

УДК 551.510.42(268.46+22)

DOI: 10.15372/KhUR20170207

## Физико-химическое моделирование форм нахождения элементов как дополнение к методу биотестирования талых снеговых вод

Т. Т. ГОРБАЧЕВА, С. И. МАЗУХИНА, Т. А. ЧЕРЕПАНОВА

Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН,  
Апатиты, Россия

E-mail: gorbacheva@inep.ksc.ru

(Поступила 25.02.16)

### Аннотация

Проведена оценка химического состава талых снеговых вод в зоне влияния аэробиогенной нагрузки со стороны крупнейшего источника выбросов на территории Мурманской области – медно-никелевого комбината пл. Мончегорск АО “Кольская горно-металургическая компания”. Данные прямого аналитического определения в рамках ежегодного мониторинга дополнены результатами ретроспективного анализа методом физико-химического моделирования (ПК “Селектор”). Полученные результаты свидетельствуют об изменении форм нахождения элементов в талых снеговых водах при снижении уровня многокомпонентной аэробиогенной нагрузки после модернизации производства. Снижение до минимума пылевых выбросов и повышение эффективности очистки дымовых газов от сернистого ангидрида способствовали сдвигу окислительно-восстановительного потенциала талых снеговых вод из отрицательной в положительную область и переходу части элементов-загрязнителей с переменной валентностью в окисленную форму. Уменьшение пылевых выбросов, оказывавших подщелачивающий эффект, способствовало повышению кислотности вод и, как следствие, росту доли в них свободной ионной формы алюминия – наиболее токсичной для биоты формы. Концентрация сульфатов в атмосферных выпадениях зимнего периода в настоящее время не выходит за рамки общероссийских средневзвешенных концентраций даже в локальной зоне модельного объекта. В талых снеговых водах отмечено возрастание доли хлоридных комплексов меди – основного поллютанта, что свидетельствует о возможном росте ее миграционной активности, который обусловлен усиливающимся влиянием морских аэрозолей при смягчении регионального климата. Практическое значение работы выражается в возможности реконструкции форм нахождения элементов в талых водах как в ретроспективных анализах, так и в планировании процедуры биотестирования в инженерно-экологических изысканиях и мониторинговых исследованиях.

**Ключевые слова:** аэробиогенная нагрузка, ПК “Селектор”, формы нахождения элементов

### ВВЕДЕНИЕ

В перечень ИЭИ для строительства (СП 11-102-97), принятых в практике экологической экспертизы РФ, входит биотестирование поверхностных вод (водоемов и водотоков) в зоне намечаемого строительства. При этом биотестирование талых снеговых вод применяется крайне редко, хотя ввиду их растущей токсичности в промышленных и урбанизированных районах РФ становится актуальной за-

дача расширения методов исследования выпадений зимнего периода [1–4]. Ведущие предприятия нефтегазового комплекса РФ даже включают этот вид анализа в систему корпоративного экологического менеджмента [5]. Лабораторные эксперименты показали, что 50–80 % массы поллютантов, накопившихся в снеговом покрове, переходят в массовый поток первых 30 % талых снеговых вод, что оказывает интенсивное воздействие на биоту [6]. Так, в периоды весеннего полу-

водья отмечено эпизодическое закисление малых водотоков даже на территориях, слабо подверженных аэротехногенному влиянию. Этот факт широко известен в Европе, Канаде и США [7], актуальна проблема и на Кольском Севере [8], а само явление иногда называют кислотным шоком [9]. Районы, где преобладает снеговое питание поверхностных вод, могли бы стать своего рода модельными регионами РФ, где целесообразно провести широкомасштабное биотестирование талых снеговых вод. Например, Мурманская область, на территории которой ведется добыча и переработка медно-никелевых, железных, апатит-нефелиновых руд, а также руд редких и рассеянных элементов. Максимальное количество дней с неблагоприятными метеоусловиями (НМУ) здесь приходится на холодное время года: январь, февраль, март, ноябрь, декабрь [10], когда велика роль снегового покрова как депонирующей среды. Накоплению и увеличению содержания загрязняющих ве-

ществ в атмосферном воздухе территории области способствуют периоды НМУ (приземные инверсии, штили, туманы, застой воздуха в сочетании с неблагоприятными направлениями ветров).

Основным источником воздушного промышленного загрязнения в Мурманской области являются предприятия Кольской горнometаллургической компании (КГМК) ОАО “Норильский никель”. Модернизация производства на комбинате “Североникель” (ныне площадка Мончегорск) позволила минимизировать пылевые выбросы. Закрытие в 1998 г. цеха плавки медно-никелевой руды способствовало снижению выбросов основных поллютантов на указанной площадке в период 1990–2009 гг:  $\text{SO}_2$  – с 232.5 до 33.5 тыс. т (в 6.9 раза); Cu – с 1813 до 439.3 т/год (в 4 раза); Ni – с 2712 до 387 т/год (в 7 раз) [11]. Известно, что в выбросах металлургических производств основная масса металлов присутствует в так называемых возгонах, образую-

ТАБЛИЦА 1  
Характеристики мониторинговых площадок

Характеристики	Номера площадок					
	1	2	3	4	5	6
Координаты	67°51.08'N 32°47.49'E	67°49.72'N 32°46.03'E	67°39.92'N 32°47.29'E	67°38.21'N 32°42.19'E	67°22.84'N 32°26.02'E	66°57.17'N 29°36.65'E
Высота над уровнем моря, м	240	215	298	162	170	242
Расстояние от источника выбросов, км	7	10	28	31	100	260 (фон)
Количество осадков за зимний период*, мм	154/182	225/213	260/243	235/196	181/164	н. о./170
<b>Химический состав талых снеговых вод, мкг/л</b>						
Cu	<u>116±119</u> 52±70	<u>97±106</u> 33±34	<u>37±48</u> 8±9	<u>7±6</u> 3±4	<u>7±6</u> 2±2	<u>2±1</u> 1±1
Ni	<u>98±68</u> 141±153	<u>70±52</u> 88±70	<u>16±10</u> 11±9	<u>9±8</u> 8±15	<u>2±2</u> 2±3	<u>0.5±0.3</u> 0.5±1.0
Fe	<u>36±17</u> 14±13	<u>303±876</u> 10±10	<u>24±16</u> 5±4	<u>25±9</u> 3±3	<u>25±14</u> 5±4	<u>14±9</u> 3±2
Al	<u>16±13</u> 14±12	<u>33±36</u> 10±8	<u>12±8</u> 12±8	<u>22±19</u> 8±9	<u>38±21</u> 34±40	<u>24±24</u> 5±5
$\text{SO}_4^{2-}$	<u>1856±349</u> 1410±754	<u>1603±531</u> 1240±391	<u>1537±534</u> 912±331	<u>1012±315</u> 677±219	<u>1208±599</u> 734±628	<u>605±110</u> 455±389
$\text{Cl}^-$	<u>867±369</u> 951±637	<u>979±483</u> 1240±676	<u>922±575</u> 706±418	<u>807±681</u> 636±332	<u>822±533</u> 576±263	<u>490±20</u> 321±120

Примечание. В числителе – результаты ежегодного опробования снега 1995–1999 гг., в знаменателе – 2000–2013 гг.

\* Первое значение – данные 1995 г., второе – 2013 г.

щихся при конденсации пылегазового выброса на частицах субмикронных размеров [12]. Как следствие, основная часть поллютантов продолжает оставаться в составе водорастровимой фракции талых снеговых вод (табл. 1), и оценка ее потенциальной токсичности имеет актуальное значение.

Следует отметить, что токсичность вод, устанавливаемая методами биотестирования, – интегральный показатель, поэтому не может претендовать на универсальность и унифицированность. Во-первых, в экспериментах по биотестированию отмечается стимуляция, т. е. положительная реакция тест-объекта на исследуемую водную пробу, содержащую токсикианты. Это особенно актуально, если проба характеризуется высоким содержанием биогенных элементов. Во-вторых, при определении чувствительности и диапазона реагирования тест-объекта применяется рас-

твор модельного токсиканта (как правило, это сернокислая соль определенного тяжелого металла). Это не гарантирует адекватного реагирования организмов на другие токсиканты и тем более их смеси, присутствующие в пробе, что чаще встречается на практике. В-третьих, изменение климатических факторов, отмечаемое во многих регионах РФ, может оказаться триггерным механизмом повышения биодоступности поллютантов даже в условиях снижения аэро-техногенной нагрузки. В таких ситуациях для проведения экологической экспертизы желательно дополнять биотестирование другими методами, например, ретроспективной и прогнозной оценкой форм нахождения элементов методами физико-химического моделирования (ФХМ).

Цель данного исследования – оценка форм нахождения элементов в талых снеговых во-

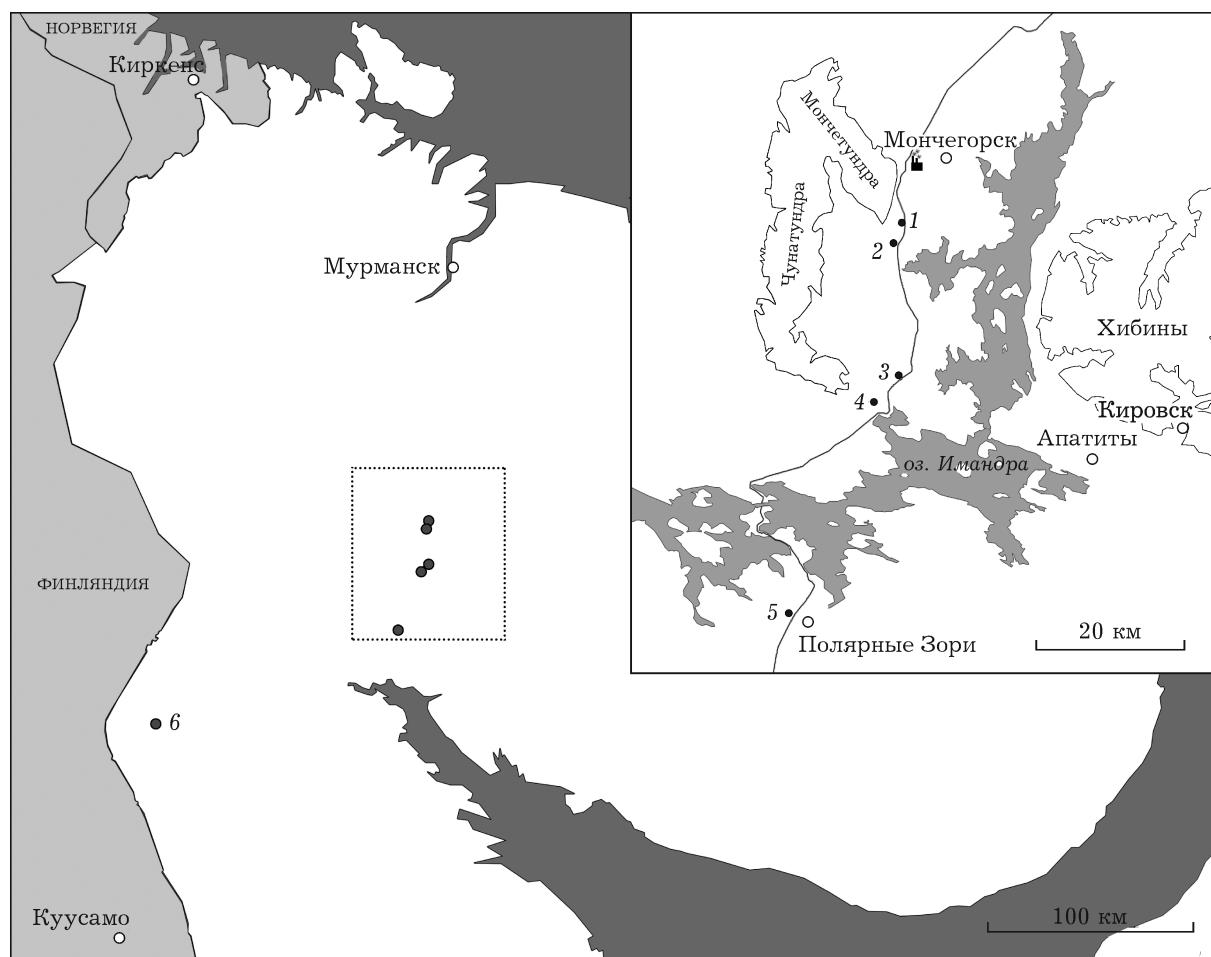


Рис. 1. Расположение мониторинговых площадок на территории Мурманской области.

дах при разных уровнях многокомпонентной аэротехногенной нагрузки от выбранного модельного объекта (площадка Мончегорск) для дальнейшего планирования углубленной процедуры оценки токсичности вод.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

С начала 1990-х годов в ИППЭС существует сеть мониторинговых площадок, расположенных на разном удалении от площадки Мончегорск по юго-западному градиенту. Их расположение относительно источника выбросов приведено на рис. 1, а основные характеристики площадок – в табл. 1. Полученные результаты мониторинговых исследований разбиты на два периода: 1995–1999 и 2000–2013 гг. (до и после резкого снижения выбросов основных поллютантов на промышленной площадке).

Снегосъемка (отбор суглеводных кернов) проводилась ежегодно в период максимального снегонакопления (начало апреля) в трех повторностях. Пробоотборник представлял собой трубу из оргстекла диаметром 11 см. Сразу после оттаивания проб и доведения ее температуры до температуры лабораторного помещения определяли величину pH вод потенциометрическим методом, без предварительной фильтрации. Затем каждая проба фильтровалась через бумажный фильтр “синяя лента” (диаметр пор 1–2.5 мкм). Анализ фильтрата проводился методами атомно-эмиссионной (K, Na) и атомно-абсорбционной (Ca, Mg, Zn, Mn, Cu, Ni, Al, Fe) спектрометрии, общего P, P фосфатов, Si и  $\text{NH}_4^+$  – методом фотоколориметрии, общего углерода – бихроматным или перманганатным методом; определение анионного состава вод, включая  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{Cl}^-$ , – методом ионообменной хроматографии. Пространственная и временная изменчивость гидрохимических характеристик талых вод, наиболее значимых для описания результатов ФХМ, представлена в табл. 1.

Для определения форм нахождения элементов в данной работе применен программный комплекс (ПК) “Селектор” версии 2007 г. [13, 14]. Обобщение наработанного многолетнего опыта по использованию данного ПК в экологических

исследованиях, а также тонкости построения модели для талых суглеводных вод изложены нами в работе [15]. В данной работе для ФХМ выбраны результаты полного аналитического определения вод по двум ключевым периодам – 1995 и 2013 гг. Результаты ретроспективного анализа форм нахождения элементов, проведенного методом ФХМ, представлены в табл. 2.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

### Кислотность талых суглеводных вод

Несмотря на высокий уровень аэротехногенной нагрузки в 1990-е годы, тренд снижения актуальной кислотности (увеличения pH) талых вод при удалении от источника эмиссии сернистого ангидрида – основного кислотообразующего компонента в составе выбросов – выражен не ярко. Основной причиной признан слабый переход (окисление)  $\text{SO}_2$  в  $\text{H}_2\text{SO}_4$  в зимний период [16]. После существенного снижения выбросов  $\text{SO}_2$  кислотность суглеводных вод осталась в рамках межгодовой вариабельности на всех площадках, за исключением локальной зоны (7 км от источника выбросов) (см. табл. 1). Снижение pH вод в этой зоне, возможно, обусловлено ослаблением подщелачивающего действия пылевых выбросов в результате модернизации производства. Подщелачивающее действие было обусловлено, прежде всего, присутствием в выбросах оксидов щелочноземельных элементов как примесей.

### Форма алюминия

Содержание водорастворимой фракции Al в талых водах на всех мониторинговых площадках не превышало 40 мкг/л, т. е. его концентрация в водах далека от токсического уровня. Например, в работе [17] токсичность Al в отношении фитопланктона выявлена только при его концентрации 300 мкг/л и pH вод, равном 8.5. Но мы уделяем внимание формам нахождения алюминия в талых водах по той причине, что он может формировать анионные комплексы с тяжелыми металлами, способствуя повышению миграционной активности последних и, как следствие, усилению токсического действия вод на биоту.

ТАБЛИЦА 2

Долевое распределение тяжелых металлов и Al в талых водах по основным химическим формам

Параметры	Номер площадки (расстояние от источника выбросов)			
	№ 6 (260 км)	№ 5 (100 км)	№ 4 (31 км)	№ 1 (7 км)
pH	5.32	4.82/5.23	4.79/4.90	4.68/4.60
$E_h$ , В	-0.06	0.93/0.89	0.93/0.92	-0.01/0.93
	<b>Доля, %</b>			
<b>Al</b>				
$\text{AlO}_2^-$	0.5	0.01/0.3	0.01/0.03	0.01/*
$\text{HALO}_2^0$	6.6	0.6/4.9	0.5/0.9	0.5/0.2
$\text{Al(OH)}^{2+}$	45.9	39.1/47.3	37.7/42.0	37.8/29.7
$\text{Al(OH)}_2^+$	22.3	6.0/19.2	5.4/7.7	5.3/2.8
$\text{Al(OH)}_3^0$	4.7	0.4/3.4	0.3/0.6	0.3/0.1
$\text{Al(OH)}_4^-$	0.4	0.01/0.2	0.01/0.02	0.01/*
$\text{AlSO}_4^+$	*	0.03/0.02	0.02/0.02	0.1/0.1
$\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$	*	*/*	*/*	*/*
$\text{Al}^{3+}$	19.9	53.9/24.7	56.1/48.7	56.1/67.2
<b>Cu</b>				
$\text{Cu}^+$	99.8	*/*	*/*	99.60/*
$\text{Cu}^{2+}$	0.02	99.9/99.8	99.9/99.9	0.1/99.9
$\text{CuOH}^+$	*	0.1/0.2	0.1/0.1	*/0.1
$\text{HCuO}_2^-$	-	*/*	*/*	-/*
$\text{CuCl}^+$	*	*/0.01	*/*	*/*
$\text{CuCl}_2^0$	-	*/*	*/*	*/*
$\text{CuCl}^0$	0.2	-	-	0.3/*
$\text{CuCl}_2^-$	*	-	-	*/*
$\text{CuCl}_3^{2-}$	*	-	-	*/*
<b>Ni</b>				
$\text{Ni}^{2+}$	99.97	~100.00/~100.00	~100.00/97.10	~100.00/~100.00
$\text{NiOH}^+$	*	*/*	*/*	*/*
$\text{NiO}^0$	*	*/*	*/*	*/*
$\text{HNiO}_2^-$	-	-	-	-/*
<b>Fe</b>				
$\text{Fe}^{2+}$	99.95	*/*	*/*	99.9/*
$\text{FeSO}_4^0$	0.04	*/*	*/*	0.1/*
$\text{Fe(OH)}_3^0$	*	0.3/0.6	0.2/0.3	*/0.2
$\text{FeSO}_4^+$	-	*/*	*/*	*/*
$\text{Fe(OH)}_4^-$	-	*/*	*/*	*/*
$\text{Fe}^{3+}$	-	0.01/*	0.01/0.01	*/0.03
$\text{FeOH}^{2+}$	*	4.0/1.5	4.2/3.2	*/6.4
$\text{FeOH}^+$	0.01	*/*	*/*	*/*
$\text{FeO}^+$	*	93.1/90.9	93.0/93.2	*/91.8
$\text{HFeO}_2^0$	*	2.7/6.9	2.5/3.3	*/1.6
$\text{FeO}^0$	*	-	-	*/*
$\text{FeO}_2^-$	-	*/*	*/*	*/*
$\text{FeCl}^+$	*	*/*	*/*	*/*
$\text{FeCl}^{2+}$	-	*/*	*/*	*/*
$\text{FeCHO}_2^+$	*	-	-	*/*

*Примечания.* 1. Первое значение – данные 1995 г., второе – 2013 г. 2. Прочерк – не обнаружено.

\* Менее 0.01 %.

При анализе форм Al в составе природных вод первоочередное внимание уделяют его присутствию в виде  $\text{Al}^{3+}$  – эта форма наиболее токсична для биоты. При анализах на растительных тестах к наиболее токсичным формам добавляется  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  [18]. Наши результаты моделирования показали значительную пространственно-временную изменчивость доли этой формы Al в зоне влияния аэротехногенной нагрузки, причем перераспределение форм в немалой степени зависит от кислотности талых вод (в силу амфотерности свойств Al). На фоновой территории с наименьшей кислотностью талых вод содержание ионной формы Al было минимальным (не более 20 %). В локальной зоне влияния источника выбросов кислотность талых вод после снижения нагрузки повысилась (отмечено снижение с pH 4.68 в 1995 г. до pH 4.60 в 2013 г.). Доля свободной ионной формы Al при этом повысилась с 56 до 67 %. Можно предположить, что такая высокая доля ионной формы Al при  $\text{pH} < 5$  обусловлена ограниченным комплексообразованием с функциональными группами слабых кислот. При повышении кислотности раствора степень диссоциации таких групп снижается.

При повышении pH вод степень связывания металлов в комплексы увеличивается, однако при этом может проявляться конкурирующее действие процессов гидролиза, особенно в случае многозарядных катионов. Наши результаты моделирования такую возможность подтверждают: имеет место перераспределение форм в сторону повышения доли Al в молекулярной форме ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ,  $\text{HAIO}_2$ ) и в виде гидроксильных комплексов  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  и  $\text{Al}(\text{OH})_2^{2+}$  на площадках, где после снижения нагрузки кислотность понизилась. Поскольку значения pH в водах не перешли в щелочную область ( $\text{pH} < 6$ ), то и доля анионных форм Al ( $\text{AlO}_2^-$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ) осталась незначительной.

#### **Окислительно-восстановительный потенциал ( $E_h$ )**

Гидрохимический состав суглинистых кернов определяется после доведения отобранных проб до жидкого состояния в лабораторных условиях. При этом однозначно изменяются

условия аэрации вод, поэтому аналитическое определение  $E_h$  талых суглинистых вод не имеет смысла. Для реконструкции истинных значений  $E_h$  и его влияния на формы нахождения элементов нами также успешно применен метод ФХМ (см. табл. 2). Особо стоит отметить полученные результаты моделирования  $E_h$  проб отбора 2013 г. в фоновых условиях и отбора 1995 г. в локальной зоне модельного объекта, а именно отрицательные значения данного показателя. Полагаем, что соединения, обусловливающие формирование восстановительных условий на этих площадках, существенно разнесенных в пространственном отношении, также различаются. В фоновых условиях в качестве соединений с восстановительной функцией могут быть предложены монотерпены – одни из основных органических соединений, эмитируемые в атмосферу лесами boreальной зоны. Эти соединения достоверно идентифицируются в составе суглинистого покрова на сопредельной территории Финляндии [19]. Что касается локальной зоны (7 км от источника выбросов), то более вероятной причиной формирования восстановительной среды в снежной толще в период активного индустриального развития являлись интенсивные выбросы сернистого ангидрида. Эффект его морозной конденсации в условиях Арктики и накопления даже на фоновых территориях в объемах, сопоставимых с техногенными эмиссиями, описан в работе [20]. Снижение выбросов  $\text{SO}_2$  после модернизации производства и, вероятно, смягчение климатических условий в зимний период на территории региона способствовали формированию окислительной среды в суглинистом покрове на всех площадках, удаленных более чем на 30 км от источника эмиссии.

#### **Сульфаты**

Сульфатная нагрузка на территорию области была и остается высокой, но по ней нельзя судить о повышенном региональном фоне в зимний период. После сопоставления с данными фонового мониторинга атмосферных выпадений в РФ [21] можно утверждать, что концентрации сульфатов в атмосферных выпадениях зимнего периода не выходят за рамки общероссийских средневзвешенных

концентраций (1.19–3.25 мг/л) даже в локальной зоне модельного объекта. Это обусловлено как слабой трансформацией сернистого ангидрида в серную кислоту, так и его переносом на значительные расстояния от источника выбросов. Значимость сульфатных комплексов в составе талых снеговых вод практически не выражена: с ними связано не более 1 % Al и Fe, по другим элементам их доля выходит за рамки значимости (см. табл. 2).

#### **Формы железа, меди, никеля**

Известно, что Cu и Ni характеризуются высокой комплексообразующей способностью, но в случае низкого содержания анионов конкурирующее влияние на наличие комплексов оказывают другие комплексообразователи, такие как Al и Fe. Вероятно, именно по этой причине в исследуемых нами водах комплексы Cu и Ni не формируются. С изменением  $E_h$  раствора меняются формы нахождения в нем элементов с переменной валентностью, таких как Fe, Cu, Ni. На мониторинговых площадках, где формируются восстановительные условия, доминирующей формой миграции меди является  $Cu^+$  (>99 %). При формировании окислительных условий этот основной поллютант присутствует в водах в виде двухзарядных ионов (в высшей степени окисления). На формы нахождения Ni изменение  $E_h$  или pH влияют слабо: во все периоды в талых водах этот элемент доминирует в растворе в виде ионов в высшей степени окисления металла. Так, в работе [22] показано, что зона устойчивого состояния  $Ni^{2+}$  в природных водах распространяется вплоть до pH ~ 9.

Особое внимание нами уделено формам миграции Fe, поскольку этот элемент играет одну из ключевых ролей в геохимических циклах многих элементов. В наших исследованиях для него, как и для Al, отмечено большое разнообразие форм нахождения (ионных и молекулярных) в талых водах, однако среди них доминируют  $FeO^+$  и  $HFeO_2^0$ . Как и в отношении Cu, предполагается перераспределение форм нахождения Fe в сторону преобладания восстановленной формы ( $Fe^{2+}$ ) после снижения  $E_h$  (см. табл. 2). При положительных значениях  $E_h$  доминирует окисленная форма  $FeO^+$

(>90 %). Часть Fe представлена в виде гидроксокомплексов, а также сульфатных и хлоридных комплексов, однако их доля пренебрежительно мала. Гидроксидные формы Fe ( $Fe(OH)_3$ ,  $HFeO_2$ ) слабо растворимы в воде, но легко образуют коллоидные растворы, следовательно, они обладают высокой адсорбционной способностью по отношению к загрязнителям. В 2013 г. мы отмечаем рост доли этих форм в талых водах, наиболее заметный в зоне слабой аэротехногенной нагрузки (100 км от источника выбросов). Это может способствовать усилинию токсического влияния снеговых вод на водоемы и водотоки даже после снижения выбросов.

#### **Наложение влияния климатических факторов на ионный состав вод (на примере $Na^+$ и $Cl^-$ )**

Наши результаты ФХМ показали, что Na как щелочная элемент присутствует в талых водах главным образом в виде свободных (гидратированных) ионов (>99 % по всем обследованным площадкам). Это обусловлено доминированием ионного типа связи s-элементов и слабой выраженностю комплексообразования. Стоит отметить, что по всем площадкам, в том числе фоновым, очевиден рост концентрации Na в талых снеговых водах в период 2000–2013 гг. при значительной межгодовой вариабельности содержания хлорид-ионов. Возможно, это связано с нарастанием случаев штормовых явлений и переносом NaCl в составе морских аэрозолей с поверхности Баренцева и Белого морей. Площадь ледяного покрова Белого моря и его продолжительность неизменно уменьшаются начиная с 1987 г. с линейным трендом 209 км<sup>2</sup> и 2.2 сут в год соответственно [23]. После 2007 г. ледяной покров на большей части Северного Ледовитого океана стал сезонным, т. е. площадь, ежегодно очищающаяся ото льда, устойчиво превышала 50 % [24]. В талых снеговых водах на площадках стала нарастать доля хлоридных комплексов основного поллютанта – меди, что свидетельствует о возможном росте ее миграционной активности при усиливающемся влиянии морских аэрозолей (см. табл. 2). Отмеченная тенденция служит примером совокупного влияния климатических

изменений и антропогенной нагрузки, но вопрос требует более детального исследования.

### **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

На выбранном модельном объекте подтверждена целесообразность включения исследований методом ФХМ в план мониторинга влияния действующих производств на окружающую среду в условиях меняющихся аэротехногенной нагрузки и климатических факторов. Метод ФХМ может быть предложен как дополняющий метод при планировании углубленной процедуры биотестирования на токсичность поверхностных вод при проведении ИЭИ в зонах намечаемого строительства.

### **СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ**

- 1 Аршаница Н. М., Гребцов М. Р., Ляшенко О. А., Степольников А. А. // Вестн. врача. 2013. № 1. С. 6–8.
- 2 Абросимова О. В., Быкова М. А., Меркулова М. Ю., Тихомирова Е. И. // Вестн. Саратов. гос. техн. ун-та. 2013. Т. 4, № 1(73). С. 239–244.
- 3 Герасимова Л. А., Бразговка О. В. // Решетневские чтения. 2014. Т. 2, № 18. С. 349–351.
- 4 Скугорева С. Г., Адамович Т. А., Кантор Г. Я., Савиных В. П., Ашихмина Т. Я., Измельцева А. В. // Теорет. и прикл. экология. 2011. № 1. С. 31–36.
- 5 Шешукова Л. А., Мирюгина Т. А., Косьяненко Т. А. // Экология и пром-сть России. 2013. № 8. С. 40–46.
- 6 Johannessen M., Henriksen A. // Water Resources Res. 1978. Vol. 14 (4). P. 615–619.
- 7 Wigington P. J., Davices T. O., Tranter M., Eshleman K. N. // Environ. Pollution. 1992. Vol. 78. P. 29–35.
- 8 Моисеенко Т. И., Калабин Г. В., Хорошавин В. Ю. // Изв. РАН. Сер. географ. 2012. № 2. С. 49–58.
- 9 Laudon H., Bishop K. H. // Environ. Pollution. 1999. Vol. 105. P. 427–435.
- 10 Доклад по охране окружающей среды и рациональному использованию природных ресурсов Мурманской области в 2014 г. URL: <http://mpr.gov-murman.ru/activities/00.condition/> (дата обращения 31.08.2015)
- 11 URL: <http://www.kolagmk.ru/ecology/monitoring> (дата обращения .).
- 12 Старк С. В. Газоочистные аппараты и установки в металлургическом производстве: учеб. для вузов. М.: Металлургия, 1990. 400 с.
- 13 Чудненко К. В. Теория и программное обеспечение метода минимизации термодинамических потенциалов для решения геохимических задач: Автoref. дис. ... д-ра геол.-мин. наук. Иркутск, 2007.
- 14 Чудненко К. В. Термодинамическое моделирование в геохимии: теория, алгоритмы, программное обеспечение, приложения. Новосибирск: Гео, 2010. 287 с.
- 15 Горбачева Т. Т., Мазухина С. И., Иванов С. В., Черепанова Т. А. // Химия уст. разв. 2015. Т. 23, № 3. С. 339–345.
- 16 Tuovinen J.-P., Laurila T., Lättilä H., Ryaboshapko A., Brukhanov P., Korolev S. // Atm. Environ. 1993. Vol. 27(9). P. 1379–1395.
- 17 Sjöstedt C., Wällstedt T., Gustafsson J. P., Borg H. // Sci. Total Environ. 2009. Vol. 407. P. 5119–5127.
- 18 Wickström T., Clarke N., Derome Kirsti, Derome J. and Røgeberg E. // J. Environ. Monit. 2000. Vol. 2. P. 171–181.
- 19 Hakola H., Hellén H., Tarvainen V., Bäck J., Patokoski J. and Rinne J. // Boreal Env. Res. Vol. 14. P. 722–730.
- 20 Тентюков М. П. // Метеорология и гидрология. 2011. № 12. С. 29–35.
- 21 Свиристов П. Ф., Полищук А. И., Першина Н. А. // Тр. Гл. геофиз. обсерватории им. А. И. Войкова. 2009. № 560. С. 116–142.
- 22 Линник П. Н., Набиванец Б. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеоиздат, 1986. 271 с.
- 23 Костяной А. Г., Гинзбург А. И., Лебедев С. А. // Тр. Гл. геофиз. обсерватории им. А. И. Войкова. 2014. № 570. С. 50–87.
- 24 Иванов В. В., Алексеев В. А., Алексеева Т. А., Колдунов Н. В., Репина И. А., Смирнов А. В. // Исследование Земли из космоса. 2013. № 4. С. 50–65.