

doi: 10.24412/2687-1092-2023-10-276-282



## ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ЗАЛИВА ГРЁН-ФЬОРД (ЗАПАДНЫЙ ШПИЦБЕРГЕН)

✉ Усягина И.С.<sup>1</sup>, Намятов А.А.<sup>1</sup>, Мецераков Н.И.<sup>1</sup>, Бойко В.В.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Мурманский морской биологический институт, Мурманск, Россия

<sup>2</sup> Арктический и антарктический научно-исследовательский институт, Санкт-Петербург, Россия

✉ usjagina@mmbi.info

Исследованы концентрации As, Cd, Co, Cu, V, Ni, Pb, Mn, Fe, Zn и Hg в кернах донных отложений залива Грён-фьорд (Западный Шпицберген). С помощью датирования осадочных слоев по <sup>210</sup>Pb<sub>изб</sub> оценена временная динамика антропогенной нагрузки на экосистему. Рассчитанные коэффициенты обогащения Cd, Co, Cu, V, Ni, Pb, Mn, Fe и Zn, нормированные по концентрации Fe в соответствии со шкалой загрязнения окружающей среды, выявили низкий уровень антропогенного загрязнения. Умеренный и высокий уровни характерны для As и Hg. Отсутствие прямой совместимости временных профилей металлов с изменениями их концентраций в атмосфере может указывать на более важное влияние других прямых источников, таких как речной и ледниковый сток и морские течения.

Ключевые слова: Грён-фьорд, датирование, <sup>210</sup>Pb, тяжелые металлы, антропогенные потоки

Формирование донных отложений зависит от комплекса климатических, океанологических и антропогенных факторов. Эти факторы определяют особенности элементного состава донных осадков в разных районах Мирового океана. Таким образом, донные отложения являются архивами природных и техногенных изменений, происходящих в морской экосистеме [Лисицын, 2014]. В настоящее время одним из наиболее точных методов для реконструкции уровней загрязнения тяжелыми металлами во временном масштабе 100-150 лет является датирование по вертикальному распределению удельной активности природного радионуклида <sup>210</sup>Pb [Robbins, 1978; Appleby, 1986; von Gunten, Moser, 1993]. Для высокоширотного архипелага Шпицберген данный диапазон является очень важным, так как в начале этого периода началось его активное промышленное освоение. Анализ концентраций тяжелых металлов в донных отложениях, сформированных в разные периоды развития береговой инфраструктуры архипелага, позволит оценить временную динамику антропогенной нагрузки на морскую экосистему и выявить тенденции, характерные для современного периода. Исследование хронологии загрязнения тяжелыми металлами в нескольких фьордов Шпицбергена выявило, что на накопление загрязняющих веществ в донных осадках оказывают влияние не только близость объектов угледобычи и инфраструктуры населенных пунктов, но и речной сток и сток ледников, а также поступление в акваторию атлантических вод [Zaborska et al., 2017; Rudnicka-Kępa et al., 2024].

В настоящей работе представлены данные о накоплении тяжелых металлов в донных отложениях залива Грён-фьорд (Западный Шпицберген), на побережье которого находится российский пос. Баренцбург. Грён-фьорд расположен между параллелями 77°07' и 77°58' с.ш. и меридианами 13°56' и 14°20' в.д. Он простирается меридионально на юг–юго–восток и является юго-западным рукавом Ис-фьорда. Общая площадь водосбора составляет более 193 км<sup>2</sup>, из которых 60 км<sup>2</sup> подвержены оледенению [Соловьянова, Третьяков, 2004]. С 1906 г. в поселке проводилась промышленная добыча угля, которая прекратилась в 1941 г. в связи с началом II мировой войны. В 1943 г. рудники были полностью разрушены. Добыча угля была восстановлена в 1949 г. и функционирует по настоящее время. Таким образом, определение возраста осадочных слоев с помощью избыточного <sup>210</sup>Pb (<sup>210</sup>Pb<sub>изб</sub>) позволит реконструировать исторические концентрации тяжелых металлов в донных отложениях в период развития береговой инфраструктуры

пос. Баренцбург и оценить современную антропогенную нагрузку в исследуемой акватории.

Исследования проводили в период с 10 по 29 августа 2022 г. Пробы кернов отбирали грунтовой трубкой ГОИН ТГ-1,5 диаметром 50 мм. Точки отбора проб расположены перпендикулярно дельте реки на различном удалении от берега. Мощность вскрытой осадочной толщи составила: ст. 1 – 45 см; ст. 2 – 33 см; ст. 3 – 34 см. Керны на ст. 1,2 разделяли на слои по 3 см, на ст. 3 по 2 см. Дискретность разделения на слои определяли исходя из предполагаемой скорости осадконакопления в точке отбора.

Таблица 1

№ ст.	Координаты отбора проб		Глубина, м	Удаление от нижней границы литорали, м
	с.ш.	в.д.		
1	78° 01' 15"	14° 15' 49"	45	200
2	78° 01' 15"	14° 14' 47"	55	600
3	78° 01' 15"	14° 13' 45"	120	1000

Измерение удельной активности  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{137}\text{Cs}$  ( $^{137}\text{Cs}$  использовали для подтверждения датирования по  $^{210}\text{Pb}$ ), гранулометрический анализ и расчет возраста осадочных слоев выполнены в лаборатории Мурманского морского биологического института Российской академии наук (ММБИ РАН). Активность радионуклидов определяли на многоканальном гамма-спектрометре для измерения рентгеновского и гамма-излучения (Canberra Semiconductors NV, Olen, Belgium), обработку спектров и идентификацию радионуклидов проводили с помощью программного обеспечения Genie-2000 (версия 3.3). На ст. 1 возраст слоев керна рассчитывали по формуле экспоненциального снижения  $^{210}\text{Pb}$  с глубиной [Aliev et al., 2007], так как в нижних слоях осадка не достигнуто равновесие между  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{210}\text{Pb}_{\text{изб}}$ . На ст. 2 и 3 календарный возраст рассчитывали с использованием модели постоянного потока  $^{210}\text{Pb}_{\text{изб}}$  (CF) с учётом его неравномерного поступления с массой наносов на поверхность морского дна [Sanchez-Cabeza, Ruiz-Fernández, 2012].

В каждом слое исследуемых кернов определяли гранулометрический состав донных отложений. Для этого использовали методику, разработанную «Вниокеангеология» [Андреева, Лапина, 1998]. При расчёте процентной доли гранулометрических фракций вводили поправку на органические частицы. Массу органических веществ ( $M_{\text{орг}}$ ) косвенно определяли по потере массы после прокаливания пробы. Для этого из каждого осадочного слоя отбирали отдельную пробу и прокаливали в муфельной печи при температуре 450 °С до постоянной массы [Даувальтер, 2012].

Концентрации тяжёлых металлов As, Cd, Co, Cu, V, Ni, Pb, Mn, Fe, Zn и Hg в донных отложениях определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре AA-7000 Shimadzu «Shimadzu» в химико-аналитической лаборатории Российской научной арктической экспедиции на архипелаге Шпицберген (РАЭ-Ш). Анализ содержания As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, V в осадках проводили методом электротермической атомизации, Mn, Zn и Fe методом атомизации в пламени «ацетилен-воздух». Концентрацию ртути определяли методом пиролиза с использованием оборудования ЛЮМЭКС РА-915 и термической приставки «Пиро 915+».

Для расчета коэффициента обогащения (EF) концентрации металлов были нормализованы на основе концентрации Fe [Birch, Olmos, 2008; Rudnicka-Kępa, Zaborska, 2024]. Такой подход позволяет выявить изменения концентраций металлов в почвах и донных отложениях с известным химическим составом, связанные с изменением их природного химического состава в результате антропогенной деятельности:

$$EF = (C_{\text{ms}} \cdot Fe_{\text{ms}} / C_{\text{mb}} \cdot Fe_{\text{ref}}), \text{ где}$$

$C_{\text{ms}}$  — концентрация металла в образце,  $C_{\text{mb(ref)}}$  — фоновая концентрация металла.

Индекс нагрузки загрязнения (PLI) – это среднее геометрическое значение коэффициентов загрязнения каждого металла ( $CF=C_{ms}/C_{ref}$ ) на исследуемой станции, которое рассчитывали по формуле:

$$PLI = (CF_1 \cdot CF_2 \cdot \dots \cdot CF_n)^{1/n}$$

Антропогенные потоки тяжелых металлов (F) были рассчитаны на основе массовых скоростей накопления осадков (MAR) для отдельных слоёв кернов:

$$F = (C_{ms} - C_{ref}) \cdot MAR, \text{ где}$$

$C_{ms} - C_{ref}$  – антропогенная концентрация металла.

Массовую (MAR) скорость осадконакопления в керне 1 рассчитывали как:

$$MAR = \frac{m_{\delta/c} \cdot SAR}{S_{\delta} \cdot h}$$

где MAR – абсолютные массы донных осадков, мг/см<sup>2</sup>•год;  $m_{\delta/c}$  – масса столба донных отложений высотой h (мм) за вычетом солей, г (на сухой вес осадка) SAR – скорость осадконакопления, см/год;  $S_{\delta}$  – площадь пробы из керна, см<sup>2</sup>.

В кернах 2,3 SAR и были вычислены с помощью стандартных процедур расчета по модели CF [Sanchez-Cabeza, Ruiz-Fernández, 2012].

В распределении общего <sup>210</sup>Pb во всех исследованных кернах прослеживается устойчивая тенденция снижения удельной активности радионуклида с глубиной. Это является признаком стабильности процессов осадконакопления и дает возможность провести датировку слоев донного осадка. Датирование керна на ст. 1 показало, что вскрытая осадочная толща представлена молодыми осадками, нижняя граница определения возраста определена 2006 г. (25 +0,5 лет). Возраст нижней границы осадочной толщи керна на ст. 2 в слое 30-33 см составляет 109,6+14,7 лет, дата его формирования – 1913 г. Обнаружение первого пика <sup>137</sup>Cs в слое 18-21 см подтверждает временной диапазон, определенный по <sup>210</sup>Pb (1961 г.). Накопление <sup>137</sup>Cs донными отложениями в данный период, вероятно, произошло в результате глобальных атмосферных выпадений после испытаний ядерного оружия [Khalturin et al, 2005; Bergqvist, Ferm, 2000]. Датирование керна на ст. 3 показало, что нижняя граница осадочной толщи в слое 30-32 см сформировалась в 1910 г., возраст 112+7,8 лет. Начало обнаружения <sup>137</sup>Cs зафиксировано в слое 22-24 см, что указывает на правильность расчета календарного возраста по <sup>210</sup>Pb в данном горизонте (1961 г.). Максимальные уровни <sup>137</sup>Cs (13-15,5 Бк/кг) были измерены в слоях 14-20 см, датированных по <sup>210</sup>Pb 1970-1990 г. что вероятно, можно объяснить поступлением в залив атлантических вод, загрязненных сбросами радиохимического завода «Селлафильд» [Kautsky, 1987]. На ст. 1 средняя линейная скорость накопления отложений (LAR) для всего датированного периода составляла 2,6 см/год. Диапазон LAR по десятилетиям на ст. 2 варьировал от 0,13 до 0,34 см/год, на ст. 3 от 0,04 до 1,13 см/год. Массовые скорости накопления отложений (MAR) изменялись в пределах 125-2492, 111-284, 23-240 мг/см<sup>2</sup>•год для 1,2,3 ст. соответственно.

Для осадочных горизонтов устьевой зоны реки Грэндален на ст. 1, сформированных в период 1980-х годов, характерно минимальное содержание пелита на всём хронологическом отрезке вскрытой осадочной толщи (с 1882 года). Процентная доля пелита не превышает значения 24 % от общей массы, что в 1,5-2 раза меньше среднего значения по горизонтам. Это обуславливает снижение сорбционных характеристик донных отложений в период 1985 по 1995 гг. На склоне, переходящем в дно фьорда на ст. 2 и мористее ст. 3, наоборот, к концу 1990-х гг. депонируются в основном мелкодисперсные осадки. В осадочных слоях, датированных с 1990-х гг. по настоящее время, обнаружено снижение доли грубообломочного материала и разнозернистого песка и увеличение доли мелкодисперсных частиц (пелита), что привело к смене литотипа. В непосредственной близости к устьевой зоне реки песчаный ил был замещён илом, а в районе подводного склона и осевой части дна залива илы замещены глинистыми илами.

Результаты послойного определения концентраций металлов As, Cd, Co, Cu, V, Ni, Pb, Mn, Zn и Hg сравнивали со средними значениями, принятыми в литературе в качестве фоновых для арх. Шпицберген: 4,56 мг/кг для As; 0,20 мг/кг для Cd, 15,1 мг/кг для Co, 15

мг/кг для Cu, 30 мг/кг для Ni, 11 мг/кг для Pb, 0,44 г/кг для Mn, 60 мг/кг для Zn, 1 нг кг<sup>-1</sup> для Hg и 36,2 мг/кг для Fe [Macdonald et al., 2003; Boyle et al., 2004; Orheim et al., 2007; Samecka-Cymerman et al., 2011; Lu et al., 2013; Zaborska et al., 2017; Leung et al., 2021; Rudnicka-Кера, Zaborska, 2024]. Для V за фон принят кларк концентрации для почвы, который составляет 100 мг/кг [Кряучюнас и др., 2014].

Концентрации всех металлов в донных отложениях исследуемых кернов превышали фоновые значения за исключением Co и Mn, которые на ст. 2 и 3 были ниже. Полученные значения сопоставимы с концентрациями металлов, ранее описанными в литературе для акваторий фьордов Западного Шпицбергена [Lu et al., 2013; Zaborska et al., 2017; Leung et al., 2021; Rudnicka-Кера, Zaborska, 2024].

Коэффициенты обогащения металлов (EF), нормированные по концентрации Fe в соответствии со шкалой загрязнения окружающей среды [Birch, Olmos, 2008] варьировали в диапазоне 3,1-6,6 для As, 0,6-1,8 для Cd, 0,4-1,4 для Co, 0,5-1,4 для Cu, 0,6-1,7 для V, 0,9-3,0 для Ni, 1,2-2,4 для Pb, 0,4-1,0 для Mn, 0,9-1,9 для Zn, 1,7-4,5 для Hg. Для большинства тяжелых металлов в исследуемых кернах не выявлено обогащения или показано незначительное обогащение (<3). Умеренное и в отдельных слоях сильное загрязнение As зафиксировано на всех трех станциях. Загрязнение Hg обнаружено на ст. 3 в центральной части Грен-фьорда. Рассчитанные EF сопоставимы с результатами, полученными в других заливах арх. Западный Шпицберген и Баренцевом море [Zaborska et al., 2017; Leung et al., 2021; Rudnicka-Кера, Zaborska, 2024]. Наиболее близкие показатели обогащения донных отложений такими металлами как Pb, Cu и Zn выявлены с заливом Адвентфьорд, расположенном в районе норвежского пос. Лонгийр. Однако в Грен-фьорде не наблюдалось повышенного уровня загрязнения Cd.

Расчеты антропогенных потоков тяжелых металлов (F) показали, что максимальные значения, рассчитанные в среднем по десятилетиям для всех металлов характерны для ст.1, расположенной в зоне влияния стока р. Грендален. Но несмотря на темпы накопления наносов на этой станции индекс нагрузки загрязнения на окружающую среду (PLI) не превышает значений, рассчитанных для ст. 2 и 3. Хронологический анализ F показал, что антропогенные потоки всех металлов за исключением Mn, Cd, Co и Cu поступали в донные отложения залива с 1900-х по 2020-е гг. Потоки As, Cd, Ni, Pb, Zn и Hg во всех кернах с 2000 по 2020-е гг. выше, чем в предыдущий период.

Для большинства металлов максимальный уровень выбросов в атмосферу пришелся на 1960-1970-е гг., за которым последовало снижение в 1980-1990-е гг., связанное с запретом этилированного бензина, развитием технологий или запретом на использование определенных веществ [Pacyna et al., 1995]. Исторические максимумы Co, Cu и V обнаружены на ст. 1 в 2020-х гг., на ст. 2 в 1960-х и в 2020-х гг. Потоки Pb, Ni, As и Hg повышались на ст. 2 в 1940-е гг., Ni на ст. 3 в 2000-е гг. Антропогенного потока Mn в исследуемых кернах не выявлено. Таким образом, концентрации тяжелых металлов в протестированных кернах не полностью соответствуют историческим глобальным выбросам, о которых сообщается в литературе. Однако полученные данные подтверждают результаты исследования заливов Конгсфьорд и Хорсунд, где были зафиксированы самые высокие потоки металлов после 2010 г. в период быстро прогрессирующего изменения климата [Rudnicka-Кера, Zaborska, 2024]. Пики концентраций Hg в донных отложениях были обнаружены в 1950-м (ст. 2) и в 1970-м (ст. 3) гг., что частично соответствует историческим максимумам атмосферных выбросов. Рассчитанные антропогенные потоки Hg по десятилетиям не демонстрируют ярко выраженного повышения F в 1950-1970 гг. и снижения потоков с 1970-го года, что может указывать на более важное влияние при распределении этого элемента в заливе других прямых источников, таких как речной и ледниковый сток и морские течения [Marx et al., 2016].

## ЛИТЕРАТУРА

Андреева И.А., Латина Н.Н. Методика гранулометрического анализа донных осадков Мирового океана и геологическая интерпретация результатов лабораторного изучения вещественного состава осадков. СПб.: ВНИИОкеангеология. 1998. 45 с.

Даувальтер В.А. Геоэкология донных отложений озер. Мурманск: изд-во МГТУ. 2012. 242 с.

Крячунас В.В., Игловский С.А., Шахова Е.В., Малков А.В. Тяжелые металлы в арктических почвах западного побережья архипелага Шпицберген // Экология человека. 2014. № 9. С. 8-13.

Лисицын А.П. Современные представления об осадкообразовании в океанах и морях. Океан как природный самописец взаимодействия геосфер Земли // Мировой океан. Т. II. Физика, химия и биология океана. Осадкообразование в океане и взаимодействие геосфер Земли. М.: Научный мир. 2014. С. 331–571.

Соловьянова И.Ю., Третьяков М.В. Наблюдение за стоком взвешенных наносов рек бассейна залива Гренфьорд // Комплексные исследования Шпицбергена. Вып. 4. Апатиты: Изд. КНЦ РАН. 2004. С. 230-236.

Aliev R.A., Bobrov V.A., Kalmykov S.N. et al. Natural and artificial radionuclides as a tool for sedimentation studies in the Arctic region // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 2007. Vol. 274. P. 315–321. doi: 10.1007/s10967-007-1117-x

Appleby P.G. 210Pb dating by low-background gamma // Hydrobiologia. 1986. Vol. 143. P. 21–27. doi: 10.1007/BF00026640

Bergqvist N.-O., Ferm R. Nuclear Explosions 1945–1998 (FOA-R-00-01572-180) Defence Research Establishment: Stockholm. Sweden. 2000. 43 p.

Birch G.F., Olmos M.A. Sediment-Bound Heavy Metals as Indicators of Human Influence and Biological Risk in Coastal Water Bodies // ICES Journal of Marine Science. 2008. Vol. 65. Is. 8. P. 1407-1413. doi: 10.1093/icesjms/fsn139

Boyle J.F., Rose N.L., Appleby P.G., Birks H.J.B. Recent environmental change and human impact in Svalbard: the lake-sediment geochemical record // Journal of Paleolimnology. 2004. Vol. 31. P. 515–530. doi: 10.1023/B:JOPL.0000022549.07298.6e

Kautsky H. Investigations on the distribution of 137Cs, 134Cs and 90Sr and the water mass transport times in the Northern North Atlantic and the North Sea // Deutsche Hydrographische Zeitschrift. 1987. Vol. 40. P. 49–69.

Khalturin V.I., Rautian T.G., Richards P.G., Leith W.S. A Review of Nuclear Testing by the Soviet Union at Novaya Zemlya, 1955-1990 // Science and Global Security. 2005. Vol. 13. P. 1–42. doi: 10.1080/08929880590961862

Leung H.M., Cheung K.C., Au C.K. et al. An assessment of heavy metal contamination in the marine soil/sediment of Coles Bay Area, Svalbard, and Greater Bay Area, China: a baseline survey from a rapidly developing bay // Environ Sci Pollut Res. 2021. Vol. 28. P. 22170–22178. doi: 10.1007/s11356-021-13489-2

Lu Z., Minghong C., Wang J., Yin Z., Yang H. Levels and distribution of trace metals in surface sediments from Kongsfjorden, Svalbard, Norwegian Arctic // Environmental Geochemistry and Health. 2013. Vol. 35. P. 257–269. doi: 10.1007/s10653-012-9481-z

Macdonald R.W., Harner T., Fyfe J., Loeng H., Weingartner T. AMAP Assessment 2002: The Influence of Global Change on Contaminant Pathways to, within, and from the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo. Norway. 2003. xii+65 pp.

Marx S.K., Rashid S., Stromsoe N. Global-scale patterns in anthropogenic Pb contamination reconstructed from natural archives // Environmental Pollution. 2016. Vol. 213. P. 283-298. doi: 10.1016/j.envpol.2016.02.006

Orheim A., Bieg G., Brekke T., Horseide V., Stenvold J. Petrography and geochemical affinities of Spitsbergen Paleocene coals, Norway // International Journal of Coal Geology. 2007. Vol. 70. Is. 1-3. P. 116-136. doi: 10.1016/j.coal.2006.04.008

Pacyna J.M., Ottar B., Tomza U., Maenhaut W. Long-range transport of trace elements to Ny-Ålesund, Spitsbergen // Atmospheric Environment. 1985. Vol. 19. Is. 6. P. 857-865. doi: 10.1016/0004-6981(85)90231-8

Robbins J.A. Geochemical and geophysical application of radioactive lead. In Biochemistry of Lead in the Environment, ed. J.O. Nriagu, Elsevier, Amsterdam. 1978. P. 285-393.

Rudnicka-Kępa P., Beldowska M., Zaborska A. Enhanced heavy metal discharges to marine deposits in glacial bays of two Arctic fjords (Hornsund and Kongsfjorden) // *Journal of Marine Systems*. 2024. Vol. 241. P. 103915. doi: 10.1016/j.jmarsys.2023.103915

Samecka-Cymerman A., Wojtuń B., Kolon K., Kempers A.J. *Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske as bioindicator of metal pollution in polar regions // *Polar Biology*. 2011. Vol. 34. P. 381–388. doi: 10.1007/s00300-010-0893-x

Sanchez-Cabeza J.A., Ruiz-Fernández A.C.  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2012. Vol. 82. P. 183–200. doi: 10.1016/j.gca.2010.12.024

von Gunten H.R., Moser R.N. How reliable is the  $^{210}\text{Pb}$  dating method? Old and new results from Switzerland // *Journal of Paleolimnology*. 1993. Vol. 9. P. 161–178. doi: 10.1007/BF00677518

Zaborska A., Beszczyńska-Möller A., Włodarska-Kowalczyk M. History of heavy metal accumulation in the Svalbard area: Distribution, origin and transport pathways // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 231. Is. 1. P. 437–450. doi: 10.1016/j.envpol.2017.08.042

## HEAVY METALS IN THE BOTTOM SEDIMENTS OF THE GREN FJORD (WEST SPITSBERGEN)

Usyagina I.S.<sup>1</sup>, Namyatov A.A.<sup>1</sup>, Meshcheriakov N.I.<sup>1</sup>, Boyko V.V.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Murmansk Marine Biological Institute of the Russian Academy of Sciences, Murmansk, Russia

<sup>2</sup>Arctic and Antarctic Research Institute, St. Petersburg, Russia

Concentrations of As, Cd, Co, Cu, V, Ni, Pb, Mn, Fe, Zn and Hg in the cores of bottom sediments of the Gulf of Gren Fjord (West Spitsbergen) were studied. The temporal dynamics of anthropogenic load on the ecosystem was estimated using  $^{210}\text{Pb}$  sedimentary layer dating. The calculated enrichment coefficients of Cd, Co, Cu, V, Ni, Pb, Mn, Fe and Zn, normalized by Fe concentration in accordance with the environmental pollution scale, revealed a low level of anthropogenic pollution. Moderate and high levels are typical for As and Hg. The lack of direct compatibility of the time profiles of metals with changes in their concentrations in the atmosphere may indicate a more important influence of other direct sources, such as river and glacial runoff and sea currents.

Keywords: *Gren Fjord, dating,  $^{210}\text{Pb}$ , heavy metals, anthropogenic flows*

## REFERENCES

Andreeva I.A., Lapina N.N. Methodology for granulometric analysis of bottom sediments of the World Ocean and geological interpretation of the results of laboratory studies of the material composition of sediments. SPb.: VNIIOkeangeology. 1998. 45 p.

Dauwalter V.A. Geoecology of lake bottom sediments. Murmansk: MSTU publishing house. 2012. 242 p.

Kryauchyunas V.V., Iglovsky S.A., Shakhova E.V., Malkov A.V. Heavy metals in Arctic soils of the western coast of the Spitsbergen archipelago // *Human Ecology*. 2014. No. 9. pp. 8–13.

Lisitsyn A.P. Modern ideas about sedimentation in oceans and seas. The ocean as a natural recorder of the interaction of the Earth's geospheres // *World Ocean. T. II. Physics, chemistry and biology of the ocean. Sedimentation in the ocean and the interaction of the Earth's geospheres*. M.: Scientific world. 2014. pp. 331–571.

Solovyanova I.Yu., Tretyakov M.V. Monitoring the runoff of suspended sediment in the rivers of the Grenfjord Bay basin // *Comprehensive studies of Spitsbergen*. Vol. 4. Apatity: Publishing house. KSC RAS. 2004. pp. 230–236.

Aliiev R.A., Bobrov V.A., Kalmykov S.N. et al. Natural and artificial radionuclides as a tool for sedimentation studies in the Arctic region // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2007. Vol. 274. P. 315–321. doi: 10.1007/s10967-007-1117-x

Appleby P.G.  $^{210}\text{Pb}$  dating by low-background gamma // *Hydrobiologia*. 1986. Vol. 143. P. 21–27. doi: 10.1007/BF00026640

*Bergqvist N.-O., Ferm R.* Nuclear Explosions 1945–1998 (FOA-R-00-01572-180) Defence Research Establishment: Stockholm. Sweden. 2000. 43 p.

*Birch G.F., Olmos M.A.* Sediment-Bound Heavy Metals as Indicators of Human Influence and Biological Risk in Coastal Water Bodies // *ICES Journal of Marine Science*. 2008. Vol. 65. Is. 8. P. 1407–1413. doi: 10.1093/icesjms/fsn139

*Boyle J.F., Rose N.L., Appleby P.G., Birks H.J.B.* Recent environmental change and human impact in Svalbard: the lake-sediment geochemical record // *Journal of Paleolimnology*. 2004. Vol. 31. P. 515–530. doi: 10.1023/B:JOPL.0000022549.07298.6e

*Kautsky H.* Investigations on the distribution of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  and the water mass transport times in the Northern North Atlantic and the North Sea // *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*. 1987. Vol. 40. P. 49–69.

*Khalturin V.I., Rautian T.G., Richards P.G., Leith W.S.* A Review of Nuclear Testing by the Soviet Union at Novaya Zemlya, 1955–1990 // *Science and Global Security*. 2005. Vol. 13. P. 1–42. doi: 10.1080/08929880590961862

*Leung H.M., Cheung K.C., Au C.K.* et al. An assessment of heavy metal contamination in the marine soil/sediment of Coles Bay Area, Svalbard, and Greater Bay Area, China: a baseline survey from a rapidly developing bay // *Environ Sci Pollut Res*. 2021. Vol. 28. P. 22170–22178. doi: 10.1007/s11356-021-13489-2

*Lu Z., Minghong C., Wang J., Yin Z., Yang H.* Levels and distribution of trace metals in surface sediments from Kongsfjorden, Svalbard, Norwegian Arctic // *Environmental Geochemistry and Health*. 2013. Vol. 35. P. 257–269. doi: 10.1007/s10653-012-9481-z

*Macdonald R.W., Harner T., Fyfe J., Loeng H., Weingartner T.* AMAP Assessment 2002: The Influence of Global Change on Contaminant Pathways to, within, and from the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo. Norway. 2003. xii+65 pp.

*Marx S.K., Rashid S., Stromsoe N.* Global-scale patterns in anthropogenic Pb contamination reconstructed from natural archives // *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 213. P. 283–298. doi: 10.1016/j.envpol.2016.02.006

*Orheim A., Bieg G., Brekke T., Horseide V., Stenvold J.* Petrography and geochemical affinities of Spitsbergen Paleocene coals, Norway // *International Journal of Coal Geology*. 2007. Vol. 70. Is. 1–3. P. 116–136. doi: 10.1016/j.coal.2006.04.008

*Pacyna J.M., Ottar B., Tomza U., Maenhaut W.* Long-range transport of trace elements to Ny-Ålesund, Spitsbergen // *Atmospheric Environment*. 1985. Vol. 19. Is. 6. P. 857–865. doi: 10.1016/0004-6981(85)90231-8

*Robbins J.A.* Geochemical and geophysical application of radioactive lead. In *Biochemistry of Lead in the Environment*, ed. J.O. Nriagu, Elsevier, Amsterdam. 1978. P. 285–393.

*Rudnicka-Kępa P., Beldowska M., Zaborska A.* Enhanced heavy metal discharges to marine deposits in glacial bays of two Arctic fjords (Hornsund and Kongsfjorden) // *Journal of Marine Systems*. 2024. Vol. 241. P. 103915. doi: 10.1016/j.jmarsys.2023.103915

*Samecka-Cymerman A., Wojtuń B., Kolon K., Kempers A.J.* *Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske as bioindicator of metal pollution in polar regions // *Polar Biology*. 2011. Vol. 34. P. 381–388. doi: 10.1007/s00300-010-0893-x

*Sanchez-Cabeza J.A., Ruiz-Fernández A.C.*  $^{210}\text{Pb}$  sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2012. Vol. 82. P. 183–200. doi: 10.1016/j.gca.2010.12.024

*von Gunten H.R., Moser R.N.* How reliable is the  $^{210}\text{Pb}$  dating method? Old and new results from Switzerland // *Journal of Paleolimnology*. 1993. Vol. 9. P. 161–178. doi: 10.1007/BF00677518

*Zaborska A., Beszczyńska-Möller A., Włodarska-Kowalczyk M.* History of heavy metal accumulation in the Svalbard area: Distribution, origin and transport pathways // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 231. Is. 1. P. 437–450. doi: 10.1016/j.envpol.2017.08.042