

УДК 504.422

© *Е. В. Волощук*^{1,2}, *Т. Р. Еремина*², *В. А. Рябченко*¹

¹Санкт-Петербургский филиал Института океанологии им. П. П. Ширшова РАН

²Российский государственный гидрометеорологический университет, г. Санкт-Петербург
ketrin492006@mail.ru

МОДЕЛИРОВАНИЕ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ В ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДИАГЕНЕТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ

Для оценки биогеохимических изменений в верхнем слое донных отложений, вызванных биоирригационной активностью бентосных организмов, используется диагенетическая модель CANDI. Для условий восточной части Финского залива проведена верификация модели, показана сопоставимость модельных расчетов с данными натурных наблюдений. Исследована чувствительность модели к пористости донных отложений, выявлена зависимость глубины проникновения кислорода в донные отложения от содержания органического вещества в них. Рассчитан коэффициент биотурбации и биоирригация с учетом численности популяции бентосных организмов, оказывающих механическое воздействие на донные отложения. Результаты моделирования показывают, что постоянное воздействие биоирригации на бентосный слой уже через 5 лет может привести к уменьшению запасов фосфатов и аммония в поровой воде по сравнению со случаем отсутствия биоирригации. Запасы нитратов и сульфатов в поровой воде, наоборот, возрастут. Запасы железа твердой фазы донных отложений изменятся незначительно. Сделан вывод, что при условии отсутствия биоирригации, циклы биогенных элементов и связанных с ними растворенных химических соединений железа через 5 лет изменятся существенно, что в итоге может привести к значительным перестройкам в бентосных системах.

Ключевые слова: биогеохимические процессы, бентосный слой, моделирование, Финский залив.

E. V. Voloshchuk^{1,2}, *T. R. Eremina*², *V. A. Ryabchenko*¹

¹Saint-Petersburg Department of the P. P. Shirshov Institute of Oceanology of RAS

²Russian State Hydrometeorological University, Saint-Petersburg

MODELING OF BIOGEOCHEMICAL PROCESSES IN THE SEDIMENTS OF THE EASTERN PART OF THE GULF OF FINLAND BY MEANS OF DIAGENETIC MODEL

The paper discusses the diagenetic model CANDI (carbon and nutrient diagenesis) which was used for assessment of biogeochemical changes in the upper layer of bottom sediments caused by bioirrigation activity of benthic organisms. For the conditions of the Eastern part of the Gulf of Finland the verification of the model is made, the comparability of the model calculations with the in situ observations is showed. The sensitivity of the model to the sediment porosity is tested; the dependence of the oxygen penetration depth in the sediments from organic matter content is showed. The bioturbation coefficient is calculated taking into account the population size of benthic organisms, providing a mechanical effect on bottom sediments. The modeling results show that constant bioirrigation influence on benthic layer can lead to the reduction of phosphates and ammonium reserve in 5 years as compared to the case of bioirrigation absence. The reserve of nitrates and sulfates, contrary, will increase. The reserve of solid iron of bottom sediments will not change significantly. It is concluded that cycles of biogenic elements and their associated dissolved compounds of iron will change significantly in 5 years in case of bioirrigation absence, which can lead to significant changes in benthic systems.

Key words: biogeochemical processes, benthic layer, modeling, Gulf of Finland.

Биогеохимические процессы, происходящие в бентосном слое мелководной акватории, влияют на изменения запасов биогенных веществ, прежде всего азота и фосфора, которые являются важными компонентами функционирования водной системы. Оценка их запасов и понимание источников поступления — актуальная задача в условиях ухудшающегося состояния Балтийского моря вследствие эвтрофикации. Недостаточное количество данных наблюдений о распределении биогенных и

иных веществ в донных отложениях, а также сложность получения таких данных в морских условиях затрудняют исследования биогеохимических процессов, вклад которых в эвтрофикацию мелководных прибрежных районов может быть весьма существенен [1—4]. В связи с этим, довольно широкое распространение получили модели биогеохимических процессов в придонных водах и донных отложениях.

Применение моделей диагенеза органического вещества и биогенных веществ имеет длительную историю, а появление все новых моделей говорит о комплексности и сложности природных процессов, все еще не до конца исследованных. Так, в работе [5] предложен прототип модели, в настоящее время известной как G-модель, и установлено, что разложение (окисление) органического вещества прямо пропорционально его концентрации и не зависит от концентрации окислителей. Позднее, в работе [6] модель была расширена, и в нее был включен цикл биогенных веществ. В последующие годы модель претерпела ряд модификаций: приобрела временную зависимость [7], рассмотрение различных типов органического вещества [8], эффекты сезонности, биотурбации (совокупность нарушений в донных отложениях, вызванных деятельностью живых организмов) и ирригации (интенсификация обмена поровой воды с вышележащими водами в результате деятельности живых организмов) [9—11], в модель включалась зависящая от времени скорость разложения вещества [12], ингибирование окислителей [13], окисление восстановленных побочных продуктов [14].

Широкое распространение получила многокомпонентная диагенетическая модель, применяемая в работах [15—18] и др.

Целью настоящей работы является оценка биогеохимических изменений в верхнем слое донных отложений, вызванных биоирригационной активностью бентосных организмов.

Описание бентосной диагенетической модели. Биогеохимические процессы в бентосном слое в восточной части Финского залива исследуются на основе бентосной диагенетической модели CANDI (*carbon and nutrient diagenesis* — диагенез углерода и биогенных элементов) [15]. Модель CANDI включает описание шести реакций окисления органического вещества согласно схеме Моно, а также окислительно-восстановительные реакции побочных продуктов в бентосном слое. Наилучшее воспроизведение моделируемого явления в донных отложениях достигается путем включения в модель сложных физико-биохимических процессов, таких как седиментация, адсорбция, окисление и восстановление, захоронение, биотурбация, биоирригация. С точки зрения моделирования под бентосным слоем понимается слой, в котором осуществляется биоирригационная активность организмов.

Модель позволяет рассчитать вертикальные профили концентрации биогенных элементов, окислителей, а также органического вещества и ряда других веществ в поровой воде и твердой фазе донных отложений в различные моменты времени. Основные зависимые переменные модели включают:

$$C_{si} = \{G_1, G_2, Fe^{3+}, Mn^{4+}, FeS\}, i = 1, \dots, 5$$

$$C_{pi} = \{O_2, NO_3^-, SO_4^{2-}, \sum PO_4^{3-}, \sum NH_4^+, \sum H_2S, Mn^{2+}, Fe^{2+}, \sum CO_2, CH_4, Ca^{2+}\}, i = 1, \dots, 11,$$

где C_{si} и C_{pi} — содержание вещества в твердой фазе донных отложений (в %) и концентрация растворенного вещества в поровой воде донных отложений (ммоль/л), соответственно; G_1 и G_2 — органическое вещество типов α (лабильное) и β (нелабильное),

$$\sum PO_4^{3-} = H_2PO_4^- + HPO_4^{2-} + PO_4^{3-},$$

$$\sum NH_4^+ = NH_3 + NH_4^+, \sum H_2S = H_2S + HS^-, \sum CO_2 = CO_2 + HCO_3^- + CO_3^{2-}.$$

Изменения концентрации твердых веществ происходят в результате биотурбации, захоронения и химических реакций (1); концентрации растворенных веществ — за счет молекулярной диффузии, адвекции, биоирригации и химических реакций (2). В общем виде уравнения модели для твердых и растворенных веществ в донных отложениях можно представить в виде

$$\frac{\partial C_{si}}{\partial t} = \frac{1}{\Phi_s} \frac{\partial}{\partial x} \left(\Phi_s D_b \frac{\partial C_{si}}{\partial x} - \Phi_s w C_{si} \right) + \sum R_{si}, \quad (1)$$

$$\frac{\partial C_{pi}}{\partial t} = \frac{1}{\Phi} \frac{\partial}{\partial x} \left[\Phi D'_{pi} \frac{\partial C_{pi}}{\partial x} - \Phi u C_{pi} \right] + I r_{pi} + \sum R_{pi}, \quad (2)$$

где t — время (год); x — вертикальная координата, направленная вниз от границы вода-донные отложения (см); $I r_{pi}$ — скорость изменения концентрации pi -го вещества за счет биоирригации; $\sum R_{si}$ и

$\sum R_{pi}$ — суммарная скорость изменения концентрации si -го твердого вещества и pi -го растворенного вещества соответственно; D_b — коэффициент биотурбации (см²/год); D_{pi} — коэффициент эффективной диффузии pi -ого вещества (коэффициент молекулярной диффузии с учетом извилистости) [19] (см²/год); извилистость, в свою очередь, определяется по заданной пористости Φ (см³/см³) согласно выражению $\theta^2 = 1 - 2\ln(\Phi^2)$, w — скорость захоронения (скорость движения донных отложений, обусловленная захоронением) (см/год); u — скорость адвекции в поровой воде (см/год); Φ_s — объемная доля твердой фракции донных отложений, $\Phi_s = 1 - \Phi$.

Предполагается, что биоирригация растворенных веществ пропорциональна (с коэффициентом α) разности концентрации C_{pio} вещества на поверхности раздела вода-донные отложения и его концентрации C_{pix} в поровой воде на горизонте x , т. е.

$$I_{r_{pi}} = \alpha \cdot (C_{pio} - C_{pix}). \quad (3)$$

При расчете биоирригации фосфатов и аммония учитывается их адсорбция путем введения соответствующих констант адсорбции.

Граничные условия. На верхней границе ($x = 0$) бентосного слоя должны быть заданы концентрации твердого органического вещества (детрита), Mn^{4+} тв., Fe^{3+} тв., а также концентрации растворенных O_2 , NO_3^- , $\sum PO_4^{3-}$, $\sum NH_4^+$, $\sum H_2S$, Mn^{2+} , Fe^{2+} , $\sum CO_2$, CH_4 .

На нижней границе бентосного слоя ($x = L$) для концентраций всех веществ задается условие отсутствия потока:

$$\frac{\partial C_{si}}{\partial x} = 0, \quad \frac{\partial C_{pi}}{\partial x} = 0.$$

Входной информацией для модели CANDI служат данные о температуре, солености и давлении на границе раздела вода-дно. Должны быть также заданы: коэффициент биотурбации; константы скорости разложения органического вещества типа α и β ; константы скоростей окисления аммония (NH_4^+), сероводорода ($\sum H_2S$), марганца (Mn^{2+}), железа (Fe^{2+}), сульфида железа (FeS), метана (CH_4) как молекулярным кислородом, так и кислородсодержащими веществами (NO_3^- , MnO_2 , $Fe(OH)_3$, SO_4^{2-}); константы скорости формирования FeS из Fe^{2+} и FeS_2 из FeS ; скорости осаждения фосфатов (PO_4^{3-}) и сульфида железа (FeS); константа скорости растворения кальцита; отношение Редфилда; константы Моно для восстановления O_2 , NO_3^- и SO_4^{2-} ; константы адсорбции NH_4^+ и PO_4^{3-} ; коэффициент биоирригации, максимальная глубина ирригации; скорость захоронения (w) при $x \rightarrow \infty$; пористость при $x = 0$ и $x \rightarrow \infty$.

Процессы биотурбации и биоирригации. В модели CANDI предусмотрен учет влияния бентосных организмов на биогеохимические процессы через механизмы биотурбации и биоирригации.

Процесс биотурбации представляет собой совокупность нарушений в донных отложениях, вызванных деятельностью живых организмов [20]. Эти процессы включают в себя выкапывание нор и туннелей, которые затем разрушаются или засыпаются, поглощение и экскреция отложений, вспахивание поверхностных отложений, строительство насыпей и рытье воронок. В процессе биотурбации происходит перемешивание как твердой, так и жидкой фазы донных отложений.

Понижение коэффициента биотурбации с глубиной задается в виде распределения Гаусса по формуле [21]:

$$D_b^0 = D_0 \times e^{-\frac{x^2}{2\sigma^2}},$$

где D_0 (см² год⁻¹) — коэффициент биотурбации на границе раздела вода-донные отложения; σ (см) — глубина эффективного перемешивания (задается равной 10 см). Коэффициент D_0 , в свою очередь, определяется из эмпирического выражения [22]:

$$D_0 = 15.7 \times w^{0.7}.$$

Биоирригация — это процесс, ускоряющий обмен поровой воды с вышележащими водами в результате деятельности живых организмов [23]. Разделение двух данных процессов в некоторой степени условно, в широком смысле биотурбация донных отложений включает все процессы переноса, совершаемые бентосными организмами [24]. Следуя данному определению, ирригацию можно рассматривать как вид биотурбации, который связан с обменом жидкой фракции донных отложений.

Учет биоирригации в модели CANDI осуществляется путем введения нелокального члена обмена, который зависит от геометрических параметров нор. Для ключевого понимания влияния макрозообентоса на химический состав донных отложений и поровой воды в модели используется

подмодель Аллера [25]. В ней зона биоирригации донных отложений представлена набором идентичных вертикальных, постоянно заливаемых водой, полых цилиндров, равномерно распределенных в порах донных отложений. Это позволило оценить влияние размера и количества таких пор на процесс биоирригации.

Сообщество бентосных животных можно представить массивом таких цилиндров, диаметр которых зависит от плотности популяции. Нелокальный член обмена (3), используемый в данной модели, может быть напрямую применен к норам животных. Следуя данному подходу, интенсивность обмена поровой воды с близлежащими водами определяется нелокальным коэффициентом биоирригации, α (год⁻¹), который рассчитывается по формуле:

$$\alpha = \gamma D_s,$$

где D_s — коэффициент молекулярной диффузии (см²год⁻¹) (поскольку порядок величин данного коэффициента для различных химических элементов одинаков, в настоящей работе использовалось значение коэффициента молекулярной диффузии кислорода); γ — эмпирически полученный параметр, называемый фактором биоирригации (см⁻²). Фактор γ — функция численности популяции N (экз./см²) бентосных животных и радиуса r (см) вырытых ими норок [18]:

$$\gamma = \frac{r}{\left(\frac{1}{\pi N} - r^2\right)\left(\frac{1}{2\sqrt{\pi N}} - \frac{3r}{2}\right)}. \quad (4)$$

Так, для популяции полихет *Marenzelleria spp.* (*M. spp.*), которые активно заселяют Северную Балтику [18, 26], в лабораторных экспериментах было получено, что при численности популяции $N = 2550$ экз./м² фактор биоирригации $\gamma = 0.53$ см⁻² [27]. При таких значениях N и γ , из формулы (4) следует, что $r = 0.18$ см [28].

В настоящее время вид-вселенец в Балтийском море *Marenzelleria spp.* является одним из наиболее распространенных обитателей бентоса в восточной части Финского залива. С момента их крупномасштабной инвазии в Финском заливе, предположительно с 2008 г., наблюдается рост их численности [29]. Представители данного рода организмов за счет интенсивного и более глубокого перекапывания донных отложений могут оказывать влияние на геохимические процессы в них.

Условия выполнения расчетов. Расчеты эволюции биогеохимических характеристик в бентосном слое выполнялись на станции 2L (59°54.394' с.ш., 28°10.692' в.д.), расположенной в восточной части Финского залива. Начальные и граничные условия на границе вода-донные отложения задавались по данным натурных наблюдений о содержании биогенных элементов, кислороде, железе, марганце, сульфатах, а также численности полихет рода *M. spp.*, полученных на этой станции в ходе экспедиции Российского государственного гидрометеорологического университета (РГГМУ) в сентябре 2013 г. В период проведения измерений кислородные условия на станции 2L в целом были благоприятные: в придонном слое концентрация кислорода составляла 2.31 мл/л, что выше его предельного значения (2 мл/л), донные отложения представляли собой бурый окисленный ил. Экспедиционные данные были использованы для расчета коэффициента биоирригации (табл. 1). Коэффициент молекулярной диффузии кислорода D_s рассчитывался в зависимости от температуры, солености и давления на станции 2L.

Значения других модельных констант задавались по литературным данным [15, 18, 30].

Расчеты от начального до установившегося состояния, в котором средние по бентосному слою средние годовые значения искомым концентраций в i -й год отличались от соответствующих значений в $(i - 1)$ году, выполнялись для периода 5 лет.

Верификация модели. На рис. 1 представлены рассчитанные неустановившиеся (через 4 дня) и установившиеся (через 5 лет счета) вертикальные распределения концентрации фосфатов, нитратов и других веществ в поровой воде и твердой фазе донных отложений на станции 2L.

К сожалению, не представляется возможным провести полноценное количественное сравнение рассчитанных распределений концентрации различных веществ с данными измерений, полученными

Таблица 1

Параметры биоирригации, используемые в диагенетической модели

Станция	N (\pm СКО), инд./м ²	r , м	γ , см ⁻²	D_s , см ² год ⁻¹	α , год ⁻¹
2L	2928 \pm 134	0.00183	0.70	360	253

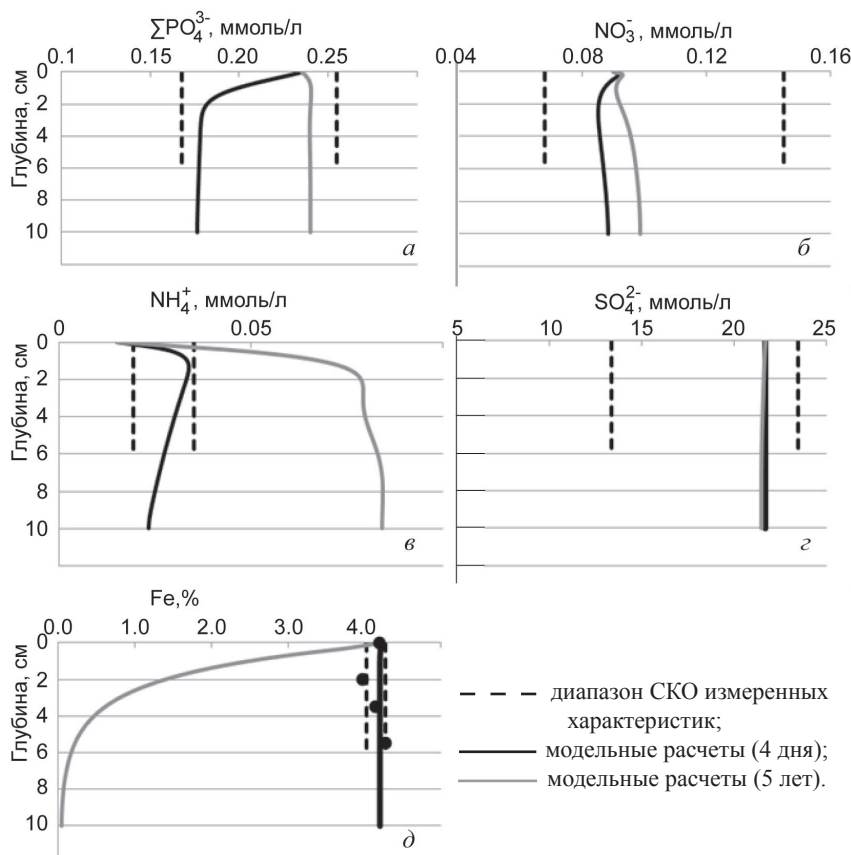


Рис. 1. Вертикальные профили концентрации фосфатов (а), нитратов (б), аммония (в) и сульфатов (з) в поровой воде донных отложений, содержание железа твердой фазы в донных отложениях (д) на станции 2L.

(кроме установившихся профилей аммония и железа). Это позволяет считать модель приемлемой для получения количественной оценки влияния биотурбации и биоирригации на биогеохимические процессы в бентосном слое.

Чувствительность модели. Как показали результаты расчетов при различных значениях модельных параметров, константы скоростей реакций окисления веществ, описываемых моделью, практически не влияют на конечный результат, т. е. модельное решение к ним не чувствительно. Вместе с тем другие модельные параметры, такие как константа Моно для нитратов, константы адсорбции фосфатов и аммония, пористость донных отложений, константа разложения лабильного органического вещества и коэффициент биоирригации оказывают заметное влияние на результаты моделирования. Наибольшая чувствительность обнаружена к изменению пористости донных отложений и содержания органического вещества. Результаты расчетов концентрации фосфатов, нитратов и сульфатов в поровой воде на станции 2L при различных значениях пористости донных отложений представлены на рис. 2.

Как видно (рис. 2), изменение соотношения объема пор и твердой фракции в донных отложениях, т. е. пористость, приводит к значительным изменениям в профилях концентраций биогенных элементов. Повышение пористости ведет к увеличению концентраций нитратов и сульфатов на всех горизонтах за счет роста их эффективной диффузии, а также снижения скоростей реакций разложения и окисления органического вещества, т. е. более медленному расходованию нитратов и сульфатов. В отличие от нитратов и сульфатов концентрация фосфатов снижается, и в профиле отсутствует промежуточный минимум. Значительное снижение концентрации фосфатов в верхнем 1—2 сантиметровом слое связано, по всей видимости, с процессом адсорбции, приводящим к захоронению фосфатов. Последующее снижение концентрации фосфатов с глубиной протекает очень слабо. Влияние пористости на вертикальные профили аммония в поровой воде и железа в твердой фазе донных отложений незначительно. По результатам численных экспериментов было установлено, что наилучшее согласие данных наблюдений и модельных результатов достигается при значении пористости донных отложений 0.85.

в экспедиции. Методика проведения натуральных измерений в море путем отбора проб донных отложений океанологическим ковшом позволяет получить лишь небольшое число средних в слоях 0—2 см, 2—4 см и т. д. значений искомой характеристики. В модели же значимый скачок в изменении концентрации веществ, как хорошо видно на рис. 1, происходит внутри двухсантиметрового слоя. Для получения таких тонких профилей требуется специальное оборудование, позволяющее выполнять зондирование с высоким разрешением. В такой ситуации представляется адекватным сравнивать модельные распределения со средними по слою параметрами данных измерений, такими как среднее квадратическое отклонение (СКО). Как видно (рис. 1), рассчитанные профили, как правило, не выходят из диапазона СКО измеренных характеристик

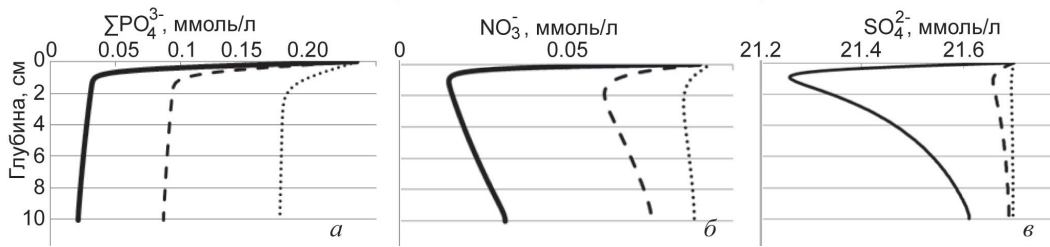


Рис. 2. Вертикальные профили концентрации фосфатов (а), нитратов (б) и сульфатов (в) в поровой воде на станции 2L при различных значениях пористости донных отложений.
 — пористость донных отложений 0.1; - - - пористость донных отложений 0.5;
 пористость донных отложений 0.85.

Известно, что изменения содержания органического вещества в донных отложениях в восточной части Финского залива по сезонам года весьма значительны [31]. Вместе с тем модельные расчеты (рис. 1) были выполнены при задании постоянного (измеренного в фиксированный момент времени) значения концентрации органического вещества на верхней границе донных отложений. Содержание кислорода в поровых водах, как одного из основных окислителей органического вещества, должно зависеть от изменения содержания органического вещества в донных отложениях. С целью проверки правильности реакции модели на эти изменения были выполнены расчеты модельных характеристик, в том числе и кислорода, при различной концентрации органического вещества на верхней границе донных отложений (рис. 3). Отметим, что эти расчеты можно рассматривать и как эксперименты по чувствительности модельного решения к заданию концентрации органического вещества на верхней границе в твердой фазе донных отложений.

Как видно, снижение концентрации органического вещества в твердой фазе донных отложений способствует менее интенсивному расходованию кислорода и увеличению глубины его проникновения (глубины минимальной концентрации) в бентосный слой. При низком содержании органического вещества (0.1 %) глубина проникновения кислорода через 5 лет счета составляет 0.25 мм (при отсутствии биоирригации) и 1.3 см (при учете биоирригации). При более высоком содержании органического вещества вклад биоирригации менее значителен.

Оценка эффекта биоирригации. Для оценки эффекта биоирригации были выполнены расчеты эволюции биогеохимических характеристик в бентосном слое на станции 2L с учетом и без учета процесса биоирригации. На рис. 4 представлены вертикальные профили модельных переменных в начальный момент времени и через 5 лет счета в рассматриваемых случаях.

Из графиков видно, что учет биоирригации приводит к незначительным изменениям биогенных элементов и мало сказывается на концентрации железа и кислорода. Через 5 лет в обоих случаях (с учетом и без учета биоирригации) концентрации фосфатов и аммония увеличиваются, а концентрации сульфатов и железа уменьшаются на всех горизонтах. Для нитратов учет биоирригации приводит к повсеместному повышению концентрации; а в случае отсутствия биоирригации концентрация нитратов падает (рис. 4, б). Улучшение кислородных условий вследствие ирригации ведет к доминированию процесса окисления аммония до нитратов, в то время как в анаэробных условиях наблюдается преобладание процесса восстановления нитратов [29].

Количественные оценки влияния биоирригации на бентосный слой могут быть получены на основе расчета запасов биогенных элементов и железа в слое (0, 10 см) в анализируемых случаях наличия и отсутствия биоирригации (табл. 2).

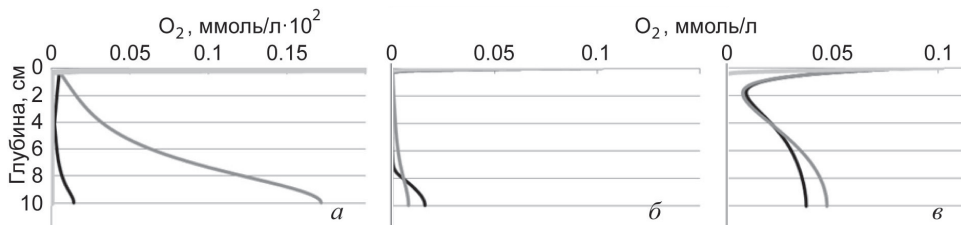


Рис. 3. Вертикальные профили концентрации кислорода (ммоль/л) при концентрации органического вещества 4.5 % (а), 1 % (б) и 0.1 % (в) в твердой фазе донных отложений на станции 2L. Черные кривые — профили концентраций при $t = 0$, темно-серые и светло-серые кривые — установившееся решение через 5 лет после начала счета при наличии и отсутствии биоирригации, соответственно.

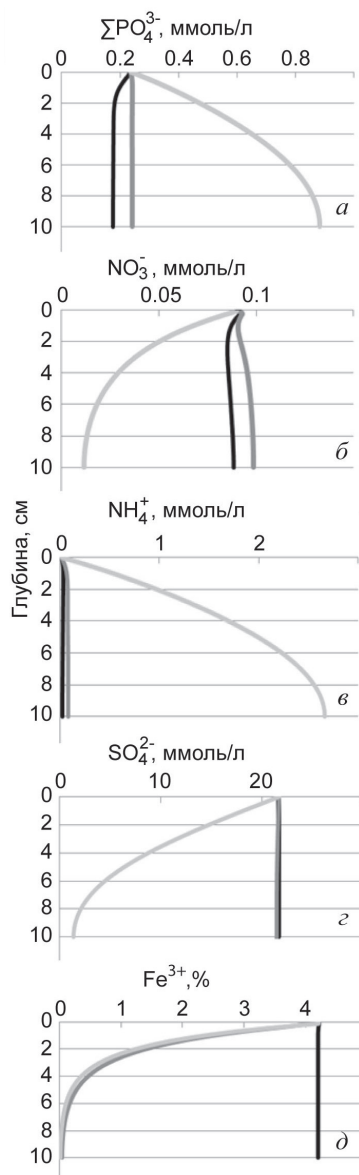


Рис. 4. Вертикальные профили концентрации фосфатов (а), нитратов (б), аммония (в) и сульфатов (г) в поровой воде донных отложений, концентрации железа в твердой фазе донных отложений (д) на станции 2L. Обозначения те же, что на рис. 3.

Значительное увеличение запасов аммония в поровой воде в отсутствие биоирригации связано, по-видимому, с преобладанием в этом случае восстановительных процессов. По этой же причине происходит и сокращение запасов нитратов и сульфатов. Рост запасов фосфатов в поровой воде в условиях отсутствия биоирригации может быть следствием растворения окисленного комплекса Fe-P, которое происходит в анаксийных условиях [32—34].

Таким образом, согласно модельным оценкам, постоянное воздействие биоирригации на бентосный слой уже через 5 лет может привести к уменьшению запасов фосфатов (в 2.8 раза) и аммония (почти в 23 раза) в поровой воде по сравнению со случаем отсутствия биоирригации (см. последний столбец табл. 2). Запасы нитратов и сульфатов в поровой воде, наоборот возрастут соответственно в 2.7 и 2.6 раза. При этом запасы железа твердой фазы донных отложений значительно не изменятся. Таким образом, исходя из закона сохранения масс, снижение запасов фосфатов и аммония в поровой воде может свидетельствовать о захоронении в твердой фазе донных отложений или увеличении их содержания в водной толще, а рост нитратов и сульфатов в поровой воде приводит к снижению их концентраций в придонной воде.

С помощью бентосной диагенетической модели CANDI исследованы биогеохимические изменения в верхнем слое донных отложений, вызванные биоирригационной активностью бентосных организмов. Результаты моделирования для условий станции 2L в восточной части Финского залива свидетельствуют о том, что при условии отсутствия биоирригации циклы биогенных элементов и связанных с ними химических соединений железа, через 5 лет будут функционировать по-другому, что в итоге может привести к значительным перестройкам в бентосных системах.

Подчеркнем, что настоящие исследования были проведены всего для одной станции в восточной части Финского залива. Для более глубокого понимания особенностей биогеохимических процессов в

бентосном слое Финского залива необходимо большее количество данных измерений из его различных районов.

Таблица 2

Соотношение запасов биогенных элементов и кислорода в поровой воде, а также концентрации железа в твердой фазе донных отложений для станции 2L

Вещество	P_{sb}/P_0 , с учетом биоирригации	P_{sn}/P_0 , без учета биоирригации	P_{sb}/P_{sn}
PO_4^{3-}	1.3	3.7	0.35
NO_3^-	1.1	0.37	3.0
NH_4^+	2.8	63.0	0.044
SO_4^{2-}	1.0	0.38	2.6
O_2	1.5	0.71	2.0
Fe	0.19	0.17	1.1

Примечание: P_{sb} — запасы через 5 лет с учетом биоирригации; P_0 — запасы в начальный момент времени; P_{sn} — запасы через 5 лет без учета биоирригации.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского Научного Фонда, проект № 14-50-00095 (Е. В. Волощук в части работы, представленной на с. 106-110, и В. А. Рябченко) и Минобрнауки России государственной работы в сфере научной деятельности в рамках базовой части государственного задания № 2014/166, проект № 2510 (Т. П. Еремина, Е. В. Волощук в части работы, представленной на с. 110-112).

Литература

1. Neelov I. A. et. al. A simulation of the Gulf of Finland ecosystem with a 3D model // Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. 2003. V. 52, N 3. P. 346—359.
2. Savchuk O., Wulff F. Long-term modeling of large-scale nutrient cycles in the entire Baltic Sea // Hydrobiologia. 2009. N 629. P. 209—224.
3. Conley D. et. al. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea // Env. Science and Technology. 2009. V. 43, N 10. P. 3412—3420.
4. Игнатьева Н. В. Оценка потоков фосфора в пограничной зоне осадок-вода в Псковско-Чудском озере // Ученые записки РГТМУ. 2014. № 34. С. 71—78.
5. Berner R. A. An idealized model of dissolve sulfate distribution in recent sediments // Geochim. Cosmochim. Acta. 1964. V. 28, N 9. P. 1497—1503.
6. Berner R. A. Kinetic models for the early diagenesis of nitrogen, sulfur, phosphorus, and silicon in anoxic marine sediments // The Sea / Ed. Goldberg E. D. V. 5. John Wiley&Sons, 1974. P. 427—450.
7. Lasaga A. C., Holland H. D. Mathematical aspects of non-steady-state diagenesis // Geochim. Cosmochim. Acta. 1976. V. 40, N 3. P. 257—266.
8. Jørgensen B. B. A comparison of methods for the quantification of bacterial sulfate reduction in coastal marine sediments. II. Calculations from mathematical models // Geomicrobiol. Jour. 1978. V. 1, N 1. P. 29—47.
9. Aller R. C. Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound: I. Decomposition and nutrient element chemistry (S, N, P) // Adv. Geophysics. 1980. V. 22. P. 237—350.
10. Aller R. C. Diagenetic processes near the sediments-water interface of Long Island Sound: II. Fe and Mn // Adv. Geophysics. 1980. V. 22. P. 351—415.
11. Aller R. C. Quantifying solute distributions in the bioturbated zone of marine sediments by defining an average microenvironment // Geochim. Cosmochim. Acta. 1980. V. 44, N 12. P. 1955—1965.
12. Middelburg J. J. A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments // Geochim. Cosmochim. Acta. 1989. V. 53, N 7. P. 1577—1588.
13. Rabouille C., Gaillard J.-F. Towards the EDGE: early diagenetic global explanation. A model depicting the early diagenesis of organic matter, O₂, NO₃, Mn, and PO₄ // Geochim. Cosmochim. Acta. 1991. V. 55, N 9. P. 2511—2525.
14. Boudreau B. P., Canfield D. E. A comparison of closed- and open-system models for porewater pH and calcite dissolution // Geochim. Cosmochim. Acta. 1993. V. 57, N 2. P. 317—334.
15. Boudreau B. P. A method-of-lines code for carbon and nutrient diagenesis in aquatic sediments // Computers and Geosciences. 1996. V. 22, N 5. P. 479—496.
16. Soetaert K. et al. A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depths // Geochimica et Cosmochimica Acta. 1996. N 60. P. 1019—1040.
17. Van Cappellen P., Wang Y. Cycling of iron and manganese in surface sediments: a general theory for the coupled transport and reaction of carbon, oxygen, nitrogen, sulfur, iron, and manganese // American Journal of Science. 1996. N 296. P. 197—243.
18. Norkko J. et al. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species // Global Change Biology. 2012. V. 18, N 2. P. 422—434.
19. Berner R. A. Early diagenesis: a theoretical approach // Princeton University Press. 1980. P. 241.
20. Boudreau B. P. Diagenetic models and their implementation: modelling transport and reactions in aquatic sediments / Bernard P. Boudreau. Berlin; Heidelberg; New York; Barcelona; Budapest; Hong Kong; London; Milan; Paris; Santa Clara; Singapore; Tokyo: Springer, 1996.
21. Christensen E. R. A model for radionuclides in sediments influenced by mixing and compaction // Jour. Geophys. Res. 1982. V. 87, N C1. P. 566—572.
22. Boudreau B. P. Is burial velocity a master parameter for bioturbation? // Geochim. Cosmochim. Acta. 1994. V. 58, N 4. P. 1243—1249.
23. Meysman F., Middelburg J., Heip C. Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea // TRENDS in Ecology and Evolution. 2006. V. 21, N 12. P. 688—695.
24. Kristensen E., Penha-Lopes G., Delefosse M. et al. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences // Marine ecology progress series. 2012. V. 446. P. 285—302.
25. Aller R. C. Transport and reactions in the bioirrigated zone // The Benthic Boundary Layer / Eds. Boudreau B. P., Jørgensen B. V. Oxford University Press, 2001. P. 269—301.
26. Максимов А. А. Крупномасштабная инвазия Marenzelleria spp. (Polychaeta; Spionidae) в восточной части Финского залива Балтийского моря // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 4. С. 19—31.
27. Quintana C. O. et al. Simultaneous study of particle reworking, irrigation transport and reaction rates in sediment bioturbated by the polychaetes Heteromastus and Marenzelleria // Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 2007. V. 352, N 2. P. 392—406.
28. Sandnes J. et al. Bioturbation and irrigation in natural sediments, described by animal-community parameters // Marine Ecology Progress Series. 2000. N 197. P. 169—179.
29. Максимов А. А. и др. Режимная перестройка экосистемы восточной части Финского залива вследствие инвазии полихет Marenzelleria arctica // Океанология. 2014. Т. 54, № 1. С. 52—59.
30. Reed D. C. et al. Sedimentary phosphorus dynamics and the evolution of bottom water hypoxia: a coupled benthic-pelagic model of a coastal system // Limnology and Oceanography. 2011. N 56. P. 1075—1092.
31. Kankaanpää H. et al. Seasonal sedimentation of organic matter and contaminants in the Gulf of Finland // Boreal env. Res. 1997. V. 2. P. 257—274.
32. Lehtoranta J. et al. Coastal Eutrophication Thresholds: A Matter of Sediment Microbial Processes // Ambio. 2009. V. 38, N 6. P. 303—308.
33. Dellwig O. et al. A new particulate Mn-Fe-P-shuttle at the redoxcline of anoxic basins // Geochimica et Cosmochimica Acta. 2010. N 74. P. 7100—7115.
34. Almroth-Rosell E. et al. A new approach to model oxygen dependent benthic phosphate fluxes in the Baltic Sea // Journal of Marine Systems. 2015. N 144. P. 127—141.

Статья поступила в редакцию 21.04.2015 г.