

Методический подход к характеристике загрязнения природных водоемов по спутниковым данным с учетом агрегации тонкодисперсных отходов переработки минерального сырья

С.П. Остапенко, С.П. Месяц ✉

Горный институт Кольского научного центра Российской академии наук, г. Апатиты, Российская Федерация
✉s.mesyats@ksc.ru

Резюме: Уровень воздействия горнопромышленной отрасли на природную среду обуславливает актуальность экологического менеджмента природных ресурсов, в том числе на основе данных спутникового мониторинга. Большое содержание взвешенных минеральных частиц в технологических водах предприятий и требование снижения их поступления в природные водоемы определяют необходимость характеристики техногенного загрязнения, что может быть корректно выполнено с учетом агрегативной устойчивости дисперсий. Несмотря на наличие теоретических представлений, прогнозирование агрегации частиц ограничено недостатком данных о параметрах их взаимодействий.

Для параметризации взаимодействий в системе минерал-вода-минерал предложено использовать экспериментальные данные об агрегации тонкодисперсных частиц, полученные методом лазерной дифракции в равновесных условиях. С этой целью разработана процедура экспериментально-расчетной оценки эффективных констант Гамакера и определены константы взаимодействия минерал-вода-минерал на примере руд разрабатываемых месторождений Кольского горнопромышленного комплекса.

Изучено состояние поверхностного слоя природных водоемов в центральном, наиболее промышленно освоенном, районе Мурманской области, для характеристики загрязнения тонкодисперсными отходами переработки минерального сырья по данным спутниковых наблюдений пространственного распределения нормализованного разностного индекса мутности. Установлено, что наименьшее распространение загрязнения природных водоемов наблюдается в случае отходов переработки апатит-нефелиновых руд, что объясняется эффективной агрегацией тонкодисперсных частиц нефелина.

Предлагаемый подход к использованию данных по агрегации минеральных частиц для интерпретации спутниковых наблюдений не требует проведения полевых исследований и позволяет идентифицировать техногенное загрязнение природных водоемов взвешенными веществами на территории промышленных регионов.

Ключевые слова: переработка минерального сырья, тонкодисперсные частицы, природные водоемы, поверхностный слой, техногенное загрязнение, агрегация, константа Гамакера, спутниковые данные, индекс мутности вод

Благодарности: Работа выполнена в рамках Государственного задания №0226-2019-0063 «Развитие теории переработки стратегического минерального сырья Кольского горнопромышленного комплекса в соответствии с экологической стратегией развития отрасли».

Для цитирования: Остапенко С.П., Месяц С.П. Методический подход к характеристике загрязнения природных водоемов по спутниковым данным с учетом агрегации тонкодисперсных отходов переработки минерального сырья. *Горная промышленность*. 2021;(6):110–116. DOI: 10.30686/1609-9192-2021-6-110-116.

Methodological approach to characterizing pollution of natural water bodies using satellite data with account of aggregation of finely dispersed mineral processing waste

S.P. Ostapenko, S.P. Mesyats ✉

Mining Institute of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Science, Apatity, Russian Federation
✉s.mesyats@ksc.ru

Abstract: The level of the environmental impact of the mining industry specifies the urgency of ecological management of the natural resources based on the satellite monitoring data. The high content of the suspended mineral particles in the industrial waters and the requirement to reduce their access to the natural water reservoirs determine the need to characterize the mining-induced pollution that can be carried out correctly with due account of the aggregate stability of dispersions. In spite of the theoretical concepts, prediction of the particles aggregation is limited by a lack of data on their interaction parameters.

In order to parametrize the interactions in the mineral-water-mineral system it is proposed to use experimental data on aggregation of finely dispersed particles, obtained by the laser diffraction method in the equilibrium conditions. For this purpose the procedure

of the experimental appraisal of the effective Hamaker constants has been elaborated using ores of developed deposits of the Kola mining complex as an example.

The authors have studied the conditions of the surface layer of natural water reservoirs in the most industrially developed central part of the Murmansk region and defined characteristics of pollution with finely dispersed by-products of the mineral raw material treatment, according to the satellite observation data of the spatial distribution of the normalized difference turbidity index. The authors have established that the least propagation of the pollution into the natural water reservoirs is observed in the case of the apatite-nepheline ores processing by-products, which is explained by the effective aggregation of the finely dispersed nepheline particles.

The proposed approach to apply data on mineral particles aggregation for interpretation of the satellite observations does not require carrying out in-situ observations and makes it possible to identify the mining-induced pollution of natural water reservoirs in industrial territories using suspended particles.

Keywords: processing of mineral raw materials, finely dispersed particles, natural water reservoirs, surface layer, mining-induced pollution, aggregation, Hamaker constant, satellite data, water turbidity index

Acknowledgments: The work was performed within the framework of State Assignment No.0226-2019-0063 "Development of the theory of processing strategic mineral raw materials of the Kola Mining and Industrial Complex in accordance with the ecological strategy of the industry' development".

For citation: Ostapenko S.P., Mesyats S.P. Methodological approach to characterizing pollution of natural water bodies using satellite data with account of aggregation of finely dispersed mineral processing waste. *Gornaya promyshlennost = Russian Mining Industry*. 2021;(6):110–116. DOI: 10.30686/1609-9192-2021-6-110-116.

Введение

Значительные объемы добычи, перемещения и переработки руд при освоении месторождений полезных ископаемых являются источником загрязнения природной среды тонкодисперсными минеральными частицами. Измельчение руды в водной среде для извлечения полезных компонентов сопровождается образованием тонкодисперсных минеральных частиц, складываемых, как правило, в шламо- и хвостохранилищах в отсутствие приемлемых технологий их переработки. Необходимость кондиционирования технологических вод для предотвращения загрязнения природной среды тонкодисперсными частицами обуславливает применение химических реагентов для их агрегации и флокуляции, что увеличивает нагрузку на природные водоемы [1]. С целью контроля экологического состояния природных водоемов и принятия решений по снижению техногенного воздействия на природную среду, с учетом значительного (десять километров) его распространения, широко используются данные спутникового мониторинга [2–4].

Эффективность спутникового мониторинга техногенного воздействия горнодобывающей промышленности на природные водоемы обусловлена возможностью охвата наблюдениями территории, адекватной распространению загрязнений. С целью идентификации и количественной оценки загрязнения водных объектов взвешенными веществами предложены методики, основанные на анализе соотношения яркости каналов мультиспектральных спутниковых изображений и использовании данных полевых наблюдений для калибровки результатов обработки спутниковых изображений [5–7]. К наиболее информативным относят яркостные характеристики водных объектов в видимой области спектра, позволяющие оценить содержание взвешенных веществ и мутность поверхностного слоя водоемов по разности в яркости каналов: синего и красного или зеленого и красного, используемой также при расчете нормализованного разностного индекса мутности [7–11]. Вместе с тем методически обоснованная необходимость проведения полевых наблюдений в значительной мере ограничивает возможность площадной характеристики водных объектов, наблюдаемых при спутниковом мониторинге, как единое целое.

Поскольку яркость спектральных каналов спутникового изображения водных объектов зависит от обратного рассеяния и поглощения излучения в поверхностном слое, использование закономерностей агрегации взвешенных веществ и связанного с ней процесса седиментации позволяет, в принципе, характеризовать экологическое состояние природных водоемов по спутниковым данным без проведения полевых наблюдений. При таком подходе определяющим фактором является параметризация взаимодействий минеральных частиц в водной среде.

В соответствии с современными теоретическими представлениями агрегация взвешенных минеральных частиц обуславливается балансом кулоновских сил электростатического и ван-дер-ваальс-лондоновских сил дисперсионного взаимодействия [1; 12]. Электростатические взаимодействия неспецифичны и определяются концентрацией ионов в водной среде, зарядом поверхности частиц. Дисперсионные взаимодействия определяются вещественным составом частиц и среды, заполняющей межчастичный промежуток [12; 13]. Несмотря на наличие теоретических представлений, перспектива аналитического описания агрегации частиц в водной среде ограничена недостатком данных о параметрах взаимодействий, что связано с невозможностью полного учета влияющих факторов [14; 15].

Для получения согласованного набора параметров взаимодействий минеральных частиц предлагается комбинированный подход, основанный на интеграции известных данных с данными, полученными в ходе исследования агрегации частиц в полидисперсной системе.

Объекты исследования

Возможность использования параметров агрегации минеральных частиц при характеристике загрязнения водных объектов отходами переработки минерального сырья исследовалась на примере природных водоемов в центральном, наиболее промышленно освоенном, районе Мурманской области – озерах Имандра, Колозеро, Мончеозеро, расположенных в непосредственной близости от крупнейших предприятий Кольского горнопромышленного комплекса, перерабатывающих сырье апатит-нефелиновых, железосодержащих, медно-никелевых месторождений (рис. 1А). Озеро Имандра – самый крупный водоем на Коль-

ском полуострове, занимает с островами площадь 880,4 км², площадь озер Колозеро и Мончеозеро – 66,3 и 38,6 км² соответственно. Высота озер над уровнем моря составляет от 127 до 140 м, максимальная глубина – до 29 м, на большей части площади озер – от 10 до 25 м [16–18].

Обработка спутниковых данных

Для изучения техногенного загрязнения природных водоемов тонкодисперсными минеральными частицами использовались архивные данные съемки, выполненной космическим аппаратом Sentinel-2 Европейского космического агентства (ESA) с разрешением в горизонтальной плоскости ~10 м. Для каждого пиксела (ячейки) спутникового мультиспектрального изображения водного объекта рассчитывался нормализованный разностный индекс мутности (NDTI) с использованием яркости в «зеленом» и «красном» спектральных каналах $R_{\text{зелен.}}$, $R_{\text{красн.}}$ с длинами волн (нм) 559,6, 664,6 и шириной канала (нм) 36, 31 соответственно по формуле

$$NDTI = \frac{R_{\text{зелен.}} - R_{\text{красн.}}}{R_{\text{зелен.}} + R_{\text{красн.}}} [1] \quad (1)$$

Значения NDTI пикселей усреднялись по площади полигонов размером не менее 1000 пикселей, что соответствует ~10⁵ м². Обработка спутниковых данных и расчет индекса проводились с использованием геоинформационной системы QGIS, статистическая обработка данных – в среде R¹.

Общее число обработанных пикселей, составившее 1,3×10⁶, распределено по объектам исследования следующим образом: озеро Имандра 6,4×10⁵, в том числе губа Монче 1,2×10⁵, губа Куреньга 1,4×10⁵, губа Белая 4,1×10⁵, включая ее часть у острова Избяной 13,1×10⁵; озеро Колозеро 2,7×10⁵; озеро Мончеозеро 4,0×10⁵. Расположение объектов исследования показано на рис. 1А.

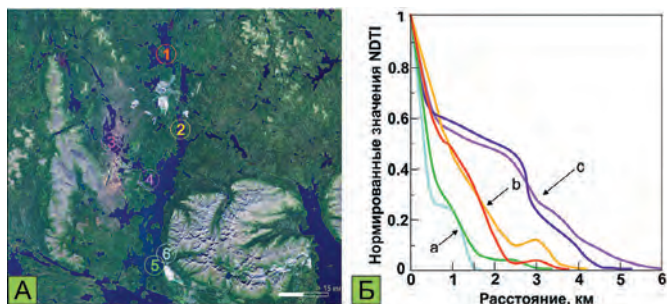


Рис. 1
Расположение объектов исследования (А) и зависимость индекса мутности поверхностного слоя природных водоемов от расстояния до источника загрязнения (Б):
1 – озеро Колозеро, 2 – озеро Имандра губа Куреньга, 3 – озеро Мончеозеро, 4 – озеро Имандра губа Монче, 5 и 6 – озеро Имандра губа Белая;
а, b, с – выделенные группы зависимостей

Fig. 1
Location of the study subjects (А) and dependence of the turbidity index of the surface layer of natural water reservoirs on the distance to the pollution source (Б):
1 – Kolozero lake, 2 – Imandra lake, the Kurenga bay, 3 – Moncheozero lake, 4 – Imandra lake, the Monche bay, 5 and 6 – Imandra lake, the Belaya bay;
а, b, с – chosen dependence groups

По данным спутниковых наблюдений, как и ожидалось, осветление природных водоемов происходит с удалением от источника техногенного загрязнения (рис. 1Б). Сложный ход зависимостей NDTI от расстояния отражает многофакторность процесса осветления вод, однако подобие кривых свидетельствует о преобладающей роли некоторого фактора.

По величине убывания NDTI с расстоянием от источника загрязнения до уровня 50% от начального можно выделить три группы зависимостей: *a* – быстрое, на расстоянии менее 1 км, *b* – умеренное, от 1 до 2 км, *c* – замедленное, более 2 км (рис. 1Б). К первой группе относится губа Белая озера Имандра, расположенная в импактной зоне предприятия, перерабатывающего апатито-нефелиновые руды, ко второй группе – губа Куреньга озера Имандра и озеро Колозеро в импактной зоне переработки железосодержащих руд, к третьей – губа Монче озера Имандра, озеро Мончеозеро в зоне воздействия предприятия по переработке сульфидных медно-никелевых руд.

Для объяснения наблюдаемых закономерностей убывания NDTI с удалением от источника загрязнения исследовалось влияние вещественного состава тонкодисперсных минеральных частиц на их агрегацию. В качестве тестовых минералов были определены Нефелин, Кварц, Гематит и Пирит.

Материалы и методы исследования агрегации минеральных частиц

Образцы минералов Нефелина, Кварца, Гематита, Пирита для исследования агрегации тонкодисперсных частиц отбирались из руд месторождений, разрабатываемых предприятиями Кольского горнопромышленного комплекса, измельчались в механической ступке до микронного размера, затем разделялись по крупности центрифугированием их водных суспензий. При подготовке образцов использовалась дистиллированная вода, суспензии готовились без добавления реагентов. Агрегация частиц исследовалась на 16 полидисперсных двухкомпонентных системах, составленных из образцов указанных минералов различной крупности: компонент А – крупностью от 0,6 до 8 мкм, компонент В – крупностью от 15 до 80 мкм (рис. 2А и 2Б).

Гранулометрический состав исходных компонентов при агрегации частиц различной крупности в полидисперсной системе анализировался методом лазерной дифракции на

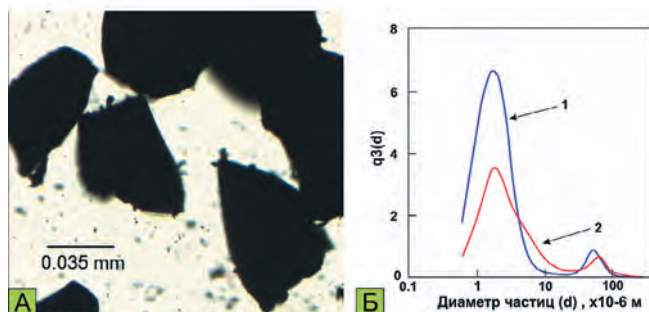


Рис. 2
Агрегация частиц минералов в полидисперсной системе:
А – микрофотография системы Нефелин – Гематит;
Б – функции плотности распределения частиц:
1 – исходная, 2 – в агрегационном равновесии

Fig. 2
Mineral particle aggregation in a polydisperse system:
А – microphotography of the nepheline – hematite system;
Б – Particle density function:
1 – initial, 2 – the aggregative equilibrium

¹ QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System, Software Version 3.18.0. Open Source Geospatial Foundation Project. Available at: <http://qgis.osgeo.org> (Accessed: 06.07.2021); R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2008. Available at: <http://www.R-project.org> (Accessed: 20.09.2021).

приборе Fritsch Analysette 22 в приближении Фраунгофера. Период установления равновесного состояния агрегации в полидисперсных системах составлял ~30 минут.

Методический подход к обработке данных об агрегации минеральных частиц

При интерпретации экспериментальных результатов использовался формализм вероятностной последовательной сорбции, описывающей закрепление частиц на поверхности процессом ее покрытия неперекрывающимися дисками [19; 20]. Ввиду асимметричности формы частиц минералов (рис. 2 А) за диаметр дисков компонента А, покрывающих поверхность компонента В, принимался эффективный диаметр частиц, измеряемый при лазерной дифракции. Эксперименты по агрегации проводились в условиях, обеспечивающих низкую степень заполнения $\theta < 0.1$, регулированием исходного соотношения объемов компонентов полидисперсных систем А и В.

Степень заполнения поверхности частиц компонента В частицами компонента А θ_{AB} рассчитывалась исходя из соотношения площади удельной поверхности компонента В и дисков с диаметром частиц компонента А,

$$\theta_{AB} = \frac{\gamma_A * S_A}{4 * \alpha_B * S_B}, \tag{2}$$

где γ_A – изменение объемной доли компонента А после установления агрегационного равновесия (%), S_A и S_B – площадь удельной поверхности частиц компонентов А и В на единицу их объема ($\text{см}^2/\text{см}^3$), α_B – объемная доля компонента В в полидисперсной системе (%).

При расчете уравнения (1) использовались интерполированные по экспериментальным значениям функции плотности распределения объемной доли частиц в зависимости от их диаметра в исходном состоянии, при установившемся агрегационном равновесии (рис. 2 Б) и следующие соотношения:

$$\gamma_A = \int_a^b q3_{init.}(x)dx - \int_a^b q3_{equil.}(x)dx = - \int_a^b \Delta q3(x)dx, \tag{3}$$

$$\frac{S_A}{S_B} = \frac{\int_a^b \frac{1}{x} * q3_{init.}(x)dx}{\int_c^d \frac{1}{x} * q3_{init.}(x)dx}, \tag{4}$$

$$\alpha_B = \int_c^d q3_{init.}(x)dx, \tag{5}$$

$a=0.6, b=8, c=15, d=150$.

Обозначения: γ_A – изменение объемной доли компонента А после установления агрегационного равновесия (%); $q3_{equil.}(x)$ и $q3_{init.}(x)$ – функция плотности распределения объемной доли при агрегационном равновесии (индекс *equil.*) и в начале формирования полидисперсной системы (индекс *init.*) соответственно; $\Delta q3(x)$ разность равновесной и исходной функций плотности распределений объемной доли частиц от их крупности; S – площадь удельной поверхности частиц компонента на единицу их объема ($\text{см}^2/\text{см}^3$) в исходный момент формирования полидисперсной системы, α_B – объемная доля компонента В в полидисперсной системе. Размерный множитель пределов интегрирования – 10^{-6} м.

Для расчета эффективных констант Гамакера дисперсионных взаимодействий в многофазной системе использовались приближенные соотношения:

$$A_{12} \approx (A_{11} * A_{22})^{1/2} \tag{6}$$

$$A_{121} \approx (A_{11}^{1/2} - A_{22}^{1/2})^2 \tag{7}$$

$$A_{123} \approx (A_{11}^{1/2} - A_{22}^{1/2}) * (A_{33}^{1/2} - A_{22}^{1/2}) \tag{8}$$

где A_{11}, A_{22}, A_{33} – константы Гамакера фаз 1, 2, 3 соответственно; A_{12} – эффективная константа взаимодействия между фазами 1 и 2; A_{121}, A_{123} – эффективные константы взаимодействия между фазами 1 и 1, 1 и 3 соответственно, разделенных прослойкой, заполненной фазой 2 [21].

В качестве базовых использовались константы Гамакера для Кварца и Воды, как веществ с наиболее экспериментально изученными дисперсионными взаимодействиями. На основе базовых констант по уравнениям (6)–(8) рассчитывались относительные эффективные константы Гамакера для систем минерал-вода-минерал и минерал-вода соответственно, $\frac{A_{AW}}{A_{QzWB}} \text{ и } \frac{A_{WW}}{A_{QzWB}}$, затем $\frac{A_{AWB}}{A_{AWQz}} \text{ и } \frac{A_{WWB}}{A_{AWQz}}$, где индексы Qz и W соответствуют Кварцу и Воде, А и В – компонентам полидисперсной системы. Полученные относительные эффективные константы Гамакера вида $\frac{A_{AWB}}{A_{AWQz}}$ сравнивались с экспериментально полученными данными о степени заполнения поверхности частиц при агрегации, приведенными к относительному виду $\frac{\ln \theta_{AB}}{\ln \theta_{AQz}}$.

Поиск согласованных оценок констант Гамакера проводился минимизацией квадрата разности расчетных и экспериментальных оценок относительных констант по массиву данных, полученных при исследовании агрегации в полидисперсной системе. Поиск сводился к подбору четырех значений константы Гамакера $A_{Nph}, A_{Hem}, A_{Py}, A_{Qz}$ – Нефелина, Гематита, Пирита, Кварца соответственно со следующими граничными и начальными условиями:

$$\left\{ \begin{aligned} f(A_{Nph}, A_{Hem}, A_{Py}, A_{Qz}) &= \sum_{ij} \left(\frac{A_{AWB_{ij}}}{A_{QzWB_{ij}}} - \frac{\ln \theta_{AB_{ij}}}{\ln \theta_{AQz_{ij}}} \right)^2 + \left(\frac{A_{AWB_{ij}}}{A_{AWQz}} - \frac{\ln \theta_{AB_{ij}}}{\ln \theta_{AQz}} \right)^2 \rightarrow \min \\ 40 < A_{Nph} < 100 \text{ zJ}, & \quad 40 < A_{Hem} < 100 \text{ zJ}, 40 < A_{Py} < 100 \text{ zJ}, 40 < A_{Qz} < 100 \text{ zJ} \\ A_{WW} &= 38.4 \text{ zJ}, \quad i, j = 1, 2, 3 \end{aligned} \right. \tag{9}$$

где A_{WW} – константа Гамакера Воды; A_{AWB} – эффективные константы Гамакера для полидисперсных систем, состоящих из компонентов А, В и Воды (W), рассчитанные по уравнениям (6)–(8), A_{QzWB}, A_{AWQz} – системы с присутствием Кварца (Qz) в качестве одного из компонентов; $\theta_{AB}, \theta_{AQz}, \theta_{QzB}$ – степень заполнения поверхности частиц компонента В частицами компонента А, рассчитанная с использованием экспериментальных данных об агрегации частиц по уравнению (1). Изменение индексов i, j обеспечивает все возможные комбинации минералов в качестве компонентов А и В в полидисперсной системе. Значения константы Гамакера приведены в зепто Джоулях ($1 \text{ зептоДж} = 10^{-21} \text{ Дж}$).

Поиск экстремума, ввиду невысокой размерности задачи, проводился сортировкой значений на расчетной сетке $\approx 1.3 * 10^{11}$ узлов. При расчетах применялся пакет программирования R².

Результаты оценки дисперсионных взаимодействий минеральных частиц

Полученные результаты хорошо согласуются с имеющимися немногочисленными оценками дисперсионных взаимодействий минералов при наличии водной прослойки между частицами (табл. 1).

² R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2008. Available at: <http://www.R-project.org> (Accessed: 20.09.2021).

Таблица 1
Экспериментально-расчетные константы Гамакера $A_{1w2}=A_{2w1}$ исследованных полидисперсных систем (1 зептоДж= 10^{-21} Дж)

Table 1
Experimental Hamaker constants $A_{1w2}=A_{2w1}$ of the studied polydisperse systems (1 zeptoJ (zJ) = 10^{-21} J)

Минералы		Константа Гамакера A_{1w2} , зептоДж	
1	2	Эксперимент	Литературные данные
Гематит	Гематит	10.8	39 [22], 13–45 [23]
Гематит	Нефелин	10.8	нет данных
Нефелин	Нефелин	10.7	нет данных
Кварц	Гематит	10.7	10 [22]
Кварц	Нефелин	10.6	нет данных
Кварц	Кварц	10.5	10.2–15.1 [24]
Пирит	Гематит	7.3	нет данных
Пирит	Нефелин	7.3	нет данных
Пирит	Кварц	7.2	нет данных
Пирит	Пирит	5.0	нет данных

Как видно из таблицы, наиболее сильные дисперсионные взаимодействия наблюдаются в полидисперсных системах с частицами Гематита или Нефелина в качестве хотя бы одного из компонентов, наименьшие – Пирита. Причины различия в свойствах поверхности бинарных соединений железа Пирита (FeS_2) и Гематита (Fe_2O_3) заключаются в различии взаимодействия воды с поверхностью их частиц: эффективная константа взаимодействия с водой Гематита (58.8 зептоДж) выше, чем у Пирита (52.2 зептоДж) и близка по величине к константам взаимодействия с водой Нефелина и Кварца (58.7 и 58.5 зептоДж соответственно).

Обсуждение полученных результатов

Причина наблюдаемых различий в пространственном распределении индекса мутности (NDTI) не может быть обусловлена различиями рельефа, климата, водного режима, близкими для исследованных природных водоемов. О подобии природных условий свидетельствует близость гидрохимических показателей: для всех озер характерна нейтральная среда (рН от 6,4 до 7,5) и невысокая минерализация воды, составляющая для озер Имандра и Колозеро соответственно 72 и 63,7 мг/л, для озера Мончеозеро – 24,7 мг/л, по данным работ [16–18]. Соответствие между характером снижения NDTI с расстоянием от источника техногенного воздействия позволяет предположить, что определяющим фактором осветления поверхностного слоя водоемов является вещественный состав тонкодисперсных минеральных частиц, определяющий параметры их взаимодействия и агрегации, приводящей к очищению воды в результате седиментации агрегатов. При этом следует отметить, что в условиях невысокой минерализации воды исследуемых водоемов и, соответственно, при малой ($\sim n \times 10^{-3}$ моль/л) ионной силе водной среды, процесс агрегации минеральных частиц будет, в первом приближении, зависеть от силы дисперсионных взаимодействий между ними.

Сложность вещественного состава складированных отходов переработки минерального сырья апатит-нефелиновых, железосодержащих и сульфидных медно-никелевых месторождений не позволяет однозначно характеризовать минеральный состав частиц техногенного загрязнения воды природных водоемов. Возможным решением этой проблемы при оценке техногенного загрязнения является неаддитивность дисперсионных взаимодействий, проявля-

ющаяся в непропорциональности между различием констант Гамакера системы минерал-вода и результирующим различием констант системы минерал-вода-минерал. Этот известный эффект в крайней степени проявления может приводить к отталкиванию частиц, когда результирующая константа Гамакера принимает отрицательные значения, несмотря на то, что константы взаимодействия частиц с водой имеют положительную величину [13]. В случае минерального сырья Кольского горнопромышленного комплекса, например, различие на 11% констант Гамакера Гематит-Вода и Пирит-Вода (58,8 и 52,2 зептоДж соответственно) приводит к двукратному уменьшению константы в системе Пирит-Вода-Пирит и на 30% в системе Гематит-Вода-Пирит по сравнению с системой Гематит-Вода-Гематит (табл. 1).

С учетом полученных результатов агрегация частиц в полиминеральных системах будет уменьшаться в ряду Гематит \approx Нефелин $>$ Кварц $>$ Пирит (сульфиды). Это соответствует наблюдаемому ряду снижения нормализованного разностного индекса мутности в поверхностном слое природных водоемов в импактной зоне предприятий (рис. 1Б). Наибольшее уменьшение индекса мутности с расстоянием наблюдается для вод, загрязненных отходами переработки апатито-нефелиновых руд. Менее выражено уменьшение индекса мутности вод, загрязненных кварцсодержащими отходами переработки железистых кварцитов. Наиболее стабилен индекс мутности поверхностного слоя природных водоемов при загрязнении отходами переработки сульфидных медно-никелевых руд (рис. 1Б).

Следует отметить, что для техногенного загрязнения отходами переработки железистых кварцитов и сульфидных медно-никелевых руд характерно значительное уменьшение индекса мутности на начальном участке кривой (расстояние от 0 до 0,5 км), сменяющемся пологим участком (рис. 1Б). Наиболее вероятно, что такой ход кривой обусловлен агрегацией и седиментацией частиц при наличии оксидов железа, в частности – Гематита, что отвечает максимальным значениям эффективных констант Гамакера в системах с его присутствием (табл. 1).

Таким образом, при прогнозировании и оценке загрязнения природных водоемов отходами переработки минерального сырья целесообразно учитывать взаимодействие минеральных частиц определением эффективных констант Гамакера по разработанной сравнительно простой в исполнении процедуре на основе гранулометрического анализа полидисперсных минеральных суспензий методом лазерной дифракции.

Направление дальнейших исследований

Гранулометрический состав является важным фактором седиментационной устойчивости техногенного загрязнения воды. Вместе с тем анализ дисперсного состава взвешенных веществ в полевых условиях на значительной территории природных водоемов затруднен, что обуславливает отсутствие сведений об этой важной характеристике техногенного воздействия на природную среду. Спутниковое наблюдение обратно рассеянного излучения позволяет оценить распределение взвешенных минеральных частиц по размеру с учетом зависимости от длины волны. Развитие методологии дистанционной характеристики загрязнения природных вод в импактной зоне горнопромышленных предприятий представляется перспективным направлением адаптации методов исследования Земли из космоса для решения задач экологического менеджмента природной среды при освоении месторождений полезных ископаемых.

Выводы

Изучено состояние поверхностного слоя природных водоемов в центральном, наиболее промышленно освоенном, районе Мурманской области, по данным спутниковых наблюдений пространственного распределения нормализованного разностного индекса мутности. Для объяснения наблюдаемых закономерностей снижения индекса мутности с расстоянием от техногенного источника исследовано влияние вещественного состава тонкодисперсных минеральных частиц на их агрегацию.

Показана возможность экспериментально-расчетной оценки эффективных констант Гамакера при исследовании агрегации частиц минералов методом лазерной дифракции в дистиллированной воде в равновесных условиях. Минимизацией квадрата разности расчетных и экспериментальных оценок эффективных констант Гамакера по массиву данных, полученных при исследовании агрегации

в полидисперсных системах, определены константы взаимодействия минерал-вода-минерал на примере разрабатываемых месторождений Кольского горнопромышленного комплекса.

Установлено, что наблюдаемому по спутниковым данным снижению индекса мутности в поверхностном слое природных водоемов при воздействии отходов переработки апатито-нефелиновых, железосодержащих, сульфидных медно-никелевых руд соответствует уменьшение агрегации минеральных частиц в полиминеральных системах в ряду Гематит \approx Нефелин $>$ Кварц $>$ Пирит (сульфиды).

Предлагаемый подход к использованию различий во взаимодействии минеральных частиц для интерпретации данных спутниковых наблюдений не требует проведения полевых исследований и позволяет идентифицировать техногенное загрязнение природных водоемов взвешенными веществами на территории промышленных регионов.

Список литературы

1. Bratby J. *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*. 2nd ed. IWA Publishing; 2016. 538 p. <https://doi.org/10.2166/9781780402321>
2. Jain R.K., Cui Z. "Cindy", Domen J.K. *Environmental impact of mining and mineral processing: Management, monitoring, and auditing strategies*. Elsevier; 2016. 322 p. <https://doi.org/10.1016/C2014-0-05174-X>
3. Chuvieco E. *Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach*. 3th ed. CRC Press; 2020. 432 p. <https://doi.org/10.1201/9780429506482>
4. Месяц С.П., Остапенко С.П. Перспектива использования данных спутниковых наблюдений для мониторинга воздействия складированных отходов горного производства на природную среду. *Горный журнал*. 2019;(6):72–76. <https://doi.org/10.17580/gzh.2019.06.10>
5. Kamboj N., Kamboj V. Water quality assessment using overall index of pollution in riverbed-mining area of Ganga-River Haridwar, India. *Water Science*. 2019;33(1):65–74. <https://doi.org/10.1080/11104929.2019.1626631>
6. Santy S., Mujumdar P., Bala G. Potential impacts of climate and land use change on the water quality of Ganga River around the industrialized Kanpur region. *Scientific Reports*. 2020;10(1):1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66171-x>
7. Garg V., Aggarwal S.P., Chauhan P. Changes in turbidity along Ganga River using Sentinel-2 satellite data during lockdown associated with COVID-19. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*. 2020.11(1):1175–1195. <https://doi.org/10.1080/19475705.2020.1782482>
8. Barnes B.B., Hu C. Island building in the South China Sea: detection of turbidity plumes and artificial islands using Landsat and MODIS data. *Scientific Reports*. 2016;(6):33194. <https://doi.org/10.1038/srep33194>
9. Акулова О.Б., Букатый В.И. Оценка влияния взвеси на спектральный показатель ослабления света в Телецком озере. *Фундаментальная и прикладная гидрофизика*. 2020;13(1):35–44. <https://doi.org/10.7868/S2073667320010049>
10. Каралли П.Г., Глуховец Д.И. Восстановление оптических характеристик поверхностного слоя вод арктических морей России по судовым и спутниковым данным. *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2020;17(1):191–202. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2020-17-1-191-202>
11. Lacaux J.P., Tourre Y.M., Vignolles C., Ndione J.A., Lafaye M. Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal. *Remote Sensing of Environment*. 2007;106(1):66–74. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012>
12. Elimelech M., Jia X., Gregory J., Williams R. *Particle deposition and aggregation: measurement, modelling, and simulation*. Butterworth-Heinemann; 1998. 448 p.
13. Parsegian V.A. *Van der Waals Forces: A handbook for biologists, engineers, and physicists*. Cambridge University Press; 2005. 398 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614606>
14. Morga M., Adamczyk Z., Kosior D., Oćwieja M. Hematite/silica nanoparticle bilayers on mica: AFM and electrokinetic characterization. *Physical Chemistry Chemical Physics*. 2018;20(22):15368–15379. <https://doi.org/10.1039/c8cp01049h>
15. Jin C., Glawdel T., Ren C.L., Emelko M.B. Non-linear, non-monotonic effect of nano-scale roughness on particle deposition in absence of an energy barrier: Experiments and modeling. *Scientific Reports*. 2016;(5):17747. <https://doi.org/10.1038/srep17747>
16. Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П., Ильящук Б.П., Ильящук Л.И. и др. *Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра*. М.: Наука; 2002. 476 с.
17. Кашулин Н.А. (ред.). *Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: центральный и юго-западный районы Мурманской области (бассейн Баренцева моря, Белого моря и Ботнического залива Балтийского моря)*. Апатиты: КНЦ РАН; 2013. Ч. 1. 298 с.
18. Кашулин Н.А. (ред.). *Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: центральный и юго-западный районы Мурманской области (бассейн Баренцева моря, Белого моря и Ботнического залива Балтийского моря)*. Апатиты: КНЦ РАН; 2013. Ч. 2. 253 с.
19. Feder J. Random sequential adsorption. *Journal of Theoretical Biology*. 1980;87(2):237–254. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(80\)90358-6](https://doi.org/10.1016/0022-5193(80)90358-6)
20. Cejas C., Maini L., Monti F., Tabelaing P. Deposition kinetics of bi- and tridisperse colloidal suspensions in microchannels under the van der Waals regime. *Soft Matter*. 2019;37(15):7438–7447. <https://doi.org/10.1039/C9SM01098J>
21. Зонгар Г., Штрэнге К. *Коагуляция и устойчивость дисперсных систем*. Л.: Химия; 1973. 152 с.
22. Faure B., Salazar-Alvarez G., Bergström L. Hamaker Constants of Iron Oxide Nanoparticles. *Langmuir*. 2011;27(14):8659–8664. <https://doi.org/10.1021/la201387d>
23. Visser J. On Hamaker constants: A comparison between Hamaker constants and Lifshitz-van der Waals constants. *Advances in Colloid and Interface Science*. 1972;3(4):331–363. [https://doi.org/10.1016/0001-8686\(72\)85001-2](https://doi.org/10.1016/0001-8686(72)85001-2)
24. Bergström L. Hamaker constants of inorganic materials. *Advances in Colloid and Interface Science*. 1997;70:125–169. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(97\)00003-1](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(97)00003-1)

References

1. Bratby J. *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment*. 2nd ed. IWA Publishing; 2016. 538 p. <https://doi.org/10.2166/9781780402321>
2. Jain R.K., Cui Z. "Cindy", Domen J.K. *Environmental impact of mining and mineral processing: Management, monitoring, and auditing strategies*. Elsevier; 2016. 322 p. <https://doi.org/10.1016/C2014-0-05174-X>
3. Chuvieco E. *Fundamentals of satellite remote sensing: An environmental approach*. 3th ed. CRC Press; 2020. 432 p. <https://doi.org/10.1201/9780429506482>
4. Mesyats S.P., Ostapenko S.P. The prospect of using satellite data to monitor the impact of mining waste on environment. *Gornyi Zhurnal*. 2019;(6):72–76. (In Russ.) <https://doi.org/10.17580/gzh.2019.06.10>
5. Kamboj N., Kamboj V. Water quality assessment using overall index of pollution in riverbed-mining area of Ganga-River Haridwar, India. *Water Science*. 2019;33(1):65–74. <https://doi.org/10.1080/11104929.2019.1626631>
6. Santy S., Mujumdar P., Bala G. Potential impacts of climate and land use change on the water quality of Ganga River around the industrialized Kanpur region. *Scientific Reports*. 2020;10(1):1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66171-x>
7. Garg V., Aggarwal S.P., Chauhan P. Changes in turbidity along Ganga River using Sentinel-2 satellite data during lockdown associated with COVID-19. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*. 2020.11(1):1175–1195. <https://doi.org/10.1080/19475705.2020.1782482>
8. Barnes B.B., Hu C. Island building in the South China Sea: detection of turbidity plumes and artificial islands using Landsat and MODIS data. *Scientific Reports*. 2016;(6):33194. <https://doi.org/10.1038/srep33194>
9. Akulova O.B., Bukatyi V.I. Evaluation of suspended matter effect on spectral light attenuation in Lake Teletskoye. *Fundamentalnaya i prikladnaya gidrofizika*. 2020;13(1):35–44. (In Russ.) <https://doi.org/10.7868/S2073667320010049>
10. Karalli P.G., Glukhovets D.I. Retrieving optical characteristics of the Russian Arctic seas water surface layer from shipboard and satellite data. *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa = Current Problems in Remote Sensing of the Earth from Space*. 2020;17(1):191–202. (In Russ.) <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2020-17-1-191-202>
11. Lacaux J.P., Tourre Y.M., Vignolles C., Ndione J.A., Lafaye M. Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal. *Remote Sensing of Environment*. 2007;106(1):66–74. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012>
12. Elimelech M., Jia X., Gregory J., Williams R. *Particle deposition and aggregation: measurement, modelling, and simulation*. Butterworth-Heinemann; 1998. 448 p.
13. Parsegian V.A. *Van der Waals Forces: A handbook for biologists, engineers, and physicists*. Cambridge University Press; 2005. 398 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614606>
14. Morga M., Adamczyk Z., Kosior D., Oćwieja M. Hematite/silica nanoparticle bilayers on mica: AFM and electrokinetic characterization. *Physical Chemistry Chemical Physics*. 2018;20(22):15368–15379. <https://doi.org/10.1039/c8cp01049h>
15. Jin C., Glowdel T., Ren C.L., Emelko M.B. Non-linear, non-monotonic effect of nano-scale roughness on particle deposition in absence of an energy barrier: Experiments and modeling. *Scientific Reports*. 2016;(5):17747. <https://doi.org/10.1038/srep17747>
16. Moiseenko T.I., Dauvalter V.A., Lukin A.A., Kudryavtseva L.P., Ilyashchuk B.P., Ilyashchuk L.I. et al. The anthropogenic modifications of the ecosystem of the lake Imandra. Moscow: Nauka; 2002. 476 p. (In Russ.)
17. Kashulin N.A. (ed.). Annotated ecological catalogue of lakes in the Murmansk region: the central and southwest areas of the Murmansk region (basins of the Barents Sea, the White Sea and the Bothnia gulf of the Baltic Sea). Apatity: Kola Science Centre of the Russian Academy of Science; 2013. Part 1. 298 p. (In Russ.)
18. Kashulin N.A. (ed.). Annotated ecological catalogue of lakes in the Murmansk region: the central and southwest areas of the Murmansk region (basins of the Barents Sea, the White Sea and the Bothnia gulf of the Baltic Sea). Apatity: Kola Science Centre of the Russian Academy of Science; 2013. Part 2. 253 p. (In Russ.)
19. Feder J. Random sequential adsorption. *Journal of Theoretical Biology*. 1980;87(2):237–254. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(80\)90358-6](https://doi.org/10.1016/0022-5193(80)90358-6)
20. Cejas C., Maini L., Monti F., Tabeling P. Deposition kinetics of bi- and tridisperse colloidal suspensions in microchannels under the van der Waals regime. *Soft Matter*. 2019;37(15):7438–7447. <https://doi.org/10.1039/C9SM01098J>
21. Sonntag G., Shtrenge K. *Coagulation and stability of dispersed systems*. Leningrad: Nauka; 1973. 152 p. (In Russ.)
22. Faure B., Salazar-Alvarez G., Bergström L. Hamaker Constants of Iron Oxide Nanoparticles. *Langmuir*. 2011;27(14):8659–8664. <https://doi.org/10.1021/la201387d>
23. Visser J. On Hamaker constants: A comparison between Hamaker constants and Lifshitz-van der Waals constants. *Advances in Colloid and Interface Science*. 1972;3(4):331–363. [https://doi.org/10.1016/0001-8686\(72\)85001-2](https://doi.org/10.1016/0001-8686(72)85001-2)
24. Bergström L. Hamaker constants of inorganic materials. *Advances in Colloid and Interface Science*. 1997;70:125–169. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(97\)00003-1](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(97)00003-1)

Информация об авторах

Остапенко Сергей Павлович – кандидат технических наук, ведущий научный сотрудник, Горный институт Кольского научного центра Российской академии наук, г. Апатиты, Российская Федерация; e-mail: s.ostapenko@ksc.ru

Месяц Светлана Петровна – ведущий научный сотрудник, заведующий лабораторией, Горный институт Кольского научного центра Российской академии наук, г. Апатиты, Российская Федерация; e-mail: s.mesyats@ksc.ru

Information about the authors

Sergey P. Ostapenko – Cand. Sci. (Eng.), Leading Researcher, Mining Institute of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Science, Apatity, Russian Federation; e-mail: s.ostapenko@ksc.ru

Svetlana P. Mesyats – Leading Researcher, Head of Laboratory, Mining Institute of the Kola Science Centre of the Russian Academy of Science, Apatity, Russian Federation; e-mail: s.mesyats@ksc.ru

Информация о статье

Поступила в редакцию: 30.10.2021

Поступила после рецензирования: 22.11.2021

Принята к публикации: 23.11.2021

Article info

Received: 30.10.2021

Revised: 22.11.2021

Accepted: 23.11.2021