

КОНЦЕПТУАЛЬНЫЕ ПОДХОДЫ К ПРИМЕНЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИНДИКАТОРОВ ДЛЯ МОНИТОРИНГА ЧЕРНОМОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

Использование экологических индикаторов для мониторинга морских экосистем рассмотрено в рамках концептуальной структуры *DPSIR*. Рассмотрены экологические индикаторы состояния морских экосистем и вредоносных воздействий на морские экосистемы. Выявлены модули мониторинга не охваченные ранжированными показателями.

В настоящее время стало очевидным, что использование экологических индикаторов для оценки антропогенных изменений экосистем должно происходить лишь в рамках концептуальных структур мониторинга, содержащих соединенные причинно-следственными связями модули. В европейских системах научного мониторинга наибольшее признание получила концептуальная структура *DPSIR* (*driving force-pressure-state-impact-response*), а в специализированных видах мониторинга используются также ее упрощенные варианты *PSR* (*pressure-state-response*) и *DSR* (*driving force-state-response*) [1].

Эти концепции оперируют набором базовых понятий (рис.1): движущие силы (*driving force*) – это антропогенная деятельность, которая оказывают давление (*pressure*) на окружающую среду, приводя к изменениям в ее состоянии (*state*). В свою очередь, эти изменения ведут к воздействиям (*impact*) на человека и окружающую среду. Оценка вредоносных воздействий необходима, если ставится задача связать экологические изменения с антропогенными факторами для выбора тактики устойчивого развития. Наконец, логическим завершением цикла является ответное действие (*response*) – комплекс мер по нормализации ситуации.

Принцип использования циклических структур мониторинга заключается в том, что достижение цели мониторинга (ответное действие) в любой из этих концептуальных структур тестируется изменением тех показателей, с помощью которых оценивалось состояние экосистем и вызванные его изменением вредоносные воздействия.

Приведем несколько примеров причинно-след-

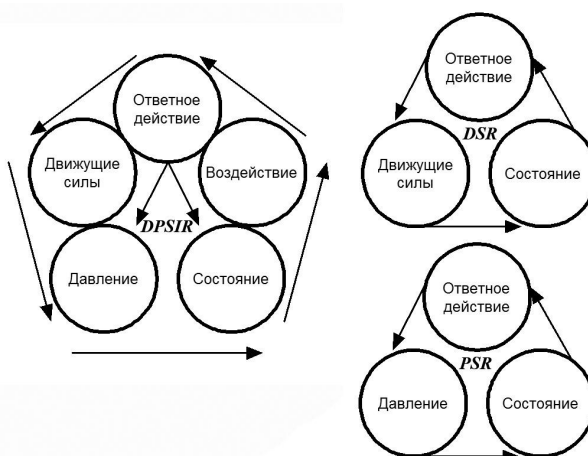
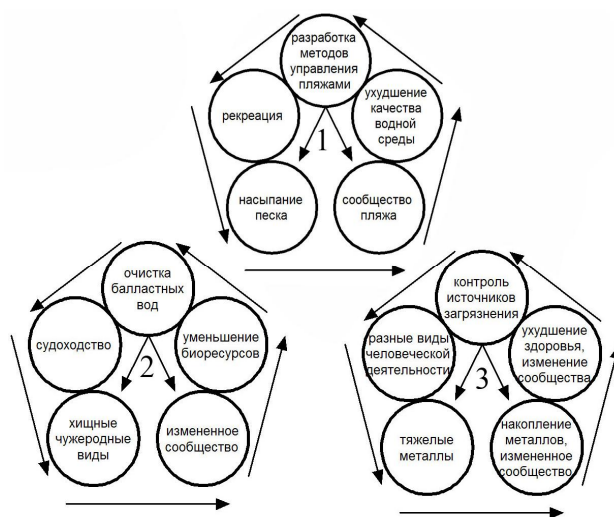


Рис. 1. Основные типы концептуальных структур мониторинга.



Р и с . 2 . Примеры причинно-следственных связей в экологических процессах.

твенных связей, которые могут быть объектом мониторинга (рис.2).

В первом случае мы имеем дело с движущей силой, реализация которой может происходить разнообразными путями, и далеко не все из них ведут к обозначенному результату. Вредоносное воздействие может быть урегулировано откликом направленным не на движущие силы, а на урегулирование давления. Соответственно, мониторинг этого про-

цесса может вестись в рамках структуры *PSR* (*pressure-state-response*).

Во втором случае мы имеем дело с социально-экономическим явлением, регулируемым в международных масштабах и однообразным в проявлениях (и, что важнее, в типах и интенсивности давлений). В таком случае ответное действие направлено непосредственно на движущие силы, и мониторинг этого процесса может вестись в рамках структуры *DSR* (*driving force-state-response*).

В обоих случаях мы имеем дело с непосредственно наблюдаемыми воздействиями, можем легко выделить объекты мониторинга и упростить его схему. Но уже в третьем случае мы имеем дело со сложным комплексом воздействий, для оценки которого необходимо включение в мониторинг всех структурных блоков.

Естественно, если целью мониторинга является комплексная оценка воздействий на экосистемы, необходимо использование всех элементов концептуальной структуры *DPSIR*.

Целью данной статьи было выделение комплекса индикационных показателей, пригодных для использования в мониторинге экосистем Черного моря учитывающего причинно-следственные связи экологических процессов и антропогенных нарушений.

Требования к выбору индикаторов. Концептуальная структура *DPSIR* обеспечивает процесс выбора индикатора и формирование целостных комплексов индикаторов. Четкий процесс выбора индикаторов увеличивает чувствительность и научную достоверность экологических оценок и обеспечивает выполнение практических задач мониторинга.

В последние годы экологические индикаторы состояния среды стали общепринятым компонентом экологических оценок состояния окружающей среды, но до сих пор существует серьезная проблема произвольности выбора и использования индикаторов. Основные требования к индикаторам состояния среды, используемым в мониторинге, обобщены в концепции *SMART* (*Simple, Measurable, Achievable, Realistic, and Time limited*) [2].

Она гласит, что индикатор должен: отображать экологическую ситуацию; легко вычисляться; иметь международное признание; отображать изменения экосистемы; иметь эталонное или пороговое значение; соотноситься с промежутком времени и пространственным масштабом оцениваемого явления.

В применении к региональному мониторингу морских экосистем это означает, что в качестве таких индикаторов могут использоваться показатели, используемые в различных странах и тестированные на морских экосистемах близких по облику к черноморским. Важным требованием к таким индикаторам является возможность их расчета с помощью результатов стандартных гидробиологических съемок, систематизированных с помощью баз данных первичной информации [3]. Этим критерием обеспечивается два принципиальных аспекта: четкая связь между различными составляющими мониторинга и возможность автоматической генерации индикаторных показателей с помощью компьютерных программ.

Экологические индикаторы и возможность их использования в мониторинге экосистем Черного моря. Рассмотрим примеры индикационных показателей, базирующихся на стандартных метриках обилия и состава сообществ.

Наиболее распространенным индикатором для оценки состояния морских экосистем является *AMBI* (*AZTI's marine biotic index*) [6]. Он основан на показателях доминирования различных экологических классов организмов макрозообентоса мягких грунтов. Экологические классы ранжированы по принципу отношения к антропогенным нагрузкам. Индекс является интегральным показателем отклика сообщества на антропогенные воздействия.

Последний список ранжированных организмов *AMBI* 4.1 дополнен для оценки европейских морей и включает 4466 таксонов. Для оценки морских вод в контексте Водной рамочной директивы разработано видоизменение индекса – *M-AMBI*, основанное на факториальном анализе *AMBI*, богатства и разнообразия сообщества [5].

Индекс тестируется на экосистемах европейских морей [6 – 8]. Расчет индекса производится с помощью соответствующего программного продукта, доступного на официальном сайте технологического центра *AZTI-Tecnalia* (<http://www.azti.es>).

Другим индексом, действующим по схожему принципу, является *BENTIX index* [9], представляющий собой упрощение концепции *AMBI*. Он основан на процентном соотношении трех экологических групп: К-стратегов, r-стратегов и видов-оппортунистов. Индекс разработан специально для европейских морей и тестируется в средиземноморском бассейне; наиболее точно отображает изменения экосистем под влиянием органического загрязнения [10]. Применяется для открытых участков моря: в эстуарных водах может применяться только в адаптации к специфическим условиям конкретного эстуария [11].

Специально для прибрежных и эстуарных вод используется *BOPA index* (*Benthic Opportunistic Polychaeta Amphipoda*), ранжирующий сообщества по пяти категориям [12]. Все вышеперечисленные индикаторы, основанные на относительном изобилии чувствительных видов, используются для оценки состояния экосистем.

В отношении индикаторов воздействия, требования стандартности и меж-

дународного использования могут быть менее строгими, так как в данном случае критерии отбора оцениваемых воздействий субъективны и зависят от интересов пользователей мониторинга, которые могут регионально различаться.

В случае Черного моря основными оцениваемыми воздействиями могут выступать ухудшение здоровья организмов, вызываемое загрязнением, паразитами и болезнями, эвтрофикация и ее влияние на сообщества, деградация и исчезновение сообществ.

Традиционным подходом к интегральной оценке здоровья организмов является изучение флуктуирующей асимметрии, отражающей стабильность развития организмов. Объектами тестирования в Черном море могут быть представители родов *Zostera* и *Anadara*, для которых разработаны и тестированы методики оценки чувствительные, в частности, к влиянию загрязнения тяжелыми металлами [13, 14].

Для оценки возможности цветения воды в прибрежных экосистемах разработан показатель *ICEP (Indicator of Coastal Eutrophication Potential)*, основанный на оценке потока биогенных элементов в морской экосистеме и выражающий потенциал продукции морских водорослей во временном промежутке [15].

Воздействие же эвтрофикации на организмы и сообщества определяется с помощью системы индексов, в основе которых лежит связь отклика морского растительного сообщества на эвтрофикацию изменением показателей функционально активных поверхностей талломов [16]. Ценность таких индикаторов как ИПП (Индекс поверхности популяции) и ИПФ (Индекс поверхности фитоценоза) увеличивается тем, что они тестированы на региональных морских экосистемах и входят в уже используемые структуры экологического мониторинга [17, 18].

Количественные индикаторы, оценивающие степень антропогенного нарушения сообществ макробоентоса рыхлых грунтов [19] были тестированы в заливе Петра Великого (Японское море). Но поскольку они не имели видоспецифичных метрик и были основаны на параметрах, универсальных для изучения экосистем различных регионов (биомасса, плотность поселения, число видов, индексы Шеннона-Винера и др.), их использование возможно и в черноморском регионе. В качестве показателей нарушений они используют отклонение параметров обилия и экологических индексов от нормы и от разработанных в рамках метода пороговых значений.

Отрицательные воздействия чужеродных видов на морские экосистемы оценивает тестированный на европейских прибрежных экосистемах показатель *BPI (Biological Pollution Index)* [20]. Он основан на ранжировании чужеродных видов по степени воздействия на природные экосистемы.

Поскольку при индикации вредоносных воздействий зачастую придется иметь дело с локальными специфическими проблемами, целесообразна разработка локальных узконаправленных индикаторов. Например, для оценки ухудшения кислородного режима прибрежных вод в зонах подсыпки песка такой индикатор может быть разработан на основании соотношения обилия различных видов мелких детритоядных полихет, которые отличаются разной чувствительностью к гипоксии [21]

Анализ модулей мониторинга в рамках концептуальной структуры

DPSIR помогает определить потребности мониторинга в использовании и создании новых показателей.

Очевидно, что наиболее слабым звеном в мониторинге черноморских экосистем является связь между состоянием экосистем, факторами давления и вызывающими их социально-экономическими процессами.

В черноморских экосистемах основными факторами антропогенного пресса являются: загрязнение, изъятие неживых ресурсов, изменение гидрологического режима, изменение особенностей и свойств рельефа водоема и прибрежной полосы (берегоукрепление, дноуглубление, дампинг, гидротехническое строительство), природопользование и биологические изменения (эксплуатация живых ресурсов, вселение чужеродных организмов и ГМО, болезнетворных агентов, рекреация).

Следует заметить, что оценка различных типов загрязнения (в том числе микробиологического) обеспечивается разработанным и интегрированным в мониторинг черноморских экосистем комплексом количественных показателей [22 – 24]. Мониторинг изъятия биологических ресурсов, регулируемый Министерством охраны окружающей среды, также оперирует абсолютными количественными показателями, которые можно интегрировать в общую структуру мониторинга черноморских экосистем. Для оценки вселения чужеродных организмов можно адаптировать к морским экосистемам *DPSIR*-структурированную систему показателей, разработанных для внутренних вод [25].

Основным «белым пятном» в оценке показателей давления являются антропогенные изменения гидрологии, которые в региональной системе мониторинга не обеспечены никакими формальными показателями. Разработку таких показателей можно назвать одним из приоритетных направлений в создании индикационной системы мониторинга.

Не менее важной задачей является разработка показателей, отражающих интенсивность хозяйственной деятельности, имеющей наибольшее влияние на морские экосистемы: рекреация, аквакультура, промысел биоресурсов, урбанизация и индустриализация прибрежных зон, судоходство и т.п., а также установление связи между ними и локальными факторами давления на черноморские экосистемы.

Решение этой задачи позволит пространственно ориентировать практические действия по управлению экосистемами, что является необходимым элементом экологического мониторинга. Как пример комплексного мониторинга, в котором была полноценно использована структура *DPSIR*, можно привести мониторинг эстуария Сены [26]. В его рамках зона мониторинга была разделена на семь подзон на основании гидроморфологии, солености и хозяйственной деятельности, протекающей на различных участках эстуария и прибрежных вод. Несмотря на высокое качество водной среды (приблизительно 90 % станций имели высокий или хороший статус среды согласно индексам *AMBI* и *VOPA*, а, согласно *BENTIX index* – приблизительно 60 %), индикация с помощью бентосных индексов *AMBI*, *M-AMBI*, *BENTIX index* и *VOPA*, которые имеют разную чувствительность в водах с разной соленостью; и показателя риска эвтрофикации *ICEP*, четко показала различия в среднем статусе водной среды или его мозаичности между выделенными зонами, выявила начальную деградацию мезогалинной зоны эстуария; ото-

бразила влияние социально-экономических процессов на изменения потенциала трофности [26].

Выводы. Для формирования системы мониторинга черноморских экосистем использующего экологическую индикацию необходимо решение следующих задач:

1) тестирование на черноморских экосистемах и введение в региональный мониторинг широко распространенных в европейских морях индикаторов оценки состояния морских экосистем (таких как *AMBI*, *M-AMBI*, *BENTIX index*, *BOPA index*;

2) расширение аппарата используемых индикаторов вредных воздействий;

3) разработка ранжируемых показателей антропогенных изменений гидрологии;

4) адаптация показателей биологического загрязнения к морским экосистемам;

5) разработка показателей интенсивности социально-экономических процессов, связанных с показателями давления на морские экосистемы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Niemeijer D., Groot R.S. de.* A conceptual framework for selecting environmental indicator sets // *Ecological indicators.*– 2008.– 8.– P.14-25.
2. *Dauvin J.-C.* Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future // *Mar. Poll. Bull.*– 2007.– 55.– P.271-281.
3. *Blanchet H., Lavesque N., Ruellet T., Dauvin J. C., Sauriau P. G., Desroy N., Desclaux C., Leconte M., Bachelet G., Janson A.-L., Bessineton C., Duhamel S., Jourde J., Mayot S., Simon S., de Montaudouin X.* Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats – Implications for the implementation of the European Water Framework Directive // *Ecological indicators.*– 2008.– 8.– P.360-372.
4. *Borja A., Franco J., Perez V.* A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments // *Marine Pollution Bulletin.*– 2000.– 40.– P.1100-1114.
5. *Muxika I., Borja A., Bald J.* Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive // *Mar. Poll. Bull.*– 2007.– 55.– P.16-29.
6. *Borja A., Muxika I., Franco J.* The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts // *Mar. Poll. Bull.*– 2003.– 46.– P.835-845.
7. *Salas F., Neto J. M., Borja A., Marques J. C.* Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal) // *Ecological indicators.*– 2004.– 4.– P.215-225.
8. *Muxika I., Borja A., Bonne W.* The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts // *Ecological indicators.*– 2005.– 5.– P.19-31.
9. *Simboura N., Zenetos A.* Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index // *Mediterranean Marine Science.*– 2002.– 3.– P.77-111.
10. *Simboura N., Papathanassiou E., Sakellariou D.* The use of a biotic index (Bentix) in assessing long-term effects of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities // *Ecological indicators.*– 2005.– 7.– P.164-180.

11. *Pinto R., Patricio J., Baeta A., Fath B.D., Neto J.M., Marques J.C.* Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition // *Ecological indicators.*– 2008.– 9.– P.1-25.
12. *Dauvin J.C., Ruellet T.* Polychaete/amphipod ratio revisited // *Mar. Poll. Bull.*– 2007.– 55.– P.215-224.
13. *Ambo-Rappe R., Lajus D. L., Schreider M. J.* Translational fluctuating asymmetry and leaf dimension in seagrass, *Zostera capricorni* Aschers in a gradient of heavy metal // *Environmental Bioindicators.*– 2007.– 2.– P.99-116.
14. *Ambo-Rappe R., Lajus D.L., Schreider M.J.* Higher fluctuating asymmetry: indication of stress on *Anadara trapezia* associated with contaminated seagrass // *Environmental Bioindicators.*– 2008.– 3.– P.3-10.
15. *Billen G., Garnier J.* River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae // *Mar. Chem.*– 2007.– 106.– P.148-160.
16. *Миничева Г.Г.* Прогнозирование структуры фитобентоса с помощью показателей поверхности водорослей // *Бот. журн.*– 1990.– 75, № 11.– С.1682-1690.
17. *Миничева Г.Г., Зотов А.Б., Косенко М.Н.* Возможности использования методического аппарата морфо-функциональной оценки водной растительности // *Морський екологічний журнал.*– 2004.– 3, № 3.– P.78-94.
18. *Minicheva G.G.* Contemporary morpho-functional transformation of seaweed communities of the Zernov phyllophora field (Black Sea) // *Int. J. on Algae.*– 2007.– 9, № 1.– С.1-21.
19. *Мощенко А.В., Белан Т.А.* Метод оценки антропогенного нарушения сообществ макрозообентоса рыхлых грунтов // *Биология моря.*– 2008.– 34.– С.279-292.
20. *Olenin S., Minchin D., Daunys D.* Assessment of biopollution in aquatic ecosystems // *Marine Pollution Bulletin.*– 2007.– 55.– P.379-394.
21. *Лосовская Г.В.* Мелкие детритоядные полихеты в донных сообществах северо-западной части Черного моря // *Гидробиол. журн.*– 1991.– 27, № 6.– P.24-29.
22. *Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И.* Источники эвтрофирования // *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология.*– Киев: Наукова думка, 2006.– С.60-69.
23. *Дятлов С.Е., Петросян А.Г., Кошелев А.В.* Биотестирование // *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология.*– Киев: Наукова думка, 2006.– С.87-101.
24. *Теплинская Н.Г., Ковалева Н.В.* Бактерии пелагиали и бентали // *Северо-западная часть Черного моря: биология и экология.*– Киев: Наукова думка, 2006.– С.146-174.
25. *Panov V., Alexandrov B., Arbaciauskas K., Binimelis R., Grabowski M., Lucy F., Leuven R., Nehring S., Paunović M., Semenchenko V., Son M.* Risk assessment of invasive alien species introductions via European inland waterways // *Neobiota: Towards a Synthesis. 5th European Conference on Biological Invasions.*– Prague, 2008.– P.57.
26. *Dauvin J.-C., Fisson C., Garnier J., Lafite R., Ruellet Th., Billen G., Deloffre J., Verney R.* A report card and quality indicators for the Seine estuary: From scientific approach to operational tool // *Mar. Poll. Bull.*– 2008.– 57.– P.187-201.

Материал поступил в редакцию 19.09.2008 г.