

Антропогенно индуцированные процессы в водах суши арктических регионов*

Т.И. Моисеенко, М.М. Базова

Дается характеристика особенностей развития антропогенно обусловленных процессов в водах суши арктического бассейна, таких, как эвтрофирование, закисление и токсичное загрязнение, в условиях изменяющегося климата. Показаны основные изменения в экосистемах и периоды возникновения наиболее опасных ситуаций. Обосновываются критерии диагностики неблагоприятных процессов и необходимость ужесточения нормативов качества вод для арктических регионов.

Ключевые слова: арктический бассейн, воды суши, эвтрофирование, закисление, токсичное загрязнение, критерии оценки.

**Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты №№15-29-06948 и 18-05-60012) и федеральных бюджетных ассигнований (государственное задание №0137-2019-0008).*

Введение

Поверхностные воды суши являются компонентом природы, сознательные преобразования или попутные изменения которого в результате человеческой деятельности наиболее существенны. Антропогенный фактор в формировании химического состава вод становится по значимости в одном ряду с природными геохимическими и биологическими процессами. Тысячи тонн минеральных солей (сульфатов, хлоридов), взвешенных веществ, биогенных элементов, сотни тонн тяжелых металлов поступают в водные системы водосбора Арктического бассейна [1]. Ситуация усугубляется выпадением на территорию водосбора тяжелых металлов и кислых осадков из загрязненной атмосферы.

Наращение антропогенной нагрузки на природные комплексы Евро-Арктического региона шло с 1930-х до 1980-х годов параллельно с увеличением мощности производств. Предпринимаемые в этот период небольшие усилия по вводу в эксплуатацию очистных сооружений и частичного водооборота не приводили к заметному улучшению экологической обстановки в озерах и реках, загрязнение продолжало увеличиваться и достигло максимума в 1985-1990 гг.

Экономический кризис и приостановка деятельности производств в 1990–2000 гг., особенно на апатитовых и медно-никелевых предприятиях Кольского Севера, привело к сокращению объемов сброса

сточных вод в водоемы и выбросов в атмосферу, что снизило уровень загрязнения вод суши. Оживление экономики в последние годы сопровождается модернизацией технологий на производствах и продолжающимся снижением техногенных выбросов в воды суши и в атмосферу. Следует отметить, что с 2021 г. остановлена выплавка руд в п. Никель.

Высокая обеспеченность регионов Севера водными ресурсами до последнего времени не вызывала тревогу об их состоянии. Вместе с тем, интенсивное освоение богатых месторождений полезных ископаемых и трансграничные переносы загрязняющих веществ в Арктику приводят к быстрому нарушению хрупкого экологического равновесия уже во многих урбанизированных районах, что стремительно ведет к качественному истощению водных ресурсов в промышленных городах и поселках этого региона. Анализ имеющихся научных материалов по оценке качества поверхностных вод арктического бассейна выявил низкую степень изученности этого региона. Основные исследования



МОИСЕЕНКО
Татьяна Ивановна
член-корреспондент РАН,
профессор
Институт геохимии и
аналитической химии им.
В.И. Вернадского РАН



БАЗОВА
Мария Михайловна
Институт геохимии и
аналитической химии им.
В.И. Вернадского РАН

сосредоточены в нижних течениях крупных рек, а также в импактных зонах загрязнения [2–4].

Мониторинг качества вод арктического бассейна, как правило, осуществляется на водных объектах – приемниках сточных вод, концентрируется на измерении содержания отдельных компонентов загрязнения без учета всего комплекса биогеохимических процессов, протекающих в водных объектах арктического бассейна.

Известно, что в России существует единая система стандартов качества вод – предельно допустимые концентрации (ПДК) [5], которые используются в приложении к водным объектам на всей территории России – от арктических до степных регионов. Для арктической зоны подобные оценки, как и система ПДК, не приемлемы, поскольку не учитываются особые условия формирования вод, специфические характеристики различных водных объектов и высокая уязвимость водных обитателей к действию токсичных элементов и веществ. Перечень измеряемых показателей неполный, измерения многих токсичных органических веществ и элементов не входят в задачи контроля качества вод (например, измерения содержания ртути, кадмия, свинца, а также некоторых хлорорганических и полиароматических соединений и др.). Многие постоянно измеряемые элементы имеют природное происхождение. Например, повышенные содержания меди, железа и марганца в воде являются характеристикой высокоцветных вод, обогащенных гумусом, на обширных заболоченных территориях этого региона.

Следует отметить, что, наряду с крупными речными бассейнами, на территории находится большое количество озер, которые подвержены воздействию атмосферных выпадений, поэтому их химический состав может отражать влияние региональных выбросов в атмосферу, а также трансграничных переносов

загрязняющих веществ в Арктику (рассеянные металлы, биогенные элементы, стойкие органические загрязнения и др.). На качество вод значимо влияет потепление климата через изменение гидрологических условий и биогеохимических циклов элементов.

В условиях Арктики взаимодействие антропогенных факторов с окружающей средой имеет наиболее выраженные отрицательные эффекты вследствие низких уровней массо- и энергообменов. В то же время пресные водоемы здесь приобретают особое значение в силу больших запасов высококачественной пресной воды и ценной рыбной продукции в виде лососевых и сиговых рыб. Доказано, что в водах суши этой зоны развиваются антропогенно индуцированные процессы, такие как эвтрофирование, закисление, появление токсичных элементов в региональном и глобальном срезах [2–4], которые способны привести к негативным изменениям качества вод.

Целью данного обобщения было:

- дать характеристику особенностей формирования химического состава вод;
- выделить ключевые антропогенно индуцированные процессы, которые развиваются в поверхностных водах суши Арктической зоны;
- определить долговременные тенденции изменения качества вод в условиях снижения антропогенных воздействий и потепления климата;
- разработать критериальную систему для ранней диагностики неблагоприятных процессов в водах суши Арктического бассейна на основе обобщения результатов собственных исследований и литературных источников;
- определить численные значения регистрации начального развития процессов и значений, при которых создаются опасные условия для водных обитателей этого региона.

Кольский Север России является наиболее промышленно освоенным и, соответственно, урбанизированным регионом Арктики, поэтому рассмотрены процессы, которые наиболее отчетливо проявились в данном регионе.

Природные характеристики и факторы уязвимости

Климатические условия Арктики определяют ряд специфических особенностей формирования качества вод суши, обуславливающих их уязвимость к антропогенным нагрузкам (рис. 1).



Рис. 1. Арктическая зона и расположение в ней основного объекта исследований – Кольского Севера.

Формирование поверхностного стока в условиях избыточного увлажнения обуславливает низкую минерализацию и олиготрофный характер вод, так как коренные породы мало выщелачиваются, четвертичные отложения сильно перемыты, почвенный покров тонок. Низкие среднегодовые температуры воздуха ослабляют процессы водной эрозии, следствием этого является низкая минерализация вод суши; неразвитость почвенного покрова делает геохимический состав подстилающих пород определяющим фактором в формировании химического состава поверхностных вод [6]. Питание озер и рек в большей степени определяется атмосферными осадками, до 75–90% годового стока приходится на весеннее половодье и летне-осенний дождевой паводок. Аккумуляция атмосферных выпадений в снежном покрове происходит в течение длительной полярной зимы (6–8 месяцев), и в короткий период весеннего половодья они стремительно поступают в водосборные бассейны.

Во время снеготаяния почва находится в промерзшем состоянии, так что ее верхний слой практически водонепроницаем в течение почти всего периода снеготаяния. Слабое развитие растительности и тонкий почвенный покров обеспечивают высокий дренаж выпадающих осадков и в летнее время. Следствием преобладания выпадений над испарением и замедленных процессов минерализации

органического вещества является наличие большого количества верховых мелких заболоченных озер с высоким содержанием гумуса и природно-кислыми водами, так называемых “wetland pond”.

В олиготрофных ультрапресных водах с низкими круглогодичными температурами миграционная способность загрязняющих веществ высока, цикл их существования в водоеме в растворенном виде более продолжителен, ионное равновесие неустойчиво и токсичные воздействия в слабоминерализованных водах много выше. Низкое видовое разнообразие и короткие пищевые цепи способствуют быстрому продвижению опасных элементов и веществ к конечным продуцентам – рыбам и, соответственно, – их потребителям.

Характеристика фоновых условий крайне важна в оценках степени современных изменений качества вод суши. На примере Кольского п-ова приведены данные по вариативности химического состава вод относительно малых озер (площадь до 20 км²), а также данные, характеризующие воды крупных озерных систем Кольского Севера (табл. 1 и 2). В целом воды характеризуются низкой минерализацией и малыми содержаниями биогенных элементов (БЭ). Встречаются дистрофные озера, для которых характерны высокие значения *DOC* – содержания органического вещества гумусовой природы (гумусовых кислот). Как правило, это верховые заболоченные озера с низкими *pH* вод. Крупные озера арктического бассейна в природном состоянии – ультрапресные и олиготрофные с высокой прозрачностью вод. Отметим, что эти показатели химического состава вод характерны для многочисленных озер арктической зоны.

На рис. 2 представлены данные по среднемесячным температурам приземного слоя воздуха в период открытой воды с 1990 по 2018 гг. При высокой вариативности темпера-

Таблица 1. Распределение основных показателей химического состава поверхностных вод (по накопленным процентам) Кольского Севера. Жирным шрифтом выделены медианные значения показателей

Показатели качества воды	Распределение значений показателей						
	Процентиль						
	2.5%	10%	25%	50%	75%	90%	97.5%
<i>pH</i>	4.49	4.80	5.92	6.45	6.79	7.11	7.34
[Ca ²⁺ +Mg ²⁺ +Na ⁺ +K ⁺], мкэкв/л	28	51	95	172	277	391	1019
Щелочность <i>Alk</i> , мкэкв/л	<0	<0	32	79	170	266	558
[SO ₄ ²⁻], мкэкв/л	1	10	20	36	65	106	352
<i>DOC</i> в пересчете на углерод, мг/л	2.22	3.51	4.86	7.62	11.82	17.36	26.92
[N _{tot}], мкг/л	66	94	135	201	299	478	848
[P _{tot}], мкг/л	1	2	3	6	10	20	49
[Mn], мкг/л	1.2	1.7	2.8	12.7	24	35	49
[Fe], мкг/л	25	75	145	430	920	1 600	1 820
[Zn], мкг/л	0.4	0.7	1.2	1.9	3.3	4.6	7.0
[Cu], мкг/л	0.3	0.6	1.5	4.3	5.5	6.8	12.9

Таблица 2. Гидрохимические показатели, отражающие вариабельность природного состояния крупных озер на основе изучения фоновых незагрязненных участков в 1970–1980-х гг.; физические характеристики озер: *S* – площадь, *h* – глубина

Показатели качества воды	Пределы варьирования показателей		
	Имандра, <i>S</i> =880 км ² , <i>h</i> _{макс} =64 м, <i>h</i> _{ср} =13.4 м	Умбозеро, <i>S</i> =313 км ² , <i>h</i> _{макс} =115 м, <i>h</i> _{ср} =32.5 м	Ловозеро <i>S</i> =200 км ² , <i>h</i> _{макс} =35 м, <i>h</i> _{ср} =5.7 м
<i>pH</i>	6.4–7.2	6.4–7.2	6.4–7.2
O ₂ , % насыщения	60–100	60–100	60–100
Общее солесодержание, мг/л	20–30	15–20	20–30
[Ca ²⁺], мг/л	1.6–4.0	1.4–1.8	1.2–2.2
[Mg ²⁺], мг/л	0.5–1.3	0.4–1.8	0.6–1.6
[Na ⁺ + K ⁺], мг/л	2.5–7.5	2.2–3.2	3.5–7.6
[HCO ₃ ⁻], мг/л	13–18	5–9	10–15
[SO ₄ ²⁻], мг/л	1.0–3.0	0.5–1.0	1.0–2.0
[Cl ⁻], мг/л	1.4–1.8	1.0–1.5	1.0–1.5
[PO ₄ ³⁻] в пересчете на фосфор, мкг/л	0–8	0–2	0–18
[P _{tot}], мкг/л	2–10	0–3	5–12
[N _{tot}], мкг/л	10–100	10–50	10–100
[Si], мг/л	0.3–0.8	0.3–0.6	0.3–0.8
<i>DOC</i> , в пересчете на углерод, мг/л	3–6	2–3	4–10
[Ni], мкг/л	≤1	≤1	≤1
[Cu], мкг/л	1–2	≤1	1–3
[Sr], мкг/л	10–30	40–60	30–50
[Al], мкг/л	10–20	10–20	30–50
[Fe], мкг/л	≤15	6–20	70–120
[Mn], мкг/л	≤5	1–3	8–22
[Zn], мкг/л	≤2	≤2	≤2

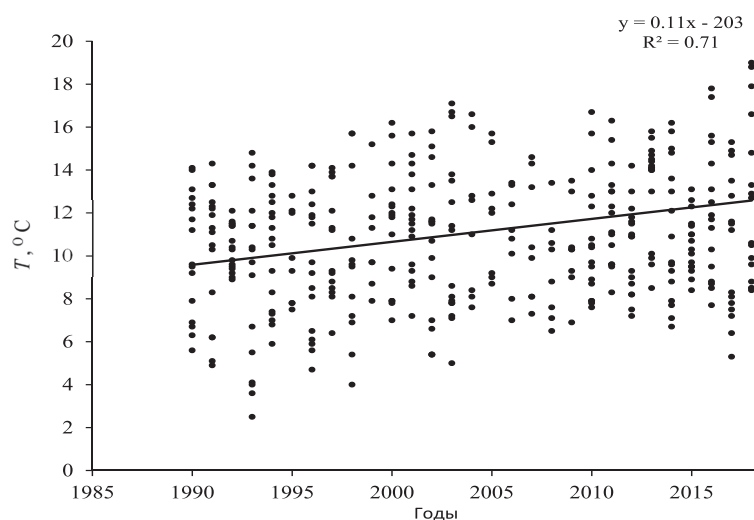


Рис. 2. Среднемесячные температуры приземного слоя воздуха в период открытой воды с 1990 по 2018 гг. [7].

тур воздуха мы видим достоверный тренд повышения температуры ($SKT=4.71$, $p<0.001$). Эти данные свидетельствуют о наметившейся тенденции к повышению температуры, которое повлечет изменения биогеохимических циклов элементов в системе «водосбор–водоем».

Ионное равновесие и закисление вод

Проблема закисления вод актуальна для Европейского Севера, где, наряду с локальными источниками эмиссии антропогенной серы, оказывает воздействие трансграничный перенос загрязненных воздушных масс из Европы. В 1990 г. Россия на примере Кольского Севера впервые включилась в широкомасштабный эксперимент по оценке последствий воздействия аэротехногенного загрязнения на воды суши (проект «Survey Lakes») по единой методологии с другими северными странами, которые проводились с периодичностью каждые 5 лет, последняя съемка – в 2005 г.

Интенсивность закисления определяется двумя условиями: а) уровнем антропогенной нагрузки с учетом фактора продолжительности действия и б) природной чувствительностью территории. Локальными источниками поступления кислотообразующих веществ в атмосферу являются металлургические предприятия, а также тепловые станции, использующие уголь.

Образование кислотных осадков связано со сложными превращениями химических форм элементов в тропосфере и стратосфере. Выпадение антропогенной серы в промышленных центрах превышало $2 \text{ г/м}^2\cdot\text{год}$, а на 1/3 части территории – $1 \text{ г/м}^2\cdot\text{год}$. В последние годы (с 2015 г.) эмиссия антропогенной серы значительно снизилась – до $0.37 \text{ г/м}^2\cdot\text{год}$ [8]. Геоэкологические условия региона, а именно их буферная

емкость, являются не менее важным параметром, определяющим интенсивность закисления вод. На большей части водосбора развиты гранито-гнейсовые формации, поэтому закисление вод проявилось на Кольском п-ове [8]; также есть отрывочные данные о значительном закислении озер Архангельской области [9].

Если водосбор имеет богатую щелочную почву, то кислотные дожди нейтрализуются, поэтому вода, поступающая в озеро, имеет низкую кислотность. В районах, где постоянное поступление основных (щелочных) катионов не обеспечено, постепенное истощение бикарбонатов в озере означает, что стабильный pH будет быстро падать и это приведет к закислению таких озер [10, 11].

Симптомом закисления вод является не только снижение pH воды (это уже следствие), но и нарушение ионного равновесия вследствие геохимических преобразований водосборов. Показатель кислотонейтрализующей способности (ANC) является наиболее распространенным критерием закисления вод. Разница между суммой катионов (с коррекцией на морскую соль) и радикалами сильных кислот отражает запас или дефицит гидрокарбонатов, а в случае с водами, обогащенными гумусовыми кислотами, – их сумму, то есть буферную способность системы [12]. Кислотонейтрализующая способность вод может быть рассчитана двумя методами:

$$ANC_1 = Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ - SO_4^{2-} - NO_3^- \quad (1)$$

$$ANC_2 = HCO_3^- + An^x - H^+ - Alk^{y+} \quad (2)$$

Американские исследователи экстремальным считают снижение значения ANC до 50 мкэкв/л [12], норвежские специалисты – 20 мкэкв/л [13].

На примере Кольского Севера доказано, что закисление вод в северных широтах проявляется:

– в снижении pH воды малых

озер преимущественно автономных ландшафтов;

- в появлении кислотных эпизодов в период половодья на малых ручьях;
- в снижении буферной емкости крупных водосборов [14].

Среди обследованных 460 озер в 1995 г. кислые озера с $pH < 6$ составили 26%, а с $pH < 5$ – 11%. В состоянии риска закисления находилось около 30% обследованных озер, то есть щелочность составляет менее 50 мкэкв/л.

Снижение эмиссии кислотообразующих газов в последние годы привело к восстановлению закисленных вод [15]. Обзор литературы показал, что намечаются три сценария развития ситуации пролонгированного изменения водной химии при снижении выпадения кислот:

- 1) развивается дальнейшее закисление вод;
- 2) pH и щелочность не изменяются;
- 3) происходит восстановление кислотонейтрализующей способности вод.

Неравномерность тенденций восстановления в различных странах и регионах при идентичных условиях снижения содержания сульфатов в воде объясняется особенностями формирования вод на водосборе. Отмечаются общие тенденции изменения ряда других химических показателей, которые наблюдаются в озерах и реках Европы и Северной Америки: увеличение содержания растворенного органического вещества (DOC), общего азота и общего фосфора, снижения содержания основных катионов [15–17], как следствие комплексного влияния снижения потока сульфатов на водосборы и повышения температуры.

На рисунке 3 отражены изменения снижения содержаний SO_4^{2-} и увеличение ANC . В целом в озерах, исследованных с 1990 г. раз в 4–5 лет, к 2018 г. достоверно снизились содержания SO_4^{2-} (с 87 до 41 мкэкв/л по медианным значениям) и возрос показатель ANC (медианные значения

увеличились с 89 до 168 мкэкв/л). Минимальные значения также возросли, но остались в ряде озер в категории критических низких значений (от 23 до 11 мкэкв/л). В 1990-х гг. было отмечено 34% озер, в воде которых среди анионов доминировали сульфаты, к 2010 г. их количество снизилось до 25%, к 2018 г. – до 8%.

Особенности эвтрофирования в условиях потепления климата

Эвтрофирование вод Арктического бассейна практически не освещено в современной научной литературе. В отчетах АМАП [2, 3] эта проблема не обозначена. На многочисленных конференциях, связанных с исследованиями арктического бассейна, вопрос об особенностях эвтрофирования вод высоких широт не выносится на обсуждение даже в связи с потеплением климата. Бесспорно, природные условия формирования вод этого региона, а именно большой вклад атмосферного питания, высокий промывной режим озер и низкие температуры замедляют эвтрофирование вод. Отсутствие своевременных знаний об особенностях эвтрофирования вод в холодных широтах может привести

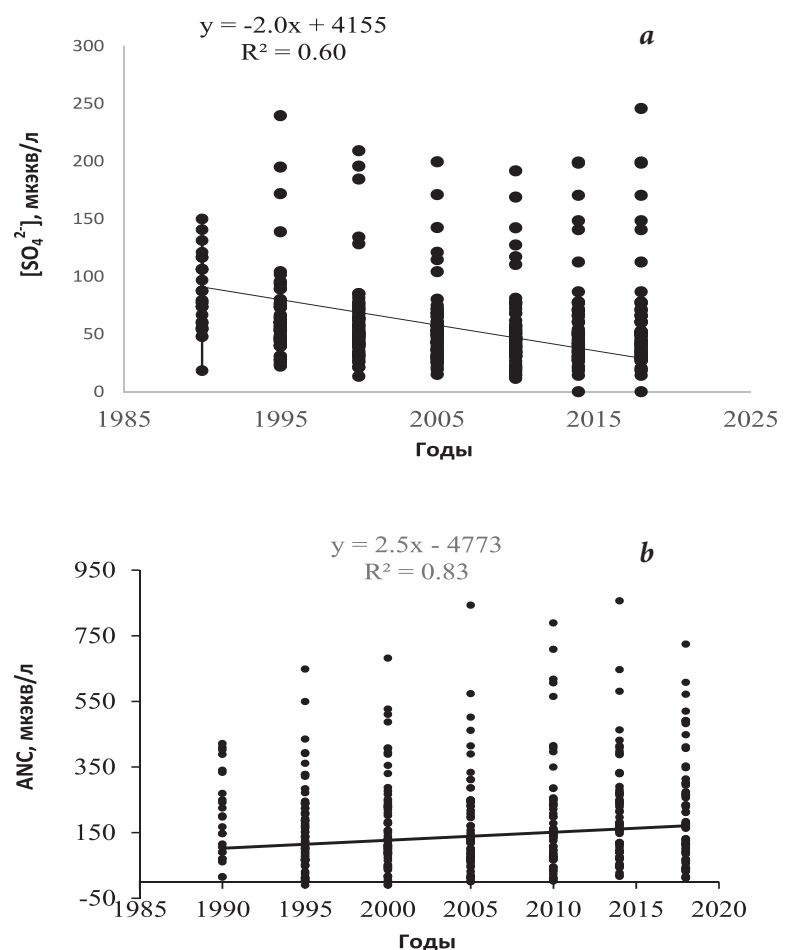


Рис. 3. Распределение SO_4^{2-} и ANC в воде озер Кольского региона за 28-летний период (1990–2018 гг.): $SKT = -5.85$, $p < 0.001$ и $SKT = 7.15$, $p < 0.001$.

к недооценке экологических последствий данного явления. Б. Хендерсон-Селлерс и Х. Марклэнд [18] отмечали в своей работе необходимость всестороннего рассмотрения явления эвтрофирования, подчеркивая, что одностороннее использование одного или нескольких критериев может привести к искажению реально существующей картины. В работе [19] на примере ряда водных объектов Кольского Севера (заливы р. Пасвик, озера Имандра и др.), загрязняемых хозяйственно-бытовыми или сельскохозяйственными стоками, показано, что эвтрофирование проявляется:

- 1) развитием дефицита кислорода в придонных слоях воды в подледный период длительной полярной зимы;
- 2) «цветением» воды вследствие интенсивного развития фитопланктона в пик весенней (апрель) и летней (конец июля – начало августа) вегетации до значений, соответствующих эвтрофному и гипертрофному уровням – 1–5 тыс. клеток/м³;
- 3) снижением видового разнообразия за счет исчезновения северных требовательных к качеству вод видов;
- 4) увеличением показателя содержания хлорофилла «а», используемого при измерении «откликов» экосистемы на биогенную нагрузку, в 10–12 раз.

Анализ долговременных тенденций изменчивости вод озер показал увеличение содержаний биогенных элементов в водах суши, которое происходит синхронно с нарастанием содержаний фосфора и азота. Согласно индексу R.E. Carlson [20], количество олиготрофных озер снизилось даже в случаях отсутствия какой-либо антропогенной нагрузки на них. Эти данные согласуются с результатами исследований озер Северной Америки, которые свидетельствуют о глобальных тенденциях обогащения вод биогенными элементами и повышения трофического статуса озер. Для различных ландшафтных зон Кольского Севера (тундровой, лесотундровой и северо-таежной) были рассчитаны значения ин-

декса трофического состояния *TSI* за два периода: 1990–2000 и 2010–2018 гг. и оценен трофический статус озер (табл. 3). Было отмечено, что к 2010–2018 гг. (по сравнению с 1990–2000 гг.) в тундровой зоне количество олиготрофных озер сократилось на 54%, в то же время увеличилось количество мезотрофных – на 33%, эвтрофных – на 21%. В период 2010–2018 гг. в лесотундровой и северо-таежной зонах не сохранились олиготрофные озера, сократилось число мезотрофных озер (на 14% и 15% соответственно) и значительно увеличилось число эвтрофных (на 66% и 48% соответственно).

Для арктических водоемов роль БЭ в эвтрофировании существенно выше за счет увеличения уязвимости сообществ, связанной с продолжительным периодом существования ледового покрова. Наибольшая концентрация P_{tot} (до 200–250 мкг/л) наблюдается в воде в местах выпуска хозяйственно-бытовых стоков. Одним из основных негативно действующих факторов при эвтрофировании вод является большая продолжительность зимнего периода с преобладанием процессов молекулярного переноса над конвективным перемешиванием. Поэтому, несмотря на низкие температуры и скорости расхода O_2 , к окончанию зимнего периода развивается явление аноксии у дна [19]. Для озера Имандра зависимость развития кислородного дефицита от накопления фосфора аппроксимируется уравнением (3) и показывает значительное

Таблица 3. Трофический статус озер (*TSI*) Кольского Севера в различных ландшафтных зонах [20]

Типы озер (<i>TSI</i>)	Количество озер, %					
	I – Тундровая зона, <i>n</i> =15		II – Лесотундровая зона, <i>n</i> =21		III – Северо-таежная зона, <i>n</i> =32	
	1*	2*	1*	2*	1*	2*
Олиготрофные (0–30)	67	13	52	0	33	0
Мезотрофные (30–50)	20	53	43	29	25	10
Эвтрофные (50–70)	13	34	5	71	42	90

* Периоды: 1 – 1990–2000 гг., 2 – 2010–2018 гг.

расходование кислорода в условиях накопления фосфора:

$$[O_2] = 96 - 1.04 \cdot [P_{tot}] \quad (r=0.61; p=0.05). \quad (3)$$

Анализ уравнения (3) показывает, что опасным является повышение содержания P_{tot} в водоеме до значения 90 мкг/л – при данном значении в толще воды растворенный кислород будет отсутствовать, соответственно, образуются заморные условия для фауны, то есть проявится крайний случай негативных последствий эвтрофирования. Природные воды Кольского п-ова содержат чрезвычайно низкие концентрации хлорофилла *a* ($Chla$) – 0.5–1 мкг/л, в условиях эвтрофирования данный показатель увеличивается до 10–150 мкг/л, что соответствует эвтрофному состоянию водоема. Зависимость содержания $Chla$ от концентрации фосфора в эвтрофируемых водоемах Кольского Севера аппроксимируется уравнением [19]:

$$[Chla] = 0.92 \cdot \ln[P_{tot}] - 0.45 \quad (r=0.82; p=0.05). \quad (4)$$

Анализ полученного уравнения (4) на примере озера Имандра показал, что развитие процесса эвтрофирования вод, при котором озеро переходит в мезотрофное состояние, происходит при содержании $Chla$ более 15 мкг/л, а максимальные значения, при которых озеро переходит в эвтрофное состояние, – концентрации более 200 мкг/л. По данным [19] в местах эвтрофирования (плёс Большая Имандра) водоемов арктического бассейна возрастает доля зеленых, криптофитовых и сине-зеленых в общей биомассе фитопланктона.

Влияние потепления климата проявится, несомненно, в усилении продукционных процессов в арктической зоне, что, с одной стороны, приведет к более активному поглощению биогенных элементов, как на водосборе, так и в трофической

структуре водных экосистем. В работах ряда ученых появилась информация, показывающая феномен повсеместного увеличения в водах суши содержания органического вещества гумусовой природы на многих континентах; это происходило на фоне снижения содержаний техногенных сульфатов и увеличения буферной способности вод (*ANC*). Этот феномен наблюдался в озерах и реках Европы и Северной Америки [15–17, 21]. Временное увеличение *DOC* было названо «*brownification*» – окрашивание воды в желто-коричневый цвет, вызванное поступлением растворенного гумусового вещества из наземных экосистем и водно-болотных угодий, что характерно для озер с высоким содержанием *DOC* [21–23]. Наши данные показывают достоверную зависимость содержания в воде *DOC*, как и общих форм азота и фосфора, от температурных условий (рис. 4 а–в). Возрастающие из года в год значения соотношений $[P_{tot}]/[PO_4^{3-}]$ и $[N_{tot}]/[NO_3^-]$ свидетельствуют об успешной утилизации биодоступных форм в экосистемах и нарастании органического вещества в экосистемах при потеплении климата.

При оценке состояния водоемов арктического бассейна в условиях биогенной нагрузки необходим всесторонний комплексный подход по ряду критериев (придерживаясь их минимальных границ), а также учет «шага» развития водоема к качественно новому состоянию по отношению к природному: в работе [24] предложена градация, наиболее приемлемая для арктических вод. Концентрация $Chla$, при которой арктические озера будут соответствовать мезотрофному статусу, будет составлять 2–6 мг/м³ и эвтрофному – более 6 мг/м³.

Уровни содержания и круговорот металлов

Выделено три основных процесса, приводящих к высоким уровням содержания металлов в поверхностных водах суши:

- 1) распространение в составе сточных вод металлургических производств;
- 2) распространение с дымовыми выбросами;
- 3) кислотное выщелачивание из окружающих пород, в особенности природных геохимических формаций.

В составе стоков металлургических производств и аэротехногенных потоков большой спектр элементов (Ni, Cu, Mn, Sr, Fe, Al, Co, Cr, Cd, Pb и As) поступает в водные бассейны и мигрирует, в основном, в ионной, наиболее токсичной, форме. Содержание лабильных (ионных) форм металлов в водах Севера значительно превышает количество связанных и закомплексованных вследствие чрезвычайно низкой комплексообразующей способности вод в

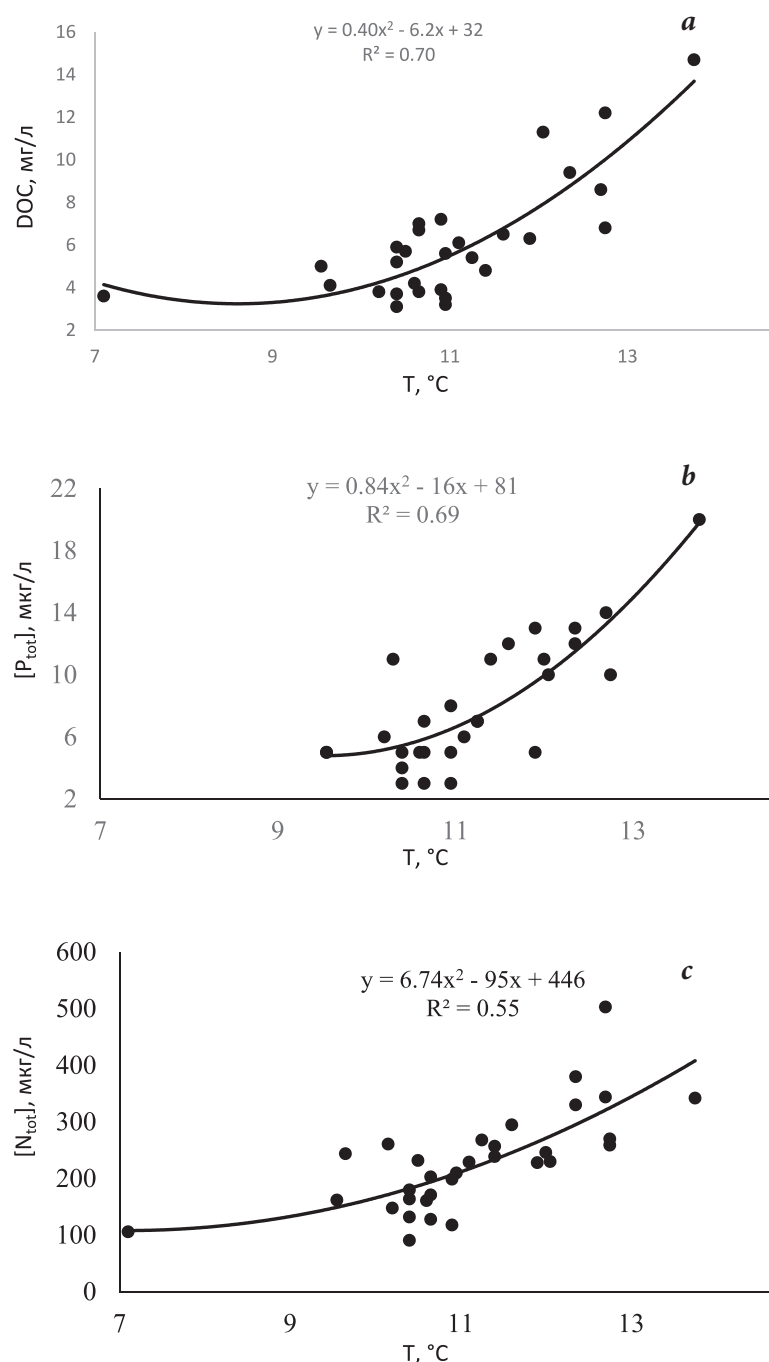


Рис. 4. Зависимости между содержанием растворенного органического вещества DOC в пересчете на углерод (а), общего фосфора (P_{tot}) (b), общего азота (N_{tot}) (c) и средней температурой приземного слоя воздуха за период 1990–2018 гг.

регионах Севера – сумма нелабильных форм рассматриваемых элементов в среднем (для примера, в озере Имандра) не превышает 20 мкг/л, что составляет менее 15% от общего содержания элементов. Основной причиной низкой комплексообразующей способности является чрезвычайно малые содержания взвешенных частиц (<1 мг/л) и органических веществ в воде олиготрофных озер водосбора Белого моря (4.5 мг/л). По данным Родюшкина [25], 1 мг/л органического вещества может связать 4.4 мкг/л условного металла. Адсорбция металлов на осаждающемся материале вследствие его низких содержаний

в водах Севера очень низка и практически не влияет на концентрацию лабильных форм в воде [6].

По способности к комплексообразованию с органическими лигандами в поверхностных водах металлы располагаются в следующий ряд [25, 26]:

$Sr (<1\%) = Mn (<1\%) < Zn (10\%) < Ni (25\%) < Al (30\%) < Cu (65\%) < Fe (99\%)$.

Низкие содержания органических лигандов приводят к конкурентному связыванию с ними металлов, то есть при низких концентрациях органического вещества в первую очередь будет связано железо (для вод Кольского Севера 80–95% органических лигандов расходуется на комплексы с железом), затем медь и алюминий, остальные элементы находятся в виде ионов (что согласуется с данными прямых измерений). В субарктических водах присутствие железа будет увеличивать степень содержания ионных форм других металлов, то есть их токсичность.

Поглощение металлов фитопланктоном даже в период летней вегетации составляет не более 30% от содержания элемента во взвешенной фракции, которая в целом низка и варьирует для различных металлов. К примеру, если содержание железа в составе фитопланктона олиготрофного озера в период максимума вегетации, по нашим данным, составляет до 18% от общего содержания элемента (от 40–50 мкг/л), меди – до 6% (от 4–5 мкг/л), никеля – до 3% (от 8–12 мкг/л), то остальных – значительно ниже. В осенне-зимние периоды значения биопоглощения металлов водорослями еще ниже [19].

В условиях эвтрофирования в периоды открытой воды и высокого насыщения вод кислородом биопоглощение элементов водорослями может несколько возрастать. Однако в зимний подледный период при появлении кислородного дефицита в придонных слоях воды резко увеличивается значимость процессов десорбции на границе «вода–донные отложения», которые ведут к

значительному повышению концентраций ряда элементов. Данный феномен достаточно хорошо известен для меди и железа, однако исследованиями показано, что в этот процесс вовлекается большой спектр металлов – концентрация элементов в придонных слоях увеличивается, например, для Ni, Mo, Cr, Ba, As до 10, Pb, Cu, Hg – в 5–10 раз [6].

Металлы распространяются в составе пылевых частиц дымовых выбросов металлургических производств и теплоэнергетических объектов, поэтому радиус их влияния не так высок. Этой же закономерности распределения подчиняется группа металлов (Cu, Co, Cr, V, Mo и др.), которые сопутствуют медно-никелевым рудам. Как правило, в прозрачных или обогащенных железом водах эти металлы присутствуют преимущественно в ионных формах и характеризуются теми же закономерностями, как при поступлении в составе стоков. Следует отметить, что в импактных зонах до 90% металлов, выпадающих на подстилающую поверхность, задерживается в верхнем органогенном слое почв, который, с одной стороны, является барьером и препятствует их поступлению в дренажные бассейны, с другой – накопленные в вегетационный период металлы могут являться источниками вторичного загрязнения вод. В условиях сопутствующего закисления содержание ионных форм металлов возрастает вследствие их выщелачивания кислыми осадками из слагающих пород и высвобождения из донных отложений. В пределах Кольского п-ова в озерах в Хибинских горах, где породы легко подвержены химическому выветриванию, отмечаются аномально высокие концентрации катионов алюминия и стронция (до 400 мкг/л), которые формируют техногенные гидрогеохимические аномалии.

Особенно критическая ситуация создается в северных регионах в период половодья, когда талые снеговые воды с высоким содержанием

накопленных металлов и протонов стремительно поступают в водосборные бассейны. Резкое снижение pH сопровождается увеличением содержания многих металлов в ионных формах. Для трех районов арктического бассейна в таблице 4 приведены концентрации металлов в воде малых озер.

Критерии оценки антропогенных процессов в водах суши Арктического региона

Как упоминалось, в России существует единая система стандартов качества вод – предельно допустимые концентрации ПДК, которые используются в приложении к водам на всей территории России – от арктических до степных регионов. В системе мониторинга качества вод предложены различные дополнительные показатели, в основе которых лежит определение ряда гидрохимических индексов, например, индекс загрязнения вод (ИЗВ) [13]:

$$ИЗВ = 1/6 \cdot \sum (C_i / ПДК_i) .$$

По величине ИЗВ качество воды подразделяется на семь классов загрязненности вод: от очень чистой – I (<0.3) до экстремально грязной – VII (>10). Также используется показатель удельного комбинаторного индекса загрязненности воды (УКИЗВ). Значение УКИЗВ определяется по частоте и кратности превышения ПДК по нескольким показателям и может варьировать в водах различной степени загрязненности от 1 до 16 (для чистой воды 0). Анализ методов оценки качества вод детально изложен в работе [4]. В проанализированных Государственных докладах об охране природной среды [1] чаще приводится информация о кратности превышений ПДК в тех или иных водных объектах, получающих стоки. В последние 15 лет оценки идут с использованием УКИЗВ. Анализ работ по оценке качества вод в арктических регионах показывает ошибочные значения данных показателей, что искажает оценку загрязнения вод.

В настоящее время управленческие организации в сфере охраны окружающей среды заявили о необходимости включения методов определения биодоступности в оценки рисков загрязнения вод металлами в экологическое регулирование качества вод. Например, принятая Водная рамочная директива по качеству вод в Европейском Сообществе подчеркивает необходимость включения в стандарты качества вод содержание никеля и свинца в их биодоступных формах [27]. Агентство по охране окружающей среды США уже внедрило инструмент оценки биодоступности меди в нормирование загрязнения вод этим элементом [28]. В основе моделей лежит определение количества ионов металлов, которые обладают наибольшей проникающей способностью,

Таблица 4. Медиана и вариабельность концентраций микроэлементов (min–max) в воде малых озер арктических регионов (тундра и лесотундра), не испытывающих прямого загрязнения

Элемент	Концентрация элемента, мкг/л		
	Кольский регион n=35	Ямало-Ненецкий регион n=52	Норильский регион n=12
Al	54.0 (13.7–180)	19.9 (10–310)	14.4 (<3.5–79.9)
Fe	50.0 (4.3–600)	57 (10–1474)	65.5 (<4–227)
Ti	1.79 (0.48–8.27)	<0.6(<0.6–4.8)	0.8 (<0.3–2.2)
Mn	1.6 (0.2–18.0)	6.7 (1.1–26.1)	10.8 (<3.11–37.4)
Sr	11 (4–23)	4.70 (0.70–34.8)	65.4 (13.3–115)
Zr	0.05 (<0.02–0.15)	0.03 (<0.01–0.42)	0.1 (<0.02–0.12)
Rb	0.63 (0.34–1.73)	0.37 (0.16–0.947)	0.5 (0.04–5.63)
V	0.35 (<0.02–0.76)	0.11 (<0.04–1.0)	0.4 (0.15–0.82)
Zn	0.9 (0.2–4.7)	4.33 (1.94–20.0)	4.3 (<0.30–10)
Cr	0.2 (<0.1–0.5)	0.4 (<0.4–0.5)	0.2 (<0.05–0.22)
Ce	0.29 (0.12–1.13)	0.07 (0.02–0.56)	<0.01 (<0.01–0.09)
Ni	0.9 (<0.2–5.5)	0.93 (<0.2–2.78)	4.3 (0.73–15.1)
Cu	0.7 (0.2–2.9)	2.58 (1.23–9.02)	6.3 (2.5–20.5)
Li	0.18 (0.11–0.65)	0.84 (0.32–4.14)	0.4 (0.14–1.64)
La	0.24 (0.07–0.62)	0.04 (0.02–0.17)	<0.007 (<0.007–0.04)
Co	<0.2 (<0.2–0.3)	0.06 (<0.04–0.19)	0.1 (0.03–1.02)
Pb	<0.1 (<0.1–0.6)	0.30 (0.11–3.39)	1.4 (<0.38–1.54)
Sc	0.4 (<0.1–0.8)	<0.04	данных нет
Sn	0.09 (0.04–0.32)	<0.01 (<0.01–0.13)	<0.01
U	0.03 (0.01–0.30)	0.04 (0.02–0.06)	<0.01 (<0.01–0.13)
As	0.1 (<0.1–0.3)	0.43 (0.10–1.56)	0.1 (<0.002–0.19)
Mo	0.14 (0.04–0.32)	0.93 (0.25–6.26)	0.1 (<0.02–0.27)
Sb	0.04 (0.01–0.13)	0.16 (0.12–0.27)	<0.01 (<0.01–0.13)
Cd	0.09 (<0.05–0.21)	0.01 (<0.01–0.08)	<0.01 (<0.01–0.04)
Bi	0.01 (<0.01–0.03)	0.45 (0.13–3.86)	<0.01

то есть их биодоступность [29]. Если нормативы по содержанию ртути в России сопоставимы с западными странами, то по таким токсичным элементам, как свинец и кадмий, они значительно более жесткие в Европе и Америке.

В своих исследованиях мы использовали данный подход к оценке качества вод в арктических регионах. Была рассчитана биодоступность основных металлов и их критические значения с учетом проникающей способности в организм рыб [30]. Исследования на озерах субарктической зоны показали более высокую опасность загрязнения вод металлами вследствие их низкой минерализации и высокой биодоступности тяжелых металлов для водных организмов в северных водах. Исходя из результатов исследований, можно утверждать, что ионная форма нахождения изученных элементов является более биодоступной (за исключением ртути). Поэтому для низкоминерализованных вод Севера требуются корректировки принятых в России ПДК Cd, Pb, Al и Ni в сторону значимого ужесточения нормативов.

Очевидно, что устаревшая система оценки качества вод не может быть применена к водам арктических регионов. Детальные исследования в арктических регионах, обобщение результатов многолетних исследований позволили нам выделить ключевые антропогенно обусловленные процессы в водах суши, их негативные последствия для водных обитателей и предложить критерии, которые позволят регистрировать пороговые значения развития неблагоприятных процессов и критические значения, когда происходит их опасное развитие для водной фауны. Подчеркиваем, что универсальных критериев для оценки всех неблагоприятных процессов в водах суши не существует, например, для оценки закисления вод наиболее информативную оценку изменения в экосистемах формирует зообентосное сообщество, эвтрофирования –

фитопланктонное сообщество, загрязнения металлами – патологии и дисфункции в организме рыб.

Обобщение критериев и их значения представлены в *таблице 5*.

Заключение

Итак, исследования доказывают, что в водных системах арктических регионов, даже в случаях отсутствия прямого загрязнения, развиваются процессы эвтрофирования, закисления и токсичного загрязнения. Температурный фактор в той или иной степени влияет на развитие процессов, изменяя биогеохимические циклы. Система регламентации загрязнений на основе ПДК не учитывает весь комплекс физико-химических и биологических процессов, протекающих в водоемах, специфику и высокую уязвимость природы северных вод.

Не существует единого универсального критерия оценки всех антропогенно индуцированных процессов: при оценке эвтрофирования водоемов наиболее ясную картину формируют показатели изменений фитопланктонного сообщества; при закислении вод – зообентосного сообщества; при токсичном загрязнении вод – организм рыб. В *таблице 5* нами предложена система критериев, позволяющая регистрировать развитие неблагоприятных процессов в водах арктического бассейна.

Концентрации фосфора, стимулирующие начальную стадию эвтрофирования водоема, будут составлять 15 мкг/л, а критической величиной, приводящей к гибели донной фауны, – 90 мкг/л. Однако эти величины могут корректироваться с учетом точности и глубины водоема.

Критическим уровнем снижения кислотонейтрализующей способности низкоминерализованных вод суши будет 50 мкэкв/л, выпадения кислот не должны превышать 20 мг-экв/м²год в кислотоуязвимых регионах по геологическому строению.

Особо опасная ситуация проявления токсичного воздействия в приарктических озерах возникает:

- 1) в условиях формирования кислородного дефицита в период длительной полярной зимы вследствие десорбции металлов из донных отложений;
- 2) в период половодья, когда накопленные в снежном покрове элементы и вещества в период длительной полярной зимы стремительно поступают с водосбора в короткий период снеготаяния в водные объекты.

Нарушения и дисфункции в системах организма лососевых и сиговых рыб являются информативным критерием в диагностике токсичного загрязнения вод арктического бассейна.

Таблица 5. Критерии оценки антропогенно индуцированных процессов в водах арктического бассейна и особенности их проявления

Про- цессы	Критерии оценки	Пороговые значения развития процессов	Критические (опасные) значения	Доказанные негативные эффекты для водных экосистем
Эвтрофирование	БПК ₅ , мг/л	5	>30	- Развитие дефицита кислорода в полярную зиму; - два пика «цветения» вод – в апреле подо льдом и в конце июля – августе; - снижение видового разнообразия, включая устойчивое и массовое развитие криптофитовых водорослей и в пик цветения – сине-зеленых; - сокращение численности типичных северных видов и снижение биоразнообразия.
	[P _{tot}], мкг/л	10	>90	
	[Chla], мг/м ³	4	>50	
	[P _{tot}]/DOC	>600	<150	
Закисление	pH	<6.5	<5.5	- Гибель организмов в период развития «pH-шока» и стремительного половодья; - развитие кислотоустойчивых мхов; - преобладание ацидофильных видов в фито- и зоопланктоне; - снижение биоразнообразия за счет снижения численности бокоплавов, брюхоногих моллюсков, нимф поденок и веснянок. Бокоплав, типичный обитатель природных олиготрофных вод арктического бассейна не обнаруживается в воде с pH<6.5.
	ANC, мкэкв/л	50	<20	
	CL*, мг-экв/м ² -год в уязвимых регионах	>20	0–20	
	CLex**, мг-экв/м ² -год	0–20	>0	
Токсичное загрязнение	Доля рыб с патологиями, %	<1–3	10–15	- Формирование «ударной дозы» в период половодья; - высокий придонный градиент концентраций токсичных элементов в период полярной зимы; - быстрое продвижение экотоксикантов по пищевым цепям, высокая их проникающая способность и биоаккумуляция в низкоминерализованных водах; - патологии и дисфункции у лососевых и сиговых рыб, снижение численности и видового разнообразия, искажение рангового доминирования; - увеличение численности эврибионтных видов и космополитов.
	Индекс заболеваемости***	≈ 1	2–3	

*CL – критическая нагрузка, характеризует допустимое выпадение кислых осадков на территорию водосборов и определяется как буферная емкость воды, обусловленная природным содержанием в ней катионов.

** CLex – превышение критической нагрузки, определяется как разность фактического выпадения сульфат- и нитрат-анионов с атмосферными осадками и CL, но с учетом техногенных катионов, поступающих в водоем с теми же осадками.

***Индекс заболеваемости рассчитывается как доля больных рыб от общего количества рыб в выборке; учитывается также тяжесть заболевания.

Учитывая всё многообразие и особенности круговорота опасных элементов и веществ, нормативы качества вод для вод арктического бассейна должны быть более жесткими (по крайней мере, в 3–5 раз) и

быть переменными в зависимости от характеристик природного водного объекта и антропогенной нагрузки, а также сопутствующих факторов.

Литература

1. Государственные доклады «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации», 2000-2008, Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации. (https://www.mnr.gov.ru/docs/gosudarstvennye_doklady/o_sostoyanii_i_ob_okhrane_okruzhayushchey_sredy_rossiyskoy_federatsii/?PAGEN_2=1&search).
2. CliC/AMAP/IASC, 2016. *The Arctic Freshwater System in a Changing Climate*. WCRP Climate and Cryosphere (CliC) Project, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), International Arctic Science Committee (IASC), DK, Odder, Gylling, Narayana Press, 2016, 26 pp. (<https://www.amap.no/documents/download/2628/inline>).
3. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report, Norway, Oslo, AMAP, 1997, 188 pp. (<https://www.amap.no/documents/doc/arctic-pollution-issues-a-state-of-the-arctic-environment-report/67>).
4. Т.И. Моисеенко
Водная экотоксикология: фундаментальные и прикладные аспекты, РФ, Москва, Наука, 2009, 400 с.
5. Перечень рыбохозяйственных нормативов предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно-безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, РФ, Москва, изд-во ВНИРО, 2010, 304 с.
6. Т.И. Моисеенко, Н.А. Гашкина, Л.П. Кудрявцева, Ю.А. Былиняк, С.С. Сандимиров
Водные ресурсы, 2006, 33(2), 163.
7. Архив погоды: Мурманская область, Справочно-информационный портал «Погода и климат». (<http://www.pogodaiklimat.ru/archive.php?id=ru®ion=51>).
8. Т.И. Моисеенко, М.М. Базова, М.И. Дину, Н.А. Гашкина, Л.П. Кудрявцева
Геохимия, 2022, 67(7), 668. DOI: 10.31857/S0016752522060036.
9. М.М. Базова, Т.И. Моисеенко
Геохимия, 2021, 66(10), 938. DOI: 10.31857/S0016752521100022.
10. B. Kvaeven, M.J. Ulstein, B.L. Skjelkvåle
Water, Air, Soil Pollut., 2001, 130, 775. DOI: 10.1023/A:1013802122401.
11. O.G. Garmo, B.L. Skjelkvåle, H.A. de Wit, L. Colombo, C. Curtis, J. Folster, A. Hoffmann
Water, Air, Soil Pollut., 2014, 225, 1880. DOI: 10.1007/s11270-014-1880-6.
12. A. Henriksen, I. Kamari, M. Posch, A. Wilander
Ambio, 1992, 21(5), 356. (<https://www.jstor.org/stable/4313961>).
13. D.F. Brakke, D.H. Landers
Environ. Sci. Technol., 1988, 22(2), 155. DOI: 10.1021/es00167a004.
14. Т.И. Моисеенко, Н.А. Гашкина, М.И. Дину
Защита вод: уязвимость и критические нагрузки, РФ, Москва, URSS, 2017, 392 с.
15. Т.И. Моисеенко, М.И. Дину, М.М. Базова, Н.А. de Wit
Water, Air, Soil Pollut., 2015, 226(4), 98. DOI: 10.1007/s11270-015-2310-0.
16. J.L. Stoddard, J. Van Sickle, A.T. Herlihy, J. Brahney, S. Paulsen, D.V. Peck, R. Mitchell, A.I. Pollard
Environ. Sci. Technol., 2016, 50(7), 3409. DOI: 10.1021/acs.est.5b05950.
17. K.E. Strock, S.J. Nelson, J.S. Kahl, J.E. Saros, W.H. McDowell
Environ. Sci. Technol., 2014, 48(9), 4681. DOI: 10.1021/es404772n.
18. Б. Хендерсон-Селлерс, Х.Р. Маркленд
Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования, пер. с англ. под ред. К.Я. Кондратьева, Н.Н. Филатова, СССР, Ленинград, Гидрометеиздат, 1990, 278 с.
19. Т.И. Моисеенко, С.С. Сандимиров, Л.П. Кудрявцева
Водные ресурсы, 2001, 28(3), 339.
20. R.E. Carlson
Limnol. Oceanogr., 1977, 22(2), 361. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.
21. D.T. Monteith, J.L. Stoddard, C.D. Evans, H.A. de Wit, M. Forsius, T. Hogasen, A. Wilander, B.L. Skjelkvåle, D.S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopacek, J. Vesely
Nature, 2007, 450, 537. DOI: 10.1038/nature06316.
22. H.A. De Wit, S. Valinia, G.A. Weyhenmeyer, M.N. Futter, P. Kortelainen, K. Austnes, D.O. Hessen, A. Råike, H. Laudon, J. Vuorenmaa
Environ. Sci. Technol. Lett., 2016, 3(12), 430. DOI: 10.1021/acs.estlett.6b00396.
23. M.D. San Clements, I.J. Fernandez, R.H. Lee, J.A. Roberti, M.B. Adams, G.A. Rue, D.M. McKnight
Environ. Sci. Technol., 2018, 52(5), 2649. DOI: 10.1021/acs.est.7b04499.
24. W. Rast, G. Lee
Env. Sci. Technol., 1979, 13(7), 869. DOI: 10.1021/es60155a018.
25. И.В. Родюшкин
Дис. канд. геогр. наук, ИГОЗ РАН, РФ, СПб, 1995, 161 с.
26. Т.И. Моисеенко, М.И. Дину, Н.А. Гашкина, Т.А. Кремлева, В.Ю. Хорошавин
Геохимия, 2020, 65(6), 521. DOI: 10.31857/S0016752520060084.
27. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 Aug. 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy, Off. J. EU, 24.08.2013, L 226/1. (<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:en:PDF>)
28. National Recommended Water Quality Criteria, Report 4304T, US, US EPA, 2006, 25 pp. (https://pages.mtu.edu/~asmayer/HuronCreek/old_page/WaterQuality/documents/waterqualitycriteria.pdf).
29. K. Väänänen, M.T. Leppänen, X. Chen, J. Akkanen
Ecotox. Environ. Saf., 2018, 147, 430. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.08.064.
30. Т.И. Моисеенко, Н.А. Гашкина, М.И. Дину
Environ. Res. Lett., 2020, 15(9), 095005. DOI: 10.1088/1748-9326/ab9b40.

English

Anthropogenically Induced Processes in the Land Waters of the Arctic Regions*

Moiseenko Tatyana Ivanovna
RAS Corresponding Member, Professor
Vernadsky Institute of Geochemistry and
Analytical Chemistry, RAS
19 Kosygina Str.,
Moscow, 119991, Russia
moiseenko@geokhi.ru

Bazova Mariya Mikhailovna
Vernadsky Institute of Geochemistry and
Analytical Chemistry, RAS
19 Kosygina Str.,
Moscow, 119991, Russia
mm.bazova@yandex.ru

Abstract

The characteristics of the development of anthropogenically induced processes in the land waters of the Arctic basin, such as eutrophication, acidification and toxic pollution in a changing climate, are characterized. The main changes in ecosystems and periods of occurrence of the most dangerous situations are shown. The criteria for diagnosing adverse processes and the need to tighten water quality standards for the waters of the Arctic regions are substantiated.

Keywords: Arctic basin, land waters, eutrophication, acidification, toxic pollution, assessment criteria.

**The work was financially supported by RFBR (projects 15-29-06948 and 18-05-60012) and Federal Budget allocations (state target 0137-2019-0008).*

Images & Tables



Fig. 1. The Arctic zone and the location of the main object of research there – the Kola North: Murmansk, Nikel, Monchegorsk, Revda, Apatity.

Table 1. Distribution of the main chemical parameters of the water bodies (according to accumulated percentages) of the Kola North. Median values are highlighted in bold

Water quality indicators	Water quality indicators distribution						
	Cumulative percent						
	2.5%	10%	25%	50%	75%	90%	97.5%
<i>pH</i>	4.49	4.80	5.92	6.45	6.79	7.11	7.34
[Ca ²⁺ +Mg ²⁺ +Na ⁺ +K ⁺], µeq/l	28	51	95	172	277	391	1019
<i>Alk</i> , µeq/l	<0	<0	32	79	170	266	558
[SO ₄ ²⁻], µeq/l	1	10	20	36	65	106	352
<i>DOC</i> in carbon equivalent, mg/l	2.22	3.51	4.86	7.62	11.82	17.36	26.92
[N _{tot}], µg/l	66	94	135	201	299	478	848
[P _{tot}], µg/l	1	2	3	6	10	20	49
[Mn], µg/l	1.2	1.7	2.8	12.7	24	35	49
[Fe], µg/l	25	75	145	430	920	1 600	1 820
[Zn], µg/l	0.4	0.7	1.2	1.9	3.3	4.6	7.0
[Cu], µg/l	0.3	0.6	1.5	4.3	5.5	6.8	12.9

Table 2. Hydrochemical indicators reflecting the limits of water quality changes in large lakes based on the study of background uncontaminated areas in the 1970s–1980s; physical characteristics of lakes: *S* - area, *h* - depth

Water quality indicators	Variability of water quality indicators		
	Imandra <i>S</i> =880 km ² , <i>h</i> _{max} =64 m, <i>h</i> _{av} =13.4 m	Umbozero <i>S</i> =313 km ² , <i>h</i> _{max} =115 m, <i>h</i> _{av} =32.5 m	Lovozero <i>S</i> =200 km ² , <i>h</i> _{max} =35 m, <i>h</i> _{av} =5.7 m
<i>pH</i>	6.4–7.2	6.4–7.2	6.4–7.2
O ₂ , % saturation	60–100	60–100	60–100
Salinity, mg/l	20–30	15–20	20–30
[Ca ²⁺], mg/l	1.6–4.0	1.4–1.8	1.2–2.2
[Mg ²⁺], mg/l	0.5–1.3	0.4–1.8	0.6–1.6
[Na ⁺ + K ⁺], mg/l	2.5–7.5	2.2–3.2	3.5–7.6
[HCO ₃ ⁻], mg/l	13–18	5–9	10–15
[SO ₄ ²⁻], mg/l	1.0–3.0	0.5–1.0	1.0–2.0
[Cl ⁻], mg/l	1.4–1.8	1.0–1.5	1.0–1.5
[PO ₄ ³⁻], in phosphorus equivalent, µg/l	0–8	0–2	0–18
[P _{tot}], µg/l	2–10	0–3	5–12
[N _{tot}], µg/l	10–100	10–50	10–100
[Si], mg/l	0.3–0.8	0.3–0.6	0.3–0.8
<i>DOC</i> in carbon equivalent, mg/l	3–6	2–3	4–10
[Ni], µg/l	≤1	≤1	≤1
[Cu], µg/l	1–2	≤1	1–3
[Sr], µg/l	10–30	40–60	30–50
[Al], µg/l	10–20	10–20	30–50
[Fe], µg/l	≤15	6–20	70–120
[Mn], µg/l	≤5	1–3	8–22
[Zn], µg/l	≤2	≤2	≤2

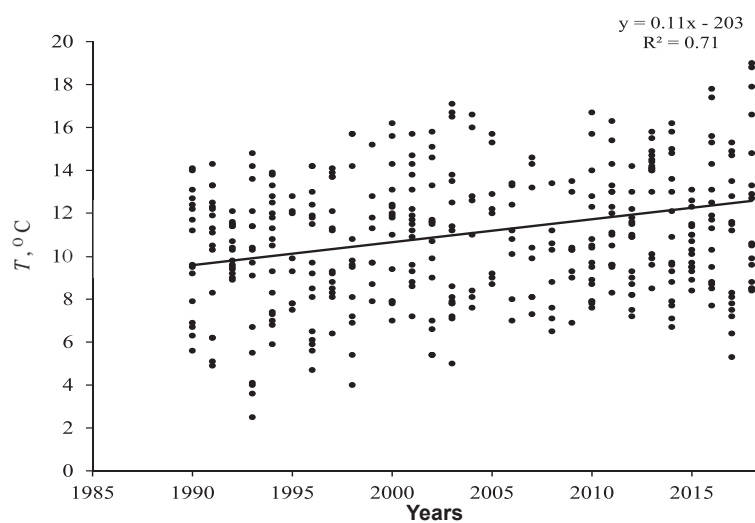


Fig. 2. Average monthly surface air temperatures during the open water period, 1990–2018.

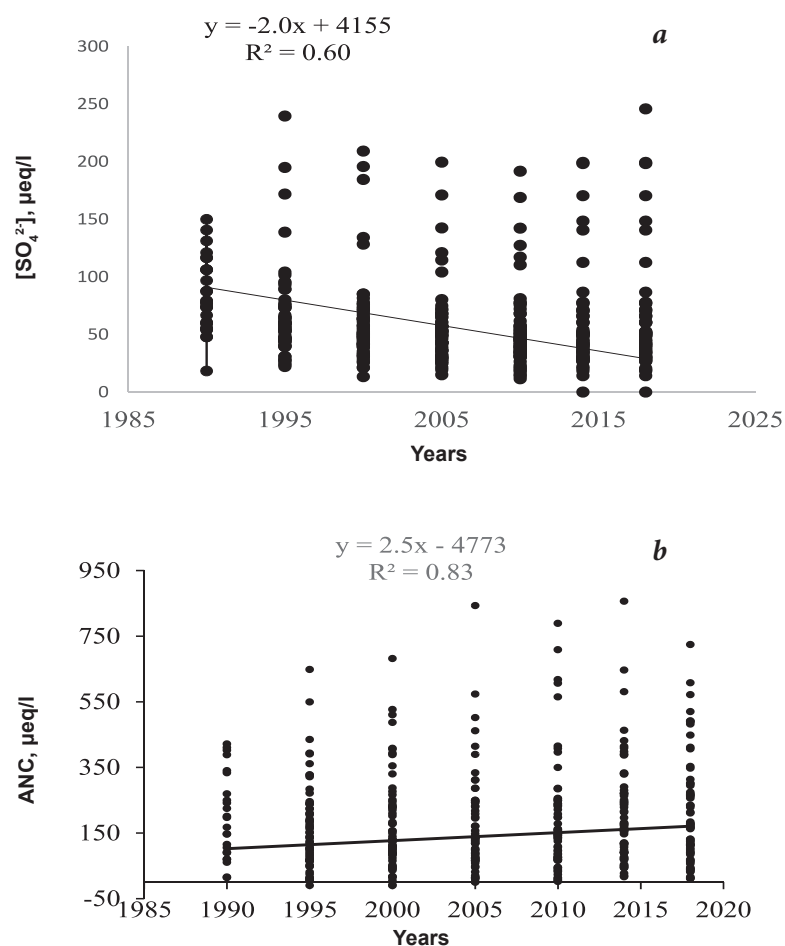


Fig. 3. Distribution of SO_4^{2-} ($\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$) and ANC ($\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$) of the water bodies in the Kola region over a 28-year period (1990–2018): $\text{SKT} = -5.85$, $p < 0.001$ and $\text{SKT} = 7.15$, $p < 0.001$.

Table 3. Trophic status of the Kola Peninsula lakes in different landscape zones [20]

Type of lake (TSI)	Number of lakes, %					
	I – tundra zone, $n=15$		II – forest-tundra zone, $n=21$		III – north taiga zone, $n=32$	
	1*	2*	1*	2*	1*	2*
Oligotrophic (0–30)	67	13	52	0	33	0
Mesotrophic (30–50)	20	53	43	29	25	10
Eutrophic (50–70)	13	34	5	71	42	90

* Time periods: 1 – 1990–2000, 2 – 2010–2018.

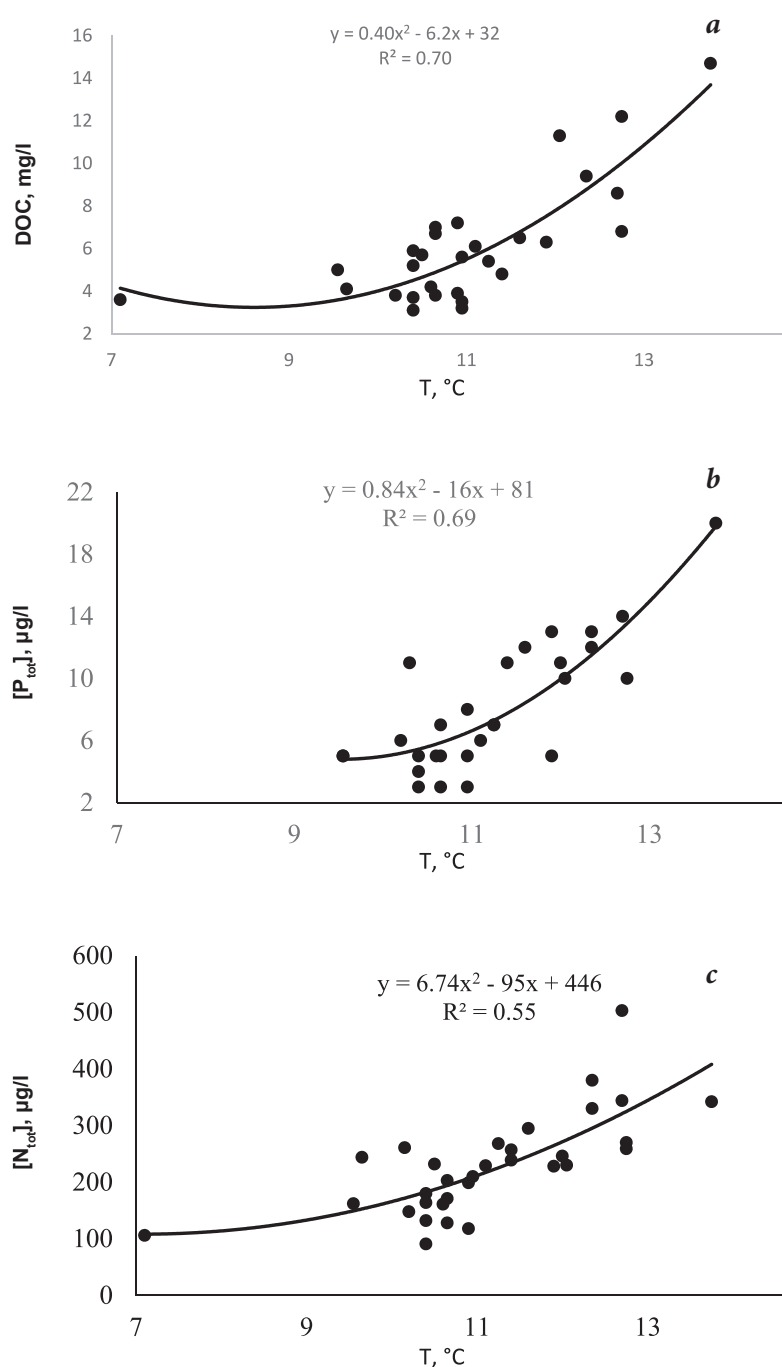


Fig. 4. Relationships between content of DOC in carbon equivalent (a), total phosphorus (P_{tot}) (b), total nitrogen (N_{tot}) (c) and average surface air temperature over a period 1990–2018.

Table 4. Median and limits (min–max) of variations of trace elements concentration in the small lakes in Arctic regions; the lakes under consideration are not directly polluted by waste waters

Chemical element	Chemical element concentration, µg/l		
	Kola region <i>n</i> =35	Yamalo-Nenets region <i>n</i> =52	Norilsk region <i>n</i> =12
Al	54.0 (13.7–180)	19.9 (10–310)	14.4 (<3.5–79.9)
Fe	50.0 (4.3–600)	57 (10–1474)	65.5 (<4–227)
Ti	1.79 (0.48–8.27)	<0.6(<0.6–4.8)	0.8 (<0.3–2.2)
Mn	1.6 (0.2–18.0)	6.7 (1.1–26.1)	10.8 (<3.11–37.4)
Sr	11 (4–23)	4.70 (0.70–34.8)	65.4 (13.3–115)
Zr	0.05 (<0.02–0.15)	0.03 (<0.01–0.42)	0.1 (<0.02–0.12)
Rb	0.63 (0.34–1.73)	0.37 (0.16–0.947)	0.5 (0.04–5.63)
V	0.35 (<0.02–0.76)	0.11 (<0.04–1.0)	0.4 (0.15–0.82)
Zn	0.9 (0.2–4.7)	4.33 (1.94–20.0)	4.3 (<0.30–10)
Cr	0.2 (<0.1–0.5)	0.4 (<0.4–0.5)	0.2 (<0.05–0.22)
Ce	0.29 (0.12–1.13)	0.07 (0.02–0.56)	<0.01 (<0.01–0.09)
Ni	0.9 (<0.2–5.5)	0.93 (<0.2–2.78)	4.3 (0.73–15.1)
Cu	0.7 (0.2–2.9)	2.58 (1.23–9.02)	6.3 (2.5–20.5)
Li	0.18 (0.11–0.65)	0.84 (0.32–4.14)	0.4 (0.14–1.64)
La	0.24 (0.07–0.62)	0.04 (0.02–0.17)	<0.007 (<0.007–0.04)
Co	<0.2 (<0.2–0.3)	0.06 (<0.04–0.19)	0.1 (0.03–1.02)
Pb	<0.1 (<0.1–0.6)	0.30 (0.11–3.39)	1.4 (<0.38–1.54)
Sc	0.4 (<0.1–0.8)	<0.04	no data
Sn	0.09 (0.04–0.32)	<0.01 (<0.01–0.13)	<0.01
U	0.03 (0.01–0.30)	0.04 (0.02–0.06)	<0.01 (<0.01–0.13)
As	0.1 (<0.1–0.3)	0.43 (0.10–1.56)	0.1 (<0.002–0.19)
Mo	0.14 (0.04–0.32)	0.93 (0.25–6.26)	0.1 (<0.02–0.27)
Sb	0.04 (0.01–0.13)	0.16 (0.12–0.27)	<0.01 (<0.01–0.13)
Cd	0.09 (<0.05–0.21)	0.01 (<0.01–0.08)	<0.01 (<0.01–0.04)
Bi	0.01 (<0.01–0.03)	0.45 (0.13–3.86)	<0.01

Table 5. Evaluation criteria for the anthropogenically induced processes in the waters of the Arctic Basin and features of the processes manifestation

Processes	Evaluation criteria	Process Development Thresholds	Critical (dangerous) values	Proven negative effects on aquatic ecosystems
Eutrophication	BOD_5 , mg/l	5	>30	- Development of oxygen deficiency in the polar winter; - two peaks of waters "bloom" – in April under ice and at the end of July – August; - a decrease in species diversity, including the steady and massive development of cryptophyte algae and blue-green algae at the peak of bloom; - a decrease in the number of typical northern species and biodiversity loss.
	$[P_{tot}]$, $\mu\text{g/l}$	10	>90	
	$[Chla]$, mg/m^3	4	>50	
	$[P_{tot}]/DOC$	>600	<150	
Acidification	pH	<6.5	<5.5	- The death of organisms during the development of «pH-shock» and rapid floods; - the development of acid-resistant mosses; - the predominance of acidophilic species in phyto- and zooplankton; - reducing biodiversity due to a decrease in the number of amphipods, gastropods, mayfly nymphs and stoneflies. Amphipod, a typical inhabitant of the natural oligotrophic waters of the Arctic Basin, is not found in water with $pH < 6.5$.
	ANC , $\mu\text{eq/l}$	50	<20	
	CL^* , $\text{mg-eq/m}^2\cdot\text{year}$ in vulnerable regions	>20	0–20	
	$CLex^{**}$, $\text{mg-eq/m}^2\cdot\text{year}$	0–20	>0	
Toxic pollution	Share of fish with pathologies, %	<1–3	10–15	- The "shock dose" generation during the flood period; - a high near-bottom concentration gradient of toxic elements during the polar winter; - the rapid advancement of ecotoxins through food chains, their high penetrating ability and bioaccumulation in low-mineralized waters; - pathologies and dysfunctions in salmon and whitefish, decrease in abundance and species diversity, distortion of rank dominance; - increase in the abundance of eurybiont species and cosmopolitan.
	Incidence index***	≈ 1	2–3	

* CL – the critical load, characterizes the allowable acid precipitation on the catchment area and is defined as the buffer capacity of water, due to the natural content of cations in it.

** $CLex$ – an excess of the critical load, defined as the difference between the actual precipitation of sulfate and nitrate anions with atmospheric precipitation and CL , but taking into account technogenic cations entering the lake with the precipitation.

*** The incidence index is calculated as the proportion of sick fish in the total number of fish in the sample; also takes into account the severity of the disease.

References

1. State Reports "On State and Protection of the Environment of the Russian Federation" [Gosudarstvennye doklady «O sostoyanii i ob okhrane okruzhayushchey sredy Rossiyskoy Federatsii», 2000-2008, Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation (in Russian). (https://www.mnr.gov.ru/docs/gosudarstvennye_doklady/o_sostoyanii_i_ob_okhrane_okruzhayushchey_sredy_rossiyskoy_federatsii/?PAGEN_2=1&search).
2. CliC/AMAP/IASC, 2016. *The Arctic Freshwater System in a Changing Climate*. WCRP Climate and Cryosphere (CliC) Project, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), International Arctic Science Committee (IASC), DK, Odder, Gylling, Narayana Press, 2016, 26 pp. (<https://www.amap.no/documents/download/2628/inline>).
3. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report, Norway, Oslo, AMAP, 1997, 188 pp. (<https://www.amap.no/documents/doc/arctic-pollution-issues-a-state-of-the-arctic-environment-report/67>).
4. T.I. Moiseenko
Aquatic Ecotoxicology: Fundamental and Applied Aspects [Vodnaya ekotoksikologiya: fundamentalnye i prikladnye aspekty], RF, Moscow, Nauka Publ. House, 2009, 400 pp. (in Russian).
5. List of Fishery Standards for Maximum Allowable Concentrations (MPC) and Indicative Safe Levels of Exposure (SLI) of Harmful Substances for the Water Bodies of Fishery Importance [Perechen rybokhozyaystvennykh normativov predelno-dopustimyykh koncentraciy (PDK) i orientirovochno bezopasnykh urovney vozdeystviya (OBUV) vrednykh veshchestv dlya vody vodnykh obektov, imeyushchikh rybokhozyaystvennoe znachenie], RF, Moscow, VNIRO Publishing House, 2010, 304 pp. (in Russian).
6. T.I. Moiseenko, N.A. Gashkina, Yu. A. Byliniyak, L.P. Kudryavtseva, S.S. Sandimirov
Water Resources, 2006, 33(2), 144. DOI: 10.1134/S0097807806020047.
7. Weather Archive: Murmansk Region, Reference and Information Portal "Weather and Climate" [Arkhiv pogody: Murmanskaya oblast, Spravochno-informatsionny portal "Pogoda i klimat"] (in Russian). (<http://www.pogodaiklimat.ru/archive.php?id=ru®ion=51>).
8. T.I. Moiseenko, M.M. Bazova, M.I. Dinu, N.A. Gashkina, L.P. Kudryavtseva
Geochem. Int., 2022, 60(7), 685. DOI: 10.1134/S0016702922060039.
9. M.M. Bazova, T.I. Moiseenko
Geochem. Int., 2021, 59(10), 970. DOI: 10.1134/S0016702921100025.
10. B. Kvaeven, M.J. Ulstein, B.L. Skjelkvåle
Water, Air, Soil Pollut., 2001, 130, 775. DOI: 10.1023/A:1013802122401.
11. O.G. Garmo, B.L. Skjelkvåle, H.A. de Wit, L. Colombo, C. Curtis, J. Folster, A. Hoffmann
Water, Air, Soil Pollut., 2014, 225, 1880. DOI: 10.1007/s11270-014-1880-6.
12. A. Henriksen, I. Kamari, M. Posch, A. Wilander
Ambio, 1992, 21(5), 356. (<https://www.jstor.org/stable/4313961>).
13. D.F. Brakke, D.H. Landers
Environ. Sci. Technol., 1988, 22(2), 155. DOI: 10.1021/es00167a004.
14. T.I. Moiseenko, N.A. Gashkina, M.I. Dinu
Acidification of Water: Vulnerability and Critical Loads [Zakislenie vod: uyazvimost i kriticheskie nagruzki], RF, Moscow, URSS Publ., 2017, 392 pp. (in Russian).
15. T.I. Moiseenko, M.I. Dinu, M.M. Bazova, H.A. de Wit
Water, Air, Soil Pollut., 2015, 226(4), 98. DOI: 10.1007/s11270-015-2310-0.
16. J.L. Stoddard, J. Van Sickle, A.T. Herlihy, J. Brahney, S. Paulsen, D.V. Peck, R. Mitchell, A.I. Pollard
Environ. Sci. Technol., 2016, 50(7), 3409. DOI: 10.1021/acs.est.5b05950.
17. K.E. Strock, S.J. Nelson, J.S. Kahl, J.E. Saros, W.H. McDowell
Environ. Sci. Technol., 2014, 48(9), 4681. DOI: 10.1021/es404772n.
18. B. Henderson-Sellers, H.R. Markland
Decaying Lakes. The Origins and Control of Cultural Eutrophication, UK, Chichester, Wiley, 1987, 254 pp. DOI: 10.2134/jeq1989.00472425001800010030x.
19. T.I. Moiseenko, S.S. Sandimirov, L.P. Kudryavtseva
Water Resources, 2001, 28(3), 307. DOI: 10.1023/A:1010404908568.
20. R.E. Carlson
Limnol. Oceanogr., 1977, 22(2), 361. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.
21. D.T. Monteith, J.L. Stoddard, C.D. Evans, H.A. de Wit, M. Forsius, T. Hogasen, A. Wilander, B.L. Skjelkvåle, D.S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopacek, J. Vesely
Nature, 2007, 450, 537. DOI: 10.1038/nature06316.
22. H.A. De Wit, S. Valinia, G.A. Weyhenmeyer, M.N. Futter, P. Kortelainen, K. Austnes, D.O. Hessen, A. Råike, H. Laudon, J. Vuorenmaa
Environ. Sci. Technol. Lett., 2016, 3(12), 430. DOI: 10.1021/acs.estlett.6b00396.
23. M.D. San Clements, I.J. Fernandez, R.H. Lee, J.A. Roberti, M.B. Adams, G.A. Rue, D.M. McKnight
Environ. Sci. Technol., 2018, 52(5), 2649. DOI: 10.1021/acs.est.7b04499.
24. W. Rast, G. Lee
Env. Sci. Technol., 1979, 13(7), 869. DOI: 10.1021/es60155a018.
25. I.V. Rodyushkin
PhD Thes. (Geograph. Sci.) [Dissertation for the degree of a Candidate of Geographical Sciences], INOZ RAS, RF, St. Petersburg, 1995, 161 pp. (in Russian)
26. T.I. Moiseenko, M.I. Dinu, N.A. Gashkina, T.A. Kremleva, V.Yu. Khoroshavin
Geochem. Int., 2020, 58(6), 613. DOI: 10.1134/S0016702920060087.
27. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 Aug. 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy, Off. J. EU, 24.08.2013, L 226/1. (<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:en:PDF>)
28. National Recommended Water Quality Criteria, Report 4304T, US, US EPA, 2006, 25 pp. (https://pages.mtu.edu/~asmayer/HuronCreek/old_page/WaterQuality/documents/waterqualitycriteria.pdf).
29. K. Väänänen, M.T. Leppänen, X. Chen, J. Akkanen
Ecotox. Environ. Saf., 2018, 147, 430. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.08.064.
30. T.I. Moiseenko, N.A. Gashkina, M.I. Dinu
Environ. Res. Lett., 2020, 15(9), 095005. DOI: 10.1088/1748-9326/ab9b40.