

ПЕРСПЕКТИВЫ СИНТЕЗА МОДЕЛЕЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА И ТЕХНОЛОГИЙ БОЛЬШИХ ДАННЫХ ДЛЯ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

© 2022 г. А. Д. Гвишиани^{1, 2, *}, Л. И. Лобковский^{3, **}, Н. В. Соловьева^{3, ***}

¹Геофизический центр РАН, г. Москва, Россия

²Институт физики Земли им. О.Ю. Шмидта РАН, г. Москва, Россия

³Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, г. Москва, Россия

*E-mail: adg@gcras.ru

**E-mail: llobkovsky@ocean.ru

***E-mail: soloceanic@yandex.ru

Поступила в редакцию 15.02.2022 г.

После доработки 25.02.2022 г.

Принята к публикации 26.02.2022 г.

В статье предложен возможный подход, объединяющий модели экологического риска с одной стороны с теорией и практикой Больших Данных — с другой. Модель позволяет рассчитывать годовой ход экологического риска при освоении ресурсов морских акваторий. Полученные предварительные результаты для высокопродуктивной экосистемы арктического шельфа дали возможность рассчитать внутригодовые вариации допустимой вероятности воздействия со стороны стрессоров техногенного происхождения. Предложенный подход уточняет оценки рисков для процессов различного генезиса.

Ключевые слова: Большие Данные, моделирование, оценки экологического риска, вероятность допустимых воздействий, морские экосистемы, шельф.

DOI: 10.31857/S0002333722040044

ВВЕДЕНИЕ

Освоение ресурсов шельфа требует количественных оценок экологического риска, основанных на данных о процессах различной природы: физической, химической, биологической, геологической, техногенной. Вместе с данными естественнонаучных дисциплин для оценок риска необходимо привлекать данные экономики, социологии, демографии, использовать нормативы качества среды и обеспечения надежности технологических процессов при освоении ресурсов морских экосистем. При этом существующие междисциплинарные подходы не устраняют противоречия в требованиях каждой из дисциплин в отдельности. Так на практике экономические требования вступают в противоречие с экологическими. В то же время, принятие хозяйственных решений в области рационального освоения природных ресурсов, как правило, ориентировано на экономические показатели.

Недооценка должной взаимосвязи и иерархии в системе экологических и экономических требований снижает эффективность природопользования. Предпринятая в этой работе попытка внести вклад в устранение этого недостатка актуализируется предложенной возможностью объединения в

единый подход теории и практики Больших Данных (Big Data — Бод) и вероятностного моделирования экологического риска. Достоверность количественных оценок последнего на основе вероятностной модели определяется объемом, разнообразием, скоростью передачи, обновления и усвоения различных по природе данных. Другими словами, задача оценки рисков нуждается в привлечении парадигмы Бод [Гвишиани и др., 2022; Захаров и др., 2021; Gvishiani et al., 2021; Майер-Шенбергер, Кукьер, 2014].

Необходимость объединения моделей пространственно-временной динамики компонент морских экосистем, вероятностных оценок риска и Бод диктуется происходящей сегодня целевой переориентацией экологической безопасности с концепции абсолютной безопасности на концепцию приемлемого риска или их комбинацию. В то же время принятая практика оценки антропогенного воздействия на окружающую среду предусматривает в основном соблюдение существующих нормативов как критерия экологической безопасности. Сегодня стала очевидной их недостаточность [Данилов-Данильян, Розенталь, 2021].

Применение даже полного спектра нормативов отдельных блоков, от хорошо разработанной системы предельно допустимых концентраций (ПДК), выбросов и нагрузок до генетических индикаторов, используемых для определения мутагенной степени опасности, не способно обеспечить экологическую безопасность всей экосистемы в целом. При этом имеет место и несовершенство каждого из подходов для блоков в отдельности. Так нормы ПДК, защищая человека от того или иного воздействия, не рассчитаны на защиту других организмов в экосистеме. Более того, даже если значениями ПДК нормировать какое-либо антропогенное воздействие на популяцию некоторых живых организмов, то, как правило, это можно осуществить только для конкретной среды (атмосферный воздух, питьевая вода, воды рыбохозяйственных водоемов и т.п.). Кроме того, такие нормы часто не учитывают эффекты накопления вредных веществ в организмах и последствия перехода их из одной среды в другую. Верной предпосылкой было бы считать, что выполнение норм по какому-либо одному критерию, не означая экологической безопасности всей системы в целом, является необходимым ее условием.

Существующие сегодня методы оценки экологического риска (ОЭР) сводятся к оценке величины соотношения *вероятность события* × *ущерб*, которое ориентировано на экономические показатели. При этом в рамках экономических требований вводятся экологические разделы, не связанные с фундаментальными экологическими представлениями. Это, в частности, ведет к ущемлению важности оценки экологической составляющей в проектах освоения ресурсов морских акваторий. Среди нерешенных задач здесь учет пространственно-временной динамики изменения компонент экосистемы, на которую накладываются пространственно-распределенные воздействия стрессоров. Особенно актуальна задача расчета динамики ОЭР для такого региона как арктический шельф, характеризующийся повышенной чувствительностью и наиболее заметным откликом на климатические изменения по сравнению с другими регионами [Флинт, 2015; Flint et al., 2018].

В статье строится оригинальный метод оценки динамики экологического риска (ОДЭР), основанный на объединении динамических моделей экосистемы [Беляев, 1987; Беляев, Кондуфорова, 1990; Solovjova, 1999], оценок риска [Флейшман, 1982; Fleishman, 1982; Соловьева, 2021; Solovjova, 2019; 2021] с возможностью использования методологии БоД [Гвишиани и др., 2022; Захаров и др., 2021; Gvishiani et al., 2021; Майер-Шенбергер, Кукьер, 2014]. Этот метод, с приемлемой степенью обобщения, позволяет количественно оценить риски и допустимые вариации его значений

на фоне естественной пространственно-временной динамики экосистем. Заметим, что метод не включает в себя экономические оценки, но позволяет выявить пути согласования экологических и экономических требований.

Результаты расчетов при использовании БоД, а не отдельных выборок, помогут создать облачные архивы исходной информации и прогнозов экологического риска, оконтурить опасные области в пространстве управляющих риском параметров и выработать рекомендации по соблюдению допустимых значений вероятности воздействий. Тем самым может быть сделан и вклад в повышение уровня безопасного освоения ресурсов шельфа Арктики.

Вместе с тем, результаты расчетов внутригодовых вариаций риска на фоне учета естественного хода основных компонент экосистем открывают возможность более эффективного согласования экологических и экономических требований, чем просто проверка превышения порогов, не являющихся функциями времени. Перераспределяя в течение года в соответствии с полученными расчетами финансовое обеспечение мероприятий в сфере экологической безопасности можно минимизировать затраты на ее поддержание.

БОЛЬШИЕ ДАННЫЕ В НАУЧНЫХ ДИСЦИПЛИНАХ О ЗЕМЛЕ

Переход количества накопленной информации в качество решения задач ее анализа сегодня называют феноменом “Больших Данных” (БоД) [Майер-Шенбергер, Кукьер, 2014]. В его результате данные, в некоторых условиях, становятся товаром, обретая экономическую и, даже, коммерческую ценность. Это, в свою очередь, дает возможность БоД изменить не только сущность собственно науки о данных, но и парадигму прикладных научных исследований в целом. Моделирующий анализ доступных ограниченных выборок информации с целью поиска **причинности трендов и корреляций** в безбрежных пространствах всей совокупности исходных данных. Это изменение коренным образом отличает прежде всего теорию и практику науки о данных 21 века от ее прообраза в 19 и 20 столетиях.

Достаточным условием того, что некоторый набор объектов представляет собой БоД является критерий “трех V”. Три V – это физический объем (Volume), скорость (Velocity) и разнообразие (Variety). Variety понимается не только как широкое разнообразие видов и типов данных, но и как возможность одновременной обработки структурированных, частично структурированных и неструктурированных данных. Все большую значимость сегодня обретает и четвертое свойство V' –

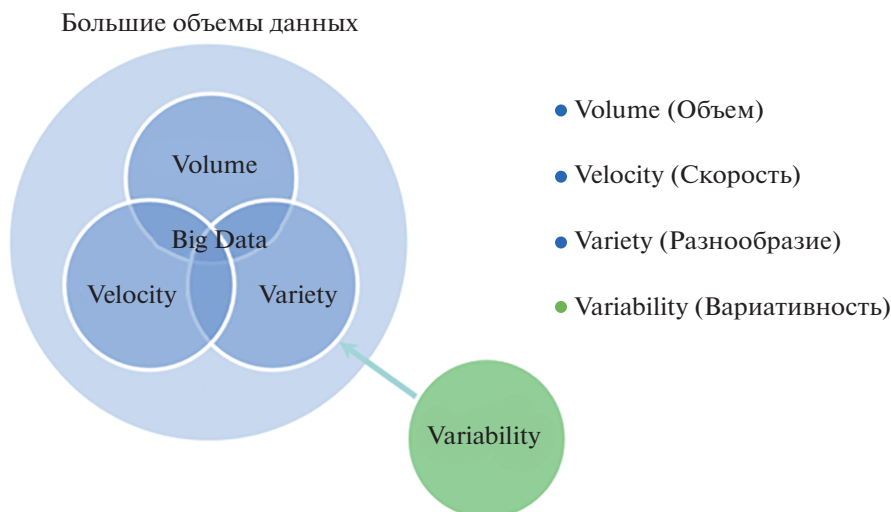


Рис. 1. Расширенный 3V критерий Бод.

Variability, заменяющих в ряде случаев Variety. V' определяется как изменения в скорости передачи, формате или структуре, семантике или качестве массива данных (рис. 1), направленное в сторону последовательного развития накапливаемого свойства разнообразия исходных данных. Одновременно, наличие высоких значений показателя V' – Variability характеризует способность данных приобрести с течением времени свойство V-Variaty, входящее в основную тройку характеристик достаточности Бод [Гвишиани и др., 2022; Gvishiani et al., 2021].

Сущность Бод неразрывно связана с масштабируемостью. Последняя означает способность системы, сети или процесса справляться с увеличением нагрузки и/или увеличивать свою производительность путем добавления аппаратных ресурсов. Система называется масштабируемой, если:

1) она обладает возможностью наращивания дополнительных ресурсов без структурных изменений собственно системы;

2) она способна увеличивать свою производительность пропорционально дополнительным ресурсам.

Различают два вида масштабирования: вертикальное и горизонтальное. Вертикальное — определяется увеличением производительности каждого компонента системы. Горизонтальное — представляет собой добавление к системе дополнительных компонентов. В этом случае может потребоваться изменение программного обеспечения, используемого для работы с системой. При работе с Бод применяется горизонтальное масштабирование.

В первой половине 2000-х годов появилась базисная модель первоначальной обработки Бод

MapReduce (Google). Ее целью является преобразование Бод в вид, позволяющий дальнейшее проведение их целевой обработки алгоритмами распознавания трендов, корреляций и получения другого рода знаний. Примером последнего служит и построенный в настоящей статье вероятностный алгоритм оценки экологического риска для морских экосистем.

Для использования MapReduce исходную информацию не нужно выстраивать в структурированную форму, пригодную для применения СУБД. Обработка Бод выполняется принципиально по-иному без соблюдения требований жесткой иерархии и однородности. При этом модель содержит в себе три стадии оперирования с исходными данными Бод: 1) Map — применение необходимых “ключей” к исходным данным; 2) Shuffle — распределение центральным узлом частей обработки Бод с одинаковыми ключами по одним и тем же узлам компьютерного кластера; 3) Reduce — интеллектуальное соединение результатов обработки Shuffle в центральном узле кластера.

Основными источниками Бод в науках о Земле являются метеорологические исследования, дистанционное зондирование Земли (ДЗЗ), международная сеть экологических суперстанций SMEAR, а также сейсморазведка. Вклад в Бод осуществляют геология, разведка, разработка месторождений и сейсмология [Гвишиани, и др., 2022; Захаров и др., 2021].

Основные экологические информационные компоненты морской экосистемы включают в себя следующие блоки: гидротермодинамический (поля течений, температуры, солёности, плотности), гидробиологический (фитопланктон, зоопланктон, макрофиты, нектон), гидрохимический (биогео-

ные элементы, взвешенное и растворенное органическое вещество), блок абиогенных компонент, блок расчета полей загрязняющих веществ. Соответственно, приведенный ниже на рис. 2 перечень типов данных морской экосистемы может, при достаточном развертывании наблюдений, также определять новый вид Бод в науках о Земле. Так ли это в конкретных реализациях решаемых задач – определяется путем количественных и качественных оценок определенных выше показателей 3V (см. рис. 1). При этом, в оценки могут быть включены и экономические исходные данные, дающие весомый вклад в величины значений 3V.

В случае успеха проверки условия 3V для исходных данных, методология обработки Бод, в частности модель Map Reduce, может быть плодотворно использована на предварительном этапе процесса вероятностного моделирования и оценки экологических рисков для морских экосистем от воздействия со стороны стрессоров техногенного происхождения [Соловьева, 2021; Solovjova, 1999; 2019; 2021; Соловьева, Лобковский, 2019]. Это позволит рассчитать годовой ход экологического риска при освоении ресурсов морских акваторий на основе всей совокупности доступной информации Бод, а не только основываясь на искусственно подобранной выборке.

Вне сомнения масштабные наблюдения за морской экосистемой при освоении минерально-сырьевых ресурсов морских акваторий сопряжены с генерацией и анализом больших объемов данных. Анализу будут подвергаться данные наблюдений за O_2 , CO_2 , CH_4 , отдельными видами организмов, оптическими полями, акустическими полями, геологическими процессами. Это говорит о соответствии данных моделирования рисков морских экосистем критерию разнообразия Бод (Variety). Широко развернутая на акватории, высокоскоростная *online* сеть сбора, накопления, хранения и анализа большого объема разнообразных данных о морских экосистемах позволит сделать экологию моря новым важным источником Бод.

МОДЕЛИ РИСКА И МОДЕЛИ ДИНАМИКИ КОМПОНЕНТ ЭКОСИСТЕМЫ В СВЕТЕ ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ Бод

Возможность плодотворного использования Бод в процессе моделирования экологических рисков для морских экосистем обусловлено следующими предпосылками. В рамках технологий Бод решаются задачи сбора, хранения, совместного использования, передачи, анализа и визуализации данных. При этом в их структуре данные должны обладать выраженным наличием признаков 3V [Гвишиани, 2022]. К заключительному этапу – целевому анализу данных – можно подой-

ти, предварительно объединив моделирование и Бод в одной постановке задачи ОДЭР (рис. 2).

В этом случае Бод используется как входная информация в модель ОДЭР. На выходе модели рассчитанные оценки экологического риска и вероятности допустимых воздействий со стороны стрессоров, полученные на базе всей доступной совокупности исходных данных. При этом результат предоставляется пользователю в режиме диагноза.

Такой подход связан и с прогнозом динамики ЭР (после отладки метода в режиме диагноза) и соответственной ей динамики допустимых воздействий. Для этого в ОДЭР включается динамическая модель (рис. 2), с помощью которой рассчитывается прогноз временных вариаций состояния всех основных компонент экосистемы [Беляев, 1987; Беляев, Кондуфорова, 1990; Solovjova, 1999], а на основе полученных результатов рассчитывается ЭР [Флейшман, 1982; Fleishman, 1982; Соловьева, 2021; Solovjova, 1999; 2019; 2021; Соловьева, Лобковский, 2019].

В рамках одной статьи полное описание моделей затруднительно, поэтому приведем здесь лишь основные положения модели ОДЭР. Под экологическим риском y будем понимать вероятность гибели/повреждения рассматриваемой популяции или агрегированной компоненты экосистемы. Значение вероятности $y = 1$ соответствует гибели популяции, $0 < y < 1$ – вероятность (или степень) повреждения популяции при действии техногенных стрессоров и естественных причин [Флейшман, 1982; Fleishman, 1982]. Детализация повреждений может затрагивать процессы различного уровня организации экосистемы, от макроуровня (деградация экосистемы, снижение видового разнообразия, снижение численности и т.п.) до микроуровня (физиологические, биохимические, клеточные аномалии). Настоящий этап моделирования не связан с такой детализацией.

Полная модель риска [Флейшман, 1982; Fleishman, 1982; Соловьева, 2021; Solovjova, 1999; 2019; 2021] основана на следующих положениях [Флейшман, 1982; Fleishman, 1982]. При нормальном режиме внутригодового функционирования экосистема шельфа может находиться в m состояниях, где $m = \overline{1, M}$. На экосистему действует L внешних негативных воздействий (климатические, естественного происхождения), где $i = \overline{1, L}$. Воздействие техногенных стрессоров для упрощения будем далее связывать с состоянием технической системы при штатных и аварийных режимах ее функционирования. Учтем для нее k состояний, где $k = \overline{1, K}$. Пусть y_i – риск от отдельного i -го воздействия; q_k – вероятность k -го состояния технической системы, а p_{mk} – условная

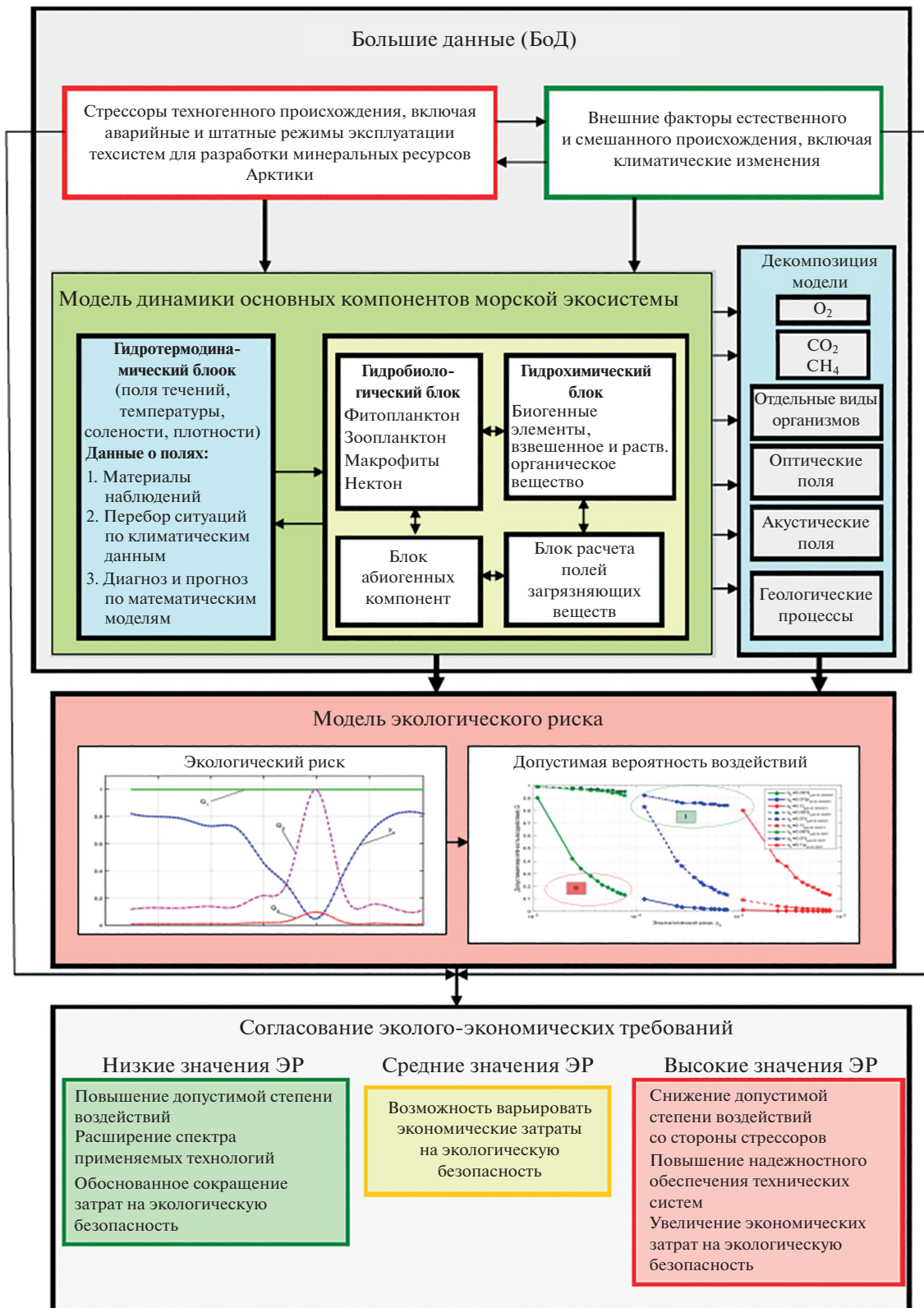


Рис. 2. Схема интеграции источников БоД в модели экологического риска для оценки допустимых воздействий.

вероятность m -го состояния экосистемы при k -ом состоянии технической системы. Учтем риск согласно формуле полной вероятности [Флейшман, 1982; Fleishman, 1982]:

$$y_i = \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M p_{mk} y_{imk}, \quad i = \overline{1, L},$$

где y_{imk} — условный риск от отдельного i -го фактора воздействия при состоянии технической системы и экосистемы k и m соответственно.

В предложенном методе на начальном этапе расчетов учитываются агрегированные пространственно осредненные компоненты экосистемы: фитопланктон, макрофиты, зоопланктон, нектон [Беляев, 1987; Беляев, Кондуфорова, 1990; Solovjova, 1999; 2019]. Естественная внутригодовая динамика биомасс составляющих экосистему компонент включает вспышки и спады. Максимальные значения численности для каждой m -й вспышки N_{\max} и m -го спада N'_{\max} ; $m = \overline{1, M}$, где M — количество периодов “вспышка—спад” в течение года, а также средние значения, полученные по данным натурных наблюдений (в перспективе Бод, включая данные дистанционного зондирования), являются входными данными для вероятностной модели риска. Значение M может меняться от года к году под воздействием естественных и антропогенных факторов.

В общем случае для $2M$ внутригодовых состояний популяции “вспышка—спад”, при K внутригодовых состояниях технической системы (технологических режимов) принята оценка внутригодового риска в следующем виде [Fleishman, 1982; Solovjova, 1999; 2019]:

$$y_k \leq \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M p_{km} y_{km} = \sum_{k=1}^K q_k \sum_{m=1}^M (p_{am} y_{am} + p'_{am} y'_{am}) = \sum_{k=1}^K q_k y_a, \quad (1)$$

где: q_k — вероятность антропогенного воздействия (может осуществляться со стороны технической системы или технологического процесса освоения ресурсов шельфа) в течение года; p_{mk} — вероятность m -го состояния биосистемы при k -ом состоянии технической системы; y_k — вероятность риска биосистемы при k -ом состоянии технической системы; y_{mk} — вероятность риска биосистемы при k -ом состоянии техсистемы и m -ом состоянии биосистемы; p_{am} , y_{am} и p'_{am} , y'_{am} — вероятности пребывания биосистемы в m -м внутригодовом состоянии вспышки и спада и ее риск в них соответственно; y_a — естественный экологический риск в течение года независимый от k -го состояния технической системы; y_k — риск при действии техногенных стрессоров. Введение в модель веро-

ятности y_a обосновано тем предположением, что во время естественных вспышек и спадов в биомассе/численности популяции риск для экосистемы будет различным. Значения p_{am} и p'_{am} определяются относительной продолжительностью вспышек и спадов:

$$p_{am} = \frac{t_m}{t}; \quad p'_{am} = \frac{t'_m}{t}; \quad \sum_{m=1}^M (t_m + t'_m) = t; \quad (2)$$

$$\sum_{m=1}^M (p_m + p'_m) = 1; \quad \sum_{k=1}^K q_k = 1;$$

где t_m , t'_m и t — продолжительности вспышек, спадов и года соответственно в произвольных единицах измерения.

Концептуальное понимание связи между y_k и Q формализуется в следующем виде [Флейшман, 1982; Fleishman, 1982]:

$$Q = \begin{cases} 1, & \text{при } y_k \leq y_d \\ \frac{y_d}{y_k}, & \text{при } y_d < y_k < 1, \\ y_d, & \text{при } y_k = 1 \end{cases} \quad (3)$$

где: y_k определяется оценкой (1); Q — предельно допустимая вероятность антропогенных воздействий на экологическую систему; y_d — предельно допустимый экологический риск при различных видах техногенной деятельности.

Обобщенные на случай J популяций соотношения модели позволяют определять допустимые значения вероятности воздействия стрессоров по отношению к j -ой популяции экосистемы [Fleishman, 1982]. Если существование всех J популяций нам одинаково дорого, тогда к надежности технических систем, воздействующих на экосистему, необходимо предъявлять требование допустимой годовой вероятности аварии Q , удовлетворяющей условию $Q = \min Q_j$. Ключевым моментом предлагаемого подхода является первичность оценок ЭР, а уже на основе полученных результатов расчет допустимой вероятности воздействий на экосистему Q [Fleishman, 1982; Solovjova, 1999; 2019], а не наоборот, как принято на практике.

Расчет динамики компонент экосистемы основывается на применении последовательностей моделей различного иерархического уровня [Беляев, 1987; Беляев, Кондуфорова, 1990; Solovjova, 2019]. На первом уровне учитываются отдельные процессы. Чаще всего они устанавливаются эмпирически. Для морских экосистем это выражения для законов гидротермодинамики, гидрооптики, закономерности химических реакций, фотосинтеза, роста биомассы организмов [Беляев, Кондуфорова, 1990]. Взаимодействие процессов представлено моделями второго уровня: гидро-

термодинамический блок, гидробиологический блок и гидрохимический блок. Целостное представление о состоянии морской экосистемы возможно только с помощью модели третьего уровня, которая объединяет модели второго уровня в замкнутую систему. Реальный объект описывается иерархической последовательностью моделей, описывающих реальную систему с возрастающей степенью приближения к ее свойствам [Беляев, 1987]. В модели учитываются агрегированные пространственно осредненные компоненты морской экосистемы: фито-, зоопланктона, биогенных элементов, взвешенного и растворенного органического вещества, nekтона. Пространственно неоднородный вариант модели представляет собой систему дифференциальных уравнений в частных производных и описывает формирование полей указанных выше компонент [Беляев, Кондуфорова, 1990]. Точность и подробность полученных результатов будет зависеть от объема, скорости и разнообразия привлеченных Бод. В частности, это относится к использованию данных дистанционного зондирования океана. Связь между компонентами экосистемы, ответственными за формирование сигнала восходящего излучения, и оптическими характеристиками водного слоя (коэффициентами поглощения, рассеяния назад, диффузного отражения), учтенная в динамической модели [Беляев, Кондуфорова, 1990], позволяет калибровать модель по данным дистанционных наблюдений [Лобковский, Соловьева, 2008].

Результаты расчета динамики компонент экосистемы вместе с данными наблюдений являются входными данными для модели риска. Реализация модели динамики связана с ее настройкой и параметризацией для каждой конкретной экосистемы, что было реализовано для акваторий различных широт [Соловьева, Лобковский, 2019; Solovjova, 2019; 2021].

В качестве примера в настоящей статье приведены предварительные результаты расчета ОЭР по нескольким сценариям [Solovjova, 2021] при варьировании вероятностей воздействия и u_d для высокопродуктивных экосистем арктического шельфа (рис. 3, рис. 4). В сценариях использовались данные наблюдений биомассы/численности фитопланктона [Флинт, 2015; Flint et al., 2018], которые предполагается расширить до Бод для всех основных компонент морских экосистем арктического шельфа. Заметим, что грубость предварительных ОЭР не снижает их ценность, особенно, в случае необходимости прогноза общего характера: что в принципе может произойти с экосистемой при изменении воздействий со стороны стрессоров. Такой кластер оценок в ОД-ЭР назван экоскрининговыми оценками риска [Fleishman, 1982]. Полученные результаты (рис. 3, рис. 4) при различных значениях вероятности

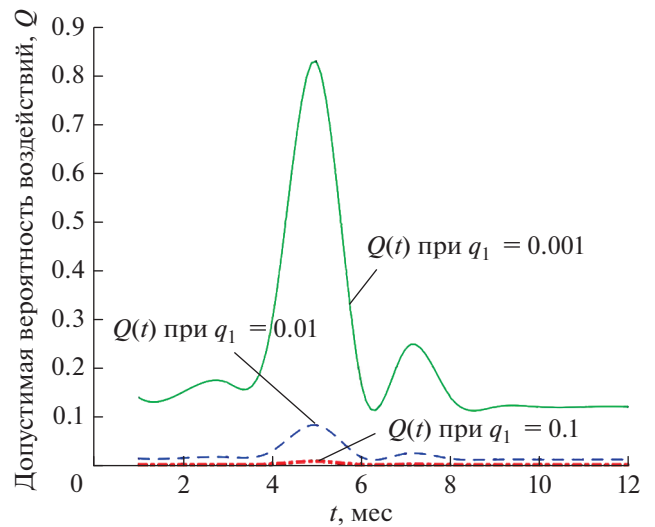


Рис. 3. Годовые вариации допустимой вероятности воздействия для высокопродуктивной экосистемы арктического шельфа [Лобковский, Соловьева, 2019; Solovjova, 2021].

воздействия со стороны техногенных стрессоров q_k и варьировании u_d позволили сделать вывод о допустимых воздействиях на экосистемы высокой и низкой продуктивности, характерных для арктического региона.

Недопустимость снижения требований по экологической безопасности для низкопродуктивных морских экосистем была выявлена уже на этапе экоскрининговых оценок [Лобковский, Соловьева, 2019; Solovjova, 2019].

Актуальность экоскрининга обусловлена спецификой задач экологической безопасности, которая состоит в несимметричности требований к исключению ошибок 1-го и 2-го рода [Fleishman, 1982]. Если имеет место ошибка 1-го рода, т.е. безопасная ситуация принята за ситуацию, представляющую угрозу безопасности экосистемы, то излишняя перестраховка, связанная с ложной тревогой, не так опасна (хотя влечет за собой необоснованные затраты), как ошибка 2-го рода, когда опасная ситуация скрыта внешним благополучием [Fleishman, 1982]. Полученные результаты выявляют области I и II (рис.4) возможного возникновения ошибок 1-го и 2-го рода.

Повышение точности u_k и Q связано с применением Бод, что позволит перейти от экоскрининговых оценок к временной динамике ОЭР, пространственно распределенным ОЭР и картированию ЭР для акваторий морских систем различных широт. Связь между ЭР и допустимой вероятностью антропогенного воздействия актуализирует ценность ОДЭР в условиях аварий и штатных режимов эксплуатации технических си-

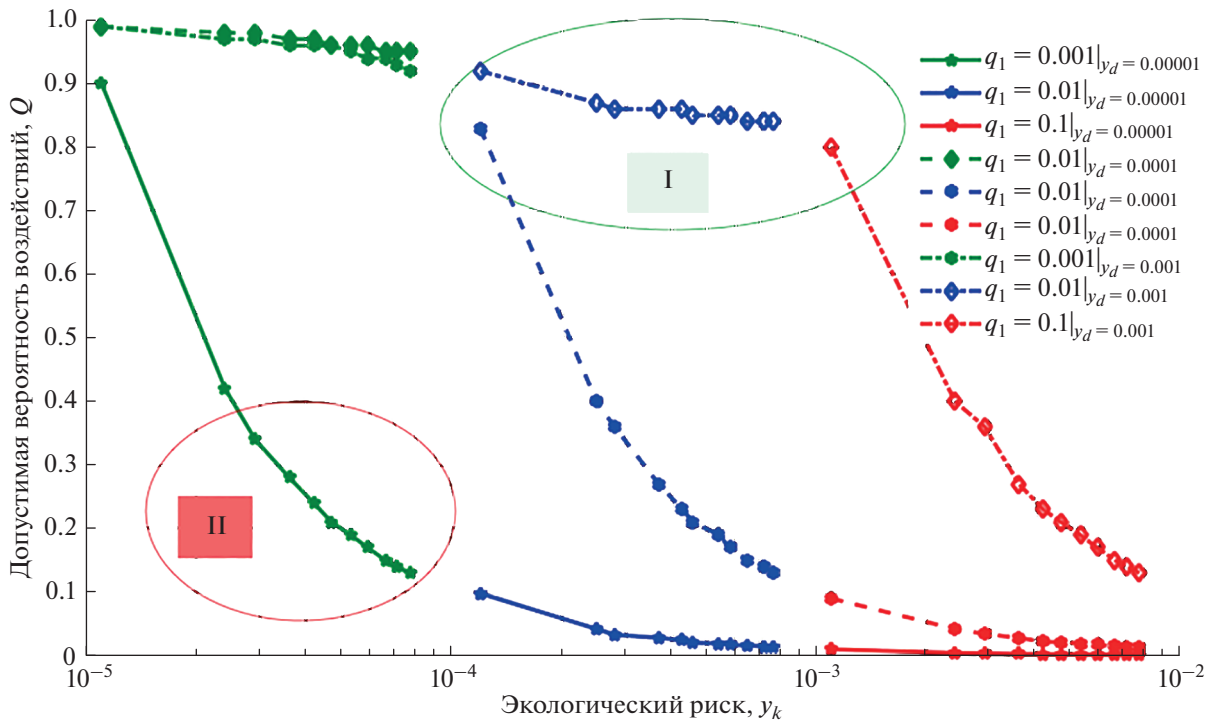


Рис. 4. Зависимость допустимой вероятности воздействий от экологического риска при различных сочетаниях q_k и y_d для высокопродуктивной экосистемы арктического шельфа.

стем, участвующих в процессах освоения ресурсов морских систем.

ДИСКУССИЯ

Потенциальные источники возможного создания Бод морских экосистем во многом уже подготовлены функционирующими сетями мониторинга. Вместе с тем, предложенный подход поможет избежать недостаточности натуральных наблюдений и других подобных трудностей в оценке состояния экосистем при проведении мониторинга. Отметим, при этом, что уже сегодня существующие методы экологического мониторинга при разведке, освоении и эксплуатации морских месторождений не только широко применяются, но и входят в обязанности нефтегазодобывающих компаний [Положение..., 2001]. Содержание экологического мониторинга заключается в контроле состояния морской среды по физическим, химическим и биологическим параметрам с целью выявления основных источников и определения уровня загрязнения, с дальнейшим осуществлением регламентации основных природоохранных мероприятий.

Источники получения данных о состоянии морских экосистем в условиях разработки углеводородных ресурсов, подготовлены хорошо развитым направлением многоуровневого экологического мониторинга [Лобковский и др., 2012],

включая мониторинг на нефтедобывающих платформах и донных станциях [Лобковский и др., 2012; Лобковский, Ковачев, 2010]. Информация о ключевых параметрах морской среды поступает в центр данных как в режиме реального времени, так и с определенной периодичностью от подсистем гидрометеорологического, геодинамического и спутникового мониторинга [Лобковский и др., 2012; Лобковский, Ковачев, 2010].

Данные автоматических гидрометеорологических станций поступают от датчиков температуры воздуха, скорости и направления ветра, атмосферного давления, влажности, осадков, облачности [Лобковский и др., 2012]. Автоматический профилирующий комплекс "Аквазонд" позволяет получать непрерывные вертикальные профили параметров морской среды и биоты [Лобковский и др., 2012]. Акустические доплеровские измерительные системы и классические мареографы дают данные о течениях и волнении [Лобковский и др., 2012].

Подсистема мониторинга обнаружения нефтяных загрязнений, включающая лидарную и радиолокационную системы, дает данные об утечках нефти и толщине нефтяного слоя [Лобковский и др., 2012]. А спутниковый мониторинг позволяет обнаружить нефтяные пятна и их источники на большой акватории и оценить скорость и направление их перемещения. Системы

геодинамического мониторинга, основанные на сети донных сейсмографов, позволяют получить информацию о процессах начала разрушения твердой среды, окружающей куст скважин и микроземлетрясениях [Лобковский, Ковачев, 2010]. Эти системы предназначены для обнаружения техногенных землетрясений в широком диапазоне магнитуд, обусловленных перераспределением пластового давления в процессе разработки полезных ископаемых на шельфе, а также для выявления скоростных аномалий геосреды [Лобковский, Ковачев, 2010]. Система десятков донных станций применяемых ОАО «ЛУКОЙЛ» позволяет получать гидролого-гидрохимические данные о температуре, солености, рН среды, растворенном кислороде, органическом веществе в поверхностном слое донных отложений, содержании нефтяных углеводородов и тяжелых металлов. С определенной периодичностью поступают данные о биомассе, численности, видовом составе, плотности распределения гидробионтов, включая фито-, зоопланктон, бентос, перифитон, представителей ихтиофауны. Все это создает реальные предпосылки для создания Бод, описывающие в текущем времени экосистемы Каспийского моря.

Данные различных подсистем мониторинга, включающие данные о компонентах экосистемы и о стрессорах техногенного и естественного происхождения, относятся к параметрам, быстро меняющимся в водном слое. Эта часть данных удовлетворяет требованиям 3V, характерных для Бод. Соответственно, на первом этапе расчетов экологического риска предпочтительнее использовать технологии обработки Бод, реализующие модель Map Reduce.

Отметим, что для гидротермодинамического блока модели экосистемы потребуются данные о направлении и скорости приповерхностного ветра, направление и скорости течений на различных горизонтах водного слоя, температуры, солености, плотности воды. Также важны данные об объемах стоков рек в исследуемую акваторию, содержании и изменении в них биогенных элементов и загрязняющих веществ.

Для гидробиологического блока важными становятся непрерывные данные дистанционного зондирования гидродинамических, оптических характеристик водного слоя и содержания хлорофилла *a*. Блок загрязнений требует данных о типах загрязнителей, частоты и объемов сбросов, поступающих в морскую акваторию. При этом необходимо привлекать данные о токсичности всех типов загрязняющих веществ и синергетическом эффекте их взаимодействия. Для блока абиогенных компонент необходимы данные об источниках терригенной примеси, фракциях и влиянии на оптические свойства водного слоя.

Оценки влияния геодинамических процессов на состояние морской экосистемы требуют данных, непрерывной фиксации сейсмической активности в районе разработки минеральных ресурсов шельфа. Заметим, что требования нормативов для параметров, относящихся к отдельным группам знаний, должны выполняться, как необходимое условие соблюдения безопасного освоения ресурсов морских систем.

Для оценки ЭР данные о стрессорах техногенного происхождения должны включать все возможные режимы, степени, частоты и времена воздействий со стороны технических систем и технологических процессов хозяйственной деятельности человека в акватории исследуемой морской экосистемы. Например, для прогноза экологического риска при разработках углеводородных ресурсов на шельфе, необходимы данные о заложенных рисках аварий на скважинах, платформах, танкерах, в системах хранения нефти [Патин, 2017; Журавель, 2013; Liling et al., 2017]. Непрерывная регистрация данных о штатном режиме эксплуатации технического оборудования и сопряжение с данными о динамике состояния экосистемы позволит рассчитать пространственно-временную динамику экологического риска.

Трудности при анализе состояния экосистем исключительно методами мониторинга связаны с невозможностью четко разделить причины, повлекшие изменения состояния экосистем. Методы мониторинга позволяют обнаружить изменения в экосистеме, причем уже после их осуществления, но не дают ответ на вопрос о вкладе антропогенной и естественной составляющей в отдельности. Ограниченность применения методов мониторинга связана также с тем, что измеряемые параметры нормируются в рамках своих сфер знаний без учета кумулятивного эффекта. Так, концентрации загрязняющих веществ ограничены нормами ПДК, геодинамические параметры нормируются соответствующими диапазонами допустимых величин и т.п. в каждой области знаний. Для кумулятивных эффектов разнородных воздействий, их наложения на естественную динамику компонент экосистемы и возникающих последствий не существует регламентов. Создается ситуация, когда соблюдение норм в каждой области в отдельности не обеспечивает экологической безопасности в целом. Последствия совокупного действия стрессоров различной природы предлагается оценивать методом расчета динамики экологического риска (ОДЭР) с учетом Бод. В методе используется интегральная величина экологического риска, позволяющая учесть все возможные стрессоры антропогенного и естественного происхождения, их сочетания и сопряжения с пространственно-временными вариациями компонент экосистемы. Управление риском при неблагоприятном

прогнозе может осуществляться за счет антропогенной составляющей.

Необходимость привлекать технологию Бод к предварительной обработке информации для оценки риска обусловлена не только большим объемом необходимых данных различного генезиса, но и скоростью поступления и обработки этих данных. Последнее связано с необходимостью быстрого перебора всех возможных сочетаний стрессоров различной природы с большим количеством параметров (часть которых претерпевает быстрые изменения), наложение их воздействий на пространственно-временную естественную динамику экосистемы в режиме практически реального времени с целью выявления опасных ситуаций или приближения к области опасности, т.е. повышенного риска.

Применение Бод в экологии [Mirtl et al., 2019; Soranno, Schimel, 2014] и экологических моделях [Kress, 2019] становятся все более широким. Примеры этого связаны с концепцией умных или интеллектуально устойчивых городов [Bekkar et al., 2021; Bibgi, 2019], с прогнозированием загрязнений атмосферы, обусловленного факторами различной природы и имеющего негативные последствия для здоровья человека [Bekkar et al., 2021], с применением устройств с большим объемом непрерывно генерируемых данных [Li et al., 2017]. В нашем случае, сопряжение технологии Бод с вероятностным моделированием рисков для морских экосистем позволит повысить эффективность мероприятий по безопасному освоению ресурсов морских акваторий.

ВЫВОДЫ

Предложенный метод позволяет получить экологически значимый продукт для оценки динамики ЭР и допустимых воздействий со стороны стрессоров техногенного и естественного происхождения. Прогноз ЭР может быть проведен по всем вариациям значимых переменных и параметров состояния экосистемы под воздействием стрессоров. Учет внутригодовой динамики экосистемы и наложение на нее воздействия стрессоров позволит выделить особо опасные области пространства параметров моделей и количественно оценить вероятность допустимых воздействий.

Предложенный метод ОДЭР не противоречит известному подходу к ОЭР, включающему оценку ущерба, которая может проводиться после оценок динамики экологического риска. Такая последовательность устраняет недостаточность соотношения *вероятность события* × *ущерб* при оценках риска экосистем, состояние которых испытывает естественные временные вариации в течение года.

В междисциплинарном смысле предложенный подход помогает избежать ошибок 1-го и 2-го рода и согласовать экологические и экономические требования к безопасному освоению ресурсов морских экосистем. Полученная по модели внутригодовая динамика ЭР позволит перераспределить финансовые затраты на экологическую безопасность в течение года так, чтобы снизить риски в опасные периоды и устранить перерасход средств в относительно безопасное время. Другими словами, открывается возможность управления риском и минимизации затрат на экологическую безопасность.

Включение в расчет блока исходных данных уровня Бод может открыть новые возможности модели при поиске принципиально иных, возможно неожиданных, трендов и корреляций. Это поможет распознать в полях информации о данной морской экосистеме следы неисследованных ранее явлений и закономерностей.

Использование Бод как информационной основы исследования может иметь для рассматриваемой экологической проблемы и так называемый “шахматный эффект Бод” [Майер-Шенбергер, Кукьер, 2014]. Он состоит в том, что с трудом побеждающие средних игроков шахматные компьютерные программы, созданные в 80е годы 20 века, заиграли в наше время на уровне гроссмейстеров. Это произошло, когда в 10-е годы 21 века программы стали обучаться на Бод шахматных историй. Алгоритмические структуры программ при этом мало изменились. Иными словами, переход от обычных исходных данных к Бод для получения искомого результата может оказаться важнее, чем многошаговое совершенствование алгоритма.

Отметим, в заключение, что главная трудность в реализации предложенного синтеза технологий Бод и моделей экологического риска есть именно накопление приемлемых Бод исходной информации по рассматриваемой морской экосистеме.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках Государственного задания по теме № 0128-2021-0004 Института океанологии имени П.П. Ширшова РАН и в рамках темы FMWG-2022-0007 “Структурирование, визуализация, анализ и распространение геофизических данных” государственного задания ГЦ РАН.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Беляев В.И. Моделирование морских систем. Киев: Наук. думка. 1987. 203 с.
- Беляев В.И. Кондуфорова Н.В. Математическое моделирование экологических систем шельфа. Киев: Наук. думка. 1990. 240 с.

- Вяльцев А.И., Добров В.М., Стоянов В.В., Пантелеев В.А., Сегаль М.Д.* Автономная донная станция оперативного контроля как элемент комплексной системы мониторинга и контроля радиационного и химического загрязнения арктических морей // *Арктика: экология и экономика*. 2016. № 2(22). С. 64–71
- Гвишиани А.Д., Добровольский М.Н., Дзеранов Б.В., Дзевоев Б.А.* Большие Данные в геофизике и других науках о Земле // *Физика Земли*. 2022. № 1. С. 3–34. <https://doi.org/10.31857/S0002333722010033>
- Данилов-Данильян В.И., Розенталь О.М.* Методология экологического нормирования природных вод // Докл. РАН. Науки о Земле. 2021. Т. 500. № 2. С. 223–228.
- Журавель В.И.* Аварийность на морских скважинах. Современное состояние количественной оценки рисков возможных выбросов / В.И. Журавель, И.В. Журавель // *Oil and Gas Journal Russia*. 2013. № 12.
- Захаров В.Н., Гвишиани А.Д., Вайсберг Л.А., Дзеранов Б.В.* Большие данные и устойчивое функционирование горнотехнических систем // *Горный журн*. 2021. № 11. С. 45–52. <https://doi.org/10.17580/gzh.2021.11.06>
- Лобковский Л.И.* Сейсмогенно-триггерная гипотеза усиления эмиссии метана и изменения климата в Арктике // *Земля и Вселенная*. 2020. № 6. С. 27–36.
- Лобковский Л.И., Зацепин А., Ковачев С.А., Копелевич О.В., Островский А., Флинт М.В., Монахов С.К.* Технология многоуровневого экологического мониторинга в целях информационного обеспечения безопасности морской добычи нефти и газа // *Технологии ТЭК. ИД “Нефть и капитал”*. 2012.
- Лобковский Л.И., Ковачев С.А.* Система геодинамического мониторинга нефтегазодобычи на шельфе на примере морского нефтегазового месторождения имени Ю. Корчагина // *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. 2010. № 11. С. 11–14.
- Лобковский Л.И., Соловьева Н.В.* Моделирование годового и спектрального хода гидрооптических характеристик на основе модели экосистемы шельфа и дистанционных наблюдений // *Океанология*. 2008. Т. 48. № 2. С. 307–318.
- Майер-Шенбергер В., Кукьер К.* Большие данные. Революция, которая изменит то, как мы живем, работаем и мыслим. М.: Манн, Иванов и Фербер. 2014. 240 с.
- Патин С.А.* Нефть и экология континентального шельфа: в 2-х т. 2-е изд. т. 1: Морской нефтегазовый комплекс: состояние, перспективы, факторы воздействия. М.: изд-во ВНИРО. 2017. 326 с.
- Положение о порядке осуществления Государственного мониторинга состояния недр Российской Федерации. Министерство природных ресурсов РФ. 21.05.2001. <https://normativ.kontur.ru/document?moduleId=1&documentId=45864>
- Соловьева Н.В.* Метод модельных оценок экологического риска для экосистем Арктического шельфа различной продуктивности // *Океанология*. 2021. Т. 61. № 2. С. 1–13. <https://doi.org/10.31857/S0030157421020179>
- Соловьева Н.В., Лобковский Л.И.* Метод оценки экологического риска при освоении ресурсов Арктического шельфа // *Арктика: экология и экономика*. 2019. № 1(33). С. 50–60. <https://doi.org/10.25283/2223-4594-2019-1-50-60>
- Флейшман Б.С.* Основы системологии. М.: Радио и связь. 1982. 368 с.
- Флинт М.В.* Биоресурсы Арктических морей России: изменения под воздействием климата и факторов антропогенной природы, экосистемные основы охраны. Научно-технические проблемы освоения Арктики. М.: Наука. 2015. С.55-71.
- Bekkar A., Hssina B., Douzi S. et al.* Air-pollution prediction in smart city, deep learning approach // *J. Big Data*. 2021. № 8. P. 161. <https://doi.org/10.1186/s40537-021-00548-1>
- Bibri S.E.* On the sustainability of smart and smarter cities in the era of big data: an interdisciplinary and transdisciplinary literature review // *J. Big Data*. 2019. № 6. 25. <https://doi.org/10.1186/s40537-019-0182-7>
- Fleishman B.S.* Stochastic theory of ecological interactions // *Ecol. Modelling*. 1982. V. 17(2). P. 65–73.
- Flint M.V., Poyarkov S.G., Rymsky-Korsakov, N.A.* Ecosystems of the Siberian Arctic Seas-2017 (Cruise 69 of the R/V Akademik Mstislav Keldysh) // *Oceanology*. 2018. V. 58. P. 315–318. (Engl. Transl.). <https://doi.org/10.1134/S0001437018020042>
- Gvishiani A., Dobrovolsky M., Rybkina A.* Big Data and FAIR Data for Data Science / Roberts F.S., Sheremet I.A. (eds.). Resilience in the Digital Age. Lecture Notes in Computer Science. 2021. V. 12660. Chapter 6. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-70370-7_6
- Kress M.M.* Big Data for Ecological Models // *Encyclopedia of Ecology*. 2019. P. 11–20. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10557-3>
- Li L., Danner T., Eickholt J., McCann E., Pangle K., Johnson N.* A distributed pipeline for DIDSON data processing. 2017 IEEE International Conference on Big Data (Big Data). 2017. <https://doi.org/10.1109/BigData.2017.8258458>
- Mirtl M., Borer E.T. et al.* Genesis, goals and achievements of Long-Term Ecological Research at the global scale: A critical review of ILTER and future directions // *Science of The Total Environment*. 2018. V. 626. P. 1439–1462.
- Solovjova N.V.* Synthesis of ecosystemic and ecoscreening modelling in solving problems of ecological safety // *Ecol. Modelling*. 1999. V. 124. P. 1–10.
- Solovjova N.V.* Ecological risk modelling in developing resources of ecosystems characterized by varying vulnerability level // *Ecological Modelling*. 2019. V. 406. P. 60–72.
- Solovjova N.V.* Ecological risk simulation assessment in marine ecosystems of the Arctic shelf // *Marine Pollution Bulletin*. 2021. V. 169.
- Soranno P.A., Schimel D.S.* Macrosystems ecology: big data, big ecology // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2014. № 1. P. 3. <https://doi.org/10.1890/1540-9295-12.1.3>

Prospects for Synthesizing Ecological Risk Models and Big Data Technologies for Marine Ecosystems

A. D. Gvishiani^{a, b, *}, L. I. Lobkovsky^{c, **}, and N. V. Solovjova^{c, ***}

^a*Geophysical Center, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

^b*Schmidt Institute of Physics of the Earth, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

^c*Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

^{*}*e-mail: adg@gcras.ru*

^{**}*e-mail: llobkovsky@ocean.ru*

^{***}*e-mail: soloceanic@yandex.ru*

A possible approach combining ecological risk models, on the one hand, and Big Data theory and practice, on the other hand, is proposed. The model calculates annual variation of ecological risk in marine resource management. The preliminary results obtained for a highly productive ecosystem of the Arctic shelf allowed us to calculate intra-annual variations of the tolerance probability of the impact from anthropogenic stressors. The proposed approach refines the risk assessments for the processes of different origin.

Keywords: Big Data, modeling, ecological risk assessment, probability of tolerable impacts, marine ecosystems, shelf