

Е.Е.Совга¹, И.В.Мезенцева²

¹*Морской гидрофизический институт РАН, г.Севастополь*

²*Севастопольское отделение*

Государственного океанографического института им. Н.Н.Зубова, г.Севастополь

**МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНОК
САМООЧИСТИТЕЛЬНОЙ СПОСОБНОСТИ
МОРСКИХ МЕЛКОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ (ЗАЛИВОВ, БУХТ, ПОРТОВ)**

Рассмотрены методические особенности реализации двух методов (балансового и синоптического) оценок самоочистительной способности морских мелководных экосистем с различным уровнем антропогенной нагрузки на примере акваторий Одесского порта, Днепровского лимана и Севастопольской бухты. Приведен алгоритм оценки балансовым методом их ассимиляционной емкости, доработанный для районов моря, подпадающих под многолетний государственный / ведомственный гидрохимический мониторинг. Показана возможность оценки самоочистительной способности акваторий с использованием синоптического метода по результатам единичной океанографической съемки при отсутствии данных многолетних систематических наблюдений. Приведены преимущества и недостатки каждого из применяемых методов. Показаны возможности диагностики экологического благополучия исследуемых экосистем с учетом ассимиляционной емкости, рассчитанной двумя методами.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: *экосистема, ассимиляционная емкость, Днепровский лиман, Одесский порт, Севастопольская бухта, экологическое благополучие*

Для экологического благополучия мелководных акваторий на фоне интенсивной антропогенной нагрузки и/или затрудненного водообмена с открытой, менее загрязненной частью моря угрозой представляет не только высокое содержание загрязняющих веществ (ЗВ), но возникновение полей «хронического» загрязнения.

Способность морской экосистемы выдерживать добавление некоторого количества ЗВ без развития необратимых биологических последствий в терминах ассимиляционной емкости (АЕ) подробно были рассмотрены Ю.А.Израэлем и А.В.Цибань [1 – 3]. По определению Ю.А.Израэля АЕ характеризует способность экосистемы к динамическому накоплению токсических веществ, а также возможность их активного удаления с сохранением основных свойств этой экосистемы. Согласно [4], важным фактором решения проблемы самоочистительной способности морских экосистем является лимитирование потоков ЗВ по биогеохимическим критериям, отражающим концентрационную и сорбционную функцию живого и костного вещества, интенсивность массообмена со смежными акваториями, а также продукционную и седиментационную характеристики морских экосистем.

Основными путями удаления ЗВ, определяющими АЕ морских экосистем, являются гидродинамический перенос, физико-химическая и биохимическая трансформация и депонирование в донные отложения. Независимо от доминирования любого из указанных путей в различных

районах моря, в целом все они способствуют снижению уровня загрязнения морской воды до естественного состояния экосистемы.

Исходя из определения АЕ как количественно выраженной способности противостоять антропогенным нагрузкам и воздействиям без деградации экосистемы, она входит в структуру экологического нормирования в части экосистемного нормирования. Поэтому экосистемное нормирование можно рассматривать как определение комплексных показателей устойчивости экосистем и их численных значений, разработку нормативов и регламентов, ограничивающих негативное воздействие хозяйственной деятельности на окружающую среду возможностями экосистем.

Цель настоящего исследования – анализ методических особенностей реализации двух методов (балансового и синоптического) оценки самоочищающей способности морских мелководных экосистем на основе расчета АЕ на примере экосистем Одесского порта, Днепровского лимана и Севастопольской бухты. Воды исследуемых акваторий в настоящее время классифицируются как загрязненные, грязные или очень грязные. В отличие от работы [5] предлагаемые методы не рассчитаны на аварийные выбросы ЗВ (условно допустимую разовую нагрузку), которые могут на определенное время перевести экосистему в аномальное, но обратимое состояние, однако позволяют количественно оценить плановые сбросы ЗВ без изменения функционирования экосистемы.

Материалы и методы. В условиях прогрессирующего антропогенного воздействия для сохранения потенциала морских экосистем мелководных акваторий необходим унифицированный метод оценки способности экосистем к самоочищению, реализация которого состоит в следующей очередности проведения исследований:

- комплексные мониторинговые наблюдения за содержанием загрязняющих веществ (как в биотических, так и в абиотических компонентах экосистем), являющиеся базовой составляющей балансового метода оценки АЕ и способные дать прогностическую оценку экологической ситуации с целью определения приоритетного ЗВ для конкретной экосистемы;

- оценка АЕ конкретной экосистемы путем имитационного математического моделирования по отношению к приоритетному ЗВ с учетом физико-химических свойств ЗВ, интегрального времени элиминации через изменение валового содержания в воде за счет воздействия динамических, физических, химических и биологических процессов, что позволяет количественно определить активность природного процесса самоочищения экосистемы;

- при отсутствии комплексных мониторинговых наблюдений оценка АЕ по результатам целевой океанографической съемки «синоптическим» методом для однородной по физическим параметрам водной массы;

- диагностика экологического благополучия исследуемых экосистем с учетом АЕ;

- формирование практических рекомендаций по экологическому нормированию плановых сбросов ЗВ для исследуемой экосистемы с целью разработки стратегии управления качеством морской среды по результатам рассчитанной АЕ, ее пространственной и сезонной изменчивости в зависимости от антропогенной нагрузки.

Универсальная для любого комплекса ЗВ реализация модели оценки АЕ экосистемы состоит из трех последовательных шагов.

Первый шаг позволяет оценить уровень загрязненности вод с целью выявления приоритетных ЗВ; рассматривается возможность использования модели, ограниченная условием сохранения благополучия экосистемы, когда среднее содержание приоритетного (i -го) вещества не превышает критическое. Под критической рассматривается максимальная концентрация этого вещества, не вызывающая необратимого биологического изменения в морской экосистеме. В соответствии с [6], в качестве критической концентрации может быть использована полуметальная (LC_{50}) для биологических сообществ экосистемы.

Второй шаг заключается в количественной оценке изменения содержания в морских водах приоритетных ЗВ с целью расчета интегрального времени пребывания их в исследуемой экосистеме. Этот шаг является наиболее сложным, поскольку интегральное время пребывания определенного ЗВ в экосистеме в значительной степени определяется физико-химическими свойствами конкретного ЗВ, гидродинамическими параметрами акватории и комплексом процессов (физических, химических, микробиологических), отвечающих за деструкцию ЗВ или его вынос за пределы исследуемой акватории. Для районов государственного фонового и кризисного мониторинга предложено оценивать интегральное время пребывания ЗВ через изменение концентрации в единицу времени. По соотношению средней концентрации и средней скорости (для полного массива данных) оцениваем время пребывания вещества в экосистеме.

В отличие от бокс-модели [1, 2], для оценки времени пребывания выбранных ЗВ в морской среде τ районов государственного мониторинга определяем удельную скорость удаления ЗВ из экосистемы v :

$$\tau = \frac{C}{v}, \quad (1)$$

где τ – время пребывания ЗВ в экосистеме; C – содержание ЗВ в морских водах; v – удельная скорость элиминации ЗВ из экосистемы.

Удельную скорость удаления ЗВ из экосистемы выбранного района, являющуюся случайной величиной, определяем через изменение концентрации ЗВ в морских водах в единицу времени.

$$v_n = \frac{C_n - C_{n+1}}{t_n - t_{n+1}}, \quad (2)$$

где v_n – удельная скорость элиминации ЗВ из экосистемы в выбранный период убывания концентрации $[t_n, t_{n+1}]$; C_n – концентрация ЗВ в морских водах в момент времени t_n ; C_{n+1} – концентрация ЗВ в морских водах в момент времени t_{n+1} ; для $n = 1, \dots, N$; где N – объем выборки.

По соотношению средней концентрации исследуемого i -го вещества и средней скорости его удаления (для всех выбранных периодов) рассчитываем интегральное время пребывания в экосистеме:

$$\tau_i = \frac{C_{cpi}}{v_{cpi}}, \quad (3)$$

где τ_i – время пребывания ЗВ в экосистеме; $C_{cp\ i}$ – среднее содержание ЗВ в морских водах; $v_{cp\ i}$ – средняя скорость элиминации ЗВ из экосистемы.

Третий шаг. На основе модели, описанной в [1, 3, 6], с учетом статистического метода расчета времени удаления токсического вещества, проводим оценку среднего значения АЕ экосистемы по отношению к приоритетным ЗВ.

Итоговая формула для оценки среднего значения АЕ морской экосистемы m по отношению к i -му ЗВ выглядит так:

$$A_{m\ i} = Q_m \frac{C_{por\ i}}{C_{max\ i}} \cdot v_{cp\ i}, \quad (4)$$

где $A_{m\ i}$ – ассимиляционная емкость морской экосистемы; Q_m – объем воды в расчетной области; $C_{por\ i}$ – пороговая концентрация ЗВ; $C_{max\ i}$ – максимальная концентрация ЗВ; $v_{cp\ i}$ – средняя скорость элиминации ЗВ из экосистемы.

Достоверность полученного значения АЕ должна быть обеспечена анализом большого массива данных многолетних мониторинговых наблюдений по каждому i -му ЗВ и значений, используемых для расчета скорости удаления его из экосистемы, каждое из которых отдельно можно рассматривать как «случайные результаты измерений». Но, поскольку морская экосистема – это совокупность взаимодействия факторов различной природы: гидродинамических, физических, химических и биологических, то содержание любого ЗВ в море и его концентрация это и есть результат воздействия перечисленных факторов.

Таким образом, АЕ, являющаяся случайной величиной, исходя из выражения (4), пропорциональна случайной величине скорости удаления i -го ЗВ, которая описывается средним значением $v_{cp\ i}$ и дисперсией выборки $Var[v_i]$.

Результирующие формулы для оценки среднего значения и среднеквадратичного отклонения ассимиляционной емкости AE_{mi} морской экосистемы m по отношению к i -му ЗВ выглядят так:

$$AE_{m\ i} = A_{cp\ m\ i} \pm \sqrt{Var[A_{m\ i}]}, \quad (5)$$

если
$$Var[A_{m\ i}] = \left(\frac{Q_m C_{por\ i}}{C_{max\ i}} \right)^2 Var[v_i]. \quad (6)$$

Особо следует подчеркнуть, что расчет величины АЕ экосистемы проводится исходя из допущения о пространственной однородности полей распространения ЗВ в границах обозначенных акваторий. Однако поскольку некоторые границы с сопредельными акваториями жестко не определены (т.е. проницаемы), то удельную (рассчитанную на единицу объема) величину АЕ следует рассматривать лишь как относительную, наиболее характерную для центральной части акватории.

Для оценки уровня загрязненности элементов морской экосистемы могут быть использованы ежедекадные наблюдения (станции I категории), ежемесячные (станции II категории), разовые наблюдения в гидрологический сезон (станции III категория). В зависимости от категории станций системы мониторинга временной ряд должен содержать наблюдения от трех до десяти лет. Приоритетным ЗВ или комплексом можно, к примеру, считать вещество, которое вносит наибольший вклад в величину индекса за-

грязненности вод (ИЗВ), являющегося комплексной характеристикой качества вод [7].

Для оценки экологического благополучия акватории водных экосистем, не подпадающих под государственный либо ведомственный мониторинг, согласно [8], может быть использован «синоптический» метод. Для реализации указанного метода достаточно использовать данные одной океанографической съемки. Однако оценка АЕ экосистемы, не опирающаяся на ряд многолетних наблюдений, не может характеризовать базовую способность акватории к самоочищению, т.к. в основу данного метода закладывается предположение, что обнаруженное по результатам съемки неоднородное распределение загрязняющих веществ в однородной по физическим параметрам водной массе является следствием протекающих в ней процессов самоочищения, точкой отсчета времени для которых является прохождение последнего шторма на акватории (потому данный метод назван «синоптическим»).

Оценка АЕ с использованием синоптического метода [8] осуществляется по формуле:

$$A = [(C_{\max} - C_{\min})/N] \cdot C_{\text{пдк}}/C_{\max}, \quad (7)$$

где A – ассимиляционная емкость (мг/л в сутки); C – соответствующие индексу концентрации ЗВ (мг/л); N – период времени, прошедший после последнего шторма (в нашем случае 2 суток).

Нагрузку (H , мг/л в сутки) ЗВ на экосистему можно рассчитать по формуле:

$$H = (C_{\max} - C_{\text{сп}})/N. \quad (8)$$

При $H \geq A$ делается вывод об экологическом неблагополучии водной массы, при $H \leq A$, наоборот, об экологическом благополучии.

Также можно рассчитать время (t , сутки), необходимое экосистеме для того, чтобы ассимилировать без ущерба для себя, массу ЗВ до уровня ПДК. Соответственно данный расчет производится только при условии, что $C_{\max} \geq \text{ПДК}$. Для этого используется формула:

$$t = (C_{\max} - C_{\text{пдк}})/A. \quad (9)$$

Для диагностики экологического благополучия акватории с учетом АЕ использовали показатель Π_i , характеризующий степень отклонения нагрузки для i -го компонента в год от AE_i и рассчитываемый по формуле [9]:

$$\Pi_i = \frac{(C_i - \text{ПДК}_i) \cdot V_i}{M_i} - 1, \quad (10)$$

где C_i – среднее содержание i -го ЗВ; V_i – объем воды в расчетной области; M_i – расчетная допустимая согласно АЕ масса вещества для акватории в год.

Согласно [9], состояние системы рассматривалось как благополучное, если $\Pi_i \leq -1$. При этом $C_i \leq \text{ПДК}_i$, т.е. уровень загрязнения не превышает допустимый. При относительном благополучии $-1 \leq \Pi_i \leq 0$, исходный уровень загрязнения нивелируется с помощью процессов самоочищения до допустимого уровня. Состояние экосистемы с $\Pi_i > 0$ является экологически неблагополучным. Нагрузка на экосистему, превышающая ее самоочительную способность, нарушает нормальное функционирование системы.

В настоящей работе в качестве примера рассмотрена реализация предлагаемых методик оценки АЕ в отношении нефтепродуктов (НП) [10] в ак-

ваториях порта Одесса и Днепровского лимана, а также в отношении неорганических форм азота как приоритетных ЗВ в муниципальных и ливневых стоках для акватории Севастопольской бухты при сочетании различных категорий станций мониторинга и во временные периоды различной продолжительности. Для Днепровского лимана и акватории порта Одесса использованы данные мониторинговых наблюдений за период 1996 – 2006 гг. [11], для акватории Севастопольской бухты – за период 1998 – 2012 гг. [12].

Комплексная оценка загрязненности вод по приоритетным загрязняющим веществам для исследуемых акваторий приведена в работах [12 – 16].

Результаты и обсуждение. Самоочистительная способность экосистем бухт и заливов, имеющих значительную протяженность и связанных с открытым морем узкими проливами, значительно снижена за счет ограниченного водообмена акватории с открытым морем. Поэтому в условиях сложных морфометрических особенностей выбранной акватории, неравномерного загрязнения и обособленности источников поступления ЗВ может быть целесообразно осуществить районирование акватории (как это показано для Днепровского лимана и Севастопольской бухты).

По гидрологическому, гидрохимическому, гидробиологическому режимам акватория Днепровского лимана была разделена на 3 района – восточный (I), центральный (II) и западный (III) [13, 14]. Дополнительно [15] в отдельный район (IV) была выделена зона Кинбурнского пролива и предпроливной части северо-западного шельфа Черного моря (рис.1).

Значительная разница скорости удаления ЗВ в выделенных частях акватории лимана наглядно демонстрирует необходимость индивидуального подхода к оценке состояния сложной водной экосистемы. Изменение скорости элиминации НП в различных районах лимана определялось в первую очередь интенсивностью гидродинамических процессов. С учетом районирования акватории лимана в период исследования скорость удаления НП (в пересчете на фиксированный объем 1 дм³) распределялась следующим образом. В среднем для акватории Днепровского лимана (районы I – III) наибольшая скорость удаления НП ($8,5 \cdot 10^{-3}$ мг/сут) была свойственна центральной части лимана, где на стоковое течение реки Днепр накладывается вынос речных вод Южного Буга. В восточной части лимана, динамика вод которой определяется поступлением вод Днепра, средняя скорость удаления НП составляла $6,5 \cdot 10^{-3}$ мг/сут. Западный район лимана, с одной стороны запираемый узостью Кинбурнского пролива и действующий как отстойник, а с другой стороны подверженный высокой антропогенной нагрузке, связанной с интенсив-

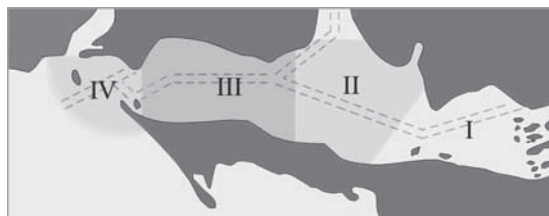


Рис. 1. Районирование акватории Днепровского лимана по гидрологическим, гидрохимическим, гидродинамическим показателям [13, 15].

ным судоходством (особенно в северной части, где расположен город-порт Очаков), отличался минимальной (в среднем для периода исследований) скоростью удаления НП ($4,6 \cdot 10^{-3}$ мг/сут) на фоне высокого загрязнения лиманных вод. Скорость удаления НП в районе Кинбурнского пролива и при-

легающей части северо-западного шельфа Черного моря была максимальной, достигая $8,8 \cdot 10^{-3}$ и $9,2 \cdot 10^{-3}$ мг/сут соответственно. Расчетное время пребывания НП в западном районе в среднем составило 71 сут., а в остальных районах лимана варьировало в диапазоне 30 – 45 сут.

Средняя удельная величина АЕ для всей экосистемы Днепровского лимана в отношении НП может быть оценена в $1,94$ мг/дм³ в год, для прилегающей части Черного моря – в $2,74$ мг/дм³ в год. Для восточного и центрального районов лимана, а также Кинбурнского пролива, где скорость удаления НП достаточно высока, удельная величина АЕ составила от $2,17$ до $2,31$ мг/дм³ в год. Для запираемого узостью пролива западного района лимана она значительно ниже ($1,18$ мг/дм³ в год).

Для акватории порта Одесса в этот же период (1996 – 2006 гг.) более существенными были сезонные и межгодовые изменения способности экосистемы к самоочищению [16, 17]. Средняя скорость удаления НП (в пересчете на фиксированный объем 1 дм³) изменялась от $0,003$ до $0,016$ мг/сут. Расчетное время удаления среднего для соответствующего временного периода количества НП имело значительный разброс и в разные годы варьировало от 19 (1996 г.) до 40 сут (1999 г.). Потому на примере акватории порта рассмотрена возможность конкретизировать величину АЕ за счет оценки сезонного изменения способности экосистемы к самоочищению, допустимая только для морских акваторий с базовой ежедекадной системой мониторинга (станции I категории). Так, сезонное изменение уровня загрязнения морских вод акватории порта Одесса в целом за период исследования характеризовалось максимальным содержанием НП в летне-осенний период, когда их среднемесячное содержание в 4 раза превышало ПДК [18], что в определенной мере связано с увеличением транспортных потоков. Условное деление года на холодный и теплый периоды определялось переходом температуры морских вод границы в 12 °С. Для холодного сезона среднемноголетняя температура морских вод составила $5,2$ °С, для теплого сезона $18,1$ °С. Удельная скорость удаления НП (в пересчете на фиксированный объем 1 дм³) в теплый и холодный сезоны достигала $5,7 \cdot 10^{-2}$ и $4,8 \cdot 10^{-2}$ мг/дм³·сут соответственно. Как показано в [18], повышенное в сравнении с холодным периодом содержание НП в морских водах компенсировалось более высокой скоростью их удаления в теплый период. Для акватории порта Одесса в целом АЕ экосистемы в отношении НП может быть оценена в 105 ± 35 т в год для теплого сезона и в 78 ± 43 т в год для холодного. Таким образом, ускорение деградации НП в результате активизации физико-химических и микробиологических процессов в теплый период года определяет в целом большую способность морской экосистемы к самоочищению.

Ввиду того, что оценка АЕ водных экосистем, не подпадающих под действие государственного либо ведомственного мониторинга, не может быть выполнена балансовым методом, для условной оценки самоочищательной способности морской акватории можно использовать «синоптический» метод. Рассмотрим применение последнего на примере части акватории Севастопольской бухты.

Севастопольская бухта, представляющая собой сложную по конфигурации полузамкнутую акваторию эстуарного типа с затрудненным водо-



Рис. 2. Расположение районов слабого (W – западный район), умеренного (E – восточный район), сильного (C – центральный район) и очень сильного (S – южный район) загрязнения Севастопольской бухты [19].

в Севастопольской бухте выделяются зоны слабого, умеренного, сильного и очень сильного загрязнения [19].

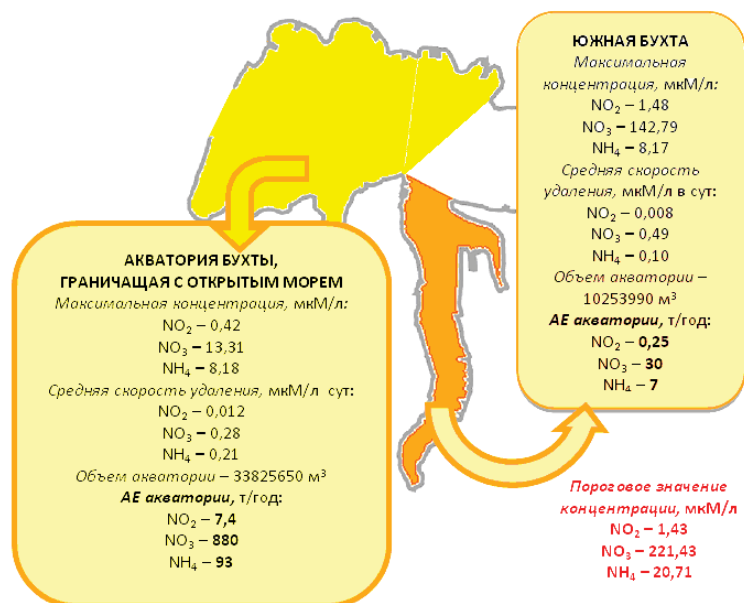
Мониторинговые наблюдения за содержанием НП в водах Севастопольской бухты в последние десятилетия не проводились. По данным единичной гидрохимической съемки поверхностных вод акватории Севастопольской бухты, выполненной в октябре 2008 г., повышенные концентрации НП наблюдались в центральной части бухты (рис.2, район С), для которого в качестве примера и выполнена оценка АЕ. Максимальное нефтяное загрязнение вод указанного района превышало ПДК ($\text{ПДК}_{\text{НП}} = 0,05 \text{ мг/л}$) в 12 раз. В расчет принят объем поверхностного слоя вод, согласно [20], равный 872620 м^3 .

Для района С Севастопольской бухты удельная величина АЕ составила $0,0243 \text{ мг/л}$ в сутки (или $8,869 \text{ мг/л}$ в год), величина АЕ слоя 0 – 0,5 м оценивается в $7,739 \text{ т}$ в год. Нагрузка на исследуемую акваторию составила $0,224 \text{ мг/л}$ в сутки. Поскольку нагрузка превышает АЕ, можно сделать вывод об экологическом неблагополучии исследуемой части акватории Севастопольской бухты в отношении НП. Расчетное время, необходимое экосистеме для ассимиляции без ущерба ее функционирования массы ЗВ до уровня ПДК, составляет 22,2 суток.

Вместе с тем, для района С по [9] был выполнен расчет показателя благополучия акватории по отношению к НП. Полученное значение показателя благополучия ($\text{П} = -0,99$) находится в диапазоне от 0 до -1 , следовательно, благополучие экосистемы является относительным. Несмотря на то, что среднее содержание НП в районе С превышает соответствующее ПДК, отрицательный знак показателя благополучия позволяет предположить наличие резерва в способности экосистемы к самоочищению.

Рассмотренные выше примеры использования методов оценки самоочистительной способности водных экосистем не ограничены в выборе показателей. Так, для отдельных районов Севастопольской бухты оценивалась АЕ по отношению к неорганическим формам азота (нитриты, нитраты и аммонийный азот) как приоритетным загрязняющим веществам в муниципальных и ливневых канализационных стоках, а также активно участвующих в продукционно-деструкционных процессах морской экосистемы.

обменном, является градообразующим элементом и базой военно-морского флота РФ со всей характерной промышленно-производственной и хозяйственной инфраструктурой и подвержена постоянному техногенному воздействию. В соответствии с районированием, выполненным по уровню антропогенных нагрузок [19] и по особенностям ее морфологического строения [20], в Севастопольской бухте выделяются зоны слабого, умеренного, сильного и очень сильного загрязнения [19].



Р и с . 3 . Результаты расчета АЕ экосистем отдельных районов Севастопольской бухты с различным уровнем антропогенной нагрузки по отношению к неорганическим формам азота.

Для оценки способности к самоочищению по указанным показателям были выбраны два района Севастопольской бухты: бухта Южная (район S), отличающаяся повышенными значениями концентраций, и наиболее чистая часть акватории, примыкающая к открытому морю (район W). Оценка АЕ экосистем проводилась балансовым методом, в качестве порогового значения в расчетах были использованы соответствующие ПДК.

Сравнительные величины скорости удаления неорганических форм азота и АЕ экосистем акваторий Южной бухты (район S) и района на границе с открытым морем (район W) представлены на рис.3.

Максимальные значения удельной скорости удаления в период исследования для Южной бухты превышали средние по соответствующим показателям значения скорости удаления в 3,5 – 4 раза, для более чистой акватории превышения средних скоростей удаления составили от 4,5 до 5,5 раз.

Согласно полученным оценкам способности экосистемы Южной бухты к самоочищению, количество поступающего за год в исследуемую морскую акваторию неорганического азота не должно превышать 0,25 т для нитритов, 30 т для нитратов и 7 т для аммонийного азота. Для района W величина АЕ значительно выше и предельная нагрузка может составлять 7,4 т в год для нитритов, 880 т в год для нитратов и 93 т в год для аммонийного азота. Полученные расчетным путем удельные (в пересчете на 1 л) величины АЕ для каждой из форм неорганического азота отличаются от соответствующих ПДК, что позволяет более точно оценить предел способности конкретной экосистемы к самоочищению.

Расчет показателя благополучия экосистемы Севастопольской бухты позволил установить, что по всем формам неорганического азота экосистемы

выделенных районов попадают в зону устойчивого благополучия (рис.4). Нагрузка на рассматриваемые акватории не превышает ее самоочистительную способность и, соответственно, не нарушает нормальное функционирование системы.

Выводы. Проведенные исследования и соответствующие применяемым методикам расчеты самоочистительной способности морских мелководных экосистем позволили сделать следующие выводы.

1. Предлагаемый для оценки АЕ морской мелководной экосистемы балансовый метод ограничен наличием многолетних гидрохимических мониторинговых наблюдений, позволяющих выявить приоритетность загрязняющего вещества или комплекса и рассчитать время его удаления. Необходимость проведения районирования акватории определяется по различию в динамике вод, расположению и мощности источников поступления ЗВ, пространственному изменению загрязненности вод, как это продемонстрировано для акваторий Днепровского лимана и Севастопольской бухты.

2. Для водных экосистем со значительным внутригодовым изменением уровней антропогенной нагрузки на примере акватории порта Одесса показана целесообразность оценки сезонной изменчивости АЕ. Количественная оценка сезонного изменения величины АЕ показала, что в холодный период способность экосистемы акватории порта Одесса к удалению НП снижена вдвое в сравнении с теплым периодом года, что диктует необходимость адекватного ужесточения контроля над поступлением загрязняющих веществ.

3. Использование синоптического метода, при отсутствии достаточного массива мониторинговых наблюдений, позволяет условно оценить АЕ, как это показано для центральной части акватории Севастопольской бухты по отношению к НП по данным одной океанографической съемки. На примере отдельных районов Севастопольской бухты показан расчет экологической нагрузки и времени ассимиляции экосистемой ЗВ до уровня ПДК.

4. Оба метода оценки АЕ водных экосистем не ограничены выбором ЗВ. Рассмотрено применения балансового метода расчета АЕ морской экосистемы по отношению к неорганическим формам азота как приоритетным загрязняющим веществам в муниципальных и ливневых стоках для сравнения двух районов Севастопольской бухты: Южной бухты, как наиболее загрязненной ее части, и более чистой акватории бухты, примыкающей к открытому морю.

5. Использование двух методов расчета АЕ морских экосистем (балансового и синоптического) показало, что синоптический метод позволяет

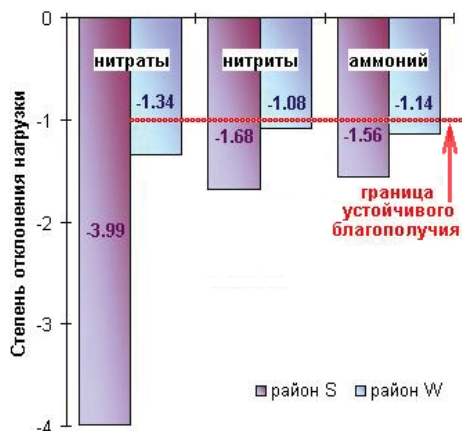


Рис. 4. Показатель экологического благополучия отдельных районов Севастопольской бухты с различным уровнем антропогенной нагрузки по отношению к неорганическим формам азота.

оценить экологическое состояние экосистемы только на период выполнения съемки, а балансовый – более длительное ее функционирование и способность к самоочищению с учетом межгодовой и сезонной изменчивости.

Работа выполнена в рамках государственного задания по темам № 0827-2014-0010 «Комплексные междисциплинарные исследования океанологических процессов, определяющих функционирование и эволюцию экосистем Черного и Азовского морей на основе современных методов контроля состояния морской среды и гридтехнологий» (шифр «Фундаментальная океанология») и № 4.3.14 «Оценка текущего состояния и тенденций изменения гидрохимического режима и уровня загрязнения вод морей Российской Федерации».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. Изд. 2-е.– М.: Гидрометеиздат, 1984.– 560 с.
2. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Об ассимиляционной емкости Мирового океана // Доклад АН СССР.– 1983.– т.272, № 3.– С.702-705.
3. Израэль Ю.А., Цыбань А.В., Венцель М.В., Шигаев В.В. Научное обоснование экологического нормирования антропогенного воздействия на морскую экосистему (на примере Балтийского моря) // Океанология.– 1988.– т.28, вып.2.– С.64-71.
4. Егоров В.Н. Нормирование потоков антропогенного загрязнения черноморских регионов по биогеохимическим критериям // Экология моря.– 2001.– вып.57.– С.75-84.
5. Монахов С.К., Курапов А.А., Попова Н.В. Оценка ассимиляционной емкости акватории и экологическое нормирование сброса загрязняющих веществ в море // Вестник ДНЦ РАН.– 2005.– т.20.– С.58-65.
6. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана.– М.: Гидрометеиздат, 1989.– 528 с.
7. Методические рекомендации по формализованной комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям.– М.: Госкомгидромет СССР, 1988.– 8 с.
8. Монахова Г.А., Абдурахманов Г.М., Ахмедова Г.А. и др. Оценка ассимиляционной емкости акватории лицензионного участка «Северо-Каспийская площадь» в отношении углеводов с использованием нового «синоптического» метода // География и геоэкология Юга России.– 2011.– № 4.– С.207-212.
9. Шаврак Е.И. Ассимиляционная емкость Цимлянского водохранилища и устойчивость аккумуляционных процессов // Вестник ВГУ. Серия география, геоэкология.– 2013.– № 2.– С.93-98.
10. Совга Е.Е., Мезенцева И.В., Любарцева С.П. Научное обоснование нормирования сбросов загрязняющих веществ импактных районов Черного моря на примере Днепровского лимана и акватории порта Одесса // VII Международная конференция «Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона». 20-23.06 2012 г. Керчь.– т.1.– С.233-240.
11. Ежегодные гидрохимические данные качества морских вод (Черное и Азовское моря) / Архив МО УкрНИГМИ.– Севастополь, 1996-2006.
12. Иванов В.А., Мезенцева И.В., Совга Е.Е., Слепчук К.А., Хмара Т.В. Оценки самоочищающей способности экосистемы Севастопольской бухты по отношению к неорганическим формам азота // Процессы в геосредах.– 2015.– № 2.– С.55-65.

13. *Мезенцева И.В., Клименко Н.П., Хоменко О.Н.* Загрязняющие вещества в воде Днепровского лимана // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– вып.18.– С.38-47.
14. *Мезенцева И.В.* Комплексная характеристика качества вод Днепровского лимана в 1996-2006 гг. // V Международная научно-практическая конференция «Проблемы природопользования, устойчивого развития и техногенной безопасности регионов». 6-9.10 2009 г. Днепропетровск.– часть II.– С.68-69.
15. *Совга Е.Е., Мезенцева И.В., Любарцева С.П.* Оценка ассимиляционной емкости экосистемы Днепровского лимана в отношении нефтепродуктов как метод нормирования их сброса в акваторию лимана // Доклады НАН Украины. Математика, природоведение, технические науки.– 2011.– № 10.– С.105-109.
16. *Мезенцева И.В.* Комплексная характеристика качества морской воды и донных отложений порта Одесса в 1996-2006 годах // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь, 2009.– вып.19.– С.154-160.
17. *Совга Е.Е., Мезенцева И.В.* Содержание нефтепродуктов в морской воде в акватории порта Одесса в 1997-2006 гг. // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь, 2008.– вып.17.– С.290-297.
18. *Мезенцева И.В.* Сезонное изменение ассимиляционной емкости морской экосистемы по отношению к нефтепродуктам на примере акватории порта Одесса // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь, 2012.– вып.26, т.1.– С.268-274.
19. *Иванов В.А., Овсяный Е.И., Репетин Л.Н., Романов А.С., Игнатьева О.Г.* Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов / Препринт.– Севастополь: МГИ НАН Украины, 2006.– 90 с.
20. *Стокозов Н.А.* Морфометрические характеристики Севастопольской и Балаклавской бухт // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа.– Севастополь, 2010.– вып.23.– С.198-208.

Материал поступил в редакцию 26.06.2017 г.

E.E.Sovga, I.V.Mezentseva

METHODOLOGICAL ASPECTS OF ESTIMATES OF SELF-PURIFYING ABILITY OF MARINE SHALLOW WATER ECOSYSTEMS (GULFS, BAYS, PORTS)

Methodical peculiarities of realization of two methods (balance and synoptic) of self-purifying ability of marine shallow water ecosystems with different anthropogenic load are considered to study the Odessa Port, the Dnieper Estuary and the Sevastopol Bay as an example. An algorithm to estimate the assimilation capacity by the balance method is developed. It is modified for sea areas subject to multi-year state / departmental chemical monitoring. The assessment of the self-purifying ability of the water areas is possibility using the synoptic method, which is based on data of a single oceanographic survey in the absence of long-term systematic observations. Advantages and disadvantages of each applied methods are given. The diagnostic of ecological prosperity of ecosystems under study is possible taking into account the assimilation capacity calculated by both methods.

KEYWORDS: ecosystem, assimilation capacity, the Dnieper estuary, the Odessa port, the Sevastopol Bay, ecological prosperity