



УДК 574.5:504

ЗДОРОВЬЕ ЭКОСИСТЕМ: ПОНЯТИЕ, МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ, КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ

© 2022 г. Т. В. Кузнецова, А. Б. Манвелова

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук», Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности Российской академии наук, Санкт-Петербург, Российская Федерация
E-mail: kuznetsova_tv@bk.ru

Поступила в редакцию 24.03.2021; после доработки 13.06.2021;
принята к публикации 03.03.2022; опубликована онлайн 07.06.2022.

Всё возрастающая антропогенная нагрузка на водные экосистемы создаёт угрозы экологической безопасности, и в этой связи важным является экосистемный подход к эксплуатации природных ресурсов с целью разработки комплексных регулирующих мер в природоохранной сфере. Термин «здоровье экосистемы» широко используют в оценке экологического состояния акваторий представители зарубежных научных сообществ (HELCOM, ICES, OSPAR, MEDPOL), однако нечасто применяют отечественные исследователи. Концепция «здоровье экосистемы» не является новой парадигмой: она не только активно обсуждается с начала 2000-х гг. в научной литературе, но и закреплена в долговременных документах Евросоюза и в Водной рамочной директиве ЕС по стратегии сохранения окружающей среды. В статье на основе обзора существующих литературных данных представлены основные понятия, подходы и критерии оценки экологического состояния (здоровья) водных экосистем. Подчёркнуто, что оценка здоровья экосистем зависит от целей и задач экологических исследований, с чем связана применяемая методология и, соответственно, выбор методов и показателей, характеризующих состояние экосистемы. В обзоре рассмотрены понятие «здоровье организмов» и некоторые его атрибуты: поддержание гомеостаза, причинно-следственные связи в континууме здоровье — болезнь, функциональные адаптации. Представлен сравнительный анализ ряда подходов к оценке здоровья рек и морских акваторий. Рассмотрены различные показатели, комплексные индексы, биомаркеры экспозиции и эффектов, указывающие на подверженность водных экосистем изменениям в результате природных и антропогенных воздействий. Отдельное внимание обращено на необходимость применения комплексного экосистемного подхода в анализе состояния водных экосистем, что будет способствовать интегральной оценке последствий деятельности человека для целостности экосистем. На основе опыта выполнения международного проекта BONUS+/BEAST представлен комплексный биомаркерный подход к определению здоровья биоиндикаторов с последующей интерпретацией данных о состоянии здоровья экосистем, в которых эти организмы обитают. Авторы надеются, что обзор будет интересен как специалистам в области экологии водных экосистем, так и представителям природоохранных организаций, ответственным за проведение экологических экспертиз.

Ключевые слова: здоровье экосистемы, оценка состояния водных экосистем, референтные состояния экосистем, физиологическое состояние, функциональные адаптации, макробентосные беспозвоночные

Стремительное ухудшение состояния экосистем обусловило необходимость внедрения комплексного управления деятельностью человека на основе накопленных знаний об экосистемах и о специфике их функционирования. Организация Объединённых Наций провозгласила

2021–2030 гг. Десятилетием восстановления экосистем. Экосистемный подход к эксплуатации природных ресурсов является определяющим для анализа и принятия мер по установлению связей между деятельностью человека и последствиями для окружающей среды, а также для разработки комплексных регулирующих мер в природоохранной сфере. Именно поэтому большое значение имеет определение некоторых понятий и уточнение методологических подходов (*Directive 2000/60/EC, 2000*), очень часто используемых в научных зарубежных сообществах и экспертных группах (The Helsinki Commission, HELCOM; Institute for Clinical Evaluative Sciences, ICES WKIMON; Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities, WGECO; Study Group for the Development of Integrated Monitoring and Assessment of Ecosystem Health in the Baltic Sea, SGEN) и недостаточно применяемых в отечественных биомониторинговых исследованиях, а также в работах, посвящённых оценке экологических рисков.

В зарубежной литературе с начала 1990-х гг. активно обсуждается вопрос определения понятия «здоровье экосистемы» и подходов к его оценке. В большей мере это касается подходов к оценке состояния водных экосистем. Ещё Роберт Костанца с соавторами в 1992 г. в монографии *Ecosystem Health (Costanza et al., 1992)* подчёркивали, что это комплексная проблематика: она включает экономические и социальные аспекты, а также процессы, происходящие в окружающей среде. Понятие «здоровье экосистемы» имеет несколько значений, даже философское, причём в такой же степени, как биологическое и медицинское; это подразумевает использование разных индикаторов (биологических, физических, химических) для оценки экологического состояния, а также требует учёта социоэкономических последствий изменения «здоровья». Таким образом, многоаспектность определения понятия «здоровье экосистемы» заложена в методах его познания и в начальной постановке цели/целей, достигаемой в процессе исследования.

При рассмотрении понятия «здоровье экосистемы» необходимо в первую очередь определить, что мы подразумеваем под экосистемой.

Экосистема — это «локализованная в пространстве и динамичная во времени совокупность совместно обитающих и входящих в сообщества различных организмов и условий их существования, находящихся в закономерной связи между собой и образующих систему взаимообусловленных биотических и абиотических процессов» (*Алимов, 2000*). Экосистема может быть охарактеризована структурными и функциональными показателями, которые находятся в определённых соотношениях между собой, но могут изменять вектор этих соотношений, а также взаимосвязь потоков вещества, энергии и информации (*Beyers & Odum, 1993*). Границы экосистемы подвижны и могут меняться в зависимости от задачи исследования.

Понятие «здоровье» прежде всего является атрибутом живых организмов.

Здоровье как **гомеостаз** — это поддержание внутреннего постоянства организма, направленное на его дальнейшее выживание и процветание. Гомеостаз можно рассматривать как неравновесную систему, не выходящую, однако, за рамки «качелей». Клод Бернар, французский физиолог и врач, ввёл понятие «постоянство внутренней среды как условие свободной жизни организма» ещё в конце XIX в. По мнению К. Бернара, единственной целью организма является сохранение постоянства условий его внутренней среды.

В дальнейшем определение гомеостазу дал академик А. М. Уголев (1987): «Гомеостатирование в широком смысле представляет собой поддержание постоянства основных биологических и физико-химических констант. Это понятие является основным в современных интерпретациях таких различных явлений и состояний, как здоровье и болезнь, сохранение окружающей среды и биосферы».

Здоровье как **отсутствие болезни**. Под болезнью подразумевают значительное изменение организма, его отдельных систем, органов и тканей, сбой в регуляции физиолого-биохимических процессов вследствие нарушающих гомеостаз воздействий или внешних

и внутренних изменений. Переход от здоровья к болезни можно рассматривать как процесс постепенного снижения способности организма приспосабливаться к изменениям среды, что ведёт к снижению функций.

Оценка изменения состояния организма подразумевает **привязанность по времени** (наличие временной шкалы в системе организм — экосистема), что позволяет понять причину изменения здоровья животных (Чернышева, 2007) или растений и косвенно оценить изменение качества среды обитания, которое могло к этому привести. Именно «временная составляющая» — континуум, изменение здоровья организма, сопряжённое с каким-то событием-стрессором (disturbance) (например, загрязнение окружающей среды), позволяет связать момент наступления стрессового воздействия, которое привело к ухудшению здоровья экосистемы (иногда процесс имеет значительный временной лаг). Однако временной фактор здесь характеризуется собственной «относительностью»: даже после тяжёлых для биотической составляющей экосистемы техногенных аварий или террористических актов последствия наступают не сразу, а через некоторый период. Обычно процесс начинается с реакций чувствительных компонентов биоты. Серьёзное нарушение или даже деградация водной экосистемы, подвергнутой воздействию, наступает, как правило, значительно позже (иногда через несколько лет) ввиду наличия компенсаторных процессов на каждом структурном уровне экосистемы, и наступает оно только в случае, когда баланс процессов репарации нарушен (Алимов, 2000 ; Aleksandrov, 2010 ; Ostroumov, 2005).

Таким образом, не всегда химическое или другое стрессовое воздействие должно приводить к ухудшению здоровья организма, к его заболеванию. У организма имеется возможность в определённых пределах изменять параметры функционирования: существует **функциональная (физиологическая) адаптация**.

В середине XX в. появился подход к пониманию здоровья как **способности организма адаптироваться** к условиям окружающей среды. И. В. Давыдовский (1950–1960-е гг.) разработал основы медицины будущего, где здоровье рассматривается как приспособительные возможности организма. Он определил болезнь как результат снижения резервов, истощение защитных сил организма (Давыдовский, 1962).

Позже это направление было развито в космической медицине, где **мера здоровья человека (оператора) определяется как запас функциональных возможностей** организма, его способность быстро и безболезненно приспосабливаться к новым условиям (вызовам) (Баевский и Берсенева, 1997). Выявлением и количественной оценкой этого запаса сил занимаются учёные, участвующие, например, в предполётных подготовках пилотов для минимизации возможного стрессового воздействия, а также для раннего выявления «дефектов» в здоровье испытуемых.

Ганс Селье на основе собственного многолетнего опыта нейрофизиологических и психоаналитических работ создал учение о **стрессе** для выделения в реакциях организма на разнообразные воздействия неспецифического компонента, обусловленного **мобилизацией функциональных резервов** (Селье, 1982). Им же впервые отмечено, что стрессорный эффект зависит от модальности, силы и длительности действия стрессора и от приспособительных (адаптационных) возможностей организма.

Адаптация рассматривается как функциональное свойство биологических объектов наряду с гомеостазом. Адаптацией можно считать и существование у организмов определённых циклов активности, повторяющихся в различных временных диапазонах (суточные, ультрадианные, минутные, декасекундные и другие ритмы) (Ашофф, 1984 ; Bursian, 2012). Снижение способности организма к изменению своих функциональных параметров при ритмических суточных изменениях условий окружающей среды является одним из наиболее ранних показателей ухудшения его адаптационных возможностей, а следовательно, и здоровья.

Чем ниже адаптивные возможности, тем однотипнее реакции организма, тем меньше арсенал его вероятных ответов на изменение окружающей среды. В результате «тяжёлых» воздействий организм теряет лабильность (в смысле адаптивности) за счёт выключения части функций, поддерживающих пластичность перехода с одного уровня регуляции функциональной системы на другой.

Оценка экологического состояния (здоровья) водных экосистем сложна и неоднозначна ([Report of Working Group 28, 2019](#)). В большинстве случаев критерии разработаны для небольших речных экосистем с ограниченным набором компонентов, а также с несложными трофическими цепями и связями. Впервые термин «здоровье экосистемы» (ecosystem health) был предложен Дэвидом Рэппортом ([Rapport, 1989](#)).

Ранее считалось, что одним из неперенных признаков здоровья экосистемы является её устойчивость ([Costanza et al., 1992](#)). Наиболее простой способ её оценки — по постоянству численности популяции ключевых видов. Таким образом, устойчивые по численности популяции определяют благополучный экологический статус системы.

Под этим утверждением подразумевалось и то, что такие системы обладают свойствами (возможностями) поддерживать устойчивый биоценоз, обуславливающий постоянство их структуры, слаженность функционирования компонентов экосистемы и достаточную полноту биоразнообразия. Здоровые экосистемы способны сохранять самоочищающую способность ([Ostromov, 2005](#)) и, как следствие, поддерживать стабильность приемлемого для местных видов биоты качественного состава воды.

Однако оказалось, что утверждение об устойчивости (как некой неизменности, постоянстве) экосистемы является дискуссионным: экосистема должна обладать некоторой лабильностью, возможностью перестраивать своё функционирование в условиях внезапных внешних воздействий ([The Ecosystem and How It Relates to Sustainability, 2017](#)). Уолтеру Кеннону, известному американскому психофизиологу, приписывают следующие слова: «Небольшая нестабильность — неперенное условие истинной стабильности».

Оценка устойчивости системы затруднительна, поскольку подразумевает способность предсказывать её динамику в условиях стресса. Майкл Маго ([Mageau et al., 1995](#)) выделял два компонента устойчивости, которые могут быть оценены с помощью имитационных моделей, — время восстановления (recovery time, R_T) и максимальную величину стресса / стрессового воздействия (maximum magnitude of stress, MS). R_T можно оценить просто путём измерения времени для восстановления системы от широкого спектра стрессового воздействия до некоторого предыдущего устойчивого состояния. MS можно измерить путём постепенного увеличения моделируемого стресса до тех пор, пока система не вернётся в некоторое новое устойчивое состояние (с учётом силы стресса, вызвавшего сдвиг). Суммарный показатель устойчивости может быть получен из соотношения MS/R_T . При постоянстве величин MS система с наименьшим R_T является более устойчивой. При равном R_T система с наибольшим значением MS является более устойчивой.

Необходимо отметить, что ещё В. И. Вернадский в начале XX в. в своём учении о биосфере стремился связать биологическую составляющую с геохимическим строением биосферы, с продуктивностью и разнообразием живых организмов, энергетикой. Учёный утверждал, что комплексы биогеохимических взаимодействий в экосистемах обладают свойством гомеостаза, а следовательно, имеют природные механизмы регулирования устойчивости по отношению к воздействующим факторам ([Вернадский, 1978, 1989](#)).

В современных справочниках термин «гомеостаз» обозначает саморегуляцию, способность открытой системы сохранять постоянство своего внутреннего состояния посредством скоординированных реакций, направленных на поддержание динамического равновесия. В биологических

системах оно может быть реализовано за счёт адаптационных режимов, связанных с приспособлением строения и функций организма, или перестроек структуры, метаболических или энергетических характеристик экосистем (Егоров, 2019). С точки зрения теории управления гомеостаз экосистем реализуется отрицательными обратными связями между их компонентами по принципу Ле Шателье — Брауна.

В монографии Г. Г. Поликарпова и В. Н. Егорова (1986) были определены и математически представлены новые механизмы формирования гомеостаза экосистем по фактору загрязнения морской среды, обоснованы биогеохимические критерии нормирования антропогенного воздействия, разработана теоретическая база для изучения антропогенной экологии и биогеохимических циклов морских экосистем. Академиком РАН В. Н. Егоровым (2019) по результатам многолетних исследований были предложены методы реализации концепции устойчивого развития критических и рекреационных зон Чёрного моря посредством регулирования баланса между потреблением ресурсов качества вод и их воспроизводством в результате природных биогеохимических процессов.

Над проблемой оценки устойчивости морских экосистем к антропогенной нагрузке работал ряд отечественных исследователей. Информация была обобщена в концепции ассимиляционной ёмкости, которая послужила научной основой экологического нормирования антропогенного воздействия на Мировой океан, направленного на сохранение целостности экосистем (Израэль и Цыбань, 1989).

При оценке здоровья экосистемы ключевым компонентом является **биоразнообразие** образующих её видов растений и животных. Немалое значение при продолжительном мониторинге акваторий имеет количественная стабильность видов, населяющих исследуемую экосистему. Очевидно, что водоёмы, в которых обитают в течение длительного периода устойчивые по численности популяции ключевых видов, можно отнести к экологически благополучным. Однако часто приходится наблюдать регионы, например некоторые районы Балтийского моря, где биоразнообразие крайне ограничено рядом физико-химических факторов. Это наличие участков гипоксии, природные выходы серных газов, критическая солёность некоторых акваторий, создающая пограничные условия существования (или даже выживания) видов животных и растений, а также наличие термо- и галоклинов как естественных факторов среды, ограничивающих ареалы различных организмов (Дроздов и Смирнов, 2008). Следовательно, в природе на видовое разнообразие могут влиять факторы естественные и антропогенные. Для анализа качества вод в экосистемах применяют различные методы оценки биоразнообразия, например индекс Шеннона, или Шеннона — Винера (Strong, 2016). Между тем есть мнение, что индекс разнообразия Шеннона даёт несколько завышенную оценку качества вод в условиях эвтрофирования водоёмов (Барина, 2000).

Широко используемым критерием является оценка О/Е. Она выражает отношение между наблюдаемым числом таксонов (observed, O) и ожидаемым (expected, E), основанное, по сути, на богатстве таксона, а не на данных о численности.

Следует подчеркнуть, что среди подходов к оценке воздействия загрязняющих веществ на состояние экосистем важное значение имеют методы, базирующиеся на определении функционального состояния (physiological response) аборигенных организмов (рис. 1).

Представленная схема (см. рис. 1) демонстрирует ограниченность подхода, который основан только на индексе биоразнообразия. На изменение биоразнообразия требуется значительное время (с момента воздействия загрязняющего фактора до наступления явных последствий для экосистемы). В связи с этим возникает проблема своевременного принятия экономически эффективных управленческих решений, направленных на защиту и устранение процессов нарушения здоровья экосистем.

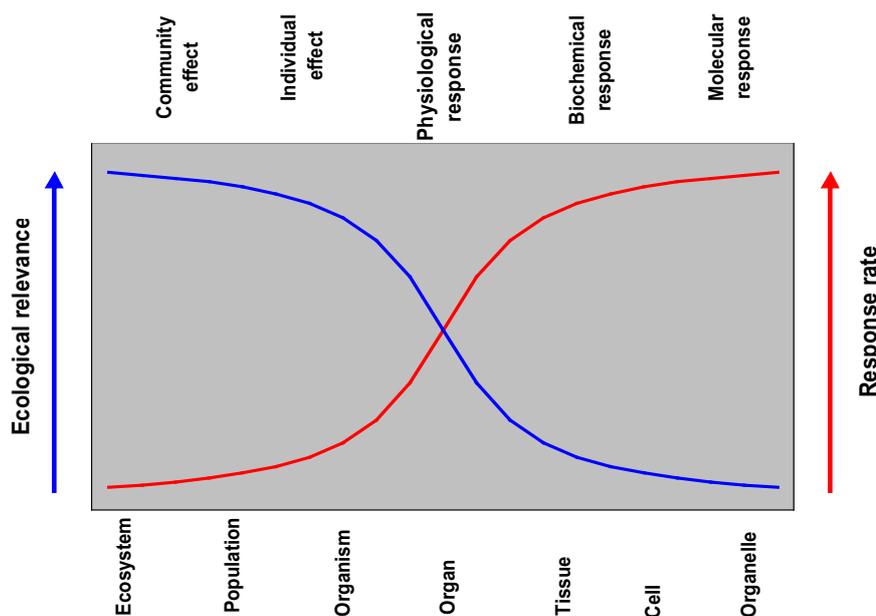


Рис. 1. Схема взаимосвязи скорости ответа (response rate) на различных уровнях биологической организации и экологической значимости (ecological relevance) показателя эффектов [по: (ICES, 2010)]

Fig. 1. Scheme of the relationship between the response rate at different levels of biological organization and the ecological relevance [from: (ICES, 2010)]

Функциональное разнообразие — это компонент биоразнообразия, описывающий разнообразие функций, которые выработались у организмов в сообществе или экосистеме в процессе их взаимодействия. Его подробно описал в своей работе Дэвид Тилман (Tilman, 2001).

Исследования, посвящённые функциональному разнообразию, обычно оценивают то, как организмы влияют на свойства/процессы экосистемы (Gagic et al., 2015) и какие экологические факторы и нарушения формируют разнообразие и распределение совокупности функциональных признаков в пространстве и времени.

Здоровье экосистемы как **гармоничное единство организма и среды** предполагает изучение слаженного взаимодействия компонентов окружающей среды с живыми организмами. Ещё В. И. Вернадский писал (1978): «Живое вещество охватывает и перестраивает все химические процессы биосферы, действенная его энергия по сравнению с энергией косного вещества огромна. Живое вещество есть самая мощная геологическая сила, растущая с ходом времени». Он выдвинул гипотезу, что «живое вещество как бы само создаёт себе область жизни».

Исследователи продолжают развивать это направление. Клайв Джонс с соавторами (Jones et al., 1994) отмечают, что многие живые организмы выступают как конструкторы элементов окружающей среды. Дано следующее определение: ecosystem engineers — это организмы, которые модулируют доступность ресурсов для других видов, вызывая изменения физического состояния биотических или абиотических материалов. Среди «конструкторов» экосистем выделяют автогенных, которые изменяют окружающую среду, используя свои собственные живые и мёртвые ткани, и аллогенных, которые преобразуют чужие живые и мёртвые материалы из одного физического состояния в другое посредством механических или иных воздействий, таким образом изменяя окружающую среду. В этом случае организмы сами создают новую экосистему или её компоненты в результате своей жизнедеятельности. Если здоровье «вида-конструктора» ухудшается, то и состояние здоровья экосистемы в целом оказывается под угрозой. Так, морской червь *Sabellaria alveolata* (Linnaeus, 1767) способен создавать обширные биоконструкции, которые

в настоящее время образуют крупнейшие в Европе рифы (Curd et al., 2019). Эта сидячая колониальная полихета, широко распространённая как в литоральной, так и в мелководной сублиторальной зоне по всему миру, строит трубки из крупных песчинок и фрагментов раковин, склеивая их своим секретом (Holt et al., 1998). Такие трубки затем могут быть заселены другими видами животных. Среди сложных взаимоотношений небиологического и биологического компонентов наиболее изучены таковые сообщества рифов — многокомпонентного, структурно и функционально сложно организованного «объединения», в котором организмы или их сообщества могут выступать как «инженеры-конструкторы» компонентов экосистемы (Abelson et al., 2016).

В классических отечественных работах для **интегральной оценки** состояния экосистем принято учитывать соотношение продукции и деструкции в окружающей среде (Алимов, 2000). Продукция экосистемы представляет собой разность между её первичной продукцией и суммарными тратами на обменные процессы у всех гидробионтов экосистемы. Здесь очень важен баланс обменных процессов, и А. Ф. Алимов (2000) указывает: «Если траты энергии на них превышают количество энергии, заключённое в первичной продукции, то отмечается отрицательный баланс энергии в экосистеме». Баланс в экосистемах принято рассматривать как потоки энергии от организмов-накопителей к организмам-потребителям. В основном оценивают потоки фосфора и азота. «Так, важнейшей частью биотического круговорота вещества в водоёме является ассимиляция фосфора автотрофными организмами в процессе создания первичной продукции в экосистеме водоёма», — отмечает А. Ф. Алимов (2000).

В связи с ускоренной динамикой антропогенной нагрузки на водные экосистемы преимущественное значение в экологических исследованиях должно быть уделено изучению экологического состояния (здоровья) и функционирования экосистем в условиях современных вызовов.

Для разработки мер по смягчению последствий изменения климата и достижению устойчивого использования морских ресурсов в 2015 г. Организацией Объединённых Наций была сформулирована программа целей устойчивого развития (Sustainable Development Goals). Адаптация к текущим и ожидаемым изменениям морских экосистем имеет большое значение для человеческого общества в контексте успешного использования экосистемных услуг (ecosystem services) на устойчивой основе. Следовательно, лицам, принимающим решения (decision makers), нужны данные о состоянии региональных морских экосистем, а также прогнозы их изменений, основанные на комплексном понимании пределов изменчивости.

Таким образом, при достижении здорового качества экосистем основной проблемой было и является на текущий момент расхождение между целями по сохранению окружающей среды и развитием хозяйственной деятельности (Margules & Pressey, 2000). Это создавало и продолжает создавать серьёзный пробел в управлении (environmental management) (Griggs et al., 2013).

Для преодоления этого разрыва была разработана **концепция экосистемного подхода**. Она заключается в комплексном управлении деятельностью человека на основе наилучших имеющихся знаний об экосистемах, их динамике и устойчивости в условиях стресса с целью выявления и устранения главных причин их деградации (Decisions Adopted by the Conference, 2000 ; The Convention on Biological Diversity, 1993). Такой подход должен гарантировать, что использование элементов экосистемы происходит без потерь её целостности. В большей степени это относится к состоянию прибрежных акваторий, принимающих недостаточно очищенные или неочищенные сточные воды.

Управление на основе экосистемного подхода должно гарантировать, что осуществление хозяйственной деятельности не будет мешать экосистеме предоставлять свои услуги. Между тем конечная его цель — сохранение и увеличение способности экосистем производить услуги в долгосрочной перспективе (Directive 2000/60/EC, 2000 ; HELCOM, 2010, 2014). Важным является и установление связи между оценками здоровья экосистем и экологических рисков.

Методологические подходы к оценке здоровья водных экосистем. К настоящему времени разработан и апробирован ряд методов, находящихся между собой в отношениях дополнителности (полевые методы исследования, наблюдение, описание, классификация, моделирование, прогноз и т. д.). Поскольку методов и методологических подходов к оценке экологического состояния (здоровья) экосистем множество, остановимся лишь на некоторых из них.

В ходе выполнения директив Евросоюза и Водной рамочной директивы (Water Framework Directive) ([Directive 2000/60/EC, 2000](#) ; [Directive 2006/44/EC, 2006](#)) были разработаны некоторые критерии оценки — стандарты экологического качества (Environmental Quality Standards, EQS), необходимые для достижения хорошего экологического статуса (good ecological status) акваторий.

Эти рекомендованные стандарты должны опираться на определённые критерии — на Background Assessment Criteria и Ecological Assessment Criteria (BAC и EAC, соответственно). BAC характеризуют естественную для природных систем вариабельность оцениваемых показателей (пределы вариабельности); EAC опираются на ряды значений, полученных в ходе токсикологических экспериментов ($10-100-1000 \times LC_{50}$, LOEC, NOEC, PNEC и др.), которые свидетельствуют об ухудшении качества среды. Количественные показатели EAC, как правило, получены в опытах на лабораторных животных, служащих тест-организмами при определении действия различных токсикантов или их смесей. Тем не менее возникает вопрос о релевантности этих значений для природных условий (environmental relevance).

С экологической точки зрения качество окружающей среды определяется как стабильное состояние и функционирование всех составляющих экосистемы, «при которых колебания значений параметров не выходят за пределы естественных, отмеченных за значительный промежуток времени» ([Моисеенко, 2009](#)). Таким образом, критерием хорошего качества вод природного водоёма может служить способность биоценоза поддерживать физико-химические и прочие характеристики среды обитания ([Одум, 1986](#)), быстро восстанавливаться после любых негативных по направленности (итоговому результату) воздействий.

В последние десятилетия в мониторинге состояния окружающей среды всё большее внимание исследователи уделяют биологическим методам.

На начальном этапе оценочных исследований существенной задачей является выбор организма-биоиндикатора (животного, растения, принимаемого за ключевой вид). Это требует хорошего знания гидробиологического состояния изучаемого водоёма, в частности видового разнообразия его фауны и флоры, и чёткого представления о трофических связях организмов, населяющих данный водоём ([Экосистема эстуария реки Невы, 2008](#)). Для характеристики здоровья как речных, так и морских экосистем используют в качестве биоиндикаторов целый ряд таксономических групп (это, например, рыбы, водоросли, птицы и т. д.), однако предпочтение отдают макробентосным беспозвоночным ([Dale & Beyeler, 2001](#) ; [Heink & Kowarik, 2010](#) ; [Rosenberg & Resh, 1993](#)). Объясняется это тем, что они присутствуют в большинстве водных местообитаний; являются относительно простыми для отбора (по сравнению с другой биотой); являются разнообразной группой; являются долгоживущими и сидячими организмами (представляют собой выборку места). Биология видов-биоиндикаторов должна быть хорошо изученной. Такие животные должны реагировать на стресс предсказуемым образом и иметь низкую вариабельность в ответах ([Attrill & Depledge, 1997](#) ; [Depledge & Galloway, 2005](#)). Они интегрально отвечают на хроническое антропогенное загрязнение окружающей среды ([Rosenberg et al., 2004](#)). Пробоотбор и анализ состава водных беспозвоночных могут быть применены для мониторинга непрерывных или прерывистых нарушений, а также для изучения действия одиночных либо множественных стрессоров и загрязнителей водной среды, которую эти организмы населяют.

Между тем при отборе биоиндикаторов для проведения биомониторинговых исследований в ряде случаев во главу угла ставится хозяйственное использование человеком определённых видов животных. Ключевое значение имеют выбор релевантных (приемлемых) физиологических или поведенческих показателей (биомаркеров) и их референтных границ, а также возможность их неинвазивной регистрации.

В прошлом веке учёные активно разрабатывали методы и критерии оценки экологического состояния **пресноводных (речных) экосистем** ввиду их относительной простоты, фиксированного набора компонентов таких экосистем и известности трофических и функциональных связей.

В биомониторинге существует несколько подходов к оценке здоровья экосистем. Основные из них изложены в работах (Mageau et al., 1995 ; O'Brien et al., 2016 ; Savić et al., 2017) и отражены в рекомендованных критериях, выработанных в ходе выполнения международных проектов экологического направления, — Index of Biological Integrity и River Invertebrate Prediction and Classification System (далее — IBI и RIVPACS соответственно).

IBI подчёркивает возможность биоты служить интегратором воздействий человека на природу (экосистему). Показатель позволяет проанализировать деградацию речных экосистем с учётом оценки биологического разнообразия, сложности и перестройки трофических связей, а также экологической организации компонентов экосистемы (Karr, 1999).

RIVPACS ставит задачей определить состав видов животных и растений для их охраны и воспроизведения. Для этого ищут «хорошие» и «относительно хорошие» локации (fairly good quality и free of serious pollution) — места, свободные от серьёзного химического загрязнения (Wright et al., 1984).

Эти два подхода расходятся как в биологической информации, которую собирают и оценивают, так и в целях оценки. Мониторинг речных объектов и эстуариев, а также проекты, использующие предложенные показатели, успешно выполнены в Австралии на основе IBI (AUSRIVAS) и в Великобритании на протяжении 30 лет (RIVPACS I, II и III).

Общее в подходах IBI и RIVPACS:

- фокусировка на биологических последствиях в определении здоровья рек;
- использование концепции референтных состояний (как основополагающих);
- подразделение локаций по классам с выделенным набором характеристик окружающей среды;
- оценка изменений и деградации от антропогенных воздействий;
- требования стандартизации методов пробоотбора, а также требования к технической оснащённости лаборатории, к применяемой методологии и т. д.;
- поиск референтных экологических стандартов (EQS).

Кроме того, в более ранних работах, где были применены индексы сходства сообщества, например индекс Брея — Кёртиса, и методы многомерного анализа [см., в частности, (Chiu et al., 2011)], отмечено, что они являются неотъемлемой частью подходов к прогностическому моделированию, которые должны стать следующим шагом к развитию оценочных биологических методов. Многомерные методы сравнивают испытательные площадки с референтными, что требует начального построения модели средствами компьютерного программного обеспечения.

Понятие референтных условий, или состояний (reference conditions), введено Джоном Райтом (Wright et al., 1984). Референтность имеет основополагающее значение для многомерных подходов к биооценкам состояния, применяемых во всём мире, поскольку обеспечивает эталон для сравнения исследуемого водного объекта. Часто используемое определение референтных состояний предложили Трефор Рейнольдсон и соавторы (Reynoldson et al., 1997): «...состояние, представляющее группу минимально нарушенных участков, которые организованы по отдельным физическим, химическим и биологическим характеристикам».

Преимущество подхода референтных условий, применяемого в многомерных методах, заключается в том, что после группировки референтных участков (на основе показателей состояния биоты) используются независимые данные, например физические и химические показатели, для сравнения испытательных участков с референтными.

В 1999 г. в специальном выпуске журнала *Freshwater Biology* в ряде статей была подробно проанализирована концепция здоровья реки [см., например, (Karr, 1999)], которая предлагает проведение оценки по состоянию биологических компонентов водных экосистем. Изменение видового состава рыбных сообществ часто используют как показатель последствий химического загрязнения окружающей среды.

Экологические ценности, связанные со здоровьем рек, основаны на сохранении экологической целостности (функционирования экосистем) и устойчивости; в некоторых случаях экологические ценности и потребности человека входят в противоречие при определении здоровья рек. Было отмечено (Karr, 1999), например, что причиной цветения реки отчасти стала неспособность речной системы регулировать количество и качественный состав необходимых питательных веществ (то есть потеря экологической функции), что привело к гибели сразу нескольких видов животных. Это, в свою очередь, снизило экологическую «привлекательность» для рекреационного использования человеком.

Недавно проведённые экологические оценки состояния лесных экосистем и состояния рыбных сообществ в бассейне рек Внутренней Колумбии показали их тесную взаимосвязь (Pausas & Parr, 2018): деградация рыбных сообществ часто ассоциирована со значительными изменениями соседних лесных массивов. Таким образом, необходимость устойчивого существования различных естественных мест обитания / мест нереста ценных (для человека) видов рыб для их естественного воспроизводства и охраны часто входит в конфликт с целями предприятий лесо- или золотодобычи, поскольку потери лесных массивов или изменения качества природных вод непременно становятся последствиями деятельности человека.

Некоторые нарушения обусловлены естественными процессами. Например, пожар может быть вызван молнией в прериях или в лесу. Влияние пожаров на смену популяций животных и растений можно рассматривать с позиции того, что это факторы, обуславливающие состояние экосистемы за счёт изменения генофонда видов, входящих в неё (Pausas & Parr, 2018). Примерами нарушений экосистем в результате антропогенного вмешательства могут являться кислотные дожди, вырубка лесов, цветение водорослей, интродукция инвазивных видов животных и растений.

В последние десять лет активно развивается подход **функциональных трофических групп** (functional feeding groups, FFG). Разработанный более 30 лет назад, он был изменён в некоторых деталях [см., например, (Cummins et al., 2005)], но основа взаимоотношений FFG осталась довольно простой. FFG базируются на прямом соответствии между категориями пищевых ресурсов, присутствующих в окружающей среде (экосистеме), и популяциями пресноводных беспозвоночных, которые адаптированы, чтобы эффективно собирать определённый пищевой ресурс. Анализ трофической структуры сообществ донных макробеспозвоночных может быть использован для биологических оценок состояния речных экосистем. С применением трофического, или функционального, подхода был разработан индекс трофической полноты (Index of Trophic Completeness) (Pavluk et al., 2000). Кроме того, коэффициенты FFG могут быть использованы в качестве суррогатов для атрибутирования водных экосистем (также на основе референтных стандартов). Этот подход может быть полезен для характеристики экологического состояния пресноводных экосистем. В работе Аны Савич и соавторов (Savić et al., 2017) для реки Нишава в Юго-Восточной Сербии было показано, что суррогатные коэффициенты FFG согласуются с материалами наблюдений за свойствами экосистемы в местах отбора проб.

Таким образом, трофические связи, характер отношений хищник — жертва, оценка физиологического состояния макробентосных организмов, а также физико-химические данные могут служить мерой для атрибутирования акватории по качеству вод.

Подход, основанный на оценке с использованием референтных участков, считается релевантным для экологической оценки и речных экосистем, и морских.

Для оценки экологического состояния **морских акваторий** созданы, активно работают и взаимодействуют несколько международных сообществ, в том числе HELCOM, OSPAR, MEDPOL.

Основные задачи HELCOM — предоставление актуальной информации для целевых пользователей региона Балтийского моря как на национальном, так и на международном уровне, а также представление материалов для общеевропейских и глобальных форумов (European Union; United Nations Environment Programme, UNEP; International Maritime Organization, IMO). Основной проблемой Балтийского моря является эвтрофикация вод. Комплексная тематическая оценка эвтрофикации, которую проводит HELCOM, включает раздел, посвящённый техническим/научным аспектам (science for management), и раздел, касающийся общих политических действий стран Балтийского региона для достижения хорошего экологического статуса его акваторий. Это необходимо как для принятия обоснованных решений по восстановлению экосистемы Балтийского моря и по достижению и поддержанию хорошего экологического статуса его субрегионов, так и для реализации целей HELCOM. Качество проводимых исследований подтверждено требованиями строгого соблюдения рекомендаций HELCOM COMBINE ([Manual for Marine Monitoring, 2017](#)). Кроме того, показатели состояния фитопланктона, подводной растительности и бентической фауны беспозвоночных животных, а также физико-химические характеристики и различные виды нагрузок (обычно по фосфору и азоту) представлены в национальных, региональных и европейских докладах об оценке состояния акваторий Балтийского моря (ICES, HELCOM Reports, PICES Scientific Groups Reports).

Однако в большинстве отчётов принято в настоящее время использовать не конкретные численные данные, а обобщённые коэффициенты. Так, широкое применение в оценках экологического статуса акваторий нашёл коэффициент экологического качества (Ecological Quality Ratio, EQR), рекомендованный в Водной рамочной директиве, общая цель которой — достижение или поддержание хорошего экологического статуса поверхностных вод к 2021 г. Именно поэтому значения элементов биологического качества должны быть учтены при присвоении водоёмам любого из классов экологического статуса или экологического потенциала. Шкала EQR принята как обобщённый критерий при сравнительном системном мониторинге состояния разных экосистем, особенно при оценках, основанных на показателях состояния фито- и зоопланктона. В этом случае для каждой категории качества поверхностных вод (от высокого до плохого экологического состояния) предложено вычислять некоторые границы, присваивая численное значение для каждой категории и устанавливая границы между классами качества. На практике высокие значения EQR, близкие к единице, указывают на статус без отклонения, с незначительным или небольшим отклонением от референтных значений, то есть на приемлемый статус, который соответствует «областям, не затронутым эвтрофикацией». Низкие значения EQR указывают на умеренные, значительные или сильные отклонения от исходных условий и на неприемлемый статус, соответствующий «районам, затронутым эвтрофикацией», с умеренным или плохим экологическим статусом. Как правило, значения EQR сопоставимы с таковыми других комплексных индексов. Однако в случае, например, индекса BQI (Benthic Quality Index) ([Blomqvist et al., 2006](#) ; [Rosenberg et al., 2004](#)) допускались существенные отклонения показателей (до 86 %). Следовательно, даже чрезвычайно низкие значения EQR могут считаться иногда превышающими границы хорошего/среднего (good/moderate) класса вод.

Статус донных беспозвоночных оценивают на настоящий момент только для районов открытого моря, однако он может значительно варьировать между субрегионами Балтии, что связано с широким распространением зон гипоксии и аноксии в собственно Балтийском море и в Финском заливе. Весь центральный Балтийский бассейн (Baltic Proper) — от Борнхольмской впадины до северной части бассейна и Финского залива — находится в настоящее время в нарушенном состоянии.

Оценка качества вод с использованием разных показателей может существенно отличаться. Эти расхождения подчёркивают проблему применения различных индексов в разных странах (региональные особенности), очевидную необходимость тщательной интеркалибрации методов и важность разработки интегральных методологических подходов. Только использование нескольких показателей снизит вероятность ошибочных оценок состояния экосистем и повысит надёжность окончательных выводов в диагностике их здоровья.

Чтобы точнее оценить качество окружающей среды и состояние здоровья морских организмов, европейские исследователи предложили несколько подходов и разработали комплексные индексы на основе биомаркеров. В их числе интегрированный ответ биомаркеров (Integrated Biomarker Response, IBR) (Beliaeff & Burgeot, 2002), индекс загрязнения (Metal Pollution Index, MPI) (Usero et al., 1997) и индекс ответа биомаркера (Biomarker Response Index, BRI) (Hagger et al., 2008), а также индекс биоаккумуляции (Bioconcentration Factor, BCF), оценивающий биодоступность тяжёлых металлов для тканей живых организмов (Mendoza-Carranza et al., 2016). Эти подходы с интегрированными индексами (для биомаркеров эффектов и экспозиции) были успешно применены во многих морских акваториях мира, особенно в прибрежных районах Европы [см., например, (Biomarkers, 1992 ; Turja et al., 2014 ; Yeats et al., 2008)].

Для оценки экологического состояния ряда локаций в восточной части Финского залива (прибрежные акватории Балтийского моря) Н. А. Березина и соавторы (Berezina et al., 2017) предлагают использовать несколько хорошо известных биотических индексов и методов, включая систему сапробности (на базе оценок фитопланктона), индекс Раффэлли и Мейсона (для мейобентоса) и два индекса для характеристики состояния макробентоса — индекс Гуднайта и Уитлея и бентический индекс качества (Benthic Quality Index). В этой же работе в качестве нового показателя авторы применили индекс частоты мальформаций у личинок амфипод (Sundelin & Eriksson, 1998).

В развитии современных методов анализа биологических эффектов антропогенной нагрузки на водные экосистемы одним из важнейших направлений является определение критериев оценки их здоровья на основе тех или иных биологических методов индикации. Важное достоинство таких методов — то, что регистрируемые в них показатели (биомаркеры) проявляются на организменном уровне при воздействии на водную среду ещё сублетальных концентраций поллютантов; это позволяет обнаруживать изменения функционального состояния отдельных видов животных задолго до наступления серьёзных изменений или деградаций популяций и сообществ, а также до нарушений экосистем, в которых они обитают (Холодкевич и др., 2018 ; Depledge & Galloway, 2005 ; Kuznetsova & Kholodkevich, 2015). На базе полученных данных можно развивать научно обоснованные методы оценок экологического риска для экосистем. Этот подход опирается на классические работы учёных британской школы, изучающих биологические эффекты загрязнения окружающей среды и методы оценок здоровья экосистем акваторий. Он базируется на следующих утверждениях, обоснованных в ряде публикаций [см., например, (Depledge & Galloway, 2005)]:

- здоровые экосистемы составляют в основном здоровые животные;
- путём измерения состояния здоровья ключевых видов животных экосистемы можно оценивать экологические последствия загрязнения среды их обитания.

Данный подход в большинстве развитых стран является в настоящее время приоритетным при анализе здоровья экосистем. Он позволяет объективно оценивать функциональное состояние (здоровье) животных и экологическое состояние (здоровье) водных экосистем, в которых эти животные обитают.

Подходы с использованием интегративных индексов в мониторинге и оценке загрязнения морской среды всё ещё развиваются и совершенствуются. Это даёт возможность формировать целостный подход к пониманию здоровья морских экосистем.

Среди биохимических маркеров подверженности воздействию наиболее часто используют:

- активность ферментов детоксикации — EROD, GST;
- эффекты системы антиоксидантной защиты — экспрессию мРНК SOD, активность SOD;
- уровни параметров повреждения биомолекул — разрывы цепей ДНК (значение F);
- содержание перекисного окисления липидов (ПОЛ) и карбонилирования белка (ПК);
- оценку состояния микробиома биоиндикаторов.

Перечислить все применяемые или рекомендованные показатели в данной обзорной работе не представляется возможным.

Таким образом, в оценке экологического состояния (здоровья) экосистем в настоящее время активно используют подход с применением мультиинтегральных индексов биомаркеров, закладывающий прочную основу для множественной оценки загрязнения морской среды. Данные, полученные в ходе таких комплексных исследований, могут служить надёжным фундаментом для своевременной и адекватной оценки состояния морских экосистем, включая экосистемы эстуариев, для прогноза их изменений и для планирования природоохранных мероприятий.

Опыт участия в панбалтийском проекте BONUS+/BEAST. Стратегический план действий HELCOM по Балтийскому морю (Baltic Sea Action Plan, BSAP) определяет основные перспективные задачи и необходимость принятия соответствующих управленческих решений для достижения «хорошего экологического статуса» и «здоровой дикой природы». Опасные вещества названы одной из основных угроз для экосистемы Балтийского моря и его биоты. Соответственно, в BSAP отмечена необходимость разработки мониторинга биологических эффектов загрязняющих веществ и их смесей на биоту для надёжной оценки здоровья экосистем. Проект BEAST (Biological Effects of Anthropogenic Chemical Stress) способствовал достижению этих целей и решению некоторых задач (Lehtonen et al., 2014).

В проекте BONUS+/BEAST принимали участие 16 партнёров (институтов Европы) из всех стран Балтийского моря, в том числе Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН (грант РФФИ № 08-04-92424-BONUS_a). В 2008–2011 гг. в рамках этого проекта в отдельных субрегионах Балтийского моря, значительно различающихся по солёности вод, биоразнообразию, кислородным условиям и т. д., был проведён биомониторинг. Работа состояла из полевых и экспериментальных исследований с использованием как устоявшихся, так и новых методов в отдельных акваториях пяти субрегионов Балтийского моря, для которых до сих пор информация о биологическом воздействии опасных веществ была ограничена. Чтобы установить связь между реакциями организма, обусловленными химическим (антропогенным по происхождению) загрязнением окружающей среды, и эффектами, наблюдаемыми на более высоких биологических уровнях, в ходе проекта BEAST был создан интегрированный многоуровневый инструментарий (multi-box tools), который включает биомаркеры в качестве чувствительных диагностических инструментов. В настоящее время исследователи широко используют биомаркерный подход в оценке состояния экосистем, поскольку он может дать ценные сведения о подходящих методах оценки воздействия (Руднева и Рощина, 2008 ; Handy & Depledge, 1999 ; Soldatov et al., 2014) и тем самым уменьшить неопределённости, связанные с экстраполяцией биологических эффектов на изучаемые виды, конечные точки и химические вещества.

В проекте BEAST применяют биохимические маркеры оксидативного стресса, липидного обмена, содержания ацетилхолинэстеразы, нарушения целостности мембран лизосом, кардиоактивности (время восстановления частоты сердечных сокращений после стандартизированной нагрузки), наличия генетических нарушений (встречаемость микронуклеусов в клетках различных тканей), нарушения ранних стадий онтогенетического развития, присутствия паразитов в организмах биоиндикаторных видов гидробионтов и т. д. Подробнее о них написано в монографии *Biomarkers: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress (1992)*. Были учтены особенности изменения физико-химических характеристик среды (в том числе с помощью пассивных проб, *passive samples*) в разных местах исследования, а также исторически сложившиеся условия эксплуатации некоторых акваторий в связи с активной хозяйственной деятельностью (например, использование акваторий в качестве портовых). Результаты проекта BEAST опубликованы в ряде документов и статей, основными из которых являются (*ICES, 2010 ; Lehtonen et al., 2014 ; Turja et al., 2014*).

Основное внимание в проекте было обращено на обнаружение ухудшения показателей здоровья биоиндикаторных видов (рыб, моллюсков, ракообразных) с применением биомаркерных показателей для сравнения экологического состояния изучаемых участков с условно-референтными акваториями со схожим гидрологическим и температурным режимами, а также с естественными популяциями местных животных-биоиндикаторов. В итоге был рассчитан интегративный показатель (*Integrated Biomarker Response*) для разных станций наблюдения.

В ходе проекта был выполнен и комплексный анализ (*principal component analysis*). Он позволил связать между собой некоторые показатели подверженности организма загрязнению окружающей среды (*Turja et al., 2014*).

Опыт разработки методологического подхода к оценке здоровья ключевых видов водных экосистем. Крайне высокая динамичность антропогенных процессов предъявляет особые требования к скорости выявления нарушений экосистем, а также к скорости принятия адекватных природоохранных мер. Это обуславливает необходимость создания и внедрения экспресс-методов диагностики текущего экологического состояния поверхностных вод для оперативного выявления участков «экологического неблагополучия». В качестве «новинки» в проекте BEAST было предложено неинвазивно регистрировать кардиоритм и анализировать особенности работы кардиосистемы местных видов моллюсков из разных по антропогенной нагрузке акваторий, чтобы выявить возможные различия в их функциональном состоянии. Как было показано ранее, например в (*Depledge & Galloway, 2005 ; Kholodkevich et al., 2017 ; Kuznetsova & Kholodkevich, 2015*), эффективная оценка состояния (здоровья) экосистемы может основываться на долгосрочном контроле любой из жизненно важных функций биоиндикатора (двигательной, сердечной деятельности, дыхания и т. д.). В частности, реакцию кардиосистемы можно рассматривать как интегральный ответ организма на изменение факторов среды обитания. При этом частота сердечных сокращений (далее — ЧСС) может использоваться как экотоксикологический биомаркер, поскольку она отражает интенсивность физиологических процессов, а также во многих случаях позволяет судить о функциональном состоянии организма в целом (*Kuznetsova & Kholodkevich, 2015*).

Пульс — один из важнейших показателей функционирования сердечно-сосудистой системы. Его частота может меняться из-за воздействия различных факторов (физической нагрузки, стрессов, питания), но при отсутствии патологий сердечные сокращения должны быстро приходить в норму. На этом известном и проверенном утверждении и была основана предложенная нами методология тестирования функционального состояния биоиндикаторов по времени восстановления ЧСС моллюсков и ракообразных после снятия функциональной нагрузки (*Kuznetsova, 2013*).

В качестве функционального теста предложено рассматривать **рефлекторные реакции** при действии стандартизованных тест-нагрузок:

- при изменении солёности воды;
- при изменении температуры воды;
- при изменении освещённости;
- при воздействии вибрации.

По этим тест-стимулам, вызывающим тест-реакции, мы предлагаем оценивать адаптационные возможности организма, то есть меру здоровья.

В качестве одного из тест-стимулов, как упоминалось выше, нами предложено использовать кратковременное **изменение солёности воды** в диапазоне физиологической толерантности определённого вида животных (Kuznetsova, 2013).

В ряде наших исследований на двустворчатых моллюсках было показано: на быстрое **изменение солёности** (подачу пресной воды) мидии отвечали **характерной поведенческой реакцией** — закрытием створок; это приводило к изоляции мидий (их мантийных полостей) от неблагоприятной внешней среды (Kholodkevich et al., 2009). Процесс сопровождался начальным резким повышением ЧСС, что можно расценивать как первичный неспецифический ответ кардиосистемы моллюска на стрессовое воздействие. Таким образом, генерализованную реакцию на изменение солёности среды (как на неповреждающее осмотическое стрессовое воздействие в пределах толерантности изучаемого вида) можно использовать в качестве стандартного стимула. Для пресноводных моллюсков нами рекомендовано повышать солёность на 1 или 2 часа (по результатам личных опытов Т. В. Кузнецовой в 2012–2019 гг., до 10–12 ‰), а для морских моллюсков — понижать вдвое от солёности в местах их естественного распространения.

Изменение температуры также может являться тестовым воздействием и быть применено для анализа изменений сердечного ритма у различающихся по горизонту заселения популяций литоральных *Patella caerulea* Linnaeus, 1758 (Santini et al., 1999). Однако необходимо отметить: изменение температуры среды обязательно сказывается на уровне метаболизма. Как известно, при изменении (повышении) температуры среды на 10 °С уровень метаболизма водных организмов увеличивается в 2–3 раза. Коэффициент Q10 определён опытным путём у разных видов моллюсков и ракообразных, и он несколько отличается для различных видов, что связано с особенностями их биологии (Braby & Somero, 2006).

Ранее было обнаружено: моллюски, отобранные из экологически благополучных, чистых зон, отличаются от животных из загрязнённых акваторий тем, что демонстрируют более высокую адаптивную способность, которая выражается в существенно более коротком времени восстановления ($T_{\text{восст}}$) ЧСС после снятия функциональной нагрузки (Kholodkevich et al., 2009 ; Kuznetsova & Kholodkevich, 2015). Кроме того, животные из чистых акваторий, по сравнению с животными из загрязнённых, демонстрируют более высокую однородность реакций, выражающуюся в низком коэффициенте вариации индивидуальных величин ЧСС ($KV_{\text{ЧСС}} \leq 0,1$) этой группы животных после прекращения тест-воздействия и восстановления исходной солёности воды. В результате ряда исследований был предложен методологический подход (Холодкевич и др., 2018 ; Kholodkevich et al., 2009 ; Kuznetsova et al., 2010, 2018) к сравнительной оценке экологического статуса акваторий на основе анализа адаптивных возможностей биоиндикаторов. Он прошёл успешную апробацию не только в лабораторных, но и в некоторых полевых исследованиях (Холодкевич и др., 2015 ; Kuznetsova et al., 2018 ; Turja et al., 2014), в которых была выявлена связь антропогенного загрязнения водной среды с предложенными физиологическими показателями (биомаркерами). Особенностью этого метода оценки функционального состояния организма является отсутствие субрегиональных ограничений, что делает его более доступным при интеркалибровке.

Схема данного методологического подхода представлена на рис. 2.



Рис. 2. Схема предложенного методологического подхода к сравнительной оценке экологического статуса акваторий

Fig. 2. Scheme of the proposed methodological approach to the comparative assessment of the ecological status of water areas

Таким образом, продемонстрирована экспериментальная возможность изучать адаптивные способности различных организмов из различных экосистем и, следовательно, по И. В. Давыдовскому, судить об их физиологическом здоровье (Kholodkevich et al., 2017 ; Kuznetsova & Kholodkevich, 2015 ; Kuznetsova et al., 2018). Это необходимо и для практических целей (использование животных со стабильными биомаркерами для оценки качества природных вод как среды обитания гидробионтов), и для анализа состояния природных популяций, в которых, в силу природной изменчивости, встречаются разные по здоровью особи. Молекулярно-генетические, биохимические и поведенческие биомаркеры выбранных ключевых видов популяций (преобладающих по численности и биомассе), степень заражённости животных паразитами и т. д. помогут с высокой надёжностью судить о здоровье популяции и, возможно, представлять с той или иной степенью достоверности здоровье выбранной для исследования экосистемы.

Все полученные данные по оценке состояния местных беспозвоночных, дополненные сведениями по биоаккумуляции тяжёлых металлов в тканях местных видов животных (например, двусторчатых моллюсков, гастропод, ракообразных), дают нам возможность экстраполировать результаты изучения индивидуальных показателей отдельных животных на оценку здоровья популяции и состояния экосистем различных акваторий, где был проведён отбор для анализа воды, седиментов и животных. Это позволяет ранжировать акватории по уровню их загрязнения, принимая во внимание особенности функционирования жизненно важных систем биологических объектов исследования (живых «биомониторов» качества среды обитания). Можно заключить, что в местах, где имеются признаки изменения в функциональном состоянии биоиндикатора (существенные изменения в работе его основных функциональных систем), следует ожидать проявления изменений в состоянии экосистемы. Это может быть также выявлено и доказано при использовании различных подходов и критериев оценки экологической безопасности вод естественных водоёмов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Алимов А. Ф. *Элементы теории функционирования водных экосистем*. Санкт-Петербург : Наука, 2000. 147 с. [Alimov A. F. *Elementy teorii funktsionirovaniya vodnykh ekosistem*. Saint Petersburg : Nauka, 2000, 147 p. (in Russ.)]
2. Ашофф Ю. *Биологические ритмы*. Т. 1. Москва : Мир, 1984. 414 с. [Ashoff Yu. *Biologicheskie ritmy*. Vol. 1. Moscow : Mir, 1984, 414 p. (in Russ.)]
3. Баевский Р. М., Берсенева А. П. *Оценка адаптационных возможностей организма и риск развития заболеваний*. Москва : Медицина, 1997. 236 с. [Baevskii R. M., Berseneva A. P. *Otsenka adaptatsionnykh vozmozhnostei organizma i risk razvitiya zabolevaniy*. Moscow : Meditsina, 1997, 236 p. (in Russ.)]
4. Баринова С. С. Методические аспекты анализа биологического разнообразия водорослей // *Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды*. Москва : ВНИИприроды, 2000. Ч. 1. С. 4–59. [Barinova S. S. Metodicheskie aspekty analiza biologicheskogo raznoobraziya vodoroslei. In: *Vodorosli-indikatory v otsenke kachestva okruzhayushchei sredy*. Moscow : VNIIPrirody, 2000, pt. 1, pp. 4–59. (in Russ.)]
5. Вернадский В. И. *Живое вещество*. Москва : Наука, 1978. 358 с. [Vernadskii V. I. *Zhivoe veshchestvo*. Moscow : Nauka, 1978, 358 p. (in Russ.)]
6. Вернадский В. И. *Биосфера и ноосфера*. Москва : Наука, 1989. 261 с. [Vernadskii V. I. *Biosfera i noosfera*. Moscow : Nauka, 1989, 261 p. (in Russ.)]
7. Давыдовский И. В. *Проблема причинности в медицине*. Москва : Медгиз, 1962. 176 с. [Davydovskii I. V. *Problema prichinnosti v meditsine*. Moscow : Medgiz, 1962, 176 p. (in Russ.)]
8. Дроздов В. В., Смирнов Н. П. *Колебания климата и донные рыбы Балтийского моря*. Санкт-Петербург : Изд-во РГГМУ, 2008. 249 с. [Drozdov V. V., Smirnov N. P. *Kolebaniya klimata i donnye ryby Baltiiskogo morya*. Saint Petersburg : Izd-vo RGGMU, 2008, 249 p. (in Russ.)]
9. Егоров В. Н. *Теория радиоизотопного и химического гомеостаза морских экосистем*. Севастополь : ФИЦ ИнБЮМ, 2019. 356 с. [Egorov V. N. *Theory of Radioisotope and Chemical Homeostasis of Marine Ecosystems*. Sevastopol : FITs InBYuM, 2019, 356 p. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.21072/978-5-6042938-5-0>
10. Израэль Ю. А., Цыбань А. В. *Антропогенная экология океана*. Москва : Гидрометеиздат, 1989. 527 с. [Izrael Yu. A., Tsyban A. V. *Antropogennaya ekologiya okeana*. Moscow : Gidrometeoizdat, 1989, 527 p. (in Russ.)]
11. Моисеенко Т. И. *Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты*. Москва : Наука, 2009. 399 с. [Moiseenko T. I. *Vodnaya ekotoksikologiya: teoreticheskie i prikladnye aspekty*. Moscow : Nauka, 2009, 399 p. (in Russ.)]
12. Одум Ю. *Экология* : в 2-х т. : пер. с англ. / под ред. В. Е. Соколова. Москва : Мир, 1986. Т. 1, 328 с. ; т. 2, 376 с. [Odum Yu. *Ekologiya* : in 2 vols / transl. from English / V. E. Sokolov (Ed.). Moscow : Mir, 1986, vol. 1, 328 p. ; vol. 2, 376 p. (in Russ.)]
13. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. *Морская динамическая радиохемозкология*. Москва : Энергоатомиздат, 1986. 176 с. [Polikarpov G. G., Egorov V. N. *Morskaya dinamicheskaya radiokhemoekologiya*. Moscow : Energoatomizdat, 1986, 176 p. (in Russ.)]
14. Руднева И. И., Рощина О. В. Оценка уровня антропогенного воздействия на морские экосистемы с помощью биомаркеров рыб // *Вода и экология: проблемы и решения*. 2008. № 2 (35). С. 30–37. [Rudneva I. I., Roshchina O. V. Otsenka urovnya antropogennogo vozdeistviya na morskije ekosistemy s pomoshch'yu biomarkerov ryb. *Voda i ekologiya: problemy i resheniya*, 2008, no. 2 (35), pp. 30–37. (in Russ.)]
15. Селье Г. *Стресс без дистресса* / под общ. ред. Е. М. Крепса. Москва : Прогресс, 1982. 124 с. [Selye H. *Stress Without Distress* / E. M. Kreps (Ed.). Moscow : Progress, 1982, 124 p. (in Russ.)]
16. Уголев А. М. *Естественные технологии биологических систем*. Ленинград : Наука, 1987. 316 с. [Ugolev A. M. *Estestvennye tekhnologii biologicheskikh sistem*. Leningrad : Nauka, 1987, 316 p. (in Russ.)]
17. Холодкевич С. В., Шаров А. Н., Кузнецова Т. В. Перспективы и проблемы использования биоэлектронных систем в мониторинге экологической безопасности акваторий Финского

- залива // *Региональная экология*. 2015. № 2 (37). С. 16–26. [Kholodkevich S. V., Sharov A. N., Kuznetsova T. V. Perspectives and problems of application of bioelectronic systems for monitoring of environmental safety state in the Gulf of Finland aquatoria. *Regional'naya ekologiya*, 2015, no. 2 (37), pp. 16–26. (in Russ.)]
18. Холодкевич С. В., Кузнецова Т. В., Куракин А. С., Солдатов А. А., Гостюхина О. Л., Головина И. В., Андреевко Т. И., Киринов М. П. Новый методологический подход к оперативной оценке экологического состояния прибрежных морских акваторий // *Известия ТИНРО*. 2018. Т. 194. С. 215–238. [Kholodkevich S. V., Kuznetsova T. V., Kurakin A. S., Soldatov A. A., Gostyukhina O. L., Golovina I. V., Andreenko T. I., Kirin M. P. New methodological approach to express assessment of ecological state for the coastal sea waters. *Izvestiya TINRO*, 2018, vol. 194, pp. 215–238. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-194-215-238>
 19. Чернышева М. П. *Роль пептидных гормонов в формировании свойств пространства и времени внутренней среды организма* : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.13. Астрахань, 2007. 32 с. [Chernysheva M. P. *Rol' peptidnykh gormonov v formirovanii svoistv prostranstva i vremeni vnutrennei sredy organizma* : avtoref. dis. ... d-ra biol. nauk : 03.00.13. Astrakhan, 2007, 32 p. (in Russ.)]
 20. *Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы* / под ред. А. Ф. Алимова, С. М. Голубкова. Москва ; Санкт-Петербург : Тов-во науч. изд. КМК, 2008. 477 с. [*Ekosistema estuariya reki Nevy: biologicheskoe raznoobrazie i ekologicheskie problemy* / A. F. Alimov, S. M. Golubkov (Eds). Moscow ; Saint Petersburg : Tov-vo nauch. izd. KMK, 2008, 477 p. (in Russ.)]
 21. Abelson A., Nelson P. A., Edgar G. J., Shashar N., Reed D. C., Belmaker J., Krause G., Beck M. W., Brokovich E., France R., Gaines S. D. Expanding marine protected areas to include degraded coral reefs. *Conservation Biology*, 2016, vol. 30, iss. 6, pp. 1182–1191. <https://doi.org/10.1111/cobi.12722>
 22. Aleksandrov S. V. Biological production and eutrophication of Baltic Sea estuarine ecosystems: The Curonian and Vistula lagoons. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, vol. 61, iss. 4–6, pp. 205–210. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.015>
 23. Attrill M. J., Depledge M. H. Community and population indicators of ecosystem health: Targeting links between levels of biological organization. *Aquatic Toxicology*, 1997, vol. 38, iss. 1–3, pp. 183–197. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(96\)00839-9](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(96)00839-9)
 24. Beliaeff B., Burgeot T. Integrated biomarker response: A useful tool for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2002, vol. 21, iss. 6, pp. 1316–1322. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210629>
 25. Berezina N. A., Gubelit Y. I., Polyak Y. M., Sharov A. N., Kudryavtseva V. A., Lubimtsev V. A., Petukhov V. A., Shigaeva T. D. An integrated approach to the assessment of the eastern Gulf of Finland health: A case study of coastal habitats. *Journal of Marine Systems*, 2017, vol. 171, pp. 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.08.013>
 26. Beyers R. J., Odum H. T. *Ecological Microcosms*. New York ; London, 1993, 557 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-9344-3>
 27. *Biomarkers: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress* / R. J. Huggett, R. A. Kimerle, P. M. Mehrle Jr., H. L. Bergman (Eds). Boca Raton, FL : Lewis Publishers, 1992, 347 p. (SETAC Special Publication Series).
 28. Blomqvist M., Cederwall H., Leonardsson K., Rosenberg R. Bedömningsgrunder för kust och hav. Benthiska evertebrater 2006. *Rapport till Naturvårdsverket*, 2006, 70 p.
 29. Braby C. E., Somero G. N. Following the heart: Temperature and salinity effects on heart rate in native and invasive species of blue mussels (genus *Mytilus*). *The Journal of Experimental Biology*, 2006, vol. 209, pp. 2554–2566. <https://doi.org/10.1242/jeb.02259>
 30. Bursian A. V. Structure of autorhythmic activity of contractile systems. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*, 2012, vol. 48, no. 2, pp. 219–235. <https://doi.org/10.1134/S0022093012020120>
 31. Chiu G. S., Guttorp P., Westveld A. H., Khan S. A., Liang J. Latent health factor index: A statistical modeling approach for ecological health assessment. *Environmetrics*, 2011, vol. 22, iss. 3, pp. 243–255. <https://doi.org/10.1002/env.1055>

32. Costanza R., Norton B., Haskell B. *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Washington, D. C. : Island Press, 1992, 269 p.
33. Cummins K. W., Merritt R. W., Andrade P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 2005, vol. 40, iss. 1, pp. 69–89. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>
34. Curd A., Pernet F., Corporeau C., Delisle L., Firth L. B., Nunes F. L. D., Dubois S. F. Connecting organic to mineral: How the physiological state of an ecosystem-engineer is linked to its habitat structure. *Ecological Indicators*, 2019, vol. 98, pp. 49–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.044>
35. Dale V. H., Beyeler S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 2001, vol. 1, iss. 1, pp. 3–10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
36. *Decisions Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at Its Fifth Meeting : Fifth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity (15–26 May, 2000, Nairobi, Kenya)*. Nairobi, 2000, 141 p. URL: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-05/full/cop-05-dec-en.pdf> [accessed: 21.02.2021].
37. Depledge M. H., Galloway T. S. Healthy animals, healthy ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2005, vol. 3, iss. 5, pp. 251–258. <https://doi.org/10.2307/3868487>
38. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October, 2000, Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy*. URL: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm [accessed: 21.10.2020].
39. *Directive 2006/44/EC of the European Parliament and of the Council of 6 September, 2006, on the Quality of Fresh Waters Needing Protection or Improvement in Order to Support Fish Life*. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006L0044&from=EN> [accessed: 21.10.2020].
40. Gagic V., Bartomeus I., Jonsson T., Taylor A., Winqvist C., Fischer C., Slade E. M., Steffan-Dewenter I., Emmerson M., Potts S. G., Tschardt T., Weisser W., Bommarco R. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2015, vol. 282, iss. 1801, art. no. 20142620 (8 p.). <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>
41. Griggs D., Stafford-Smith M., Gaffney O., Rockström J., Öhman M. C., Shyamsundar P., Steffen W., Glaser G., Kanie N., Noble I. Sustainable development goals for people and planet. *Nature*, 2013, vol. 495, pp. 305–307. <https://doi.org/10.1038/495305a>
42. Hagger J. A., Jones M. B., Lowe D., Leonard D. R. P., Owen R., Galloway T. S. Application of biomarkers for improving risk assessments of chemicals under the Water Framework Directive: A case study. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, vol. 56, iss. 6, pp. 1111–1118. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.03.040>
43. Handy R. D., Depledge M. H. Physiological responses: Their measurement and use as environmental biomarkers in ecotoxicology. *Ecotoxicology*, 1999, vol. 8, no. 5, pp. 329–349. <https://doi.org/10.1023/A:1008930404461>
44. Heink U., Kowarik I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 2010, vol. 10, iss. 3, pp. 584–593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>
45. *HELCOM 2010. Hazardous Substances in the Baltic Sea – An Integrated Thematic Assessment of Hazardous Substances in the Baltic Sea*. Helsinki : Helsinki Commission 2010, 116 p. (Baltic Sea Environment Proceedings ; no. 120B). URL: <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP120B.pdf> [accessed: 19.12.2020].
46. *HELCOM 2014. BASE Project 2012–2014: Preparation of Biodiversity and Hazardous Substances Indicators With Targets That Reflect Good Environmental Status for HELCOM (Including the HELCOM CORESET Project) and Improvement of Russian Capacity to Participate in Operationalization of Those Indicators / Baltic Marine Environment Protection Commission HELCOM*. Helsinki : Helsinki Commission 2014, 264 p. URL: https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/INDICATORS_Russian-capacity-to-participate-in-operationalization-of-CORESET-indicators.pdf [accessed: 19.12.2020].

47. Holt T. J., Rees E. I., Hawkins S. J., Seed R. *Bio-genic Reefs (Volume IX). An Overview of Dynamic and Sensitivity Characteristics for Conservation Management of Marine SAC* : UK Marine SACs Project. Oban, Argyll : Scottish Association for Marine Science, 1998, 174 p. URL: http://ukmpa.marinebiodiversity.org/uk_sacs/pdfs/biogreef.pdf [accessed: 19.12.2021].
48. ICES. 2010. *Report of the Study Group for the Development of Integrated Monitoring and Assessment of Ecosystem Health in the Baltic Sea (SGEH) (1–5 March, 2010, Gdynia, Poland)*. Copenhagen, Denmark : ICES, 2010, 52 p.
49. Jones C. G., Lawton J. H., Shachak M. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 1994, vol. 69, no. 3, pp. 373–386. <https://doi.org/10.2307/3545850>
50. Karr J. R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 1999, vol. 41, iss. 2, pp. 221–234. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x>
51. Kholodkevich S. V., Kuznetsova T. V., Trusevich V. V., Kurakin A. S., Ivanov A. V. Peculiarities of valve movement and of cardiac activity of the bivalve mollusc *Mytilus galloprovincialis* at various stress actions. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*, 2009, vol. 45, no. 4, pp. 432–434. <https://doi.org/10.1134/S0022093009040100>
52. Kholodkevich S. V., Kuznetsova T. V., Sharov A. N., Kurakin A. S., Lips U., Kolesova N., Lehtonen K. K. Applicability of bioelectronic cardiac monitoring system for the detection of biological effects of pollution in bioindicator species in the Gulf of Finland. *Journal of Marine Systems*, 2017, vol. 171, pp. 151–158. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.12.005>
53. Kuznetsova T. V. Change of salinity of medium as a function loading in estimating functional state of the crayfish *Astacus leptodactylus*. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*, 2013, vol. 49, no. 5, pp. 498–502. <https://doi.org/10.1134/S0022093013050058>
54. Kuznetsova T. V., Kholodkevich S. V. Comparative assessment of surface water quality through evaluation of physiological state of bioindicator species: Searching new biomarkers. In: *2015 4th Mediterranean Conference on Embedded Computing (MECO) (Budva, Montenegro, 14–18 June, 2015)*. New York : IEEE, 2015, pp. 339–344. (IEEE conference publications). <http://doi.org/10.1109/MECO.2015.7181938>
55. Kuznetsova T. V., Sladkova G. V., Kholodkevich S. V. Evaluation of functional state of crayfish *Pontastacus leptodactylus* in normal and toxic environment by characteristics of their cardiac activity and hemolymph biochemical parameters. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*, 2010, vol. 46, no. 3, pp. 241–250. <https://doi.org/10.1134/S0022093010030038>
56. Kuznetsova T. V., Kholodkevich S. V., Kurakin A. S. Experience on ecological status assessment based on adaptive potential diagnostics in selected invertebrates of the Baltic Sea sub-regions. *Fundamentalnaya i prikladnaya gidrofizika*, 2018, vol. 11, no. 2, pp. 75–85. <https://doi.org/10.7868/S2073667318020065>
57. Lehtonen K., Sundelin B., Lang T., Strand J. Development of tools for integrated monitoring and assessment of hazardous substances and their biological effects in the Baltic Sea. *AMBIO*, 2014, vol. 43, pp. 69–81. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0478-3>
58. Mageau M. T., Costanza R., Ulanowicz R. E. Development and initial testing of quantitative assessment of ecosystem health. *Ecosystem Health*, 1995, vol. 1, no. 4, pp. 201–213.
59. *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM*. [Helsinki : Helsinki Commission], 2017, 414 p. URL: https://mcc.jrc.ec.europa.eu/documents/Manual_for_Marine_Monitoring_COMBINE_Programme_HELCOM.pdf [accessed: 11.01.2021].
60. Margules C. R., Pressey R. L. Systematic conservation planning. *Nature*, 2000, vol. 405, pp. 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
61. Mendoza-Carranza M., Sepulveda-Lozada A., Dias-Ferreira C., Geissen V. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. *Environmental Pollution*, 2016, vol. 210, pp. 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.014>
62. O'Brien A., Townsend K., Hale R., Sharley D., Pettigrove V. How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators*, 2016, vol. 69, pp. 722–729. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.004>
63. Ostroumov S. A. On some issues of maintaining water quality and self-purification.

- Water Resources*, 2005, vol. 32, no. 3, pp. 305–313. <https://doi.org/10.1007/s11268-005-0039-7>
64. Pausas J. G., Parr C. L. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evolutionary Ecology*, 2018, vol. 32, pp. 113–125. <https://doi.org/10.1007/s10682-018-9927-6>
65. Pavluk T. I., bij de Vaate A., Leslie H. A. Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia*, 2000, vol. 427, pp. 135–141. <https://doi.org/10.1023/A:1003911109416>
66. Rapport D. J. What constitutes ecosystem health? *Perspectives in Biology and Medicine*, 1989, vol. 33, iss. 1, pp. 120–132. <https://doi.org/10.1353/pbm.1990.0004>
67. *Report of Working Group 28 on Development of Ecosystem Indicators to Characterize Ecosystem Responses to Multiple Stressors* / M. Takahashi, R. I. Perry (Eds). Sidney, BC : North Pacific Marine Science Organization (PICES), 2019, 245 p. (PICES Scientific Report ; no. 55). URL: <https://meetings.pices.int/publications/scientific-reports/Report55/Rpt55.pdf> [accessed: 17.12.2020].
68. Reynoldson T. B., Norris R. H., Resh V. H., Day K. E., Rosenberg D. M. The reference condition: A comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 1997, vol. 16, no. 4, pp. 833–852. <https://doi.org/10.2307/1468175>
69. Rosenberg D. M., Resh V. H. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York, NY : Chapman & Hall, 1993, 488 p.
70. Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H. C., Cederswall H., Dimming A. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: A proposed new protocol within European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, vol. 49, iss. 9–10, pp. 728–739. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.013>
71. Santini G., De Pirro M., Chelazzi G. *In situ* and laboratory assessment of heart rate in a Mediterranean limpet using a noninvasive technique. *Physiological and Biochemical Zoology*, 1999, vol. 72, no. 2, pp. 198–204. <https://doi.org/10.1086/316656>
72. Savić A., Đorđević M., Jušković M., Pešić V. Ecological analysis of macroinvertebrate communities based on functional feeding groups: A case study in southeastern Serbia. *Biologica Nyssana*, 2017, vol. 8, no. 2, pp. 159–166. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1135973>
73. Soldatov A. A., Gostyukhina O. L., Golovina I. V. Functional states of antioxidant enzymatic complex of tissues of *Mytilus galloprovincialis* Lam. under conditions of oxidative stress. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*, 2014, vol. 50, no. 3, pp. 206–214. <https://doi.org/10.1134/S0022093014030028>
74. Strong W. Biased richness and evenness relationships within Shannon–Wiener index values. *Ecological Indicators*, 2016, vol. 67, pp. 703–713. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.043>
75. Sundelin B., Eriksson A.-K. Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 1998, vol. 171, pp. 165–180. <https://doi.org/10.3354/meps171165>
76. The Convention on Biological Diversity (CBD), Rio de Janeiro, 3–14 June, 1992 // *Treaties and International Agreements Registered or Filed and Recorded With the Secretariat of the United Nations*, 1993, vol. 1760, I-30619, pp. 199–225. URL: <https://treaties.un.org/doc/publication/UNTS/Volume%201760/v1760.pdf> [accessed: 11.09.2020].
77. *The Ecosystem and How It Relates to Sustainability*. [The concept of the ecosystem : lecture] / University of Michigan, 2017. URL: <https://globalchange.umich.edu/globalchange1/current/lectures/kling/ecosystem/ecosystem.html> [accessed: 21.10.2020].
78. Tilman D. Functional diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity* / S. A. Levin (Ed.). Cambridge, MA : Academic Press, 2001, pp. 109–120. <https://doi.org/10.1006/rwbd.1999.0154>
79. Turja R., Höher N., Snoeijs P., Baršienė J., Butrimavičienė L., Kuznetsova T., Kholodkevich S. V., Devier M.-H., Budzinski H., Lehtonen K. K. A multibiomarker approach to the assessment of pollution impacts in two Baltic Sea coastal areas in Sweden using caged mussels (*Mytilus trossulus*). *Science of the Total Environment*, 2014, vols 473–474, pp. 398–409. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.038>
80. Usero J., González-Regalado E., Gracia I. Trace metals in bivalve mollusks *Ruditapes decussates* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic coast of southern Spain.

- Environmental International*, 1997, vol. 23, iss. 3, pp. 291–298. [http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120\(97\)00030-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120(97)00030-5)
81. Wright J. F., Mos D., Armitage P. D., Furse M. T. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 1984, vol. 14, iss. 3, pp. 221–256. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1984.tb00039.x>
82. Yeats P., Gagné F., Hellou J. Body burden of contaminants and biological effects in mussels: An integrated approach. *Environment International*, 2008, vol. 34, iss. 2, pp. 254–264. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.08.009>

ECOSYSTEM HEALTH: A CONCEPT, METHODOLOGICAL APPROACHES, AND ASSESSMENT CRITERIA

T. V. Kuznetsova and A. B. Manvelova

St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences,
Scientific Research Centre for Ecological Safety of the Russian Academy of Sciences,
Saint Petersburg, Russian Federation
E-mail: kuznetsova_tv@bk.ru

Increasing anthropogenic load on aquatic ecosystems threatens environmental safety. In this regard, it is important to apply the ecosystem approach to the exploitation of natural resources in order to develop integrated regulatory environmental measures. The term “ecosystem health” is commonly used in assessment of the ecological state of water areas by representatives of foreign scientific communities (HELCOM, ICES, OSPAR, and MEDPOL), but it is not widespread among domestic researchers. The concept of “ecosystem health” is not a new paradigm. Specifically, it is the subject of discussion in the scientific literature since the early 2000s and the issue enshrined in long-term documents of the European Union and the EU Water Framework Directive on environmental preservation strategy. Based on a review of existing literature data, this article presents the principal concepts, approaches, and criteria for assessing the ecological state (health) of aquatic ecosystems. As emphasized, the assessment of the ecosystem health depends on goals and objectives of environmental research, and those are related to applied methodology and, accordingly, to selection of methods and indicators of the ecosystem state. The paper discusses the concept of “organism’s health” and several its attributes: homeostasis maintenance, cause-and-effect relationships in the *health–disease* continuum, and functional adaptations. Several approaches for assessing the health of rivers and marine areas are compared. Various indicators, complex indices, and biomarkers of exposure and effects are considered which reflect the susceptibility of aquatic ecosystems to changes resulting from natural and anthropogenic load. Attention is drawn to the need for applying the integrated ecosystem approach in the analysis of the aquatic ecosystem state: this will contribute to holistic assessment of the consequences of human activity on the ecosystem integrity. Based on the experience of the BONUS+/BEAST project, a comprehensive biomarker approach is presented to determining the health of bioindicators with subsequent interpretation of data on the health status of the ecosystems these organisms inhabit. The authors hope that the review will be of interest to both specialists in ecology of aquatic ecosystems and representatives of environmental organizations steeped in ecological expertise.

Keywords: ecosystem health, assessment of the aquatic ecosystem state, reference ecosystem states, physiological state, functional adaptations, macrobenthic invertebrates