

УДК 504.455

DOI 10.52575/2712-7443-2026-50-3-634-645

EDN OTYKRE

Моделирование вторичного загрязнения марганцем Куйбышевского водохранилища

¹Рахуба А.В., ²Шмакова М.В.

¹Самарский федеральный исследовательский центр РАН, Институт экологии Волжского бассейна РАН,
Россия, 445003, г. Тольятти, ул. Комзина, 10

²Институт озерадения РАН – Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН,
Россия, 199178, г. Санкт-Петербург, 14-я линия В.О., 39
m-shmakova@yandex.ru

Аннотация. Одной из наиболее существенных составляющих вторичного загрязнения водных объектов является взмучивание донных отложений. Адсорбированные на взвешенных частицах и растворенные в поровых водах тяжелые металлы, поступающие из донных отложений, при взмучивании многократно увеличивают содержание поллютантов в воде. Для количественной оценки полей повышенного содержания тяжелых металлов в водных объектах авторами разработана математическая модель двухфазного массопереноса совместно с уравнениями переноса консервативной примеси. Проведена серия модельных расчетов валового содержания марганца в Куйбышевском водохранилище при штормовых ветрах разной направленности. Получена пространственная неоднородность и выявлены зоны максимальной концентрации марганца, которая для Куйбышевского водохранилища составила 0,5 мг/л, при фоновых значениях 0,04 мг/л. Результаты расчетов показывают, что вклад потока марганца со дна в водную толщу водохранилища составляет 49 %, а величина пространственной неоднородности (C_v) достигает 55 %. Использование модели позволяет дать пространственную оценку распределения полей повышенных концентраций тяжелых металлов и рассчитать последствия при неблагоприятных природных условиях, а также при возможных гидротехнических мероприятиях, связанных с повышенной мутностью в акватории.

Ключевые слова: Куйбышевское водохранилище, математическое моделирование, марганец, донные отложения, взмучивание, внутренняя нагрузка

Благодарности: Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН – СПб ФИЦ РАН по теме FFZF-2024-0002 «Современные угрозы водным объектам и инновационные методы их сохранения, восстановления и рационального использования» и государственного задания Института экологии Волжского бассейна РАН – филиала Самарского ФИЦ РАН по теме FMRW-2025-0050 (регистрационный номер 1024032700087-2-1.6.19;1.6.17).

Для цитирования: Рахуба А.В., Шмакова М.В. 2026. Моделирование вторичного загрязнения марганцем Куйбышевского водохранилища. Региональные геосистемы, 50(3): 634–645. DOI: 10.52575/2712-7443-2026-50-3-634-645 EDN: OTYKRE

Modeling of Secondary Manganese Pollution in the Kuibyshev Reservoir

Alexander V. Rakhuba, Marina V. Shmakova

¹Samara Federal Research Scientific Center RAS, Institute of Ecology of the Volga River Basin RAS,
10 Komzin St., Tolyatti 445003, Russia

²Institute of Limnology RAS – St. Petersburg Federal Research Center of the RAS,
39 14th Line V.O. St., St. Petersburg 199178, Russia
m-shmakova@yandex.ru

© Рахуба А.В., Шмакова М.В., 2026

Abstract. One of the most significant components of the water bodies secondary pollution is the stirring up of the bottom sediments. Heavy metals adsorbed on the suspended particles and dissolved in pore waters, coming from bottom sediments, increase the content of pollutants in the water many times during agitation. To quantify the fields of increased heavy metal content in water bodies, the authors have developed a mathematical model of two-phase mass transfer together with equations for the transfer of conservative impurities. A series of model calculations of the total manganese content in the Kuibyshev reservoir under storm winds of different directions has been carried out. Spatial heterogeneity was obtained and zones of maximum concentration of manganese were identified, which for the Kuibyshev reservoir was 0.5 mg/l, with background values of 0.04 mg/l. The calculation results show that the contribution of the manganese flow from the bottom to the reservoir water masses is 49%, and the spatial heterogeneity (C_s) reaches 55 %. Using the model allows to give a spatial assessment of the distribution of fields of increased concentrations of heavy metals and calculate the consequences under adverse natural conditions, as well as possible hydraulic engineering measures associated with increased turbidity in the water area.

Keywords: Kuibyshev reservoir, mathematical modeling, manganese, bottom sediments, stirring up, internal load

Acknowledgements: The research was carried out within state assignment to the St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, project No. FFZF-2024-0002 “Contemporary threats to water bodies and innovative methods of their preservation, restoration and rational use” and state assignment to the Institute of Ecology of the Volga Basin of the Russian Academy of Sciences, branch of the Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, project No. FMRW-2025-0050 (1024032700087-2-1.6.19;1.6.17).

For citation: Rakhuba A.V., Shmakova M.V. 2026. Modeling of Secondary Manganese Pollution in the Kuibyshev Reservoir. Regional Geosystems, 50(3): 634–645 (in Russian). DOI: 10.52575/2712-7443-2026-50-3-634-645 EDN: OTYKRE

Введение

Согласно гидрохимическому мониторингу, качество воды Куйбышевского водохранилища по содержанию тяжелых металлов в воде и донных отложениях не соответствует требованиям СанПиН [СанПиН 2.1.4. 1074-01]. При этом, наиболее высокие концентрации тяжелых металлов наблюдаются на участках акватории, расположенных в относительной близости от различных производств, и в нижнем течении водохранилища у города Тольятти. Например, в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища содержание марганца в донных отложениях превышает его природный фон в пять раз [Калайда, Хамитова, 2015]. А ПДК в Приплотинном плесе существенно превышают такие показатели, как цинк, железо и марганец, а в донных отложениях плеса наблюдается повышенное содержание никеля и титана. Ввиду того, что помимо прочего Куйбышевское водохранилище служит источником питьевого водоснабжения, повышение концентрации загрязняющих веществ в воде за счет внутренней нагрузки является серьезной экологической проблемой и требует оценки содержания тяжелых металлов в воде на момент взмучивания донных отложений и поступления загрязняющих веществ в водные массы. На рис. 1 приведены диаграммы кратности превышения ПДК марганцем и повторяемость случаев для периода 2010–2024 гг., построенные на основании данных гидрохимических наблюдений, опубликованных в Ежегодниках «Контроль качество воды» [2010–2024]. Как следует из приведенных диаграмм, в акватории Куйбышевского водохранилища имеет место устойчивое повышенное содержание марганца. За пятнадцатилетний период наблюдений содержание марганца в воде превышало ПДК более, чем в три раза, а частота превышения составила в среднем 57 % случаев.

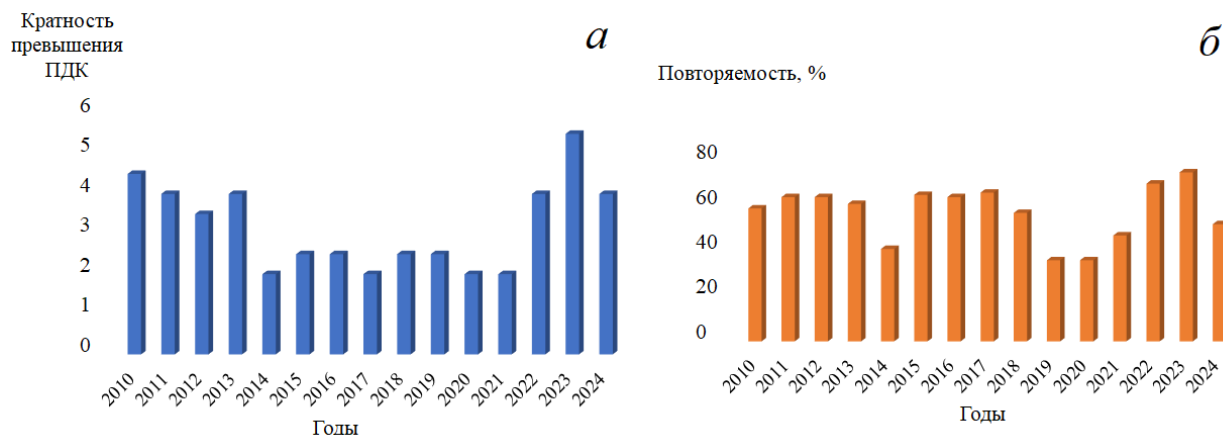


Рис. 1. Диаграммы кратности превышения ПДК марганцем (а) и повторяемости случаев превышения, % (б) в Куйбышевском водохранилище для периода 2010–2024 гг.
Fig. 1. Diagrams of the frequency of exceeding the maximum permissible concentration by manganese (a) and the frequency of cases of excess, % (б) in the Kuibyshev Reservoir for the period 2010–2024

Марганец является вторым по распространенности после железа тяжелым металлом на Земле и поступает в водные объекты с подземными водами, в результате эмиссии с различных типов подстилающей поверхности, а также в адсорбированном виде на продуктах почвенного смыва [Gadd, Griffiths, 1977; Gadd, 1990; Sidoruk, 2023]. К промышленным источникам марганца на водосборе Куйбышевского водохранилища относятся сточные воды предприятий жилищно-коммунального хозяйства, энергетической и химической промышленности (предприятия городов Зеленодольск, Казань, Ульяновск, Тольятти), сельского хозяйства [Ежегодник «Контроль качества...», 2010–2024].

В результате внутренней нагрузки, труднорастворимые формы марганца, адсорбированные на донных отложениях, восстанавливаются до хорошо растворимых и поступают в результате диффузии в придонный слой. Также в период цветения сине-зеленые водоросли активно накапливают марганец, который при отмирании последних вновь поступает в водные массы. Так, двадцатикратное превышение ПДК по марганцу в 2010 году в створе г. Тольятти было вызвано аномальным повышением температуры в исследуемый период. Это привело к активному размножению сине-зеленых водорослей, после разложения которых в водные массы поступило значительное количество марганца. Последнее совместно с пониженным уровнем водохранилища обусловило существенное превышение ПДК по этому показателю [Петрякова, Фомина, 2011]. Попадая с питьевой водой в организм человека в больших концентрациях марганец вызывает тяжелые отравления, негативно влияет на репродуктивную функцию, сердечно-сосудистую систему и так далее. Накапливаясь в организме, марганец приводит к нарушениям в работе центральной нервной системы.

Повышенное содержание марганца в воде и донных отложениях Куйбышевского водохранилища обеспечивают неблагоприятные гидрометеорологические условия и антропогенный фактор. Перемешивание водных масс и последующее взмучивание донных отложений в результате ветрового или антропогенного воздействия в мелководных участках акватории приводит к значительному увеличению валового содержания загрязняющих веществ в водных массах.

Целью настоящего исследования является оценка содержания марганца в акватории Куйбышевского водохранилища в результате вторичного загрязнения донными отложениями при неблагоприятных гидрометеорологических явлениях.

Объекты и методы исследования

Куйбышевское водохранилище, одно из крупнейших в мире, представляет собой огромную емкость, аккумулирующую загрязняющие вещества, поступающие с территории водосборной площади в растворенном и адсорбированном на твердых частицах виде. При этом замедленный водообмен плесовых расширений определяет их как наиболее загрязненную часть водохранилища. Основными источниками поступления ТМ в акваторию Куйбышевского водохранилища помимо ТМ, поступающих из верхних створов, является эмиссия и почвенная эрозия с подстилающей площади водосбора. За длительный период (1958–2025 гг.) эксплуатации Куйбышевского водохранилища в донных отложениях накоплено большое количество ТМ [Степанова, Латыпова, 2005]. Это создает опасность локального ухудшения качества воды в литоральной части водохранилища, где предпочтительно располагаются оголовки водозаборов, зоны отдыха и сосредоточена основная биомасса водных организмов.

Характерной особенностью Куйбышевского водохранилища является суточный и недельный режим регулирования водного стока. В период весеннего половодья происходит накопление воды в водохранилище до отметки НПУ, а в остальную часть года – сработка накопленных запасов. Амплитуда годового колебания стока составляет 5–7 м. Именно это оказывает влияние на динамику стокового течения и вместе с дрейфовыми течениями определяет характер взмучивания донных отложений в мелководных зонах и соответственно экологическую обстановку в этих районах. Так, в жаркую погоду, при хорошем прогреве воды и сильном ветре могут сложиться экстремальные условия по качеству воды, как это было в 2010 году в районе водозабора г. Тольятти [Петрякова, Фомина, 2011]. При обильном цветении сине-зеленых водорослей и ветровом взмучивании донных отложений содержание марганца в районе оголовков водозабора доходило до 2,21 мг/л. В результате, с учетом используемых технологий очистки воды удалось снизить концентрацию марганца в питьевой воде разводящей сети города до 0,87 мг/л, тогда как ПДК, в соответствии с санитарными нормативами по марганцу, составляет 0,1 мг/л. Похожие ситуации периодически возникают в районах многих водозаборов, особенно расположенных в плесах и заливах Куйбышевского водохранилища.

Известно, что одним из эффективных методов контроля качества воды, рационального использования водных объектов и планирования водохозяйственной деятельности является математическое моделирование. Внутренняя нагрузка или вторичное загрязнение водных объектов происходит в результате поступления в водные массы загрязняющих веществ из донных отложений и поровых вод. При этом валовое содержание загрязняющего вещества в акватории формируется из фоновой концентрации, концентрации в поровых водах и количестве адсорбированного на поверхности частиц донных отложений и взвеси вещества. Можно выделить следующие основные механизмы поступления ТМ в водные массы в результате внутренней нагрузки:

- 1) процессы десорбции;
- 2) диффузионный массообмен между поровыми водами и придонным слоем, вызванный градиентами в таких переменных состояниях среды как плотность, температура, минерализация;
- 3) массоперенос за счет интенсивного перемешивания, вызванного неблагоприятными гидрометеорологическими явлениями, а также антропогенными факторами, такими как дноуглубление, дампинг, гидротехническое строительство, прохождение судов и так далее.

В настоящее время при рассмотрении задачи вторичного загрязнения тяжелыми металлами, как правило, основное внимание уделяется механизмам поступления разных форм ТМ из донных отложений и поровых вод в водные массы [Веницианов, Кочарян,

1994; Веницианов, Лепихин, 2002; Попова и др., 2009; Решетняк, Закруткин, 2016; Толкачев, Корженевский, 2025]. Однако неотъемлемой частью решения данной задачи является количественная оценка массы взмученных донных отложений. Эта оценка неразрывно сопряжена с решением уравнений двухфазного массопереноса. В таблице приведены основные процессы гетерофазного массообмена в системе «донные отложения – поровые воды – взвесь – водные массы», переменные состояния этой системы, определяющие направленность и скорость процесса и уравнения, описывающие эти процессы.

Основные процессы гетерофазного массообмена
в системе «донные отложения – поровые воды – взвесь – водные массы»
The main processes of heterophase mass
transfer in the "bottom sediments – pore water – sediments – water masses" system

Процесс	Переменные состояния	Уравнения и модели
Адсорбция/десорбция на взвесьях	pH↑↓ детрит↑↓ взвесь↑↓ энергия потока↑↓	Уравнения процессов сорбции/десорбции в системе «водные массы – взвесь» [Веницианов, Лепихин, 2002]
Адсорбция/десорбция в донных отложениях	pH↑↓ Eh↑↓ детрит↑↓	Уравнения процессов сорбции/десорбции в системе «поровые воды/водные массы – донные отложения» [Веницианов, Лепихин, 2002]
Диффузия из/в поровые воды	Градиент температуры воды, плотности и минерализации↑↓	Уравнения диффузного массообмена в системе «поровые воды – водные массы» [Методические основы оценки..., 1987]
Растворение	pH↓ Eh↓ взвесь↓ детрит↓ растворенная органика↑	Уравнение кинетики растворения [Веницианов, Лепихин, 2002]
Взмучивание/осаждение ДО	Транспортирующий потенциал потока↑↓	Гидродинамические модели, дополненные алгоритмами двухфазного массопереноса [Рахуба, Шмакова, 2022]
Распространение загрязняющих веществ в акватории	Стоковые, дрейфовые течения	Уравнения турбулентной диффузии для растворенной примеси [Методические основы оценки..., 1987]

При построении модели необходимо определиться с тем, какие процессы будут аппроксимированы математическим аппаратом, какие допущения будут сделаны при этом (например, примесь будет полагаться консервативной, а процессы гетерофазного массообмена будут полагаться динамически равновесными). Также необходимо скоординировать характерное время всех рассматриваемых процессов в соответствии со структурным уровнем моделирования. Характерное время доминирующих потоков ТМ оценивается через интенсивность процессов [Веницианов, Лепихин, 2002]

– молекулярной диффузии:

$$T_{\text{пор}} \sim \frac{D_{m \text{ пор}}}{\Delta H^2},$$

где $D_{m \text{ пор}}$ – коэффициент молекулярной диффузии, ΔH – мощность донных отложений;

– десорбции с донных отложений:

$$T_{\text{десор}} \sim \frac{D_{\text{тчастиц}}}{r^2},$$

где $D_{\text{частиц}}$ – коэффициент диффузии ионов металла в материале частиц как правило кварца; r – размер частиц;

– размыва дна:

$$T_{\text{раз}} \sim \frac{\Delta H}{V_h},$$

где V_h – скорость размыва донных отложений.

При этом в ряде случаев полезно оценить вклад моделируемого компонента в рассчитываемый общий поток вещества, и при незначительном вкладе имеет смысл упростить модель, чтобы не утяжелять алгоритмы. Следует также иметь ввиду, что масштаб моделирования определяет и границы применимости полученных результатов.

Разработанная в ИЭВБ РАН – филиале СамНЦ РАН и ИНОЗ РАН – СПб ФИЦ РАН моделирующая система внутренней нагрузки тяжелыми металлами на водный объект представлена гидродинамической моделью «Волна» [Рахуба, Шмакова, 2022], дополненной алгоритмами двухфазного массопереноса [Shmakova, 2022] и схемой учета разнофракционности донных отложений, участвующих в процессах взмучивания [Shmakova, 2022] и зависимостями содержания адсорбированного вещества на поверхности донных отложений от крупности частиц в исследуемом водоеме. В отличие от принятых алгоритмов оценки нагрузки тяжелыми металлами донных отложений эффективной крупности в модели учитывается вся кривая гранулометрического состава донных отложений. Последнее позволяет избежать смещения в оценке общего содержания адсорбированных на поверхности частиц ТМ за счет погрешностей в определении эффективной крупности. На рис. 2 приведена зависимость массы марганца, адсорбированного на донных отложениях от крупности последних [Иванов и др., 1994; Степанова, Латыпова, 2005; Иванов и др., 2015].

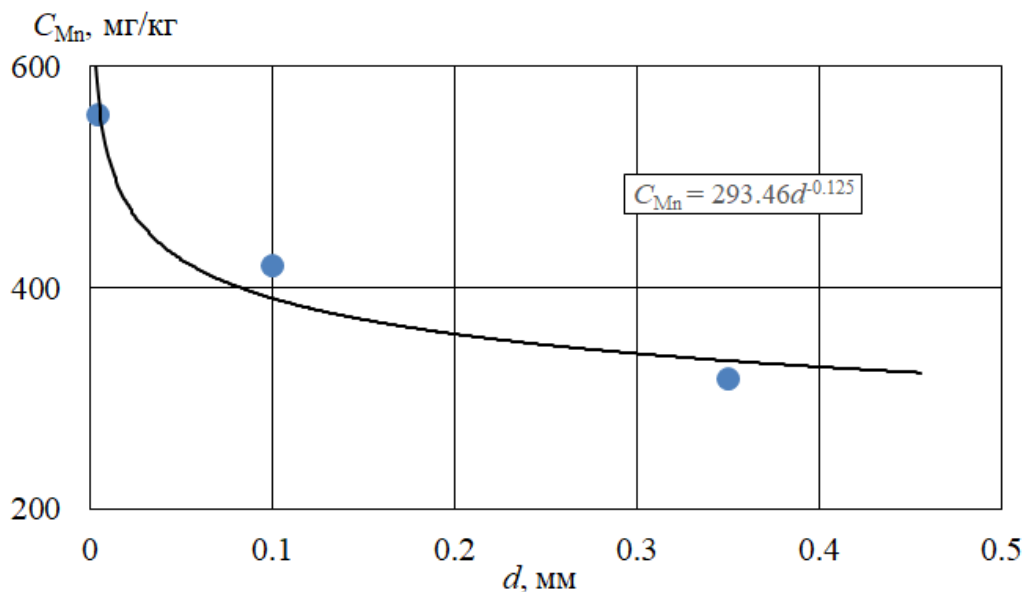


Рис. 2. Зависимость массы марганца, адсорбированного на донных отложениях C_{Mn} , мг/кг от крупности последних d , мм

Fig. 2. Dependence of the mass of manganese adsorbed on the bottom sediments of the C_{Mn} , mg/kg on the size of the latter, d , mm

Валовое содержание тяжелых металлов $C(x, y, t)$ в водных массах рассчитывается как сумма фоновой концентрации $C_{\text{фон}}$, мг/л, концентрации вещества, поступившего из поровых вод $C_{\text{пор}}$ и концентрации вещества, адсорбированного на транспортируемых частицах наносов $C_{\text{адсорб}}$

$$C(x, y, t) = C_{\text{фон}} + C_{\text{пор}} + C_{\text{адсорб}},$$

$$C_{\text{пор}} = f_1(\Delta_{\text{пор}}),$$

$$C_{\text{адсорб}} = f_2(M_{\text{ТМ}}),$$

где $\Delta_{\text{пор}}$ – активный придонный слой, из которого осуществляется водообмен поровых вод с основной водной массой, м. Эта величина является функцией толщины размытого донного грунта и придонной части, активно участвующей в водообмене.

Общая масса загрязняющего вещества $M_{\text{ТМ}}$, кг/с, адсорбированного на поверхности транспортируемых частиц в расчетной ячейке вычисляется в соответствии с распределением крупности движущихся наносов $d_{\text{гр}} = f_3(p)$:

$$M_{\text{ТМ}}(x, y, t) = G(x, y, t) \frac{\int_0^1 m_{\text{ТМ}}(d_{\text{гр}}(p)) dp}{\int_0^1 m_{\text{гр}}(p) dp},$$

$$m_{\text{гр}} = \frac{\rho_{\text{гр}}}{6} \pi d_{\text{гр}}^3,$$

где $m_{\text{ТМ}}$ – масса вещества, адсорбированного на частице крупностью $d_{\text{гр}}$, кг/кг; $m_{\text{гр}}$ – масса частицы крупностью $d_{\text{гр}}$, кг; $d_{\text{гр}}$ – крупность частицы, м; p – вероятность, б/р.

Уравнение переноса консервативной примеси имеет вид:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E_L \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + (1 - \phi) \frac{\Delta_{\text{пор}} C_{\text{пор}}}{H \partial t} + \frac{M_{\text{ТМ}}}{H \partial x \partial y},$$

где E_L – коэффициент диффузии, м²/с; H – полная глубина, м; ϕ – плотность залегания донного грунта, б/р.

При этом, гетерофазный массообмен между поровыми водами и донными отложениями, а именно процессы адсорбции и десорбции, в модели не рассматривается, то есть система «поровые воды – донные отложения – водная масса» полагается равновесной.

Результаты и их обсуждение

Интенсивность процессов взмучивания ДО и поступление Мп в водную толщу водохранилища определяется сочетанием факторов стокового течения, регулируемого гидроузлами (двумя верхними и одной замыкающей ГЭС) и действием разнонаправленных ветров, вызывающих вихри дрейфовых течений различного масштаба [Koś, Zawisza, 2015; Sojka et al., 2018]. В Волжской и Камской ветках Куйбышевского водохранилища, до их слияния в Волго-Камском плесе, в основном преобладают стоковые течения, которые существенно зависят от объема попусков воды Чебоксарской и Нижнекамской ГЭС. Диапазон колебания скоростей течений в русловой части Волги и Камы в летнее-осеннюю межень составляет 2–34 см/с. Ниже, в озеровидно-плесовых расширениях скорости стокового течения снижаются до 1–2 см/с и лишь в местах сужения акватории увеличиваются на порядок до 10–20 см/с. Именно в этих узких местах водохранилища наблюдаются интенсивные процессы размыва и намыва ДО, вызванных действием режима колебаний стокового течения. Непосредственно в самих плесах динамику течений определяют разнонаправленные ветра повышенной интенсивности и продолжительности, формирующие циркуляции течений. Наибольшие орбитальные скорости в крупномасштабных вихрях достигают 7–12 см/с, в вихрях меньших размеров – 1–4 см/с.

На рис. 3 приведены результаты моделирования валового содержания Мп в водной толще Куйбышевского водохранилища в безветренных (фоновых) условиях, когда наблюдаются только стоковое течение (рис. 3а) и когда дополнительно идет развитие ветровых течений (рис. 3б и рис. 3с). Расчеты показывают, что при отсутствии ветра на

всей акватории водохранилища распределение концентрации Мп достаточно однородное (0,04–0,10 мг/л), за исключением верхних русловых участков и мест сужения акватории водохранилища (0,12–0,30 мг/л). Зоны обширного взмучивания ДО и наибольшего содержания Мп (0,18–0,40 мг/л) в воде формируется на водохранилище при задании преобладающих ветров штормовой интенсивности 15 м/с северо-западного (СЗ) и юго-западного (ЮЗ) направлений. При ЮЗ ветре возникают вдольбереговые зоны взмучивания в районах больших вихревых образований дрейфовых течений с высокими орбитальными скоростями течений. Площадь таких зон составляет от 8 км² до 112 км².

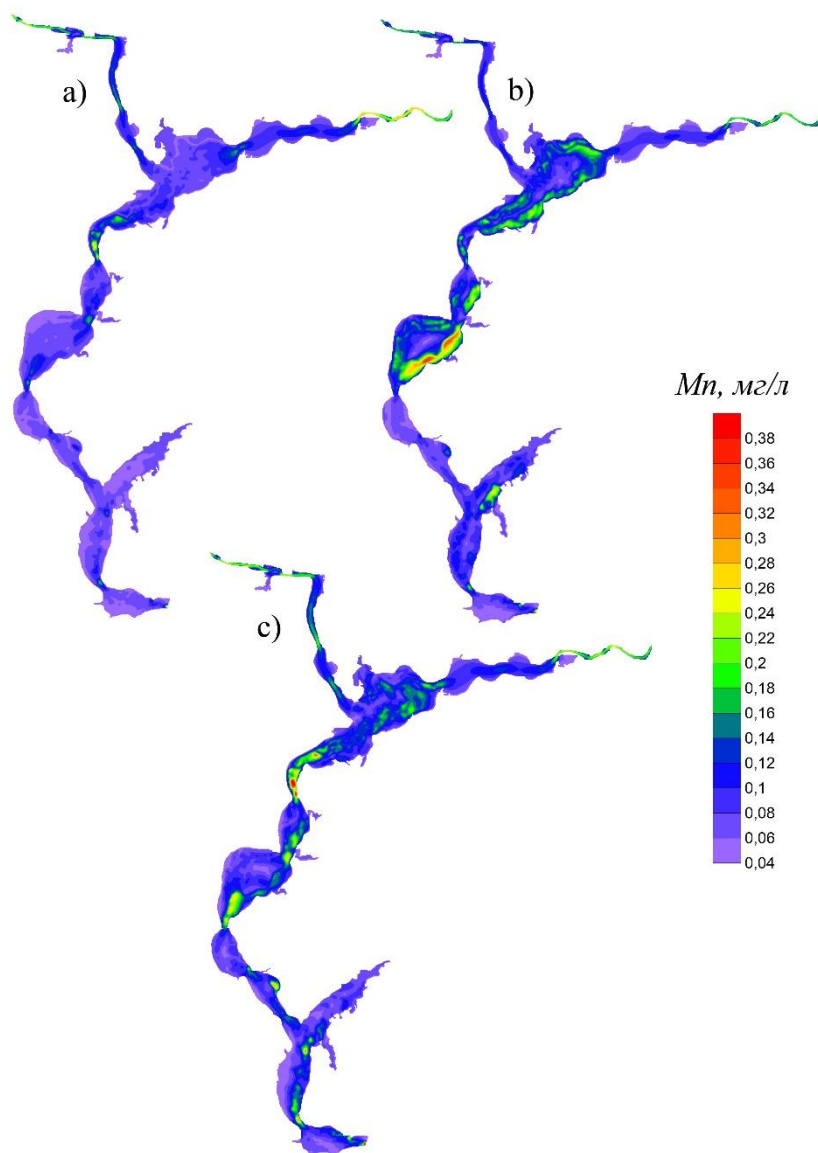


Рис. 3. Модельный расчет валового содержания Мп в Куйбышевском водохранилище при а) штиле, б) СЗ ветре, в) ЮЗ ветре

Fig. 3. Model calculation of the total Mn content in the Kuibyshev reservoir at a) calm, b) north-west wind, c) south-west wind

Самая крупная зона расположена в Ундоровском плесе, вытянутая вдоль мелководного левого берега (выше г. Ульяновск). Согласно расчетам, максимальная валовая концентрация Мп в этом районе водохранилища достигает 0,5 мг/л. При СЗ ветре также возникают обширные зоны взмучивания ДО, сформированные разномасштабными

вихрями течений площадью от 4 км² до 30 км². Наиболее крупная зона формируется в Тетюшинском плесе (г. Тетюши), где валовая концентрация Мп составляет 0,16–0,50 мг/л. Для примера на рис. 4 показаны направления скорости течений и зоны взмучивания ДО в районах Ундоровского и Тетюшинского плесов. Можно отметить, что в обоих плесах возникают крупномасштабные циркуляции, охватывающие целиком всю акваторию. В других плесах Куйбышевского водохранилища возникают локальные зоны взмучивания ДО, сформированные вихревой структурой течений мелкого и среднего масштаба с валовым содержанием Мп в воде 0,10–0,30 мг/л.

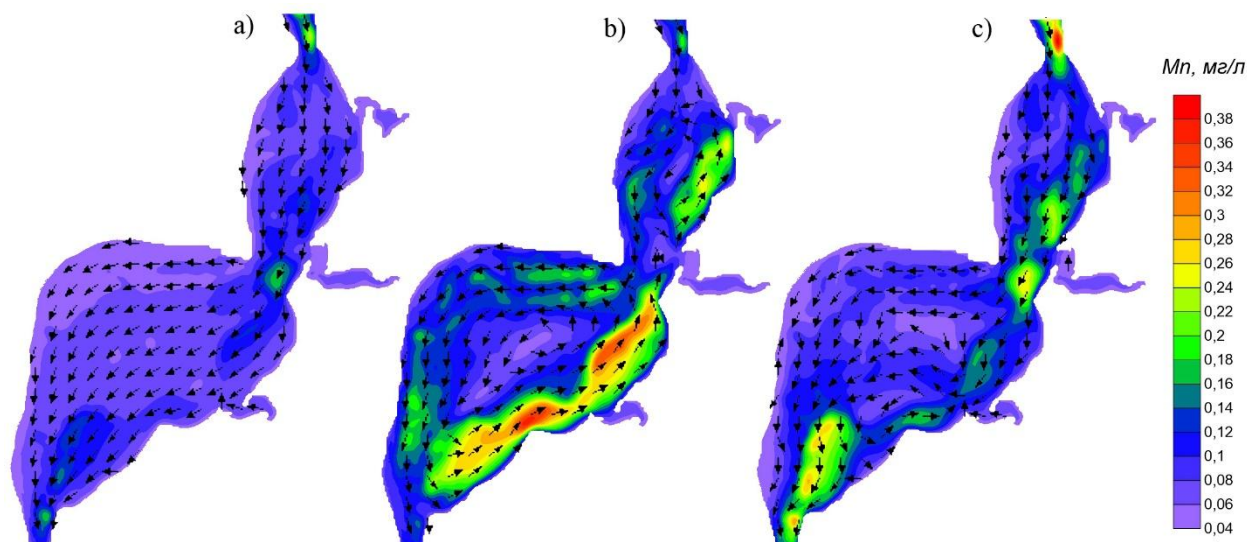


Рис. 4. Модельный расчет направления течения и валового содержания Мп в Ундоровском и Тетюшинском плесах при а) штиль, б) ЮЗ ветер, в) СЗ ветер

Fig. 4. Model calculation of the flow direction and the total Mn content in the Undorovsky and Tetyushinsky ples at a) calm, b) south-west wind, c) north-west wind

Значение коэффициента C_v , характеризующего пространственную неоднородность распределения валовой концентрации Мп в акватории Куйбышевского водохранилища при отсутствии ветра, составляет 48 %. При задании в модели ЮЗ ветра неоднородность распределения Мп увеличивается до 53 %, а при задании ветра СЗ направления – до 55 %.

В результате, зоны наиболее интенсивного взмучивания формируются вдоль мелководной береговой линии в районах всех плесов, в гидрографических сужениях между плесами, в Волжском и Камском русловых районах переменного подпора Куйбышевского водохранилища. Модельные расчеты внутренней нагрузки Мп в условиях штормовых ветров показывают, что ее валовая концентрация в воде может превышать фоновые значения в 4–50 раз, а вклад его потока из донных отложений в общий запас в воде Куйбышевского водохранилища составляет 48–49 %.

Заклучение

Экологическое состояние крупных водоемов во многом зависит от поступления загрязняющих веществ из донных отложений в периоды интенсивного ветрового воздействия. В целях оценки и управления качеством воды водных объектов необходимо совершенствование методов прогнозирования распространения загрязняющих веществ в природных водах. Проведенные расчеты в Куйбышевском водохранилище показали, что при действии разнонаправленных штормовых ветров, валовая концентрация марганца достигает 0,5 мг/л, при фоновых значениях 0,04 мг/л. В это время по всей акватории водохранилища пространственная неоднородность возрастает до 55 %. Наиболее всего подвержены взмучиванию мелководные зоны преимущественно левобережья. Согласно

модельным расчетам, вклад потока марганца со дна в его содержание в водной толще при ветровом взмучивании донных отложений равен 49 %, что составляет половину его запаса в водохранилище. Разработанный авторами метод, основанный на уравнениях гидродинамики и алгоритмах двухфазного массопереноса, может быть использован для прогноза качества природной воды и оптимального управления режимом очистки питьевой воды на водозаборах и цехах водоподготовки.

Список источников

- Ежегодник «Качество поверхностных вод Российской Федерации». 2010–2024. Ростов-на-Дону, ФГБУ «Государственных гидрохимический институт», 451 с.
- Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. 1987. Под ред. А.В. Караушева. Л., Гидрометеиздат, 285 с.
- СанПиН 2.1.4. 1074-01. «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. 2001. Контроль качества». М., 59 с.

Список литературы

- Веницианов Е.В., Кочарян А.Г. 1994. Тяжелые металлы в природных водах. В кн.: Воды суши: проблемы и решения. Под ред. М.Г. Хубларяна. М., ИВП РАН: 299–326.
- Веницианов Е.В., Лепихин А.П. 2002. Физико-химические основы моделирования миграции и трансформации тяжелых металлов в природных водах. Екатеринбург, РосНИИВХ, 236 с.
- Иванов Д.В., Григорьян Б.Р., Фастхутдинова Т.А. 1994. Кларки металлов в почках и аллювиальных отложениях островных ландшафтов Куйбышевского водохранилища. Казанский медицинский журнал, 75(1): 34–38. <https://doi.org/10.17816/kazmj89598>
- Иванов Д.В., Хасанов Р.Р., Маланин В.В., Законнов В.В. 2015. Пространственное распространение металлов в донных отложениях Куйбышевского водохранилища. Вода: химия и экология, 4(82): 81–86.
- Калайда М.Л., Хамитова М.Ф. 2015. Особенности химического состава донных отложений в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища. Бутлеровские сообщения, 44(11): 104–112.
- Петрякова О.Д., Фоминова Е.А. 2011. Причины повышения концентрации марганца в природной и питьевой воде города Тольятти. Вестник Волжского университета им. В.Н. Татищева, 11: 111–116.
- Попова Н.В., Есина О.И., Татарников В.О., Веремеенко О.В., Воинова М.В., Монахова Г.А. 2009. Выявление и оценка вторичного загрязнения нефтегазоносных акваторий на примере лицензионного участка ООО «Каспийская нефтяная компания». Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе, 9: 30–33.
- Рахуба А.В., Шмакова М.В. 2022. Нестационарный режим водохранилища: опыт моделирования русловых процессов с подвижным дном. Фундаментальная и прикладная гидрофизика, 15(2): 138–149. <https://doi.org/10.48612/fpg/peru-3z3h-gazh>
- Решетняк О.С., Закруткин В.Е. 2016. Донные отложения как источник вторичного загрязнения речных вод металлами (по данным лабораторного эксперимента). Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Серия: Естественные науки, 4(192): 102–109.
- Степанова Н.Ю., Латыпова В.З. 2005. Механизмы детоксикации тяжелых металлов в компонентах водной экосистемы Куйбышевского водохранилища. Ученые записки Казанского государственного университета. Серия: Естественные науки, 147(3): 18–26.
- Толкачев Г.Ю., Корженевский Б.И. 2025. Влияние выноса тяжелых металлов из донных отложений водоемов на качество воды. Мелиорация и водное хозяйство, 1: 4–8. <https://doi.org/10.32962/0235-2524-2025-1-4-8>
- Gadd G.M., Griffiths A.J. 1977. Microorganisms and Heavy Metal Toxicity. Microbial Ecology, 4(4): 303–317. <https://doi.org/10.1007/BF02013274>
- Gadd G.M. 1990. Heavy Metal Accumulation by Bacteria and Other Microorganisms. Experientia, 46(8): 834–840. <https://doi.org/10.1007/BF01935534>
- Koś K., Zawisza E. 2015. Heavy Metals Contamination of Sediments from Chosen Dam Reservoirs in Terms of Their Usage in Earthworks. Wseas transactions on environment and development, 11: 136–142.

- Shmakova M. 2022. Sediment Transport in River Flows: New Approaches and Formulas. In: Modeling of Sediment Transport. London, IntechOpen: 1–22. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.103942>
- Sidoruk M. 2023. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Bottom Sediments: A Case Study of Eutrophic Bukwałd Lake Located in an agricultural catchment. International Journal of Environmental Research and Public Health, 20(3): 2387. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph20032387>
- Sojka M., Jaskuła J., Siepak M. 2018. Heavy Metals in Bottom Sediments of Reservoirs in the Lowland Area of Western Poland: Concentrations, Distribution, Sources and Ecological Risk. Water, 11(1): 56. <http://dx.doi.org/10.3390/w11010056>

References

- Venicianov E.V., Kocharyan A.G. 1994. Tyazhelyye metally v prirodnykh vodakh [Heavy Metals in Natural Waters]. In: Vody sushi: problemy i resheniya [Land Waters: Problems and Solutions]. Ed. by M.G. Hublaryan. Moscow, Publ. IVP RAN: 299–326.
- Venicianov E.V., Lepixin A.P. 2002. Fiziko-khimicheskiye osnovy modelirovaniya migratsii i transformatsii tyazhelykh metallov v prirodnykh vodakh [Physico-Chemical Fundamentals of Modeling Migration and Transformation of Heavy Metals in Natural Waters]. Ekaterinburg, Publ. RosNIIVX, 236 p.
- Ivanov D.V., Grigoryan B.R., Faskhutdinova T.A. 1994. Clarks of Metals in Soils and Alluvial Deposits of Kuibyshev Reservoir Island Landscapes. Kazan Medical Journal, 75(1): 34–38 (in Russian). <https://doi.org/10.17816/kazmj89598>
- Ivanov D.V., Khasanov R.R., Malanin V.V., Zakonnov V.V. 2015. The Spatial Division of Metals in Sediments of the Kuibyshev Reservoir. Water: Chemistry and Ecology, 4(82): 81–86 (in Russian).
- Kalayda M.L., Khamitova M.F. 2015. The Specificity of Chemical Composition of Bottom Sediments in the Volga Reach of the Kuibyshev Reservoir. Butlerov Communications, 44(11): 104–112 (in Russian).
- Petryakova O.D., Fominova E.A. 2011. Causes of Increasing the Concentration of Manganese in Natural and Drinking Water of Togliatti. Vestnik of Volzhsky University named after V.N. Tatishchev, 11: 111–116 (in Russian).
- Popova N.V., Esina O.I., Tatarnikov V.O., Veremeenko O.V., Voinova M.V., Monahova G.A. 2009. Vyyavleniye i otsenka vtorichnogo zagryazneniya neftegazonosnykh akvatoriy na primere litsenzionnogo uchastka OOO «Kaspiyskaya neftyanaya kompaniya». [Identification and Assessment of Secondary Pollution of Oil and Gas-Bearing Water Areas Using the Example of the Licensed Area of the Caspian Oil Company LLC]. Zashchita okruzhayushchey sredy v neftegazovom komplekse, 9: 30–33.
- Rakhuba A.V., Shmakova M.V. 2022. Regime of Reservoir: Experience in Modeling Riverbed Processes with a Movable Bed. Fundamental and Applied Hydrophysics, 15(2): 138–149 (in Russian). <https://doi.org/10.48612/fpg/peru-3z3h-gazh>
- Reshetnyak O.S., Zakrutkin V.E. 2016. Bottom Sediments as a Source of Secondary Water Pollution by Metals (According to the Laboratory Experiment). Bulletin of Higher Education Institutes. North Caucasus Region. Natural Sciences, 4(192): 102–109 (in Russian).
- Stepanova N.Yu., Latypova V.Z. 2005. Mekhanizmy detoksikatsii tyazhelykh metallov v komponentakh vodnoy ekosistemy Kuybyshevskogo vodokhranilishcha [Mechanisms of Detoxification of Heavy Metals in the Components of the Aquatic Ecosystem of the Kuibyshev Reservoir]. Uchenyye zapiski Kazanskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya: Estestvennyye nauki, 147(3): 18–26.
- Tolkachev G.Yu., Korzhenevskiy B.I. 2025. Vliyaniye vynosa tyazhelykh metallov iz donnykh otlozheniy vodoyemov na kachestvo vody [Influence of Removal of Heavy Metals from Bottom Sediments of Reservoirs on Water Quality]. Melioratsiya i vodnoye khozyaystvo, 1: 4–8. <https://doi.org/10.32962/0235-2524-2025-1-4-8>
- Gadd G.M., Griffiths A.J. 1977. Microorganisms and Heavy Metal Toxicity. Microbial Ecology, 4(4): 303–317. <https://doi.org/10.1007/BF02013274>
- Gadd G.M. 1990. Heavy Metal Accumulation by Bacteria and Other Microorganisms. Experientia, 46(8): 834–840. <https://doi.org/10.1007/BF01935534>
- Koś K., Zawisza E. 2015. Heavy Metals Contamination of Sediments from Chosen Dam Reservoirs in Terms of Their Usage in Earthworks. Wseas transactions on environment and development, 11: 136–142.

- Shmakova M. 2022. Sediment Transport in River Flows: New Approaches and Formulas. In: Modeling of Sediment Transport. London, IntechOpen: 1–22. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.103942>
- Sidoruk M. 2023. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Bottom Sediments: A Case Study of Eutrophic Bukwałd Lake Located in an agricultural catchment. International Journal of Environmental Research and Public Health, 20(3): 2387. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph20032387>
- Sojka M., Jaskuła J., Siepak M. 2018. Heavy Metals in Bottom Sediments of Reservoirs in the Lowland Area of Western Poland: Concentrations, Distribution, Sources and Ecological Risk. Water, 11(1): 56. <http://dx.doi.org/10.3390/w11010056>

*Поступила в редакцию 18.12.2025;
поступила после рецензирования 02.02.2026;
принята к публикации 02.03.2026*

*Received December 18, 2025;
Revised February 02, 2026;
Accepted March 02, 2026*

Конфликт интересов: о потенциальном конфликте интересов не сообщалось.
Conflict of interest: no potential conflict of interest related to this article was reported.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Рахуба Александр Владимирович, кандидат технических наук, заведующий лабораторией мониторинга водных объектов, Самарский федеральный исследовательский центр РАН, г. Тольятти, Россия

Шмакова Марина Валентиновна, доктор географических наук, ведущий научный сотрудник, руководитель лаборатории математических методов моделирования, Санкт-Петербургский федеральный исследовательский центр РАН, г. Санкт-Петербург, Россия

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

Alexander V. Rakhuba, Candidate of Technical Sciences, Senior Researcher, Head of the Laboratory of Monitoring Water Bodies, Samara Federal Research Scientific Center of Russian Academia of Science, Tolyatti, Russia

Marina V. Shmakova, Doctor of Sciences in Geography, Leading Researcher, Head of the Laboratory of Mathematical Methods of Modelling, St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Saint-Petersburg, Russia