африкандского рудоуправления – Зашеечная губа, Кольской АЭС – Молочная губа и восточная часть Бабинской Имандры. Акватория западной части Бабинской Имандры (губы Уполокша и Камка) рассматривалась как относительно незагрязненная, не подверженная непосредственному влиянию сточных вод, хотя водосбор этой части озера испытывает аэротехногенное загрязнение. Акватория влияния промышленных стоков АО «Апатит» подробно исследовалась в 2012 г., при этом были отобраны колонки ДО на 12 станциях (рис. 1).

Результаты и обсуждение

Фоновые концентрации ртути в донных отложениях

Фоновые концентрации элементов отражают геохимические особенности территории водосбора, позволяют получить количественные значения степени загрязнения водных объектов и определить аномалии с целью по-

исков месторождений полезных ископаемых [Tenhola, Lummaa, 1979]. Для установления интенсивности антропогенной нагрузки на озеро и степени его загрязнения необходимо знать природные концентрации элементов в ДО, которые существовали до любой деятельности на берегах озера или его водосбора и определяются, как правило, в нижних частях колонок ДО. Скорость осадконакопления в озерах Северной Фенноскандии, и Мурманской области в том числе, оценивалась равной примерно 1 мм в год, а диапазон находится в пределах от 0,3 до 1,25 мм/год в аэротехногенно загрязняемых озерах [Norton et al., 1992, 1996; Rognerud et al., 1993], 1,5–3 мм/год – в озерах, загрязняемых стоками промышленных предприятий, например, Куэтсьярви [Даувальтер, 2002; Dauvalter, 2003]. При исследовании состояния ДО оз. Имандра осуществлялся отбор колонок длиной 20–25 см. Следовательно, можно предположить, что в нижних слоях отобранных колонок ДО должно быть зафиксировано природное фоновое содержание элементов. Хотя в акваториях поступления большого количест-

Таблица 1. Средние (X), минимальные (Min) и максимальные (Max) фоновые концентрации Hg в ДО оз. Имандра, отобранных в 1990-е и 2010-е гг., скандинавских озер (CO [Håkanson, 1980]) и малых озер Мурманской области (MO, с дополнениями и изменениями по: [Даувальтер, 1999, 2012; Даувальтер, Кашулин, 2014; Kashulin et al., 2017]). ОП – среднее содержание в осадочных породах (по: [Виноградов, 1962])
 Table 1. Average (X), minimum (Min) and maximum (Max) background Hg concentrations in the Lake Imandra sediments collected in the 1990s and 2010s, scandinavian lakes (SL [Håkanson, 1980]) and small lakes of the Murmansk Region (MR, after: [Dauvalter, 1999, 2012; Dauvalter, Kashulin, 2014; Kashulin et al., 2017], revised and expanded), SR – average content in sedimentary rocks after: [Vinogradov, 1962]

ОП SR	CO SL	MO MR			Оз. Имандра 1990-е гг. Lake Imandra 1990s			Оз. Имандра 2010-е гг. Lake Imandra 2010s		
		X	Min	Max	X	Min	Max	X	Min	Max
0,4	0,12	0,035	0,003	0,112	0,071	0,003	0,190	0,044	0,005	0,103

ва взвешенного материала со стоками промышленных предприятий (главным образом рудников и обогатительных фабрик АО «Апатит») скорость осадконакопления значительно увеличилась, и длины некоторых колонок было недостаточно, чтобы отобрать ДО из фоновых доиндустриальных слоев. Поэтому при определении средних фоновых концентраций элементов в ДО оз. Имандра некоторые значения содержания не учитывались, т. к. были явно выше фоновых, например, на станциях, расположенных близко к месту поступления стоков АО «Апатит» (станции в Белой губе), комбината «Североникель» (станции в Монче-губе).

Фоновые концентрации Hg в ДО озера Имандра находятся в широком диапазоне (табл. 1), что отражает значительные вариации в геохимии водосборной территории (коренных и четвертичных пород, покрывающих их почв), скорости эрозионных процессов, модуля стока (водного, ионного и твердых веществ), т. е. всех условий формирования химического состава ДО озера. Средние значения фоновых концентраций Hg в ДО, отобранных в 2010-е годы, меньше в полтора раза по сравнению с образцами 1990-х гг. Вероятно, это связано с более современным и точным оборудованием для определения концентраций Hg в последние годы. Средние фоновые концентрации Hg в ДО 200 малых озер Мурманской области (табл. 1) немного меньше средних значений содержания в оз. Имандра, определенных в образцах 2010-х гг., и в 2 раза меньше, чем установленные в образцах 1990-х гг. В скандинавских озерах средние фоновые концентрации Hg в ДО больше, чем в оз. Имандра (табл. 1). Вероятно, объяснение этому лежит в усовершенствовании аналитического оборудования в последнее время по сравнению с 70–80-ми годами прошлого века, когда были проведены исследования скандинавских озер [Håkanson, Jansson, 1983; Johansson, 1988].

Материал, составляющий ДО озер, поступает из водной толщи – он либо приносится

с территории водосбора (аллохтонный), либо образуется в самом озере (автохтонный). В свою очередь ДО в результате дальнейших преобразований и диагенетических процессов образуют осадочные горные породы. Поэтому ДО водоемов (в том числе и оз. Имандра) можно рассматривать как связующее звено между гидросферой и литосферой [Даувальтер, 2012]. Академик А. П. Виноградов [1962] определил среднее содержание элементов в осадочных горных породах на основе анализа глинистых пород. Анализируемые нами ДО оз. Имандра и озер его водосбора по гранулометрическому составу представляют собой глинистые илы [Югай и др., 2012а, б], т. е. очень близки к глинам, поэтому содержание элементов в ДО водоемов разумно сопоставлять с их содержанием в осадочных горных породах. В осадочных горных породах концентрации Hg в среднем находятся в большем количестве, чем в фоновых слоях ДО оз. Имандра (табл. 1). Вероятно, это связано с тем, что ДО состоят не только из минеральных, но также и из органических веществ (в оз. Имандра до 30 %), которые, таким образом, разбавляют общее содержание элементов.

Для сравнения в табл. 2 приведены значения фоновое содержание Hg в ДО озер Фенноскандии и Северной Америки. Сравнивая результаты, можно сделать вывод, что фоновые значения Hg по результатам исследований других авторов находятся в хорошем соответствии с нашими данными для оз. Имандра. Наибольшее совпадение наблюдается с исследованиями бореальных озер Финляндии, Швеции и США.

Распределение величин фоновое содержание Hg в ДО различных плесов оз. Имандра показано в табл. 3. Высокие значения фоновое содержание Hg приурочены к Монче-губе, что связано с наличием залежей сульфидных Cu-Ni руд на водосборе этой части озера. Низкие значения приурочены к плесу Бабинская Имандра и губе Пиренга Большой Имандры. Как уже было сказано, при определении сред-

Таблица 2. Фоновые значения Hg (мкг/г) в ДО озер Фенноскандии и Северной Америки

Table 2. Background Hg values ($\mu\text{g/g}$) in the sediments of the Fennoscandian and North American lakes

Страна Country	Озеро / Территория Lake / Area	Hg	Источник Source
Норвегия Norway	Оз. Тирифьорден Lake Tyrifjorden	0,050	Abry et al., 1982
Норвегия Norway	Оз. Мьесса Lake Mjosa	0,070–0,090	Rognerud, 1985
Швеция Sweden	Бореальные озера Boreal lakes	0,030–0,095	Håkanson, Jansson, 1983
Швеция Sweden	Бореальные озера Boreal lakes	0,050–0,120	Johansson, 1988
Финляндия Finland	Бореальные озера Boreal lakes	0,020–0,050	Rekolainen et al., 1986
США USA	Висконсин Wisconsin	0,040–0,070	Rada et al., 1989
США USA	Сев. Миннесота Northern Minnesota	0,030–0,060	Megar, 1986
Канада Canada	Онтарио Ontario	0,100	Douglas, 1986
США/Канада USA/Canada	Великие Американские озера Great Lakes	0,030–0,080	Mudroch et al., 1988

Таблица 3. Средние (X), минимальные (Min) и максимальные (Max) фоновые концентрации Hg (мкг/г) в ДО разных плесов оз. Имандра

Table 3. Average (X), minimum (Min) and maximum (Max) background Hg concentration ($\mu\text{g/g}$) in sediments of different parts of Lake Imandra

Север Большой Имандры North of Bolshaya Imandra			Юг Большой Имандры South of Bolshaya Imandra			Йокостровская Имандра Yokostrovskaya Imandra			Бабинская Имандра Babinskaya Imandra		
X	Min	Max	X	Min	Max	X	Min	Max	X	Min	Max
0,063	0,014	0,110	0,020	0,005	0,040	0,050	0,022	0,088	0,034	0,010	0,058

них фоновых концентраций элементов в ДО оз. Имандра некоторые значения содержания не учитывались вследствие большой скорости осадконакопления, и эти значения были явно выше фоновых, например, на станциях, близко расположенных к месту поступления стоков АО «Апатит». Максимальные фоновые концентрации Hg приурочены к северной части Большой Имандры, а минимальные – к южной части этого плеса.

Вертикальное распределение концентрации ртути в донных отложениях

В результате исследований было установлено аномальное распределение концентраций Hg в ДО, объяснение которому автор попытался дать в настоящей публикации. В вертикальном распределении Hg в ДО исследуемых станций Большой Имандры (I-17, I-21, I-24, I-32, I-36), расположенных близко к акватории поступления стоков разработки апатитонелефиновых месторождений, четко отмечается приповерхностный максимум на разных глубинах от 7 до

14 см колонок ДО в зависимости от скорости осадконакопления (рис. 2). На станции I-32 в слое 7–9 см ДО зафиксировано максимальное содержание Hg – 2,3 мкг/г, что на два порядка больше средних фоновых концентраций этого элемента в ДО озер Мурманской области (0,035 мкг/г [Кашулин и др., 2013]). Кроме того, оно на порядок выше указанного во Временных рекомендациях по качеству пресноводных отложений (Interim freshwater sediment quality guidelines, ISQG) и почти в 5 раз больше Уровня вероятного эффекта (Probable effect level, PEL), разработанных Министерством окружающей среды Канады для Hg в ДО пресноводных водоемов [Sediment..., 2018]. Южная часть плеса Большая Имандра определяется как акватория с заметным (marked) загрязнением (класс III) согласно классификации Норвежского управления по борьбе с загрязнением [Molvær et al., 1997].

На 2–3 см ниже максимальных значений отмечается содержание Hg, сопоставимое со средними фоновыми концентрациями Hg в ДО озер Мурманской области. Сопоставление

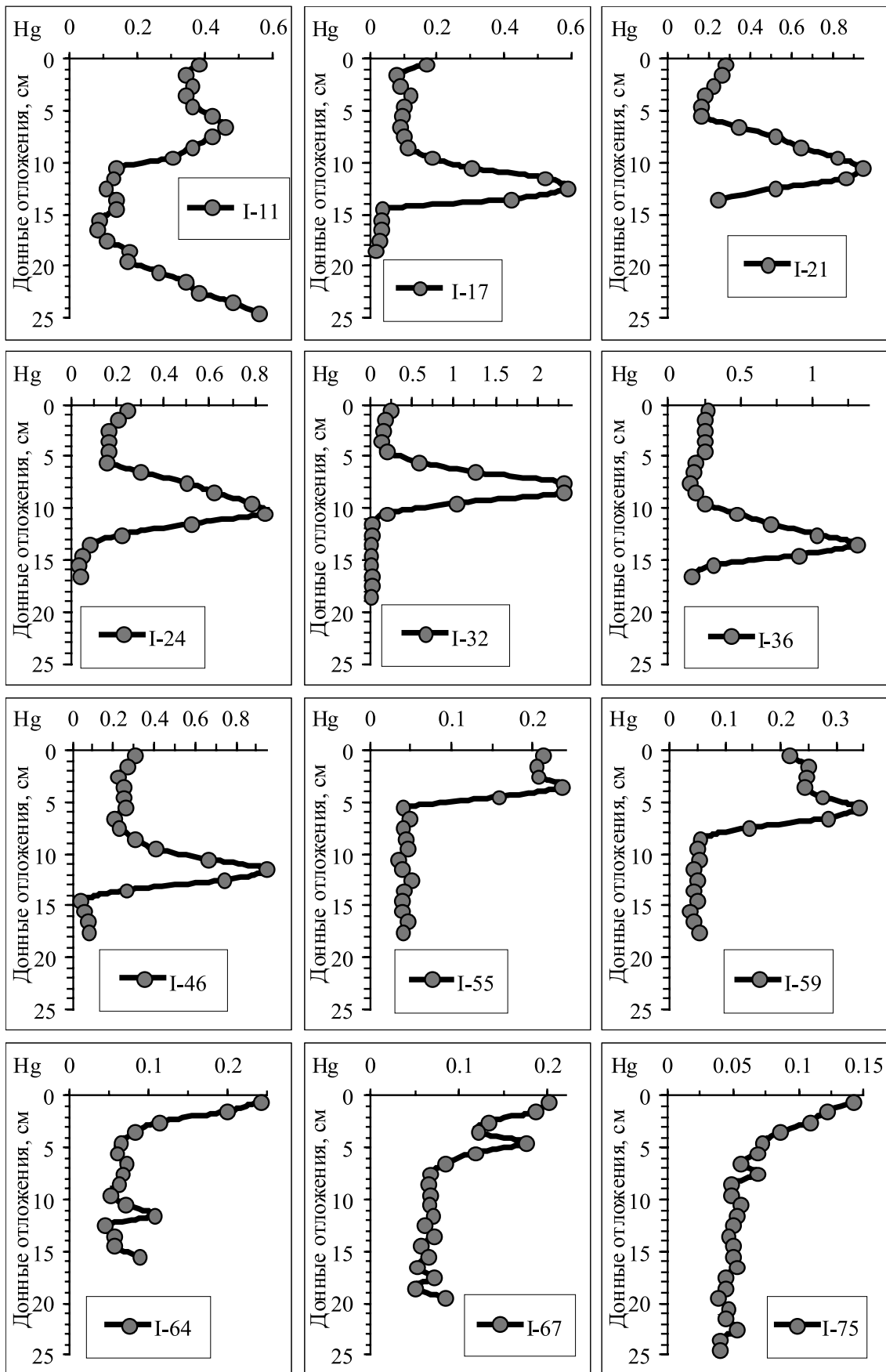


Рис. 2. Распределение Hg (мкг/г сух. веса) в толще ДО исследуемых станций оз. Имандра

Fig. 2. Vertical distribution of Hg ($\mu\text{g/g}$) in the sediments of the studied Lake Imandra stations

с вертикальными профилями других загрязняющих элементов (рис. 3) приводит к выводу, что увеличение содержания Hg в оз. Имандра по времени совпадает с началом поступления элементов со стоками АО «Апатит» (K, Na, Sr, P, Al, Ca) и комбината «Североникель» (Ni, Cu, Co и другие), но максимальные концентрации Hg фиксируются раньше, чем максимумы основных загрязняющих ТМ – Ni и Cu. Можно предположить, что максимальное поступление Hg происходило в 30–40-е годы XX столетия. Возможно, увеличение содержания Hg в ДО связано с тем, что при проведении горно-взрывных работ на первых этапах разработки апатитонелефиновых месторождений в капсулах-детонаторах использовалась гремучая ртуть (ртутная соль фульминовой (гремучей) кислоты $\text{Hg}(\text{CNO})_2$). Во время Великой Отечественной войны на базе комбината «Апатит» работал цех по изготовлению зажигательных фосфорных бомб, в которых в качестве капсуля-воспламенителя также использовалась гремучая ртуть. Уровень экологической безопасности, по понятным причинам, в то время был недостаточно высоким, поэтому можно предположить, что соединения ртути могли поступать в водоем.

Подобная закономерность в вертикальном распределении концентраций Hg в ДО отмечена и на станциях Йокостровской Имандры, лежащих близко к Йокостровскому проливу, I-46, I-55 и I-59 (рис. 2), но увеличение ее концентраций на этих станциях начинается немного позже, чем приоритетных загрязняющих ТМ – Ni и Cu. Максимальное содержание Hg отмечается на этих станциях в слоях 11–12, 3–4 и 5–6 см и составляет 0,95, 0,24 и 0,34 мкг/г соответственно. Так же как и на вышеописанных станциях Большой Имандры, на 2–3 см ниже этих максимальных уровней отмечаются значения, сопоставимые со средними фоновыми концентрациями Hg в ДО озер Мурманской области.

На других станциях Йокостровской Имандры – I-64, I-67 и I-75 – в вертикальном распределении концентраций Hg в ДО зафиксирован классический профиль, характерный для приоритетных загрязняющих ТМ (Ni и Cu), – в поверхностном слое отмечаются максимальные значения содержания (0,14–0,24 мкг/г), а самые глубокие слои ДО содержат Hg в количестве, сопоставимом со средними фоновыми концентрациями. Превышение фоновых концентраций Hg на этих станциях начинается с глубины 4–8 см (рис. 2), а вертикальные профили распределения Hg подобны распределению Ni и Cu.

В ДО оз. Большой Вудъявр, расположенного в Хибинах на водосборе оз. Имандра, получающего стоки разработки апатитонелефиновых

месторождений (с рудников и Первой апатитонелефиновой обогатительной фабрики АНОФ-I), максимальные значения содержания Hg зафиксированы в слое 7–10 см (0,94–1,11 мкг/г), что превышает фоновые значения в этом озере (0,05 мкг/г) в 20 раз (рис. 4). Резкое увеличение содержания Hg отмечается в слое 12–13 см, как и концентраций основных элементов, поступающих в озеро в составе стоков апатитонелефинового производства Ca и P. Максимальных концентраций Ca и P достигают немного раньше по времени осадконакопления (в слое 11–12 см), чем Hg (в слое 7–10 см). Совпадение профилей распределения Hg, Ca и P говорит в пользу того, что ртуть поступала в озеро в составе стоков апатитонелефинового производства. Далее по направлению к поверхности ДО происходит постепенное уменьшение содержания Hg, и в поверхностном 1-см слое оно достигает 0,36 мкг/г. Если допустить, что скорость осадконакопления оставалась равномерной за все время индустриального развития региона на водосборе оз. Большой Вудъявр, можно сделать заключение, что интенсивное загрязнение ртутью происходило в период увеличения добычи апатитонелефиновой руды и производства концентрата в 30–40-е годы XX столетия.

Распределение содержания Hg в толще ДО Монче-губы (рис. 5), в которую поступают стоки медно-никелевого производства, отличается от распределения этого металла в ДО южной части Большой Имандры и Большого Вудъявра (рис. 2 и 4), куда поступают стоки апатитонелефинового производства.

Значительное увеличение содержания Hg отмечается со слоя 5–6 см ДО Монче-губы, так же как и Ni и Cu, что свидетельствует о поступлении Hg в составе стоков комбината «Североникель», на котором перерабатываются медно-никелевые сульфидные руды, представленные такими минералами, как пентландит $(\text{Fe}, \text{Ni})_9\text{S}_8$, халькопирит CuFeS_2 , кобальтин $(\text{Co}, \text{Ni})\text{AsS}$, никелин NiAs , галенит PbS , сфалерит ZnS , хромит FeCr_2O_4 , минералами платиновой группы (арсениды, теллуриды, селениды) и другими [Gregurek et al., 1999]. Поэтому в выбросах и стоках комбината, помимо соединений S, Ni и Cu, присутствуют и сопутствующие им ТМ (Co, Zn, Pb, As, Cr, Cd, Hg), а также Fe, Se, Te, петрогенные щелочные и щелочноземельные металлы и другие элементы. В отличие от распределения Hg в ДО южной части Большой Имандры, где максимальные ее концентрации отмечались на глубине от 7 до 14 см колонок ДО в зависимости от скорости осадконакопления, максимальное содержание Hg в ДО Монче-губы (3 мкг/г, что в 70 раз больше среднего фонового содержания) отме-

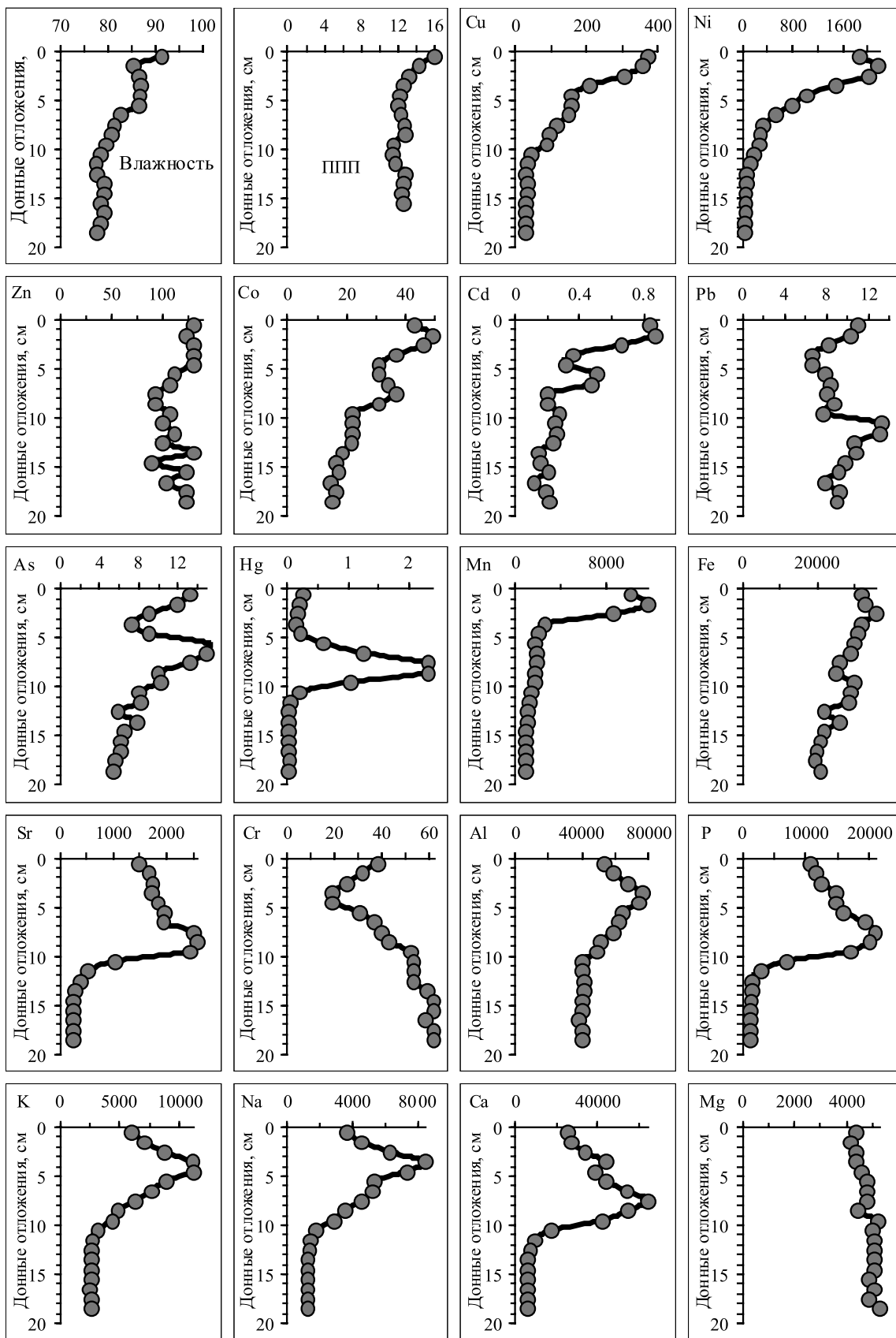


Рис. 3. Распределение влажности и потерь при прокаливании ППП (%) и концентраций исследуемых элементов (мкг/г) в толще ДО станции I-32 оз. Имандра

Fig. 3. Vertical distribution of humidity (%) and loss on ignition (LOI, %) and concentration of the studied elements ($\mu\text{g/g}$) in the sediments of Lake Imandra station I-32

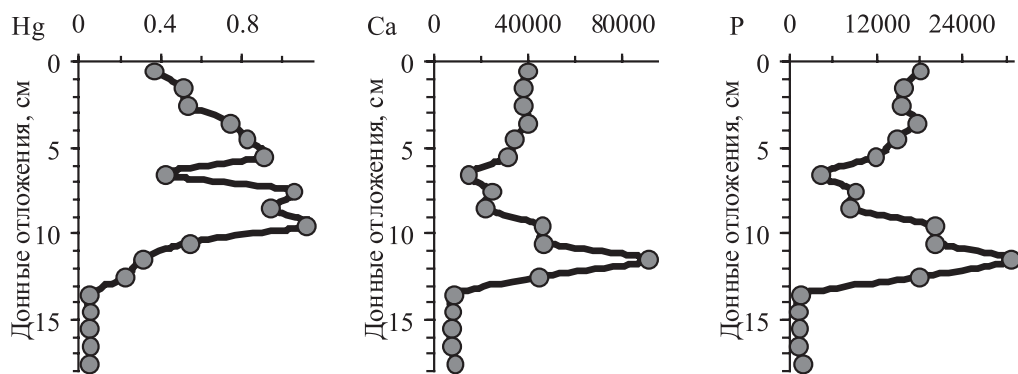


Рис. 4. Распределение Hg, Ca и P (мкг/г сух. веса) в толще ДО оз. Большой Вудъявр
 Fig. 4. Vertical distribution of Hg, Ca and P ($\mu\text{g/g}$) in the sediments of Lake Bolshoy Vudjavr

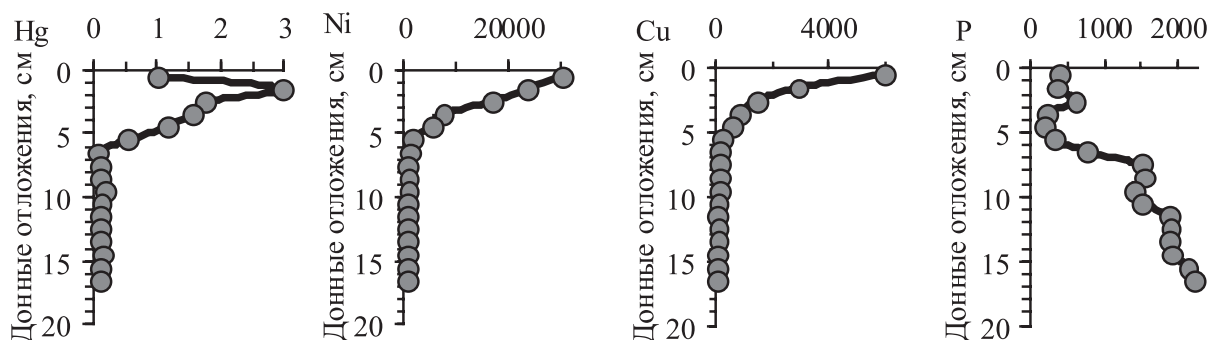


Рис. 5. Распределение Hg, Ni, Cu и P (мкг/г сух. веса) в толще ДО Монче-губы оз. Имандра
 Fig. 5. Vertical distribution of Hg, Ni, Cu and P ($\mu\text{g/g}$) in the sediments of the Monche Bay of Lake Imandra

чается на глубине 1–2 см, а в поверхностном слое 0–1 см происходит снижение ее содержания (до 1 мкг/г), как и в поверхностных слоях ДО в озерах Кумужье, Травяное, Сопчъявр, расположенных рядом с промплощадкой комбината «Североникель» (неопубликованные данные). Заметное повышение содержания большинства ТМ с глубины 6 см ДО, вероятно, связано с резким увеличением количества перерабатываемого сырья и выпуска продукции комбинатом «Североникель» – почти в 3 раза в 1960 г. после реконструкции комбината и начала переработки привозной норильской высокосернистой руды. Распределение P отличается от распределения всех исследуемых элементов – по направлению к поверхности ДО Монче-губы происходит постоянное уменьшение содержания, и в поверхностных слоях оно почти на порядок меньше, чем в глубоких фоновых слоях (рис. 5).

Пространственное распределение концентрации ртути в поверхностном слое донных отложений

Концентрации Hg в поверхностном слое ДО повышаются в ряду Бабинская Имандра –

Йокостровская Имандра – Большая Имандра (табл. 4, рис. 6). На исследуемых станциях оно находится в широком диапазоне от 0,018 до 1,00 мкг/г (табл. 4).

В Большой Имандре содержание Hg уменьшается по направлению распространения стоков одного из главных источников загрязнения озера Имандра этим металлом – комбината «Североникель». Около комбината отмечается максимальное содержание Hg, более чем в 20 раз превышающее фоновое содержание (рис. 6, табл. 4), и это свидетельствует, что именно сточные воды медно-никелевого производства являются основной причиной увеличения содержания Hg в ДО озера. В южной акватории Большой Имандры, в месте поступления стоков АО «Апатит», среднее содержание Hg снижается до 0,27 мкг/г, это в 5 раз больше фоновых значений. Ранее упоминалось, что в процессе апатитнефелинового производства при проведении взрывов использовалась гремучая ртуть и ее применение увеличило содержание Hg в ДО озера. Достаточно высокое содержание Hg в ДО южной части Большой Имандры говорит о том, что сточные воды АО «Апатит» также являются причиной этого увеличения.

Таблица 4. Среднее (X), минимальное (Min) и максимальное (Max) содержание Hg (мкг/г) в поверхностном слое (0–1 см) ДО различных плесов оз. Имандра

Table 4. Average (X), minimum (Min) and the maximum (Max) Hg concentration ($\mu\text{g/g}$) in the surface sediment layer (0–1 cm) of different Lake Imandra parts

Плес озера Part of the lake	Hg		
	X	Min	Max
Большая Имандра Bolshaya Imandra	0,335	0,079	1,000
Монче-губа Monche Bay	0,795	0,590	1,000
Южная часть Б. Имандры South of Bolshaya Imandra	0,267	0,166	0,380
Йокостровская Имандра Yokostrovskaya Imandra	0,154	0,018	0,305
Бабинская Имандра Babinskaya Imandra	0,097	0,058	0,126

Уменьшение содержания Hg отмечается на станциях Йокостровской Имандры, где происходит разбавление загрязненных вод, поступающих из Большой Имандры, относительно незагрязненными водами рек, впадающих в Йокостровскую Имандру. Наименьшие концентрации в восточной части плеса отмечаются на станции I-75 (Тик-губа), которая лежит за пределами потока распространения загрязняющих веществ. Небольшое содержание Hg зафиксировано также и в поверхностном слое ДО станции I-17, что связано, вероятно, с плохими сорбционными способностями довольно крупнозернистых частиц ДО, накапливающихся вблизи места поступления взвешенного вещества от апатитонефелинового производства из хвостохранилища АНОФ-II. Минимальные значения содержания Hg на станциях западной части Йокостровской Имандры отмечаются в губах, которые лежат за пределами потока распространения загрязняющих веществ. Наименьшее содержание Hg в диапазоне от 0,05 (что сопоставимо с фоновым содержанием) до 0,13 мкг/г зафиксировано в поверхностном слое ДО Бабинской Имандры и западной части Йокостровской Имандры.

Определение массы ртути, накопленной в донных отложениях

По аналогии с проведенной ранее оценкой накопления тяжелых металлов в ДО оз. Имандра [Даувальтер и др., 2000] был проведен расчет массы Hg, накопленной в ДО озера за последние 80 лет деятельности предприятий горно-металлургического комплекса. Для этого использовались результаты исследований

химического состава колонок ДО оз. Имандра, отобранных в 2010-е годы (в том числе в Бабинской и Йокостровской Имандре [Даувальтер, Кашулин, 2013]). Мощность загрязненных ДО на большей части акватории озера в среднем составляет 10 см, увеличиваясь до 25 см вблизи места поступления стоков. Масса загрязненных ДО рассчитывалась для каждой зоны путем умножения объема на плотность ДО, которая в среднем принята равной $1,15 \text{ г/см}^3$ ($1,15 \text{ т/м}^3$ по: [Даувальтер и др., 2000]). Масса Hg на отдельных акваториях и плесах озера рассчитывалась умножением массы загрязненных ДО в этой зоне на средние (за вычетом фоновых значений) концентрации загрязняющего элемента во влажных ДО. Для этого концентрации элемента во влажных ДО рассчитывались путем умножения содержания в сухом состоянии на величины $(1 - H_2O)$, где H_2O – среднее значение влажности по отдельной колонке. Общая масса Hg в целом для озера определялась суммированием результатов по отдельным зонам.

В результате расчетов было установлено, что масса накопленной в ДО оз. Имандра ртути составляет более 2,2 т. Больше половины этого количества (около 1,3 т) сконцентрировано в южной части плеса Большая Имандра, а в северной части плеса – около полутонны. Таким образом, в плесе Большая Имандра в ДО находится более $\frac{3}{4}$ от общего количества накопленного высокотоксичного металла. В Йокостровской и Бабинской Имандре собралось значительно меньшее количество Hg – 0,29 и 0,20 т соответственно. Такое распределение этого высокотоксичного металла, накопленного в ДО отдельных плесов озера, обусловлено расположением основных источников загрязнения – предприятий горно-металлургического комплекса, а основной вклад вносит, как выяснилось, разработка апатитонефелиновых месторождений, а не горно-металлургическая деятельность, как это можно было предполагать.

Для сравнения с полученными данными по аккумуляции Hg: за более чем 60-летний период деятельности предприятий горно-металлургического комплекса на территории водосбора в ДО оз. Имандра накоплено 4600, 960, 120, 250, 11 и 200 т Ni, Cu, Co, Zn, Cd и Pb соответственно. 60–70 % накопленных Ni, Cu, Co, Cd и Zn приходится на северную часть озера (плес Большая Имандра), на Йокостровскую – 15–30 %, и только Pb в этих плесах представлен в одинаковых количествах. В восточной части озера (плес Бабинская Имандра) доля накопленных ТМ (от общего количества) находится в диапазоне 1–18 % (максимальное – для Zn) [Даувальтер и др., 2000].

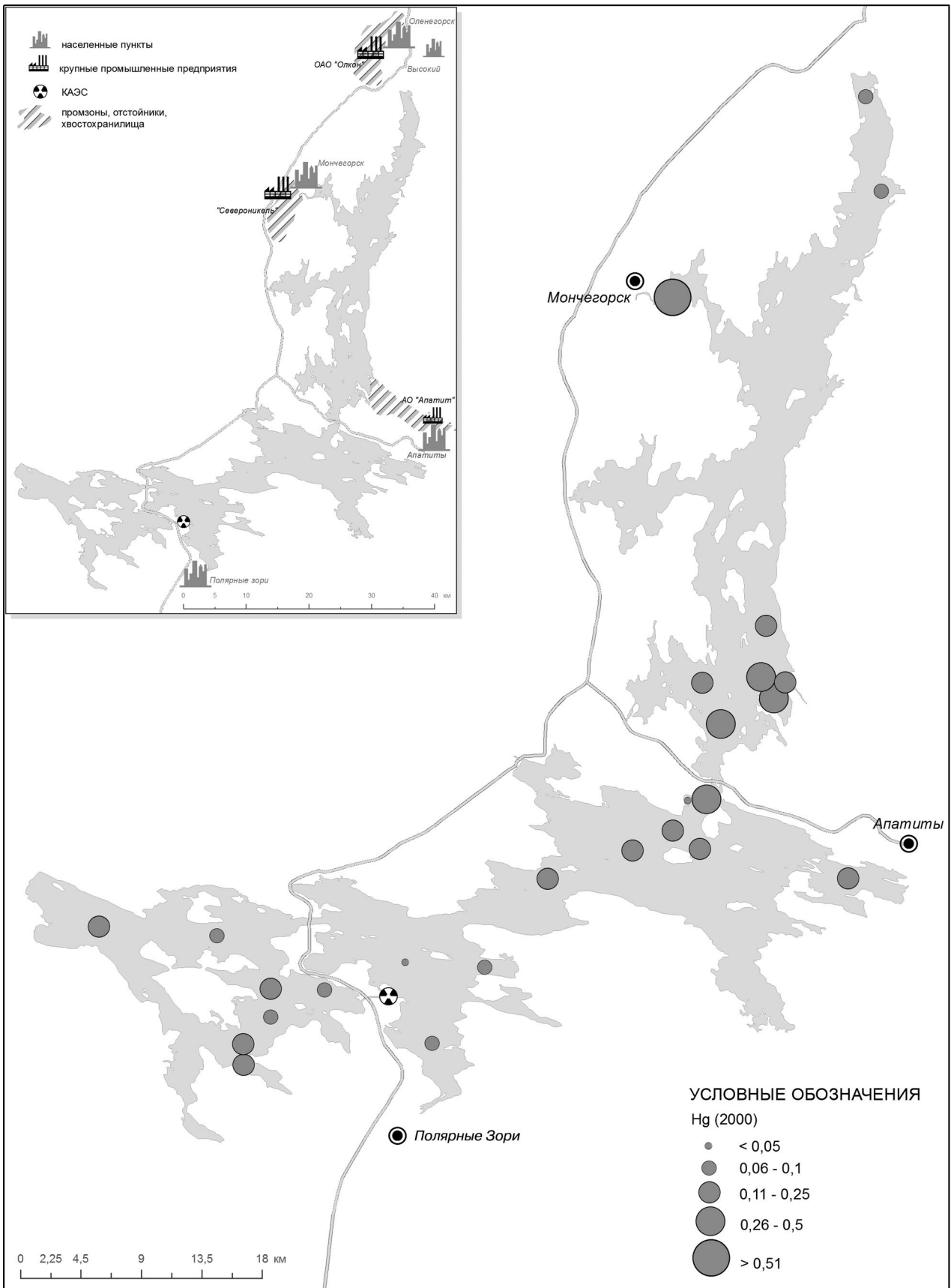


Рис. 6. Территориальное распределение значений Hg (в мкг/г) в поверхностном слое (0–1 см) ДО оз. Имандра
 Fig. 6. The spatial distribution of Hg values ($\mu\text{g/g}$) in the surface (0–1 cm) sediments of Lake Imandra

Заключение

Таким образом, можно считать установленным, что высокотоксичный, опасный для экосистемы оз. Имандра халькофильный металл Hg поступает в водоем в результате деятельности предприятий апатитонелефинового и медно-никелевого производств. Максимальное содержание Hg в ДО оз. Имандра на два порядка больше средних фоновых концентраций в ДО озер Мурманской области, на порядок больше указанного во Временных рекомендациях по качеству пресноводных отложений и почти в 5 раз больше Уровня вероятного эффекта, разработанных Министерством окружающей среды Канады для Hg в ДО пресноводных водоемов [Sediment..., 2018], и определяется как заметное загрязнение (класс III) согласно классификации Норвежского управления по борьбе с загрязнением [Molvær et al., 1997]. Крупнейшим источником поступления Hg в озерно-речную систему озеро Большой Вудъявр – река Большая Белая – озеро Имандра является разработка апатитонелефиновых месторождений. При проведении горно-взрывных работ на первых этапах разработки в капсулах-детонаторах использовалась гремучая ртуть. Во время Великой Отечественной войны на базе комбината «Апатит» работал цех по изготовлению зажигательных фосфорных бомб, в которых в качестве капсуля-воспламенителя также использовалась гремучая ртуть. Другим крупным источником поступления Hg в оз. Имандра является комбинат «Североникель», на котором проводились горнопроходческие работы на рудниках и перерабатываются медно-никелевые сульфидные руды. В выбросах и стоках комбината, помимо соединений S, Ni и Cu, присутствуют и соединения других ТМ, в том числе и Hg. Есть еще несколько предположений относительно источников поступления Hg в озеро. Например, для освещения промышленных территорий рудников, обогатительных фабрик и других производств применяются ртутные лампы низкого и высокого давления, которые, как правило, не утилизируются, а выбрасываются на свалки или отвалы рудников. Ртуть содержится в медицинских термометрах (в одном термометре примерно 2 г Hg). До середины XX века она широко применялась в манометрах, для проведения химических анализов, например количественного определения аммиака (реактив Несслера), и других целей. Вплоть до 1970-х годов соединения Hg очень активно использовались в медицине, например: хлорид ртути (I) (каломель) – слабительное; меркузал и промеран – сильные мочегонные; хлорид

ртути (II), цианид ртути (II), амидохлорид ртути и желтый оксид ртути (II) – антисептики (в том числе в составе мазей), и т. д.

Работа выполнена в рамках темы НИР № 0226-2019-0045 и частично поддержана из средств гранта РФФИ (18-05-60125).

Литература

Виноградов А. П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555–571.

Даувальтер В. А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской Субарктики (природоохранные аспекты проблемы): Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. М., 1999. 52 с.

Даувальтер В. А. Химический состав донных отложений субарктического озера под влиянием горной металлургии // Известия АН. Серия геогр. 2002. № 4. С. 65–73.

Даувальтер В. А. Исследование физического и химического состава донных отложений при оценке экологического состояния водоемов. Мурманск: Изд-во Мурман. гос. техн. ун-та, 2006. 84 с.

Даувальтер В. А. Геоэкология донных отложений озер. Мурманск: Изд-во Мурман. гос. техн. ун-та, 2012. 242 с.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Долговременные изменения химического состава донных отложений озера Имандра в зоне влияния стоков Кольской атомной электростанции // Труды КНЦ РАН. Прикладная экология Севера. 2013. № 3(16). С. 6–35.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Геоэкология озер Мурманской области. В 3-х ч. Ч. 3: Донные отложения водоемов. Мурманск: Изд-во Мурман. гос. техн. ун-та, 2014. 214 с.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Биогеохимические особенности распределения халькофильных элементов (Hg, Cd, Pb, As) в водоемах Севера европейской части России. Мурманск: Изд-во Мурман. гос. техн. ун-та, 2015. 136 с.

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Аккумуляция и миграция элементов в Арктических наземных и водных экосистемах в зоне влияния выбросов комбината «Печенганикель» // Труды КарНЦ РАН. 2018. № 3. С. 31–42. doi: 10.17076/lim744

Даувальтер В. А., Кашулин Н. А., Денисов Д. Б. Тенденции изменения содержания тяжелых металлов в донных отложениях озер Севера Фенноскандии в последние столетия // Труды КарНЦ РАН. 2015. № 9. С. 62–75. doi: 10.17076/lim40

Даувальтер В. А., Моисеенко Т. И., Кудрявцева Л. П., Сандимиров С. С. Накопление тяжелых металлов в оз. Имандра в условиях его промышленного загрязнения // Водные ресурсы. 2000. Т. 27, № 3. С. 313–321.

Законнов В. В., Комов В. Т., Гремичих В. А., Касьянова В. В., Костров А. В. Роль седиментации в накоплении ртути в донных отложениях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ // Бассейн Волги в XXI веке: структура и функционирование экосистем

водохранилищ. Ижевск: Изд. Пермьяков С. А., 2012. 90–92 с.

Кашулин Н. А., Даувальтер В. А., Денисов Д. Б., Валькова С. А., Вандыш О. И., Терентьев П. М., Кашулин А. Н. Некоторые аспекты современного состояния пресноводных ресурсов Мурманской области // Вестник МГТУ. 2013. Т. 16, № 1. С. 98–107.

Моисеенко Т. И., Даувальтер В. А., Лукин А. А., Кудрявцева Л. П., Ильяшук Б. П., Ильяшук Е. А., Сандимиров С. С., Каган Л. Я., Вандыш О. И., Шаров А. Н., Шарова Ю. Н., Королева И. М. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Под ред. Т. И. Моисеенко. М.: Наука, 2002. 487 с.

Моисеенко Т. И., Кудрявцева Л. П., Гашкина Н. А. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология. М.: Наука, 2006. 261 с.

Моисеенко Т. И., Гашкина Н. А. Биоаккумуляция ртути в рыбах как индикатор уровня загрязнения вод // Геохимия. 2016. № 6. С. 495–504. doi: 10.7868/S0016752516060042

Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. М.: Мир, 1987. 288 с.

Рихтер Г. Д. Физико-географический очерк озера Имандра и его бассейна. Л.: Гостехиздат, 1934. 144 с.

Югай В. С., Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Гранулометрический и химический состав донных отложений озер Большой и Малый Вудъявр // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. 2012а. № 9. С. 369–372.

Югай В. С., Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Особенности формирования донных отложений озера Имандра в зоне воздействия сточных вод ОАО «Апатит» // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: Материалы IV Всерос. науч. конф. с междунар. участ. Ч. I. Апатиты: КНЦ РАН, 2012б. С. 264–268.

Abry T., Skogheim O. K., Hongve D. Sedimentene i Tyrifjorden. Tungmetaller og dateringer. Tyrifjordundersøkelsen. Oslo: NIVA, Fagrapport Nr. 19. 1982.

AMAP/UNEP. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment. Arctic Monitoring and Assessment Programme/UNEP Chemical Branch. 2008. 159 p.

Bonzongo J. C. J., Nemer B. W., Lyons W. B. Hydrologic controls on water chemistry and mercury biotransformation in a closed river system: The Carson River, Nevada // Appl. Geochem. 2006. Vol. 21. P. 1999–2009. doi: 10.1016/j.apgeochem.2006.08.010

Covelli S., Faganeli J., Horvat M., Brambati A. Pore-water distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea) // Estuar. Coast. Shelf Sci. 1999. Vol. 48. P. 415–428. doi: 10.1006/ecss.1999.0466

Dauvalter V. Impact of mining and refining on the distribution and accumulation of nickel and other heavy metals in sediments of subarctic lake Kuetsjärvi, Murmansk region, Russia // J. Environ. Monit. 2003. Vol. 5(2). P. 210–215. doi: 10.1039/b301144p

Douglas E. R. Sources of mercury contamination in the sediments of small headwater lakes in south-cen-

tral Ontario, Canada // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1986. Vol. 15. P. 505–512. doi: 10.1007/BF01056562

Friedmann A. S., Costain K. E., MacLachy D. L., Stansley W., Washuta E. J. Effect of mercury on general and reproductive health of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) from Three Lakes in New Jersey // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2002. Vol. 52. P. 117–122. doi: 10.1006/eesa/2002.2165

Gochfeld M. Case of mercury exposure, bioavailability and absorption // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2003. Vol. 56. P. 174–179. doi: 10.1016/S0147-6513(03)00060-5

Gregurek D., Melcher F., Pavlov V. A., Reimann C., Stumpf E. F. Mineralogy and mineral chemistry of snow filter residues in the vicinity of the nickel-copper processing industry, Kola Peninsula, NW Russia // Miner. Petrol. 1999. Vol. 65. P. 87–111. doi: 10.1007/BF01161578

Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach // Water Research. 1980. Vol. 14, iss. 8. P. 975–1001. doi: 10.1016/0043-1354(80)90143-8

Håkanson L., Jansson M. Principles of lake sedimentology. Berlin: Springer-Verlag, 1983.

Hissler C., Probst J. L. Chlor-alkali industrial contamination and riverine transport of mercury: Distribution and partitioning of mercury between water, suspended matter, and bottom sediment of the Thur River, France // Appl. Geochem. 2006. Vol. 21. P. 1837–1854. doi: 10.1016/j.apgeochem.2006.08.002

Holmes C. D., Jacob D. J., Yang X. Global lifetime of elemental mercury against oxidation by atomic bromine in the free troposphere // Geophys. Res. Lett. 2007. Vol. 33(20). L20808. doi: 10.1029/2006GL027176

Johansson K. Heavy metals in Swedish forest lakes – factors influencing the distribution in sediments. Doctoral thesis. Uppsala University, Sweden. 1988.

Kashulin N. A., Dauvalter V. A., Denisov D. B., Valkova S. A., Vandysh O. I., Terentjev P. M., Kashulin A. N. Selected aspects of the current state of freshwater resources in the Murmansk region, Russia // J. Environ. Sci. Health Pt. A. 2017. Vol. 52, no. 9. P. 921–929. doi: 10.1080/10934529.2017.1318633

Lamborg C. H., Fitzgerald W. F., O'Dormel J., Torgersen T. A non-steady-state compartmental model of global scale mercury biogeochemistry with inter-hemispheric atmospheric gradients // Geochim. Cosmochim. Acta. 2002. Vol. 66. P. 1105–1118. doi: 10.1016/S0016-7037(01)00841-9

Le Roux S. M., Turner A., Millward G. E., Ebdon L., Appriou P. Partitioning of mercury onto suspended sediments in estuaries // J. Environ. Monit. 2001. Vol. 3. P. 37–42. doi: 10.1039/b007093i

Mason R. P., Fitzgerald W. F., Hurley J., Hanson A. K., Donaghay P. L., Sieburth J. M. Mercury biogeochemical cycling in a stratified estuary // Limnol. Oceanogr. 1993. Vol. 38. P. 1227–1241. doi: 10.4319/lo.1993.38.6.1227

Mason R. P., Laurier F. J. G., Wialin L., Sheu G. R. The role of ocean-atmosphere exchange in the global mercury cycle // Journal de Physique. 2003. Vol. 107. P. 835–838. doi: 10.1051/jp4:20030428

Megar S. A. Polluted precipitation and the geochronology of mercury deposition in lake sediments

of Northern Minnesota // *Water, Air, Soil Pollut.* 1986. Vol. 30. P. 411–419. doi: 10.1007/BF00305211

Merritt K. A., Amirbahman A. Mercury dynamics in sulfide-rich sediments: geochemical influence on contaminant mobilization within the Penobscot River estuary, Maine, USA // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2007. Vol. 71. P. 929–941. doi: 10.1016/j.gca.2006.10.012

Molvær J., Knutsen J., Magnusson J., Rygg B., Skei J., Sørensen J. Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide. Norwegian Pollution Control Authority. SFT TA-1467/1997, 1997.

Mudroch A., Sarazin L., Lomas T. Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediments // *Great Lakes Res.* 1988. Vol. 14, no. 2. P. 241–251. doi: 10.1016/S0380-1330(88)71553-1

Norton S. A., Henriksen A., Appleby P. G., Ludwig L. L., Vereault D. V., Traaen T. S. Trace metal pollution in eastern Finnmark, Norway, as evidenced by studies of lake sediments. Oslo: SFT-report 487/92, 1992. 42 p.

Norton S. A., Appleby P. G., Dauvalter V., Traaen T. S. Trace metal pollution in eastern Finnmark, Norway and Kola Peninsula, Northeastern Russia as evidences by studies of lake sediment. Oslo: NIVA-Report 41/1996, 1996. 18 p.

Pacyna J. M., Pacyna E. G. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide // *Environ. Rev.* 2001. Vol. 4. P. 269–298. doi: 10.1139/er-9-4-269

Pacyna J. M., Pacyna E. G. Global emission of mercury from anthropogenic sources in 1995 // *Water, Air, and Soil Pollution.* 2002. Vol. 137. P. 143–165. doi: 10.1023/A:1015502430561

Rada R. G., Wiener J. G., Wintrey M. R., Powel D. E. Recent increases in atmospheric deposition of mercury to North Central Wisconsin lakes inferred from sediment analyses // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1989. Vol. 18. P. 175–181. doi: 10.1007/BF01056202

Rekolainen S., Verta M., Liehu A. The effect of airborne mercury and peatland drainage on sediment mercury content in some Finnish forest lakes. Helsinki: National Board of Water, 1986. P. 11–21.

Rognerud S. Kvikksolv i Mjosa's sedimenter. Oslo: NIVA-rapport 0-82105, 1985.

Rognerud S., Norton S. A., Dauvalter V. Heavy metal pollution in lake sediments in the border areas between

Russia and Norway. Oslo: NIVA-Report 522/93, 1993. 18 p.

Scheulhammer A. M., Meyer M. W., Sandheinrich M. B., Murray M. W. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals and fish // *Ambio.* 2007. Vol. 36. P. 12–18. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36[12:EOEMOT]2.0.CO;2

Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life // Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2018 [Electronic resource]. URL: <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html> (accessed: 04.09.2018).

Selin N. E., Jacob D. J., Park R. J., Jantosca R. M., Strode S., Jaegle L., Jaffe D. Chemical cycling and deposition of atmospheric mercury: Global constraints from observations // *J. Geophys. Res.* 2007. Vol. 112. D 02308. doi: 10.1029/2006JD007450

Skogheim O. K. Rapport fra Arungenprosjektet. Oslo: As- NLH, No. 2, 1979. 7 p.

Suchanek T. H., Mullen I. H., Lamphere B. A., Richerson P. J., Woodmansee C. E., Slotton D. G., Hamer E. J., Woodward L. A. Redistribution of mercury from contaminated lake sediments of Clear Lake, California // *Water Air Soil Pollut.* 1998. Vol. 104. P. 77–102. doi: 10.1023/A:1004980026183

Swain E. B., Engstrom D. R., Brigham M. E., Henning T. A., Brezonik P. L. Increasing rates of atmospheric mercury deposition in midcontinental North America // *Science.* 1992. Vol. 257. P. 784–787. doi: 10.1126/science.257.5071.784

Tenholma M., Lummaa M. Regional distribution of zinc in lake sediments from eastern Finland // Symposium on Economic Geology, Dublin, Ireland, 26–29 August, 1979. P. 67–73.

UNEP, 2013. Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland. 42 p. [Электронный ресурс]. URL: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11401/GlobalMercury-Assessment2013.pdf?sequence=1&isAllowed=1> (accessed: 25.02.2019).

Waldron M. C., Colman J. A., Breault R. F. Distribution, hydrologic transport, and cycling of total mercury and methyl mercury in a contaminated river-reservoir-wetland system (Sudbury River, eastern Massachusetts) // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2000. Vol. 57. P. 1080–1091.

Поступила в редакцию 12.10.2018

References

Dauval'ter V. A. Zakonomernosti osadkonakopleniya v vodnykh ob'ektakh Evropeiskoi Subarktiki (prirodookhrannye aspekty problemy) [The patterns of sedimentation in water bodies of the European Subarctic (environmental aspects of the problem)]: DSc (Dr. of Geogr.) thesis. Moscow, 1999. 52 p.

Dauval'ter V. A. Khimicheskii sostav donnykh otlozhenii subarkticheskogo ozera pod vliyaniem gornoi metallurgii [Chemical content of the bottom deposits of Subarctic lakes under the influence of mining metallurgy]. *Izv. AN. Ser. geograficheskaya* [Proceed. RAS. Geographical Ser.]. 2002. Vol. 4. P. 65–73.

Dauval'ter V. A. Issledovanie fizicheskogo i khimicheskogo sostava donnykh otlozhenii pri otsenke ekologicheskogo sostoyaniya vodoemov [A study of the physical and chemical composition of sediments in assessing the ecological state of reservoirs]. Murmansk: Murm. gos. tekhn. un-t, 2006. 84 p.

Dauval'ter V. A. Geoekologiya donnykh otlozhenii ozer [Geoecology of bottom sediments in lakes]. Murmansk: Murm. gos. tekhn. un-t, 2012. 242 p.

Dauval'ter V. A., Kashulin N. A. Dolgovremennye izmeneniya khimicheskogo sostava donnykh otlozhenii ozera Imandra v zone vliyaniya stokov Kol'skoi atomnoi

elektrostantsii [Long-term changes in the chemical composition of the Lake Imandra sediments within the zone of waste water influence of the Kola Nuclear Power Plant.]. *Trudy KNC RAN. Priklad. ekol. Severa* [Proceed. Kola Sci. Centre RAS. Appl. Ecol. of the North]. 2013. No. 3(16). P. 6–35.

Dauval'ter V. A., Kashulin N. A. Geoekologiya ozer Murmanskoi oblasti. Ch. 3: Donnye otlozheniya vodoemov [Geoecology of the lakes of the Murmansk Region. Part 3: Lake sediments]. Murmansk: Murm. gos. tekhn. un-t, 2014. Vol. 3. 214 p.

Dauval'ter V. A., Kashulin N. A. Biogeokhimicheskie osobennosti raspredeleniya khal'kofil'nykh elementov (Hg, Cd, Pb, As) v vodoemakh Severa evropeiskoi chasti Rossii [Biogeochemical features of distribution of chalcophile elements (Hg, Cd, Pb, As) in reservoirs of the North of the European part of Russia]. Murmansk: Murm. gos. tekhn. un-t, 2015. 136 p.

Dauval'ter V. A., Kashulin N. A. Akkumulyatsiya i migratsiya elementov v Arkticheskikh nazemnykh i vodnykh ekosistemakh v zone vliyaniya vybrosov kombinata "Pechenganikel" [Accumulation and migration of chemical elements in the Arctic terrestrial and aquatic ecosystems in the emission influence zone of Pechenganickel Company]. *Tr. KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2018. No. 3. P. 31–42. doi: 10.17076/lim744

Dauval'ter V. A., Kashulin N. A., Denisov D. B. Tendentsii izmeneniya sodержaniya tyazhelykh metallov v donnykh otlozheniyakh ozer Severa Fennoskandii v poslednie stoletiya [Tendencies in the content change of heavy metals in lake sediments in Northern Fennoscandia over the last centuries]. *Tr. KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2015. No. 9. P. 62–75. doi: 10.17076/lim40

Dauval'ter V. A., Moiseenko T. I., Kudryavtseva L. P., Sandimirov S. S. Nakoplenie tyazhelykh metallov v oz. Imandra v usloviyakh ego promyshlennogo zagryazneniya [Accumulation of heavy metals in Lake Imandra under the conditions of its pollution with industrial waste]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2000. Vol. 27, no. 3. P. 279–287.

Kashulin N. A., Dauval'ter V. A., Denisov D. B., Val'kova S. A., Vandysh O. I., Terent'ev P. M., Kashulin A. N. Nekotorye aspekty sovremennogo sostoyaniya presnovodnykh resursov Murmanskoi oblasti [Some aspects of the current state of freshwater resources of the Murmansk Region]. *Vestnik MGTU* [Proceed. Murmansk St. Tech. Univ.]. 2013. Vol. 16, no. 1. P. 98–107.

Moiseenko T. I., Dauval'ter V. A., Lukin A. A., Kudryavtseva L. P., Ilyashuk B. P., Ilyashuk E. A., Sandimirov S. S., Kagan L. Ya., Vandysh O. I., Sharov A. N., Sharova Yu. N., Koroleva I. M., Moiseenko T. I. (ed.) Antropogennye modifikatsii ekosistemy ozera Imandra [Anthropogenic modifications of the ecosystem of Lake Imandra]. Moscow: Nauka, 2002. 487 p.

Moiseenko T. I., Kudryavtseva L. P., Gashkina N. A. Rasseyannye elementy v poverkhnostnykh vodakh sushii: tekhnofil'nost', bioakkumulyatsiya i ekotoksikologiya [Scattered elements in surface waters of the land: technophilicity, bioaccumulation, and ecotoxicology]. Moscow: Nauka, 2006. 261 p.

Moiseenko T. I., Gashkina N. A. Bioakkumulyatsiya rtuti v rybakh kak indikator urovnya zagryazne-

niya vod [Bioaccumulation of mercury in fish as an indicator of water pollution]. *Geokhimiya* [Geochem. Int.]. 2016. Vol. 54, no. 6. P. 485–493. doi: 10.1134/S0016702916060045

Moore J. V., Ramamurthy S. Tyazhelye metally v prirodnykh vodakh. Kontrol' i otsenka vliyaniya [Heavy metals in natural waters. Monitoring and impact assessment]. Moscow: Mir, 1987. 288 p.

Rikhter G. D. Fiziko-geograficheskii ocherk ozera Imandra i ego basseina [Physiographic description of Lake Imandra and its basin]. Leningrad: Gostekhizdat, 1934. 144 p.

Vinogradov A. P. Srednee sodержanie khimicheskikh elementov v glavnykh tipakh izverzhennykh gornnykh porod zemnoi kory [The average content of chemical elements in the main types of igneous rocks of the Earth's crust]. *Geokhimiya* [Geochem. Int.]. 1962. No. 7. P. 555–571.

Yugai V. S., Dauval'ter V. A., Kashulin N. A. Granulometricheskii i khimicheskii sostav donnykh otlozhenii ozer Bol'shoi i Malyi Vudyavr [Granulometric and chemical composition of sediments of Lakes Bolshoy and Maly Vudyavr]. *Tr. Fersmanovskoi nauch. sessii GI KNC RAN* [Proceed. Fersman Scientific Session GI KSC RAS]. 2012a. Vol. 9. P. 369–372.

Yugai V. S., Dauval'ter V. A., Kashulin N. A. Osobennosti formirovaniya donnykh otlozhenii ozera Imandra v zone vozdeistviya stochnykh vod OAO "Apatit" [Features of sediments formation of Lake Imandra in the zone exposed to the Apatit JSC effluents]. *Ekol. probl. severnykh regionov i puti ikh resheniya: Mat. IV Vseros. nauch. konf. s mezhdunar. uchast. Ch. I* [Ecol. probl. of northern regions and ways of their solution: Proceed. IV All-Russ. conf. with int. part. Part. 1]. Apatity: KSC RAS, 2012b. P. 264–268.

Zakonnov V. V., Komov V. T., Gremichikh V. A., Kas'yanova V. V., Kostrov A. V. Rol' sedimentatsii v nakoplenii rtuti v donnykh otlozheniyakh Gor'kovskogo i Cheboksarskogo vodokhranilishch [The role of sedimentation in the accumulation of mercury in the bottom sediments of the Gorky and Cheboksary reservoirs]. *Bassein Volgi v XXI-m veke: struktura i funktsionirovaniye ekosistem vodokhranilishch* [The Volga Basin in the 21st century: The structure and functioning of reservoir ecosystems]. Izhevsk: Publ. Permyakov S. A., 2012. 90–92 p.

Abry T., Skogheim O. K., Hongve D. Sedimentene i Tyrifjorden. Tungmetaller og dateringer. Tyrifjordunder sokelsen. Oslo: NIVA, Fagrapport Nr. 19, 1982.

AMAP/UNEP. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment. Arctic Monitoring and Assessment Programme/UNEP Chemical Branch. 2008. 159 p.

Bonzongo J. C. J., Nemer B. W., Lyons W. B. Hydrologic controls on water chemistry and mercury biotransformation in a closed river system: The Carson River, Nevada. *Appl. Geochem.* 2006. Vol. 21. P. 1999–2009. doi: 10.1016/j.apgeochem.2006.08.010

Covelli S., Faganeli J., Horvat M., Brambati A. Porewater distribution and benthic flux measurements of mercury and methylmercury in the Gulf of Trieste (northern Adriatic Sea). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1999. Vol. 48. P. 415–428. doi: 10.1006/ecss.1999.0466

- Dauvalter V.* Impact of mining and refining on the distribution and accumulation of nickel and other heavy metals in sediments of subarctic lake Kuetsjärvi, Murmansk region, Russia. *J. Environ. Monit.* 2003. Vol. 5(2). P. 210–215. doi: 10.1039/b301144p
- Douglas E. R.* Sources of mercury contamination in the sediments of small headwater lakes in south-central Ontario, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1986. Vol. 15. P. 505–512. doi: 10.1007/BF01056562
- Friedmann A. S., Costain K. E., MacLatchy D. L., Stansley W., Washuta E. J.* Effect of mercury on general and reproductive health of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*) from Three Lakes in New Jersey. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2002. Vol. 52. P. 117–122. doi: 10.1006/eesa/2002.2165
- Gochfeld M.* Case of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2003. Vol. 56. P. 174–179. doi: 10.1016/S0147-6513(03)00060-5
- Gregurek D., Melcher F., Pavlov V. A., Reimann C., Stumpf E. F.* Mineralogy and mineral chemistry of snow filter residues in the vicinity of the nickel-copper processing industry, Kola Peninsula, NW Russia. *Miner. Petrol.* 1999. Vol. 65. P. 87–111. doi: 10.1007/BF01161578
- Håkanson L.* An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach. *Water Research.* 1980. Vol. 14, iss. 8. P. 975–1001. doi: 10.1016/0043-1354(80)90143-8
- Håkanson L., Jansson M.* Principles of lake sedimentology. Berlin: Springer-Verlag, 1983.
- Hissler C., Probst J. L.* Chlor-alkali industrial contamination and riverine transport of mercury: Distribution and partitioning of mercury between water, suspended matter, and bottom sediment of the Thur River, France. *Appl. Geochem.* 2006. Vol. 21. P. 1837–1854. doi: 10.1016/j.apgeochem.2006.08.002
- Holmes C. D., Jacob D. J., Yang X.* Global lifetime of elemental mercury against oxidation by atomic bromine in the free troposphere. *Geophys. Res. Lett.* 2007. Vol. 33(20). L20808. doi: 10.1029/2006GL027176
- Johansson K.* Heavy metals in Swedish forest lakes – factors influencing the distribution in sediments. Doctoral thesis. Uppsala University, Sweden. 1988.
- Kashulin N. A., Dauvalter V. A., Denisov D. B., Valkova S. A., Vandysh O. I., Terent'ev P. M., Kashulin A. N.* Selected aspects of the current state of freshwater resources in the Murmansk region, Russia. *J. Environ. Sci. Health Pt. A.* 2017. Vol. 52, no. 9. P. 921–929. doi: 10.1080/10934529.2017.1318633
- Lamborg C. H., Fitzgerald W. F., O'Dormel J., Torgersen T.* A non-steady-state compartmental model of global scale mercury biogeochemistry with inter-hemispheric atmospheric gradients. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2002. Vol. 66. P. 1105–1118. doi: 10.1016/S0016-7037(01)00841-9
- Le Roux S. M., Turner A., Millward G. E., Ebdon L., Appriou P.* Partitioning of mercury onto suspended sediments in estuaries. *J. Environ. Monit.* 2001. Vol. 3. P. 37–42. doi: 10.1039/b007093i
- Mason R. P., Fitzgerald W. F., Hurley J., Hanson A. K., Donaghay P. L., Sieburth J. M.* Mercury biogeochemical cycling in a stratified estuary. *Limnol. Oceanogr.* 1993. Vol. 38. P. 1227–1241. doi: 10.4319/lo.1993.38.6.1227
- Mason R. P., Laurier F. J. G., Wlialin L., Sheu G. R.* The role of ocean-atmosphere exchange in the global mercury cycle. *Journal de Physique.* 2003. Vol. 107. P. 835–838. doi: 10.1051/jp4:20030428
- Megar S. A.* Polluted precipitation and the geochronology of mercury deposition in lake sediments of Northern Minnesota. *Water, Air, Soil Pollut.* 1986. Vol. 30. P. 411–419. doi: 10.1007/BF00305211
- Merritt K. A., Amirbahman A.* Mercury dynamics in sulfide-rich sediments: geochemical influence on contaminant mobilization within the Penobscot River estuary, Maine, USA. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 2007. Vol. 71. P. 929–941. doi: 10.1016/j.gca.2006.10.012
- Molvær J., Knutsen J., Magnusson J., Rygg B., Skei J., Sørensen J.* Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide. Norwegian Pollution Control Authority. SFT TA-1467/1997, 1997.
- Mudroch A., Sarazin L., Lomas T.* Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediments. *Great Lakes Res.* 1988. Vol. 14, no. 2. P. 241–251. doi: 10.1016/S0380-1330(88)71553-1
- Norton S. A., Henriksen A., Appleby P. G., Ludwig L. L., Vereault D. V., Traaen T. S.* Trace metal pollution in eastern Finnmark, Norway, as evidenced by studies of lake sediments. Oslo: SFT-report 487/92, 1992. 42 p.
- Norton S. A., Appleby P. G., Dauvalter V., Traaen T. S.* Trace metal pollution in eastern Finnmark, Norway and Kola Peninsula, Northeastern Russia as evidences by studies of lake sediment. Oslo: NIVA-Report 41/1996, 1996. 18 p.
- Pacyna J. M., Pacyna E. G.* An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ. Rev.* 2001. Vol. 4. P. 269–298. doi: 10.1139/er-9-4-269
- Pacyna J. M., Pacyna E. G.* Global emission of mercury from anthropogenic sources in 1995. *Water, Air, and Soil Pollution.* 2002. Vol. 137. P. 143–165. doi: 10.1023/A:1015502430561
- Rada R. G., Wiener J. G., Wintrey M. R., Powel D. E.* Recent increases in atmospheric deposition of mercury to North Central Wisconsin lakes inferred from sediment analyses. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1989. Vol. 18. P. 175–181. doi: 10.1007/BF01056202
- Rekolainen S., Verta M., Liehu A.* The effect of airborne mercury and peatland drainage on sediment mercury content in some Finnish forest lakes. Helsinki: National Board of Water, 1986. P. 11–21.
- Rognerud S.* Kvikksolv i Mjosa's sedimenter. Oslo: NIVA-rapport 0–82105, 1985.
- Rognerud S., Norton S. A., Dauvalter V.* Heavy metal pollution in lake sediments in the border areas between Russia and Norway. Oslo: NIVA-Report 522/93, 1993. 18 p.
- Scheulhammer A. M., Meyer M. W., Sandheinrich M. B., Murray M. W.* Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals and fish. *Ambio.* 2007. Vol. 36. P. 12–18. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36 [12:EOEMOT]2.0.CO;2
- Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment,*

2018. URL: <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html> (accessed: 04.09.2018).

Selin N. E., Jacob D. J., Park R. J., Jantosca R. M., Strode S., Jaegle L., Jaffe D. Chemical cycling and deposition of atmospheric mercury: Global constraints from observations. *J. Geophys. Res.* 2007. Vol. 112. D 02308. doi: 10.1029/2006JD007450

Skogheim O. K. Rapport fra Arungenprosjektet. Oslo: As-NLH, 1979, no. 2, 7 p.

Suchanek T. H., Mullen I. H., Lamphere B. A., Richerson P. J., Woodmansee C. E., Slotton D. G., Hamer E. J., Woodward L. A. Redistribution of mercury from contaminated lake sediments of Clear Lake, California. *Water Air Soil Pollut.* 1998. Vol. 104. P. 77–102. doi: 10.1023/A:1004980026183

Swain E. B., Engstrom D. R., Brigham M. E., Henning T. A., Brezonik P. L. Increasing rates of atmospheric mercury deposition in midcontinental North America. *Science.* 1992. Vol. 257. P. 784–787. doi: 10.1126/science.257.5071.784

Tenhola M., Lummaa M. Regional distribution of zinc in lake sediments from eastern Finland. *Symposium on Economic Geology, Dublin, Ireland, 26–29 August, 1979.* P. 67–73.

UNEP, 2013. *Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport.* UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland. 42 p. URL: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11401/GlobalMercuryAssessment2013.pdf?sequence=1&%3BisAllowed=> (accessed: 25.02.2019).

Waldron M. C., Colman J. A., Breault R. F. Distribution, hydrologic transport, and cycling of total mercury and methyl mercury in a contaminated river-reservoir-wetland system (Sudbury River, eastern Massachusetts). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2000. Vol. 57. P. 1080–1091.

Received October 12, 2018

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ:

Даува́льтер Влади́мир Андре́евич

главный научный сотрудник лаб. водных экосистем, д. г. н., проф.

Институт проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение Федерального государственного бюджетного учреждения науки Федерального исследовательского центра «Кольский научный центр РАН»

Академгородок, 14а, Апатиты, Мурманская обл., Россия, 184209

эл. почта: vladimir@inep.ksc.ru

тел.: (81555) 79774

CONTRIBUTOR:

Dauvalter, Vladimir

Institute of North Industrial Ecology Problems –
Subdivision of the Federal Research Center
“Kola Science Center of the Russian Academy of Sciences”
14 Akademgorodok, 184209 Apatity,
Murmansk Region, Russia
e-mail: vladimir@inep.ksc.ru
tel.: (81555) 79774