

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ В ЗОНЕ АЗОВСКОГО МОРЯ

Д-р физ-мат. наук, проф. Крапивин В.Ф.¹,

канд. техн. наук Потапов И.И.²,

канд. физ-мат наук Солдатов В.Ю.¹

¹ Институт радиотехники и электроники РАН им. В.А. Котельникова,
Москва (vkrapivin_36@mail.ru)

² Всероссийский институт научной и технической информации РАН,
Москва (ipotapov37@mail.ru)

MODELING OF PROPAGATION PROCESSES OF POLLUTANTS TO ASOV SEA ZONE

V.F. Krapivin, I.I. Potapov, V.Yu. Soldatov

Ключевые слова: модель, атмосфера, море, загрязнитель, Азовское море.

Key words: model, atmosphere, sea, pollutant, Asov Sea.

Рассмотрены ключевые элементы атмосферного переноса загрязнителей водной среды и отмечено, что дальний перенос веществ и газов является одним из возможных факторов пространственной и временной изменчивости концентраций аэрозоля и газов в атмосфере над Азовским морем. Указано что одной из проблем, возникающих в связи с наличием дальнего переноса аэрозолей, является оценка последствий возможного внесения в окружающую среду инородных микроорганизмов, способных вызвать нежелательные и неконтролируемые изменения экосистем. Представлена имитационная модель транспорта загрязнений в бассейн Азовского моря со стоком рек. Модель имеет биотический и гидрологический блоки.

Key elements of the atmosphere transport of pollutants to the water environment are considered and it is noted that long-range transport of the matters and gases is one of possible factors of spatial and temporal changeability of their concentration in the atmosphere above Asov Sea. It is indicated that one of problems arising in the connection with the existence of long-range transport of aerosols is the evaluation of possible consequences from the intrusion of heterogeneous microorganisms which are able to the undesirable and uncontrolled changes of ecosystem. Simulation model of pollutants transportation to Asov Sea basin with the river runoffs is represented. Model has biotic and hydrologic blocks.

Дальний перенос загрязнителей окружающей среды

Многочисленные наблюдения за содержанием химических соединений в атмосфере различных территорий показали, что существуют бесспорные доказательства их перемещения на большие расстояния. Поскольку регион Азовского моря находится на пути многих из этих перемещений, то глобальные потоки загрязнителей в атмосфере необходимо учитывать в модели геоэкоисистемы Азовского моря. Среди ключевых моментов глобальных таких исследований можно отметить следующие результаты:

- Озон из Северной Америки преобладает в распределении озона над Северной Атлантикой в летний период.
- Выбросы химических элементов в Азии влияют на химические процессы над северо-западными акваториями Пацифики.
- Сера, окисленная над западной Пацификой, приносится из источников, расположенных в Азии.
- Существует устойчивый механизм переноса загрязнителей с территории Северной Америки на акватории Северной Атлантики.
- Перенос загрязнителей между континентами управляется метеорологическими фронтами и подчинен воздействию перемещения воздушных масс.
- Баланс озона в тропосфере над Северной Атлантикой зависит от содержания NO_x и VOCs в атмосфере над Северной Америкой.
- Формирование озонового слоя в свободной тропосфере над Северной Атлантикой сильно зависит от выбросов NO_x самолетами.
- В северном полушарии имеет место межконтинентальный перенос CO за счет лесных пожаров и сжигания биомассы.
- Над Северной Атлантикой обнаружена положительная летом и отрицательная зимой корреляция между концентрациями CO и O_3 .
- Дальний перенос пылевых частиц из Азии и Африки на другие территории задокументирован в ряде международных экспериментов.
- Имеются многочисленные свидетельства накопления химических элементов в организмах, почвах и водоемах за счет их поступления из других отдаленных регионов.
- Разработка и эксплуатация угольных месторождений в Донбасе обеспечивает поступление в Азовское море широкий спектр тяжелых металлов и органических соединений.

Наблюдения за процессами дальнего переноса загрязнителей атмосферы, организованные в рамках ряда международных программ IGAC (International Global Atmospheric Chemistry), позволили обнаружить ряд эффектов, среди которых следует отметить такие как:

- Полный поток озона в Северную Атлантику из антропогенных источников Северной Америки в летний период равен $1.0 - 1.6 \text{ Гмоль} \cdot \text{сут}^{-1}$ и обнаруживается на расстояниях 1500-3000 км.
- Количество NO_x доставляемое в нижнюю тропосферу Северной Атлантики в летний период способствует повышению содержания озона на $1 - 4 \text{ ppbv} \cdot \text{сут}^{-1}$.
- Выбросы загрязняющих веществ в атмосферу с прилегающих к Азовскому морю территорий, как правило, носят кратковременный характер и поэтому не могут вызывать долговременных изменений фоновых концентраций. На границе санитарно-защитной зоны Азовского моря расчетные приземные концентрации загрязняющих веществ не превышают ПДК.

Таким образом, дальний перенос веществ и газов является одним из возможных факторов пространственной и временной изменчивости концентраций аэрозоля и газов в атмосфере над Азовским морем. Хотя большая часть аэрозолей остается в планетарном пограничном слое, частично струи пустынной пыли и дыма от сжигаемой биомассы могут быть подняты в свободную тропосферу и перенесены на большие расстояния, даже между континентами. Например, дальний перенос загрязнителей на западное побережье Северной Америки из Азии подтвержден многочисленными анализами содержания химических соединений в отложениях, снеге, рыбе и птицах. Были обнаружены пестициды, нитраты, сульфаты, тяжелые металлы, полихлородифенил (polychlorobiphenyl) и др., которые были перенесены через Тихий океан. В частности, такой дальний перенос был подтвержден в апреле 1998 г. во время мощной пылевой бури на западе Китая, облака пыли от которой были зарегистрированы спутниковыми снимками. Детальное изучение переноса и преобразования аэрозолей и газов между континентами было реализовано летом 2004 г. в эксперименте INTEX-NA (Intercontinental Chemical Transport Experiment – North Atmosphere) по межнациональной исследовательской программе ICARTT (International Consortium for Atmospheric Research on Transport and Transformation), где были использованы измерения со спутников Aqua, Terra и Envisat совместно с наблюдениями с самолетов - лабораторий DC-8 и J-31 NASA. Основное внимание было уделено оценке качества региональной атмосферы, эффектам межконтинентального переноса химических соединений и расчетам радиационного баланса атмосферы. К сожалению в зоне Азовского моря такие эксперименты не проводились и соответственно отсутствуют данные о трансграничном переносе загрязнителей. Тем не менее в разрабатываемой модели необходимо учесть такие источники загрязнения моря, хотя на данный момент они могут быть незначительными.

Наряду с упомянутыми процессами дальнего переноса загрязнителей атмосферы в последнее время возникла проблема оценки роли высокой концентрации аэрозольных частиц малых газовых компонентов (МГК), регистрируемых в атмосфере в период сухого сезона и связанных с интенсивным сжиганием биомассы и пожарами в растительных сообществах. Многие аэрозольные частицы могут оставаться в атмосфере приблизительно в течение недели. При этом дополнительно в атмосферу поступают CO, VOC, NO, NO₂ и другие газы. По данным наблюдений даже в оптическом диапазоне на спутниковых снимках регистрируются облака дыма площадью 4-5 млн. кв. км. Такое задымление способно изменять глобальный радиационный баланс и сильно влиять на биосферный круговорот воды. Оценить последствия задымления больших территорий возможно лишь с помощью глобальных моделей типа GOCART, MOZART или RAMS [4]. Как показали исследования, проведенные Freitas и др. [5], в этих оценках важным оказывается классификация типов источников дыма, связанных с такими процессами, как управляемое сжигание биомассы или стихийное горение лесного массива. При сжигании биомассы в среднем в атмосферу поступает 1700 гCO₂/кг и 60 гCO/кг, а за счет лесного пожара эти потоки составляют 1524-1670 гCO₂/кг и 70-140 гCO/кг соответственно. Горение сухой растительности на лугах или на сельскохозяйственных полях дает 65±20 гCO/кг.

Исследования, реализованные в рамках проекта ИТСТ (Intercontinental Transport and Chemical Transformation) по программе IGAC (International Global Atmospheric Chemistry), были нацелены на изучение тропосферной химии и атмосферного переноса озона, мелких частиц пыли и парниковых газов и их компо-

нент. Главная цель этих исследований состояла в том, чтобы понять, как один континент может влиять на качество воздуха над другим континентом и какие химические преобразования происходят во время межконтинентального переноса загрязнителей атмосферы [9]. При реализации таких исследований одной из важных проблем является выбор метода оценки качества воздуха. Riccio и др. [8] в связи с этим отметили, что для минимизации эффекта присутствия неустранимой неопределенности при моделировании качества воздуха целесообразно применять Байесовский (Bayesian) подход, который позволяет реализовать с высокой надежностью пространственно-временную интерполяцию экспериментальных данных.

В течение длительного переноса от региона источника к отдаленной территории микрофизические, оптические и радиационные свойства аэрозолей модифицируются. Информация об эффектах трансформации аэрозолей и процессах перемешивания во время дальнего переноса крайне важна для:

- количественной оценки радиационного возмущения за счет аэрозолей;
- оценки гетерогенных процессов;
- определения синоптически и климатически важных характеристик, таких как оптическая толщина.

В рамках ряда международных и национальных проектов были проведены многочисленные измерения оптической толщины атмосферы. При использовании пассивных спутниковых сенсоров получают усредненные по высоте над пикселем земной поверхности оценки. Поэтому для расширения знаний об оптической толщине слоев атмосферы проводятся самолетные измерения, дающие вертикальное распределение и тропосферного аэрозоля и других характеристик атмосферы. Среди успешных самолетных экспериментов следует указать на эксперименты ITOP, SHADE и SAMUM. Эти эксперименты позволяют изучить трансформацию аэрозолей в процессе дальнего переноса дыма и пустынной пыли. Знание оптической толщины атмосферы над Азовским морем позволит уточнить входной поток фотосинтетически активной радиации в модель фотосинтеза. В целом атмосферные аэрозоли воздействуют на радиационный баланс территории региона непосредственно через взаимодействие с солнечным и земным излучением и косвенно через облачную конденсацию и частицы льда в атмосфере.

Одной из проблем, возникающих в связи с наличием дальнего переноса аэрозолей, является оценка последствий возможного внесения в окружающую среду инородных микроорганизмов, способных вызвать нежелательные и неконтролируемые изменения экосистем. Ведь переносимые микроскопически малые капли воды или частицы наряду с твердыми веществами могут содержать микроорганизмы, которые попадают в них или на их поверхность из сельскохозяйственных почв, источников промышленной деятельности, лесных пожаров, пылевых бурь в пустынях или штормовых процессов на поверхности океанов. Ветры переносят по всему Земному шару более чем миллиарды тонн пыли, и это количество нарастает синхронно развитию процессов опустынивания, более частому возникновению засух и масштабному изменению гидрологических структур.

Водяные капли в атмосфере могут содержать растворенные ионы и органические соединения, а твердая пыль может конденсировать эти капли на своей поверхности. Имеется много данных о влиянии аэрозолей на климат [6]. Но менее изучена их роль в воздействии на биологические процессы за счет дальнего переноса микроорганизмов. В связи с этим возникает ряд нерешенных вопросов [7].

- Могут ли микроорганизмы, перенесенные через атмосферу воздействовать как вновь вселенный элемент на эволюцию экосистемы?

- Как могут микроорганизмы выживать в экстремальных условиях на других территориях при соответствующих радиации, температуре, сухости и потере биогенов в атмосфере, снеге и льде высоких широт?

- Существуют ли условия, при которых патогенные инфекции могли бы сохраняться в пылевых облаках длительное время и нести с собой риски для здоровья людей или опасности для биологических сообществ?

- Имеется ли достаточное количество информации и данных, чтобы возникла обеспокоенность влиянием дальнего атмосферного переноса на возможные изменения окружающей среды в отдаленных от цивилизации регионах?

- Какие неопределенности ограничивают возможность достоверной оценки значимости дальнего атмосферного переноса, и каков его реальный вклад в происходящие изменения окружающей среды в отдаленных регионах?

С точки зрения биологической перспективы представляется важным изучить тип и амплитуду химических соединений, которые могут распространяться через атмосферу на дальние расстояния. Здесь также возникает ряд вопросов:

- Как много химических соединений биогенного типа может попадать в атмосферу и в ней переноситься?

- Могут ли быть обнаружены эти соединения в атмосфере, дожде или падающим снегом?

- Какие из этих химических соединений способны после дальнего переноса вызывать трофические эффекты?

- Могут ли переносимые на дальние расстояния химические соединения биогенного типа вызывать изменения в водных экосистемах и на территориях с низким уровнем биогенного обеспечения (высокогорья, например)?

- Какого типа микроорганизмы могут быть перенесены через атмосферу в отдаленные области, и какова устойчивость расположенных там экосистем к их поступлению?

Перенос мелкозернистой аэрозольной пыли из пустыни Гоби (Монголия) в Северную Америку вообще является обычным процессом в весенний период. Очевидно, не исключены аналогичные переносы из Средней Азии и Калмыцких степей в зону Азовского моря. В состав пыли входят кремний, железо, алюминий и кальций, а размеры частиц распределены в диапазоне 2-4 мкм. Эту пыль трудно отличить от вулканического пепла и авиационных выбросов. Создание приборов для распознавания этих типов пылевых частиц важно в связи с опасностью дальнего переноса микроорганизмов. Ведь азиатская пыль, перенесенная на тысячи километров, может быть опасной для здоровья населения других отдаленных территорий. Поэтому знание характера и происхождения пыли, находящейся в данный момент в атмосфере имеет принципиальное значение для охраны здоровья людей. Поэтому Veuer и Matthies [2] изучили потенциал дальнего переноса (LRTP) как информативный индикатор обменных процессов химическими соединениями между различными природными средами.

Наличие процессов дальнего переноса аэрозолей и микроорганизмов говорит о том, что для снятия неопределенности в оценках биогеохимических процессов необходима глобальная модель биогеохимического круговорота химических соединений, которая бы смогла объединить имеющиеся знания и подсказать режимы необходимых наблюдений. Кроме того, такая модель обеспечит параметризацию взаимодействия биогеохимических круговоротов и их воздействие на климатическую систему через динамику концентрации парниковых газов в атмосфере.

Биогеохимические круговороты химических элементов нельзя рассматривать изолированно от остальных проявлений глобальной экодинамики, особенно, от процессов, происходящих в эко- и социо-сферах. Потoki энергии в этих сферах, управляемые природой и человеком, непосредственно влияют на мощности локальных и региональных потоков газов и аэрозолей, которые за счет атмосферы и гидросферы приобретают глобальные масштабы. Поэтому представленная на рис. 2 структура глобальных сред должна учитываться в модели Азовского моря с рассмотрением как пространственных, так и временных неоднородностей, физических, химическим, биологическим, социально-экономическим и даже политическим процессам.

Проявление человеческой активности через воздействие на природные биогеохимические круговороты, приобретает глобальные масштабы в течение предыдущего столетия, еще более усложняет задачу оценки последствий и тем более получение достоверных прогнозов экодинамики конкретной геоэкосистемы (в данном случае Азовского моря). На примере глобального круговорота азота, как одного из важных биогенных элементов, видно, что процессы распространения последствий антропогенного вмешательства в природный процесс трансформации соединений азота приводят к многочисленным негативным процессам. Антропогенные процессы привели к удвоению избыточного поступления азота в наземные и водные экосистемы практически по всему миру. В результате произошло изменение фотосинтеза, что привело к существенному отклонению характеристик природного круговорота азота и углерода от их устойчивых состояний. Последствием этого является наблюдаемое сокращение биоразнообразия и повышение скорости переноса азота с суши в гидросферу. Антропогенное вмешательство в природный круговорот азота приводит к перенасыщению экосистем нитратами и последующему их засолению и эвтрофикации, а кислотные осадки уничтожают наземную растительность. Такое хроническое долговременное воздействие на природные экосистемы вызывает ценную последовательность изменений в биогеохимических круговоротах практически всех химических элементов, а это стимулирует уменьшение пропорции C:N в наземных и морских экосистемах. Безусловно, что масштабность последствий этого зависит от структуры и кислотности почвы, типа растительного покрова, топографии и регионального климата.

Модель транспорта загрязнений в бассейн Азовского моря со стоком рек

Интенсивное развитие промышленности на южных территориях России привело к значительным изменениям природной среды в этих регионах. Добыча полезных ископаемых и создание сети предприятий по обработке материалов для энергетики поставили задачу оценки уровней загрязнения окружающей среды радионуклидами, тяжелыми металлами и нефтепродуктами. Наличие многочисленной речной сети бассейна Азовского моря (табл. 1) выдвинуло также задачу изучения и оценки распространения загрязнений Черного моря по причине их выноса через Керченский пролив. В Азовское море впадают две крупные реки – Дон и Кубань, а также около 20 небольших рек. Одной из важных в этом процессе речных систем является река Дон.

Река Дон со своими притоками пронизывает Центральную лесостепную и степную зоны юго-востока Европейской части России, захватывая площадь водосбора 422 тыс. км² протяженностью 1870 км с севера на юг. Средний годовой сток в устье Дона оценивается величиной 900 м³/с. Северный Донец, Хопёр и Медведица, как крупнейшие притоки Дона, занимает 46,3% его стока. Дон судо-

ходен на протяжении 1590 км вверх от устья, до Воронежа, регулярное судоходство действует до города Лиски (1355 км). В районе г. Калач излучина Дона приближается к Волге на расстояние до 80 км. В этом месте реки соединены судоходным Волго-Донским каналом, введенным в строй в 1952 году. В районе станции Цимлянская построена плотина протяженностью 12,8 км, поднимающая уровень воды в реке на 27 м и формирующая Цимлянское водохранилище, раскинувшееся от Голубинской до Волгодонска, общей ёмкостью 21,5 км³ (полезная ёмкость — 12,6 км³) и площадью 2600 км². При плотине также размещена гидроэлектростанция. Воды Цимлянского водохранилища используют для орошения и обводнения Сальских степей и других степных пространств Ростовской и Волгоградской областей.

Таблица 1.

Основная речная сеть бассейна Азовского моря.

Река	Место впадения	Длина, км	Бассейн, км ²	Комментарий
Молочная	Молочный лиман	197	3450	Проходит через города Токмак, Молочанск, Мелитополь
Обимточная	У г. Приморск	96	1430	В нижнем течении река местами пересыхает в результате использования воды на орошение и водоснабжение, а также вследствие фильтрации вод в аллювиальные отложения.
Бёрда	Возле села Новопетровка (Бердянский район Запорожской области)	125	1760	Протекает через населенные пункты Смирново, Алексеевка, Титово, Белоцерковка, Захарьевка, Стародубовка, Николаевка, Осипенко, Стропетровка, Новопетровка.
Кальмиус	В г. Мариуполь	209	5070	Используется в народном хозяйстве для орошения и водоснабжения. На Кальмиусе устроены 4 водохранилища. Протекает через города Ясиноватая, Донецк, Комсомольское и Мариуполь
Дон	Таганрогский залив	1870	422000	На Дону расположены 19 крупных городов, включая Ростов-на-Дону, Воронеж, Лебедянь, Данков, Лиски, Константиновск, Азов и др.
Кубань	Азовское море	870	58000	На реке расположено Краснодарское водохранилище. На реке Кубань расположены города Карачаевск, Усть-Джегута, Черкесск, Невинномысск, Армавир, Новокубанск, Кропоткин, Усть-Лабинск, Краснодар, Славянск-на-Кубани и Темрюк.
Миус	В Миусский лиман Таганрогского залива	258	6680	В бассейне Миуса существует несколько небольших водохранилищ, используемых для водоснабжения промышленности, гидроэнергетики и мелиорации. На берегах реки и водохранилищ располагаются рекреационные объекты.
Ея	В Ейский лиман Таганрогского залива	311	8650	Основной сток в период таяния снегов. Вода солоноватая. На всём протяжении Ея и притоки зарегулированы и представляют собой каскады прудов.

Для оценки роли речной сети бассейна Азовского моря (РСБАМ) в процессе распространения загрязнителей в пространстве необходимо установить зависимость их потока в различных сечениях вплоть до их дельт от гидрологических и экологических характеристик, которые в значительной мере определяются структурой этой сети. Решение этой задачи требует создания топологически изоморфного графа сети, для каждого элемента которого необходимо построить модель транзита загрязнителей. При этом важной является задача оптимального сочетания между моделью структуры речной сети и реальной метрикой элементов, а также взвешенное сочетание валовых показателей ее дискретных секций с общей ее эффективностью.

Согласно схеме рис. 1 модель имеет блоки трех уровней соподчиненности. Блоками первого уровня являются гидрологический (CHD) блок и блок управления (CON). Блок CHD имитирует речной сток с учетом его корреляции с топографическими и синоптическими параметрами изучаемой территории, а также реализует все алгоритмы описания элементов водного баланса территории вдоль РСБАМ. Блок CON обеспечивает реализацию функций информационного интерфейса между пользователем и другими блоками РСБАМ-модели. Одной из наиболее важных функций блока CON является формирование уровня базы данных, ответственного за идентификацию элементов РСБАМ. Блоки второго уровня реализуют частные модели различных учитываемых РСБАМ-моделью процессов. На третьем уровне находятся блоки по реализации различных вариантов моделей. Описание блоков всех уровней дано в табл. 2.

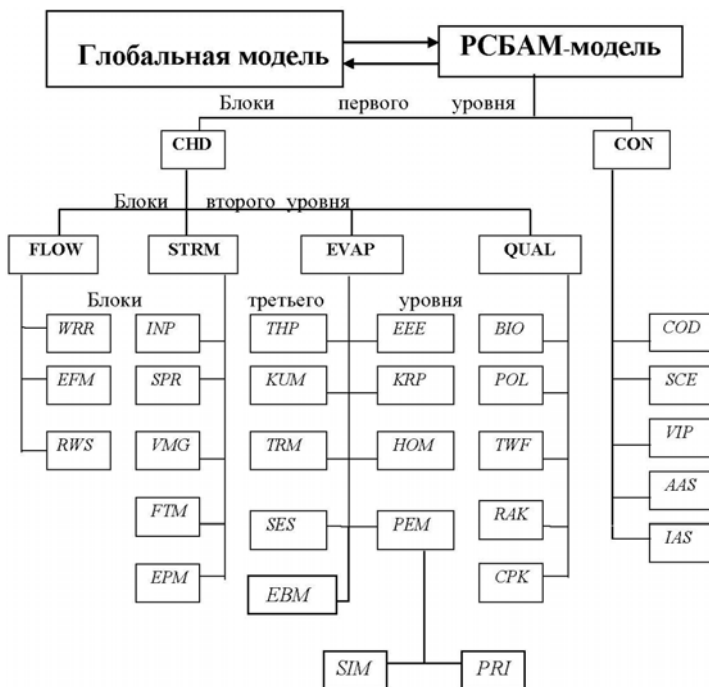


Рис. 1. Структура РСБАМ-модели.

Перечень блоков РСБАМ - модели, схема которой представлена на рис. 1.

Идентификатор блока	Описание блока
CHD	Контроль за параметризацией гидрофизических и гидрологических процессов в РСБАМ.
CON	Управляющий интерфейс с функциями сервиса человеко-машинного диалога при реализации имитационных экспериментов.
FLOW	Модель речного стока.
STRM	Имитационная процедура, отражающая движение водных масс в РСБАМ.
EVAP	Выбор модели параметризации процесса испарения.
QUAL	Выбор критерия оценки качества воды.
WRR	Модель водного режима резервуара.
EFM	Эмпирическая модель стока.
RWS	Модель растекания речного стока за пределами русла.
INP	Модель инфильтрации.
SPR	Модель стока, учитывающая влияние растительного и почвенного покровов.
VMG	Модель вертикального подъема грунтовых вод при испарении, подпитке и эксфильтрации.
FTM	Модель фильтрации.
EPM	Эмпирическая модель осадков.
THP	Уточненная модель транспирации.
RUM	Модель Kuzmin .
TRM	Простая модель транспирации.
SES	Модель таяния снега и испарения со снежной поверхности.
EBM	Параметризация процесса испарения по методу Энергетического баланса.
PEM	Модель Penman.
PRI	Модель Penman в модификации Priestley.
KRP	Модель Penman в модификации Kohler and Richards.
SIM	Упрощенный вариант модели Penman.
EEE	Эмпирические модели испарения.
KOH	Модель Kohler.
HOM	Модель Horton.
BIO	Имитационная модель осаждения и биологической ассимиляции загрязнителей.
POL	Имитационная модель формирования антропогенных потоков загрязнителей.
TWT	Модель процесса формирования температуры воды.
RAK	Модель кинетики радионуклидного загрязнения водной среды.
CPK	Модель кинетики химических загрязнений водной среды.
COD	Корректировка базы данных.
SCE	Выбор и формирование сценария для имитационного эксперимента.
VIP	Визуализация результатов имитационного эксперимента.
AAS	Адаптация РСБАМ-модели к сценарию имитационного эксперимента.
IAS	Привязка РСБАМ-модели к пространственной шкале и временному масштабу.

Пусть площадь водосбора каждой реки РСБАМ занимает территорию Ω . Дискретизируем Ω по широте φ и долготе λ с шагами $\Delta\varphi$ и $\Delta\lambda$ соответственно, так что $\Omega = \cup \Omega_{ij}$, где Ω_{ij} есть часть территории Ω площадью $\sigma_{ij} = \Delta\varphi \cdot \Delta\lambda$. Из множества Ω выделим пиксели $\Omega_{i^*j^*} = \Omega_k$ которые содержат фрагменты русла реки. Пронумеруем эти ячейки от $k=1$ у истока реки до $k=N$ в ее устье. Процесс такой дискретизации обеспечивается блоком IAS через структуру включенных в базу

данных РСБАМ-модели идентификаторов $A_k = \| a_{k, ij} \|$ ($k = 1, \dots, 7$). Кроме них база данных содержит сведения о коэффициентах модели и наборы заготовок для сценариев. Блок CON обеспечивает прямой доступ к базе данных, как для получения справочной информации, так и для внесения изменений. Пользователь может изменить базовые оценки всех параметров или, сформировав сценарий, изменять их в его рамках. Наиболее важным уровнем базы данных являются идентификаторы, формирующие образ множества Ω и являющиеся основным атрибутом функции формирования сценариев. Идентификаторы представляют собой символические матричные структуры, элементы которых связывают РСБАМ-модель с объектом исследования.

Идентификатор $A_1 = \| a_{1, ij} \|$ привязывает РСБАМ-модель к изучаемой системе:

$$a_{1,ij} = \begin{cases} 0 & \text{при } (\varphi_i, \lambda_j) \notin \Omega; \\ 1 & \text{при } (\varphi_i, \lambda_j) \in \Omega. \end{cases}$$

С помощью A_1 пользователь определяет пространственную конфигурацию топографии РСБАМ с точностью до $\Delta\varphi \cdot \Delta\lambda$ по площади.

Идентификатор $A_2 = \| a_{2, ij} \|$ задает предметную конфигурацию РСБАМ, указывая тип земной поверхности, выделяя три возможных элемента: водная поверхность, суша и смешанная территория. Идентификатор $A_3 = \| a_{3, ij} \|$ определяет типы водных элементов РСБАМ и их структуру. Идентификатор $A_4 = \| a_{4, ij} \|$ определяет типы почвенно-растительных формаций. Идентификатор $A_5 = \| a_{5, ij} \|$ формирует поле источников загрязнения, выделяя естественные и антропогенные источники. По аналогии с предыдущими идентификатор $A_6 = \| a_{6, ij} \|$ позволяет ввести типы химических элементов в источниках загрязнения.

Поскольку РСБАМ-модель допускает различные модификации используемых методов моделирования гидрофизических, биогеохимических и гидрологических процессов, то пользователь имеет возможность выбора среди них с помощью идентификатора A_7 . При этом использование конкретного метода привязывается к географическим координатам, что позволяет планировать структуру вычислительного эксперимента таким образом, чтобы сочетать различные подходы к описанию динамики загрязнения на различных участках территории Ω . Разветвления модификаций важны как для более полного использования базы данных, так и для сочетания различных методов моделирования отдельных элементов РСБАМ. При этом внутренняя структура всех идентификаторов формируется в диалоговом режиме, и ее просмотр является одной из функций блока CON.

Сформированный набором идентификаторов $\{A_i\}$ компьютерный образ РСБАМ представляет собой совокупность образов географических ячеек Ω_{ij} . Таким образом, функционирование гидрологической сети на территории Ω и формирование распределения загрязнителя в водной среде можно представить как взаимодействие ячеек Ω_{ij} между собой. При этом каждую ячейку Ω_{ij} можно описать типовой блок-схемой водного баланса.

Каждая территория Ω_{ij} характеризуется наличием части речной сети, водоемов и участков суши. Так что в общем случае территория Ω_{ij} площадью σ_{ij} делится на водоводную часть площадью $p_{ij} \cdot \sigma_{ij}$ и сушу площадью $(1-p_{ij}) \sigma_{ij}$. С учетом этого замкнутая система балансовых уравнений РСБАМ-модели имеет вид:

$$\sigma_{ij} \partial W_{Aij} / \partial t + \xi_{\phi} \partial W_{Aij} / \partial \phi + \xi_{\lambda} \partial W_{Aij} / \partial \lambda = V_{ij} - B_{ij} \sigma_{ij} + D_{ij} + L_{ij} + T_{ij}, \quad (1)$$

$$\partial C_{ij} / \partial t + \mu_{ij} \partial C_{ij} / \partial x = p_{ij} B_{ij} + [K_{ij} - V_{ij} - U_{ij} - F_{ij} - M_{ij} - H_{ij} + J_{ij}] / (p_{ij} \sigma_{ij}) + \Gamma_{ij}, \quad (2)$$

$$(1 - p_{ij}) \sigma_{ij} d\Phi_{ij} / dt = FUM_{ij} - K_{ij}^* - P_{ij} + N_{ij} - T_{ij} - L_{ij} + W_{Aij}(1 - p_{ij}) \sigma_{ij} \quad (3)$$

$$\sigma_{ij} \partial G_{ij} / \partial t + \rho_{ij\phi} \partial G_{ij} / \partial \phi + \rho_{ij\lambda} \partial W_{Aij} / \partial \lambda = H_{ij} + P_{ij} - N_{ij} - J_{ij} - D_{ij} \quad (4)$$

где

$$FUM_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{для } a_{2,ij} \neq 2, \\ F_{ij} + U_{ij} + M_{ij} & \text{для } a_{2,ij} = 2 \end{cases}$$

$$K_{ij}^* = \begin{cases} 0 & \text{для } a_{2,ij} = 1, \\ K_{ij} & \text{для } a_{2,ij} = 2, \\ [K_{ij-1} + K_{ij+1}] / 2 & \text{для } a_{2,ij} = 0 \text{ and } a_{2,ij-1} = a_{2,ij+1} = 1, \\ [K_{i-1j} + K_{i+1j}] / 2 & \text{для } a_{2,ij} = 0 \text{ and } a_{2,i-1j} = a_{2,i+1j} = 1 \end{cases}$$

p_{ij} - доля площади σ_{ij} под водной поверхностью, x - ось координат вдоль русла реки по направлению течения, Γ_{ij} - вклад весеннего таяния снега, накопленного на поверхности; $\rho(\rho_{\phi}, \rho_{\lambda})$ - скорость движения подземных вод; ξ_{ϕ} и ξ_{λ} - проекции скорости ветра на широту и долготу соответственно; μ_{ij} - скорость течения в Ω_{ij} .

В представленном виде синтез РСБАМ-модели из частных моделей осуществляется через граничные условия для переменных W_A , C и G . Перенос почвенной влаги Φ между ячейками Ω_{ij} считается отсутствующим. Функциональные представления для всех потоков записываем на основе законов гидродинамики и с учетом имеющейся экспериментальной информации. Эмпирические блоки РСБАМ-модели ЕРМ и ЕФМ на основе рядов данных $B(\phi, \lambda, t_i)$ и $K(\phi, \lambda, t_i)$ рассчитывают функции $B(\phi, \lambda, t)$ и $K(\phi, \lambda, t)$. Алгоритмы расчета базируются на методах интерполяции. В более общем случае модель формирования стока должна учитывать топографию водосбора и пространственное распределение его почвенных характеристик и особенностей растительных покровов. В качестве аппроксимации функции K_{ij} примем следующую зависимость:

$$K_{ij}(\phi, \lambda, t) = \begin{cases} \left(q_{ij} - k_{ij} \left[1 - \exp \{ -a_{ij} X_{ij} - c_{ij} S_{ij} \} \right] \right) \sigma_{ij} & \text{for } t_1 \leq t \leq t_2; \\ (t_4 - t_3)^{-1} \int_{t_2}^{t_3} (1 - p_{ij}) \sigma_{ij} B_{ij}(\phi, \lambda, t) dt & \text{for } t_3 \leq t \leq t_4; \\ 0 & \text{for } t_2 < t < t_3; \end{cases} \quad (5)$$

где X_{ij} и S_{ij} - соответственно плотность растительности ($t/\text{км}^2$) и мощность слоя почвы (m) на площади σ_{ij} ; q_{ij} - коэффициент рельефного стока; k_{ij} - коэффициент проникновения воды через растительный и почвенный покровы; a_{ij} и c_{ij} - коэффициенты задержания осадков растительным и почвенным покровами; t_1 - начало летнего периода; t_2 и t_3 - начало и конец зимы; t_4 - конец периода таяния снега.

Модель (5) требует данных о растительном покрове и зависящих от него характеристик. Она реализуется блоком SPR так, что за зимний период $[t_2, t_3]$ идет

накопление снега, за весенний период $[t_3, t_4]$ происходит его равномерное таяние и только в летний период $[t_1, t_2]$ учитывается роль почвенно-растительных формаций в формировании поверхностного стока за счет осадков.

Для параметризации процессов испарения и транспирации известны многочисленные теоретические и эмпирические методы, выбор каждого из которых определяется структурой и содержанием имеющейся базы данных. В общем случае испарение с поверхности водоема или почвы параметризуется по выбранной пользователем методике. Свобода выбора пользователя определяется перечнем блоков в табл. 2, отвечающих за моделирование потоков L , V и T . Блок ЕВМ использует метод энергетического баланса:

$$V = Q_e / (\rho L_e), Q_e = [Q^* + (Q_v - Q_o)] / (1+R), \quad (6)$$

где $Q^* = Q_S - Q_r + Q_a - Q_{ar} - Q_{bs}$, Q_S - входящая солнечная радиация, ккал·м⁻²сут⁻¹; q_r - отраженная солнечная радиация; Q_a - входящая длинноволновая радиация; Q_{ar} - отраженная длинноволновая радиация; Q_{bs} - длинноволновая радиация, испускаемая водной массой при ее температуре; Q_v - адвективная энергия; Q_o - накопленная энергия; ρ - плотность воды, кг/м³; L_e - скрытая теплота испарения, ккал/кг; $R = Q_h / Q_e$; Q_h - теплота, удаляемая из системы в атмосферу.

Для вычисления коэффициента R используем две формулы (Kondratyev *et al.*, 2002):

$$R = C_{pa} P_a K_h (T_{w,S} - T_{w,z}) / \{0.622 L_e K_m (e_{w,S} - e_{w,z})\} \quad (7)$$

или

$$R = 0.61 \cdot 10^{-3} P_a (T_{w,S} - T_{w,z}) / (e_{w,S} - e_{w,z}) \quad (8)$$

где $T_{w,S}$ - средняя температура поверхности воды, $T_{w,h}$ - средняя температура воздуха на высоте h , $e_{w,S}$ - давление насыщенного пара при температуре $T_{w,S}$, $e_{w,h}$ - среднее давление пара на высоте h , C_{pa} - характерная теплота атмосферы при постоянном давлении, K_h и K_m - коэффициенты вихревой диффузии для тепла и момента соответственно ($K_h / K_m = 0,92$), P_a - атмосферное давление на поверхности воды.

Блок РЕМ использует формулу Пенмена [6]:

$$V = (\rho L_e)^{-1} [\Delta Q^* / \gamma + L_e B_p (e_{S,h} - e_h)] (\Delta / \gamma + 1)^{-1}, \quad (9)$$

где

$$B_p = 0.622 k^2 (K_w / K_m) (\rho_a / P_a) U_h / \ln^2(h/h_o), \quad (10)$$

h_o - шероховатость поверхности (м); U_h - скорость ветра на высоте h ; k - константа ($k \approx 0,4$); $K_w / K_m \approx 1,13$; $e_{S,h}$ - давление насыщенного пара на высоте h при температуре T_h ; Δ / γ - эмпирический коэффициент (табл. 3); $Q^* = Q_e - Q_h$. Параметр h_o либо задается в базе данных как функция времени и пространства, либо вычисляется по формуле:

$$h_o = \alpha (U^*)^2 / g, \quad (11)$$

где $\alpha \approx 0,009$, g - гравитационный множитель, U^* - скорость трения ($h_o = 0,001$ при $U_h < 2,25$ м/с и $h_o = 0,005$ для $U_h \geq 2,25$ м/с (табл. 4)).

Таблица 3.

Оценки температурного коэффициента Δ/γ .

$T, ^\circ\text{C}$	Δ/γ	$T, ^\circ\text{C}$	Δ/γ	$T, ^\circ\text{C}$	Δ/γ	$T, ^\circ\text{C}$	Δ/γ
0.0	0.67	11.0	1.30	22.0	2.38	33.0	4.12
0.5	0.69	11.5	1.34	22.5	2.45	33.5	4.22
1.0	0.72	12.0	1.38	23.0	2.51	34.0	4.32
1.5	0.74	12.5	1.42	23.5	2.58	34.5	4.43
2.0	0.76	13.0	1.46	24.0	2.64	35.0	4.53
2.5	0.79	13.5	1.50	24.5	2.71	35.5	4.64
3.0	0.81	14.0	1.55	25.0	2.78	36.0	4.75
3.5	0.84	14.5	1.59	25.5	2.85	36.5	4.86
4.0	0.86	15.0	1.64	26.0	2.92	37.0	4.97
4.5	0.89	15.5	1.68	26.5	3.00	37.5	5.09
5.0	0.92	16.0	1.73	27.0	3.08	38.0	5.20
5.5	0.94	16.5	1.78	27.5	3.15	38.5	5.32
6.0	0.97	17.0	1.82	28.0	3.23	39.0	5.45
6.5	1.00	17.5	1.88	28.5	3.31	39.5	5.57
7.0	1.03	18.0	1.93	29.0	3.40	40.0	5.70
7.5	1.06	18.5	1.98	29.5	3.48	40.5	5.83
8.0	1.10	19.0	2.03	30.0	3.57	41.0	5.96
8.5	1.13	19.5	2.09	30.5	3.66	41.5	6.09
9.0	1.16	20.0	2.14	31.0	3.75	42.0	6.23
9.5	1.20	20.5	2.20	31.5	3.84	42.5	6.37
10.0	1.23	21.0	2.26	32.0	3.93	43.0	6.51
10.5	1.27	21.5	2.32	32.5	4.03	43.5	6.65

Таблица 4.

Шероховатость поверхности z_0 как функции типа поверхности и скорости ветра.

Поверхность	Скорость ветра U_z при $z=2\text{м}$ (м/с)	z_0 (см)	Поверхность	Скорость ветра U_z при $z=2\text{м}$ (м/с)	z_0 (см)
Открытая вода	2.1	0.001	Скошенная трава		
Спокойная грязная поверхность	2.1	0.001	1.5 см	1.8	0.2
Спокойная заснеженная			3.0 см	1.8	0.7
короткая трава	2.1	0.005	4.5 см	2.0	2.4
Голая почва	1.8	0.02	4.5 см	6-8	1.7
Снег на степи	1.8	0.1	Высокая трава		
Кустарник 135 см	6.2	14.0	60-70 см	1.5	9.0
Хвойный лес			60-70 см	3.5	6.1
5 м	6.2	65.0	60-70 см	6.2	3.7
27 м	6.2	300.0	Листопадный лес		
			17 м	6.2	270.0

Модель (9) можно упростить до модели Пристли [3]:

$$V = 1.63 \cdot 10^{-9} (0.93 + U_2)(e_S - e_2), \quad (12)$$

где U_2 - скорость ветра на высоте $h=2$ м над водной поверхностью (м/с); e_S и e_2 измеряются в мб.

Аналогично (12) в блоке SIM используется упрощенная модель

$$V = \kappa U_2 (e_S - e_2), \quad (13)$$

где коэффициент $\kappa=(1,16-2,37)10^{-9}$ выбирается либо пользователем, либо по умолчанию в зависимости от выбранного варианта модели Пенмена .

Другие параметризации процесса испарения, такие как формулы Хортон (блок НОМ) и Роуэра (блок ROW) описаны в монографии [3]. Имеется модель Кохлера, являющаяся модификацией закона Дальтона (блок КОН):

$$L = (e_S - e_a)^{0.88} (0.42 + 0.0029 U_p), \text{ мм/сут}; \quad (14)$$

где U_p - скорость ветра на высоте 1,5 м над испаряющей поверхностью, км/сут.

Модель Кохлера и Ричарда уточняет модель РЕМ для расчета L (блок KRP):

$$\Delta = (0.00815 T_a + 0.8912)^7 \text{ при } T_a \geq -25 \text{ }^\circ\text{C}, \quad (15)$$

$$\Delta/(\Delta+\gamma)=[1+0.66/(0.00815 T_a + 0.8912)^7]^{-1},$$

$$e_S - e_a = 33.86[(0.00738 T_a + 0.8072)^8 - (0.00738 T_d + 0.8072)^8] \text{ при } T_d \geq -27 \text{ }^\circ\text{C};$$

$$Q^* = 7,14 \cdot 10^{-3} Q_S + 5,26 \cdot 10^{-6} Q_S (T_a + 17)^{1,87} + 3,94 \cdot 10^{-6} Q_S - 2,39 \cdot 10^{-9} (Q_S)^2 (T_a - 7,2)^2 - 1,02;$$

где T_a - средняя дневная температура атмосферы, $^\circ\text{C}$; T_d - средняя дневная температура конденсации, $^\circ\text{C}$.

РСБАМ функционирует некоторое время в условиях низких температур когда суша покрыта снегом, а водная поверхность льдом. Поэтому для полноты РСБАМ-модели включим блок KUM, который реализует модель испарения со снега, предложенную Кузминым:

$$V = L = (0.18 + 0.098 U_{10})(e_o - e_2), \text{ мм/сут}$$

Поток T параметризуется в блоках TRM и TNP [1]. Блок TRM не учитывает зависимости транспирации от типа растительного покрова. Более точное описание процесса транспирации связано с рассмотрением схемы движения воды внутри растений. Для деревьев этот процесс начинается с поглощения воды из почвы корнями, которая затем по сосудам ксилемы ствола движется в ветви и через листья в виде пара выходит в атмосферу. Часть воды при этом расходуется на рост биомассы растения. Будем считать, что такая же часть загрязнителя остается в образовавшейся древесине (блок TNP):

$$T = \begin{cases} 0 & \text{for } t \in [t_2, t_3], \\ \min \{ f P_r, (1 - p_y \Phi) \} & \text{для } t \notin [t_2, t_3], \end{cases}$$

где P_r - продукция растительности, f - скорость потребления воды на единицу продукции.

Модель инфильтрации (блок INP) описывается упрощенным уравнением Дарси:

$$P = \begin{cases} \Phi(1 - p_{ij})\sigma_{ij}/\psi & \text{для } t \notin [t_2, t_3], \\ 0 & \text{для } t \in [t_2, t_3], \end{cases}$$

где ψ - время полного просачивания воды через почву при фиксированных пористости и температуре.

Для параметризации потоков J , N и D используем упрощенные модели (блок VMG):

$$J_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{когда } G_{ij} \leq G_{ij, \max}, \\ \theta_J (G_{ij} - G_{ij, \max}) & \text{when } G_{ij} > G_{ij, \max}, \end{cases}$$

$$N_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{для } t \in [t_2, t_3], \\ 0 & \text{когда } G_{ij} \leq G_{ij, \max}, \\ \theta_N (G_{ij} - G_{ij, \max}) & \text{когда } G_{ij} > G_{ij, \max} \text{ and } t \notin [t_2, t_3], \end{cases}$$

$$D_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{для } t \in [t_2, t_3], \\ 0 & \text{когда } G_{ij} \leq G_{ij, \max}, \\ \theta_D (G_{ij} - G_{ij, \max}) & \text{когда } G_{ij} > G_{ij, \max} \text{ and } t \notin [t_2, t_3], \end{cases}$$

где θ_J , θ_N и θ_D - эмпирические коэффициенты; $G_{ij, \max}$ - критический уровень грунтовых вод.

Остальные элементы водного баланса РСБАМ описываются моделью гидрологического режима территории, представленной на рис. 1.

На территории Ω_{ij} возможно наличие отрезка реки или части водохранилища. Будем считать, что дискретная сетка $\Delta x \times \Delta y$ исключает появление комбинаций из различных элементов РСБАМ в одной ячейке Ω_{ij} . Рассматривая в первом приближении речную артерию как базовую, предположим, что в каждом участке Ω_{ij} водная среда однородна по поперечному сечению. Тогда любой отрезок реки или водохранилища можно относить к одному классу элементов РСБАМ, отличающихся лишь скоростью течения. При этом все притоки Y_{ij} рассматриваются как заданные функции времени и в уравнении (2) играют роль свободных параметров.

Как видно из уравнения (2) уровень воды в Ω_{ij} имеет распределение вдоль оси x . Причем

$$Y_{ij} = \begin{cases} Y_{ij}^* & \text{когда } a_{3,ij} = 1, 2, 5; \\ 0 & \text{когда } a_{3,ij} = 0, 3, 4; \end{cases}$$

где величина Y_{ij}^* хранится в базе данных.

Расчет ведется начиная с Ω_1 при начальном условии $C_1(t, 0) = C_{1,0}$. Для Ω_s начальное условие определяется величиной $C_s = C_{s-1}(t, x_{s-1})$, где x_{s-1} есть максимальное расстояние по течению реки от входа до выхода из Ω_{s-1} . В общем случае на участке Ω_k ($k=1 \div N$) вертикальная структура акватории реки складывается из снега,

льда и воды толщинами g_k , r_k и C_k соответственно. Накопление g_k связано с потоком B :

$$dg_k / dt = \begin{cases} 0 & \text{для } t \notin [t_2, t_3]; \\ B & \text{для } t \in [t_2, t_3] \end{cases}$$

Так что член Γ_k в (2) играет роль буфера

$$\Gamma_k = \begin{cases} 0 & \text{для } t \in [t_1, t_3], \\ p_k \sigma_k g_k & \text{для } t_3 < t \leq t_3 + \Delta t, \end{cases}$$

где Δt - продолжительность таяния снега весной, сут.

Наконец, опишем блоки РСБАМ-модели, имитирующие потоки загрязнителей на территории Ω . Рассмотрим конкретные типы загрязнителей: радионуклиды, тяжелые металлы и углеводороды нефти. Каждый из них имеет специфические особенности поведения в водной среде.

Динамика радионуклидов в РСБАМ определяется ее гидрологическим режимом, т.е. их переносом течением, накоплением в донных отложениях, льде, живой биомассе, выносом и поступлением с потоками воды, взаимодействием с атмосферой и за счет антропогенной активности. Многообразие типов радионуклидов опишем параметром v . Каждый тип v характеризуется периодом полураспада τ^v . Обозначим концентрацию радионуклида v в водной среде Q_v (nCi / m^3), в почве E_v (nCi / m^2), в донных отложениях Ξ_v (nCi / m^2) и в грунтовых водах S_v (nCi / m^2). С учетом этих обозначений и структуры гидрологической сети РСБАМ уравнения динамики радионуклида v запишутся в виде:

$$\begin{aligned} & \partial Q_{v,k} / \partial t + \mu_k \partial Q_{v,k} / \partial x = \\ & = [H_{v,1} + H_{v,2} + H_{v,3} + (1-b_1)H_{v,8} - H_{v,4} - H_{v,5} + H_{v,6} - H_{v,7} + H_{v,12}] / \Delta - Q_{v,k} \ln 2 / \tau^v \end{aligned} \quad (16)$$

$$\begin{aligned} \partial E_{v,k} / \partial t = & [b_1 H_{v,8} + H_{v,4} + H_{v,9} - H_{v,10}] / [(1-p_k)\sigma_k] - \\ & - E_{v,k} \ln 2 / \tau^v + \mu_{\Phi} H_{v,12} / \sigma_k \end{aligned} \quad (17)$$

$$\partial \Xi_{v,k} / \partial t = (H_{v,5} - H_{v,6}) / (p_k \sigma_k) - \Xi_{v,k} \ln 2 / \tau^v \quad (18)$$

$$\partial S_{v,k} / \partial t + p_k \partial S_{v,k} / \partial x = [H_{v,10} / (1-p_k) + H_{v,7} / p_k H_{v,2} - H_{v,9} - H_{v,11}] / \sigma_k - S_{v,k} \ln 2 / \tau^v \quad (19)$$

где b_1 - доля антропогенного выброса радионуклидов, попадающих в почву; $H_{v,m}$ - перенос радионуклида v потоком m из одной среды в другую ($nCi/сут$) - $m=1$: вымывание из почвы стоком K , $m=2$: поступление из грунтовых вод с потоком J , $m=3$: внос притоками, $m=4$: вынос потоками U , F и M , $m=5$: выпадение в осадок за счет гравитационного осаждения и с отмершими организмами экосистемы, $m=6$: вымывание из донных отложений, $m=7$: уход с потоком H , $m=8$: антропогенный источник, $m=9$: поступление в почву из грунтовых вод с потоком N , $m=10$: вымывание в грунтовые воды потоком P , $m=11$: выпадение в грунтовых водах в осадок, $m=12$: выпадение с осадками; $\Delta = C_{*,k} p_k \sigma_k$ - объем воды в участке реки Ω_k (m^3); $C_{*,k}$ - средняя глубина участка Ω_k (m).

Потоки $H_{v,m}$ в уравнениях (16) - (19) параметризуем следующими моделями:

$$H_{v,1} = a_1 E_{v,k} K; H_{v,2} = J \Xi_{v,k}; H_{v,3} = (1-b_1) H_{v,8};$$

$$H_{v,4} = Q_k(U + F + M); H_{v,2} = m_1 Q_{v,k} + m_2 m_3 d_0 Q_{v,k}; \quad (20)$$

$$H_{v,6} = p_k \sigma_k \mu_\xi \Xi_k; H_{v,7} = H Q_{v,k}; H_{v,9} = G^{-1} N S_{v,k};$$

$$H_{v,10} = A^{-1} P E_{v,k}; H_{v,11} = \mu_0 S_{v,k}; H_{v,12} = B C_{v,B};$$

где μ_0 - коэффициент осаждения радионуклидов в осадок в грунтовых водах ($\text{м}^2/\text{сут}$); a_1 - коэффициент захвата радионуклидов водным потоком (м^{-1}); m_1 - коэффициент гравитационного осаждения ($\text{м}^3/\text{сут}$); m_2 - коэффициент отмирания биомассы живых организмов ($\text{м}^3/\text{сут}$); m_3 - коэффициент захвата радионуклидов биомассой ($\text{м}^3/\text{сут}$); d_0 - концентрация биомассы живых организмов ($\text{мг}/\text{м}^3$); μ_ξ - коэффициент вымывания радионуклидов из донных отложений (сут^{-1}); $C_{v,B}$ - содержание радионуклида v в осадках ($\text{пКи}/\text{м}^3$).

Уравнения (16) - (19) составляют основу блока RAK, который реализует расчет динамики радионуклидов во всей РСБАМ - системе с учетом компартментной структуры территории $\Omega = \{\Omega_{ij}\}$. Для облегчения управления этим процессом и внесения в РСБАМ - модель модификаций в структуре блока QUAL выделены подблоки для имитации антропогенного потока $H_{v,8}$ (POL), потока $H_{v,5}$ (BIO) и процесса формирования температуры воды (TWF).

Аналогичными соотношениями описываются потоки тяжелых металлов и углеводородов нефти в РСБАМ. Обозначим через ψ_w (ψ_*) и e_w (e_*) концентрации растворенной и взвешенной фракций тяжелых металлов в речной воде (донных отложениях) соответственно. Тогда динамические уравнения движения тяжелых металлов в РСБАМ можно записать в следующем виде:

$$\partial e_{w,k} / \partial t + \mu_k \partial e_{w,k} / \partial x = [H_{e,1} + H_{e,2} + H_{e,3} + (1-b_2) H_{e,8} - H_{e,4} - H_{e,5} + H_{e,6} - H_{e,7} + H_{e,12}] / \Delta, \quad (21)$$

$$\partial e_{s,k} / \partial t = [b_2 H_{e,8} + H_{e,4} + H_{e,9} - H_{e,10} + H_{e,12}] / [(1-p_k) \sigma_k], \quad (22)$$

$$\partial \psi_{w,k} / \partial t + \mu_k \partial \psi_{w,k} / \partial x = [H_{\psi,1} + H_{\psi,2} + H_{\psi,3} + (1-b_2) H_{\psi,8} - H_{\psi,4} + H_{\psi,6} - H_{\psi,7} + H_{\psi,12}] / \Delta, \quad (23)$$

$$\partial \psi_{s,k} / \partial t = [b_2 H_{\psi,8} + H_{\psi,4} + H_{\psi,9} - H_{\psi,10} + H_{\psi,12}] / [(1-p_k) \sigma_k], \quad (24)$$

$$\partial e_{*,k} / \partial t = (H_{e,5} - H_{e,6}) / (p_k \sigma_k), \quad (25)$$

$$\partial \psi_{*,k} / \partial t = (H_{\psi,5} - H_{\psi,6}) / (p_k \sigma_k), \quad (26)$$

$$\partial e_{g,k} / \partial t + \rho_k \partial e_{g,k} / \partial x = [H_{e,10} / (1-p_k) + H_{e,7} / p_k - H_{e,2} - H_{e,9} - H_{e,11}] / \sigma_k, \quad (27)$$

$$\partial \psi_{g,k} / \partial t + \rho_k \partial \psi_{g,k} / \partial x = [H_{\psi,10} / (1-p_k) + H_{\psi,7} / p_k - H_{\psi,2} - H_{\psi,9} - H_{\psi,11}] / \sigma_k, \quad (28)$$

где ψ_s (e_s) и ψ_* (e_*) - концентрации растворенной (взвешенной) фракций тяжелых металлов в почве и грунтовых водах соответственно; $H_{\kappa,m}$ ($\kappa=S,g$) - потоки тяжелых металлов, аналогичные потокам $H_{v,m}$ ($m=1 \div 12$), b_2 - доля антропогенного выброса тяжелых металлов, попадающих в почву.

Углеводороды нефти O находятся в почве (O_s), в речной воде (O_w), в донных отложениях (O_*) и в грунтовых водах (O_g). Процессы их трансформации и движения между различными средами включают растворение ($H_{O,\kappa,1}$), испарение ($H_{O,\kappa,2}$), осаждение в виде капель (сгустков) ($H_{O,\kappa,3}$), окисление ($H_{O,\kappa,4}$), адсорбция взвешенным органическим веществом ($H_{O,\kappa,5}$), биоседimentация ($H_{O,\kappa,6}$) и бактериальное разложение ($H_{O,\kappa,7}$):

$$\partial O_{w,k} / \partial t + \mu_k \partial O_{w,k} / \partial x = [H_{O,w,8} + H_{O,w,9} - \sum_{i=1}^7 H_{O,w,i}] / \Delta, \quad (29)$$

$$\partial O_{s,k} / \partial t = [H_{O,s,8} - H_{O,s,9} + H_{O,s,12} - H_{O,s,15}] / [(1-p_k)\sigma_k], \quad (30)$$

$$\partial O_{*,k} / \partial t = [H_{O,w,3} - H_{O,w,4} - H_{O,w,7} - H_{O,w,13}] / (p_k \sigma_k), \quad (31)$$

$$\partial O_{g,k} / \partial t + \rho_k \partial O_{g,k} / \partial x = [H_{O,s,15} + H_{O,w,14} - H_{O,g,16} - H_{O,g,1} - H_{O,g,3} - H_{O,g,4} - H_{O,g,7}] / \sigma_k, \quad (32)$$

где $H_{O,w,8}$ и $H_{O,s,8}$ - антропогенные потоки углеводородов нефти в речную воду и почву соответственно; $H_{O,s,9}$ - вымывание углеводородов нефти из почвы стоком K ; $H_{O,g,10}$ - поступление нефтяного загрязнения из грунтовых вод с потоком J ; $H_{O,w,11}$ - внос притоками РСБАМ; $H_{O,w,12}$ - вынос потоками U , F и M ; $H_{O,* ,13}$ - вымывание из донных отложений; $H_{O,w,14}$ - уход с потоком H ; $H_{O,s,15}$ - вымывание в грунтовые воды с потоком P ; $H_{O,g,16}$ - возврат нефтяного загрязнения в почву из грунтовых вод за счет потока N .

Имитационная модель распространения загрязнений в Азовском море

Здесь сделана попытка синтеза накопленных знаний в виде пространственной имитационной модели динамики загрязнений в Азовском море (МДЗАМ), пригодной для оценки распределений загрязнителей по его акваториям. Граница бассейна Азовского моря определяется по максимальной конфигурации, включая Российскую и Украинскую составляющие. Модель пригодна для изучения динамики любого загрязнителя, попадающего в морскую среду. Для учета физико-химических особенностей загрязнителя модель необходимо дополнить соответствующим параметрическим блоком. В качестве базовых блоков, учитывающих специфические особенности загрязнителей, рассмотрены модели взаимодействия тяжелых металлов, углеводородов нефти и радионуклидов с компонентами экосистема Азовского моря.

Блок-схема модели

Функционирование МДЗАМ поддерживается глобальной моделью и климатической моделью, на выходе которой могут быть получены температура и возможно другие характеристики климатической системы (рис. 2). Здесь существует несколько вариантов использования этих данных. Пользователь выбирает, ориентируясь на собственный опыт, использовать ли выходные данные климатической модели в полном объеме, заменив ими данные, рассчитываемые в глобальной модели, или ограничиться некоторыми из них. В случае отсутствия климатической модели пользователь формирует сценарий климатической ситуации и подключает его к МДЗАМ. Входными для МДЗАМ являются данные об источниках загрязнителей на суше в прибрежной зоне Азовского моря, климатические данные, сведения о ледовых полях и карты течений. Источниками этой информации являются прогнозные оценки на основе многолетних рядов данных контактных и дистанционных измерений. Наиболее сконцентрированным и полным источни-

ком данных об Азовском море и прилегающих территориях являются базы данных ИКС ЭМ (Инфо-коммуникационная система экологического мониторинга):

- База данных «Экологический мониторинг».
- База данных «Дистанционное зондирование Нижнего Дона и Таганрогского залива».
- База данных «Гидрохимические параметры Азовского моря».
- База данных «Гидрохимические параметры Нижнего Дона и Таганрогского залива».
- База данных «Природоохранные сооружения».
- База данных «Потенциально-опасные объекты».
- База данных «Аварии».
- База данных «Загрязнение нефтепродуктами».

Территорию Азовского моря Ω расчленим на ячейки Ω_{ij} размерами $\Delta\varphi$ по широте и $\Delta\lambda$ по долготе. Эти ячейки являются опорной сеткой в численных алгоритмах расчета экологических и гидрофизических полей на территории Ω . Ячейки Ω_{ij} в общем случае неоднородны по параметрам и функциональным характеристикам. Среди них выделяются ячейки, примыкающие к устьям рек Ω_R и портам Ω_P , лежащие на границе с сушей Ω_T и расположенные в Керченском проливе Ω_B . По глубине z акватория Ω делится на слои с шагом Δz . Распределение глубин по Ω задается в виде матрицы $||h_{ij}||$, где $h_{ij} = h(\varphi_i, \lambda_j)$. В результате, весь объем воды в бассейне $V^* = \sum \Omega_{ij} h_{ij}$ делится на объемные компартменты $\Omega_{ijk} = \Delta\varphi_i \times \Delta\lambda_j \times \Delta z_k$. Внутри Ω_{ijk} водная масса считается однородной по температуре, солености, плотности и биомассе всех трофических уровней экосистемы.

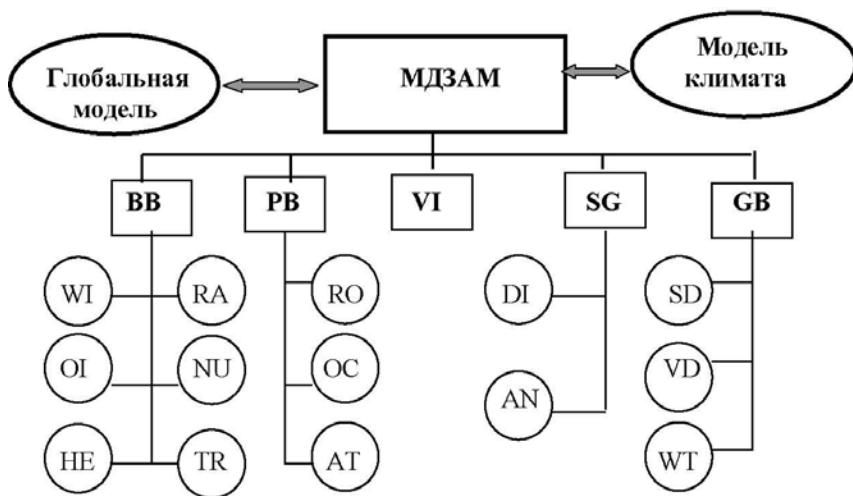


Рис 2. Блок-схема МДЗАМ. Обозначения даны в табл. 5.

Перечень блоков МДЗАМ

Блок	Описание блока
AN	Набор сценариев антропогенного воздействия на экосистемы Азовского моря.
AT	Модель атмосферного переноса загрязнений.
BB	Модель функционирования биоты в условиях энергообмена в трофической цепи экосистемы Азовского моря.
DI	Имитатор моделей-сценариев, описывающих ледовые поля, синоптическую обстановку и смену гидрологических режимов.
VD	Модель динамики вод Азовского бассейна.
GB	Гидрологический блок.
HE	Модель поступления тяжелых металлов в пищевые цепи.
TR	Модель формирования поля освещенности.
NU	Модель формирования биогенного фона.
OC	Модель переноса загрязнений через водообмен с Черным морем.
OI	Модель поступления углеводородов нефти в пищевые цепи.
RA	Модель поступления радионуклидов в пищевые цепи.
RO	Модель речного стока в бассейн Азовского моря.
SG	Генератор сценариев.
SD	Модель динамики солености морской воды.
PB	Модель поступления загрязнений в Азовское море.
WI	Модель потоков энергии в трофической пирамиде экосистемы Азовского моря.
WT	Формирование поля температуры воды.
VI	Программные блоки, обеспечивающие визуализацию результатов имитационных экспериментов.

В МДЗАМ имеется возможность варьировать входную информацию. При отсутствии возможностей использовать глобальную модель или климатическую модель пользователь МДЗАМ может включить блок SG, который позволяет перейти на рассмотрение гипотетических ситуаций взаимодействия между атмосферой, сушей и морем. Антропогенные воздействия на территории Ω имеют сезонный характер. Поэтому для удобства введем обозначения для временных интервалов: τ_w - зима, τ_f - весна, τ_u - лето, τ_a - осень.

Биотический блок

По биологической продуктивности Азовское море занимает первое место в мире. Наиболее развит фитопланктон и бентос. Фитопланктон состоит (в %): из диатомовых — 55, перидиниевых — 41,2, и сине-зеленых водорослей — 2,2. Среди биомассы бентоса моллюски занимают доминирующее положение. Первичная продукция в пищевых цепях экосистемы Азовского моря определяется продуктивностью фитопланктона, формирование которой связано с композицией сложных вариаций синоптических, гидродинамических, геохимических и энергетических параметров морской среды. Гидролого-гидрохимический режим моря формируется под воздействием речного стока, водообмена с Черным морем и климатических факторов. Ежегодно на Азовском море возникают ледовые поля, которые отличаются непостоянством во времени и пространстве. Поэтому учет в модели экосистемы Азовского моря эргоклина лед-вода необходим для более точного отражения процессов биологического и гидрохимического характера. В табл. 6 представлена структура возможной сезонной композиции условий формирования первичной продукции в Ω . Эта схема реализуется в каждой ячейке Ω_{ijk} .

Биогенные элементы, n_A (φ, λ, z, t). Формирование биогенного фона на глубине z определяется скоростью фотосинтеза, адвекцией из более глубоких слоев и поступлением за счет разложения взвешенного мертвого органического вещества. Роль гидродинамических условий проявляется в поддержании необходимой для фотосинтеза концентрации биогенных солей путем их переноса из других слоев, где концентрация химических элементов оказывается достаточно высокой.

Динамическое уравнение для биогенного элемента n_A в среде $A = \{s - \text{снег}, i - \text{лед}, w - \text{вода}\}$ будет иметь вид:

$$\frac{\partial n_A}{\partial t} = k_{w,2} \frac{\partial^2 n_A}{\partial z^2} - V_{A,\varphi} \frac{\partial n_A}{\partial \varphi} - V_{A,\lambda} \frac{\partial n_A}{\partial \lambda} - V_{A,z} \frac{\partial n_A}{\partial z} + Q_A - \rho_A R_A + \varepsilon_{A,1} H_{h,1},$$

где R_A - скорость фотосинтеза в среде A , Q_A - приток биогенных элементов в среду A за счет лизиса детрита ($Q_A = \delta_n R_{A,D}$), ρ_A - скорость потребления биогенных элементов единицей биомассы чистой продукции фитопланктона, δ_n - содержание биогенов в мертвом органическом веществе, $R_{A,D}$ - скорость разложения детрита ($R_{A,D} = \mu_A D_A$), μ_A - интенсивность разложения детрита, $\varepsilon_{A,1}$ - доля радионуклида h , являющаяся химическим аналогом биогенного элемента n_A , $V = (V_{A,\varphi}, V_{A,\lambda}, V_{A,z})$ - вектор скорости течения в точке с координатами (φ, λ, z) .

Таблица 6.

Вертикальная структура водных акваторий Арктического бассейна.

Обозначения: Δz - толщина слоя, T_A - температура, E_A - освещенность, k_A - коэффициент турбулентности, α_A - коэффициент ослабления освещенности, β_A - коэффициент отражения света.

Слой (A)	Δz	Параметры слоя				
		T_A	E_A	k_A	α_A	β_A
Поверхность		T_0	E_0			
Снег	g	T_g	E_g		α_g	β_g
Плавающий лед	r	T_r	E_r		α_r	β_r
Подтопленный лед	f	T_f	E_f		α_f	β_f
Вода	$z-f$	T_w	E_w	k_w	α_w	β_w

В качестве основы блока NU модели ВВ примем схему циркуляции, представленную на рис. 3.

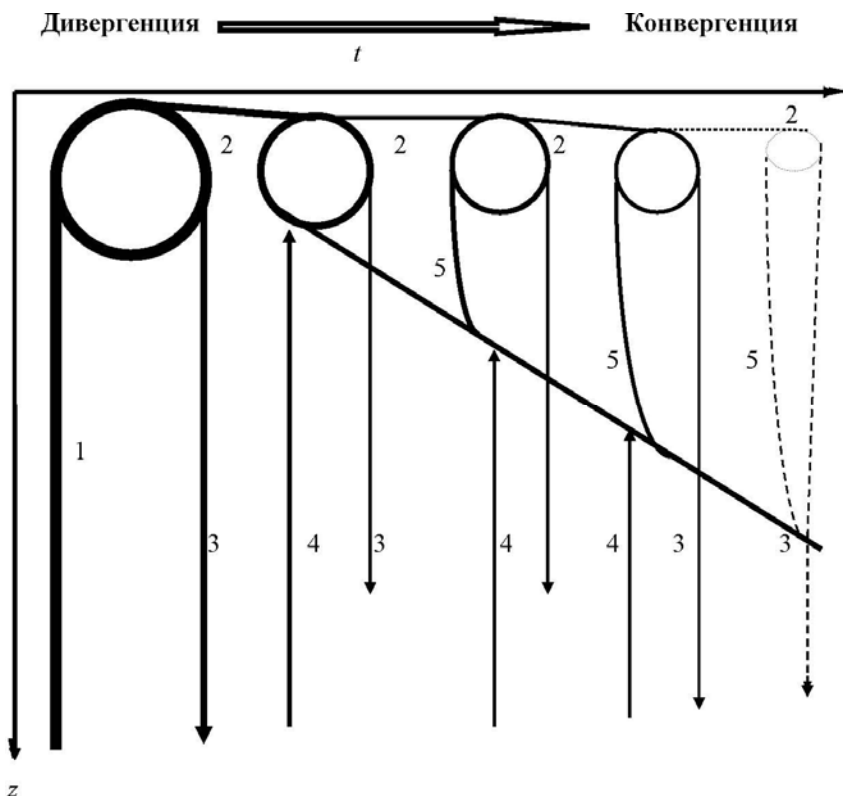


Рис. 3. Схема круговорота биогенных элементов и органического вещества в сукцессии экосистемы в зоне апвеллинга по Виноградову (1975). Обозначения характерных зон развития экосистемы апвеллинга: подъем биогенных элементов и РОВ с водой из глубинных слоев в зоне апвеллинга; 2- их многократное использование в продукционно-деструкционных циклах сообщества поверхностных слоев; 3 - потеря биогенных элементов с опускающимися органическими остатками и мигрирующими организмами; 4- турбулентный подъем биогенов и РОВ из глубинных слоев и задержка их в зоне нижнего максимума; 5- включение биогенов, поднявшихся из слоя нижнего максимума с мигрирующими организмами, в продукционные циклы поверхностного сообщества.

Освещенность, $E(\varphi, \lambda, z, t)$. На поверхность Ω через атмосферу поступает энергия солнечной радиации E_0 ($\text{Вт} \cdot \text{м}^{-2} \text{сут}^{-1}$). Оценка этой величины может быть осуществлена по данным мониторинга или с помощью модели. Поток E_0 ослабляется в снеге, льде и воде согласно схеме табл. 6. В отдельных ячейках Ω_{ij} в зависимости от сезона года структура этих слоев изменяется. Внутри каждого слоя ослабление освещенности с глубиной описывается экспоненциальным законом:

$$E(\phi, \lambda, z, t) = \begin{cases} E_0 & \text{for } z = -R - G, \\ E_0 \exp(-\alpha_s z) & \text{for } -R - G < z \leq -R, \\ E_s(\phi, \lambda, -R, t) \exp(-\alpha_{i1} z) & \text{for } -R < z \leq 0, \\ E_{i1}(\phi, \lambda, 0, t) \exp(-\alpha_{i2} z) & \text{for } 0 < z \leq r, \\ E_{i2}(\phi, \lambda, r, t) \exp(-\alpha_w z) & \text{for } z > r. \end{cases} \quad (33)$$

Параметры α_N ($N = s, i1, i2, w$) зависят от солености, замутненности, температуры и концентрации биогенных элементов. Форма этой зависимости может задаваться в виде сценария, а по умолчанию указанные параметры считаются константами. Расчет функции E осуществляет блок IR.

Фотосинтез, R_A . Скорость фотосинтеза в среде A является функцией освещенности E_A , концентрации биогенных элементов n_A , температуры T_A , биомассы фитопланктона p_A и концентрации загрязняющих веществ γ_A . Для описания этой функции используем уравнение Michaelis-Menten:

$$R_{A,p} = a p_{A,\max} E_A / (E_A + k_{A,E})$$

где $k_{A,E}$ - константа полунасыщения фотосинтеза по освещенности, мг/м^3 ; $p_{A,\max}$ - максимальный квантовый выход, a_A - коэффициент пропорциональности, который можно вычислить на основе предположения, что $\partial p_A / (p_A \partial z) \rightarrow 0$ при $n_A \rightarrow 0$ и $\partial p_A / (p_A \partial z) \rightarrow \text{const}$ при возрастании n_A . Этому условию удовлетворяет функция $a_A = a_1 k_0(T, t) / [1 + p_A / (a_2 n_A)]$, где a_1 - максимальная скорость захватывания биогенных элементов фитопланктоном (сут^{-1}); a_2 - показатель скорости насыщения фотосинтеза,

$$k_0(T, t) = a_3 \max \{0, (T_c - T) / (T_c - T_{\text{opt}}) \exp[1 - (T_c - T) / (T_c - T_{\text{opt}})]\},$$

где a_3 - весовой коэффициент, T_c и T_{opt} - критическая и оптимальная для фотосинтеза температуры ($^{\circ}\text{C}$). Влияние загрязнителя на процесс фотосинтеза проявляется через изменение коэффициентов в этих уравнениях.

Зависимость скорости фотосинтеза от концентрации биогенных элементов опишем соотношением:

$$R_{A,n} = a_{A,n} p_{A,\max} n_A / (n_A + k_{A,n}),$$

где $k_{A,n}$ - константа полунасыщения фотосинтеза по биогенам, мг/м^3 ; $a_{A,n}$ - коэффициент пропорциональности.

С учетом приведенных формул получаем окончательное выражение для скорости фотосинтеза:

$$R_A = \min \{R_{A,p}, R_{A,n}\}$$

Кинетическое уравнение для биомассы фитопланктона в среде A будет иметь вид:

$$\begin{aligned} \partial p_A / \partial t = & k_{A,2} \partial^2 p_A / \partial z^2 - V_{A,\phi} \partial p_A / \partial \phi - V_{A,\lambda} \partial p_A / \partial \lambda - V_{A,z} \partial p_A / \partial z + \\ & + R_A - \theta_{A,p} M_{A,p} - [k_{A,Zp} R_{A,Z} / \xi_{A,Z} + k_{A,Fp} R_{A,F} / \xi_{A,F}] p_A, \end{aligned}$$

где $\theta_{A,p} = \kappa_A p_A$, $M_{A,p} = y_A p_A$, κ_A - скорость энергообмена клеток фитопланктона со средой A , y_A - скорость отмирания клеток фитопланктона, $\xi_{A,Z}$ и $\xi_{A,F}$ - рационы зоопланктона Z и нектона F в среде A соответственно ($\xi_{A,Z} = \xi_{A,F} = 0$ при $A = s, i1, i2$); $k_{A,Zp}$ и $k_{A,Fp}$ - доля фитопланктона в рационе зоопланктона и нектона соот-

ответственно; $R_{A,Z}$ и $R_{A,F}$ - продуктивности трофических уровней Z и F в среде A соответственно ($R_{A,Z} = R_{A,F} = 0$ при $A = s, i1, i2$).

Трофическая пирамида. Биология Азовского моря разнообразна и неоднородна в пространстве. Однако в рамках МДЗАМ учесть все аспекты пространственного распределения видов планктонных водорослей и элементов трофических цепей не представляется возможным. Это можно будет осуществить после формирования соответствующих банков данных, на создание которых нацелены многие исследовательские программы. Поэтому был выбран простой вариант параметрического описания биотических элементов. Предполагается, что трофическая пирамида на Ω однородна и описывается схемой рис. 4. Неоднородными являются параметры трофических уровней. С учетом принятых обозначений модель WI описывается следующей системой уравнений:

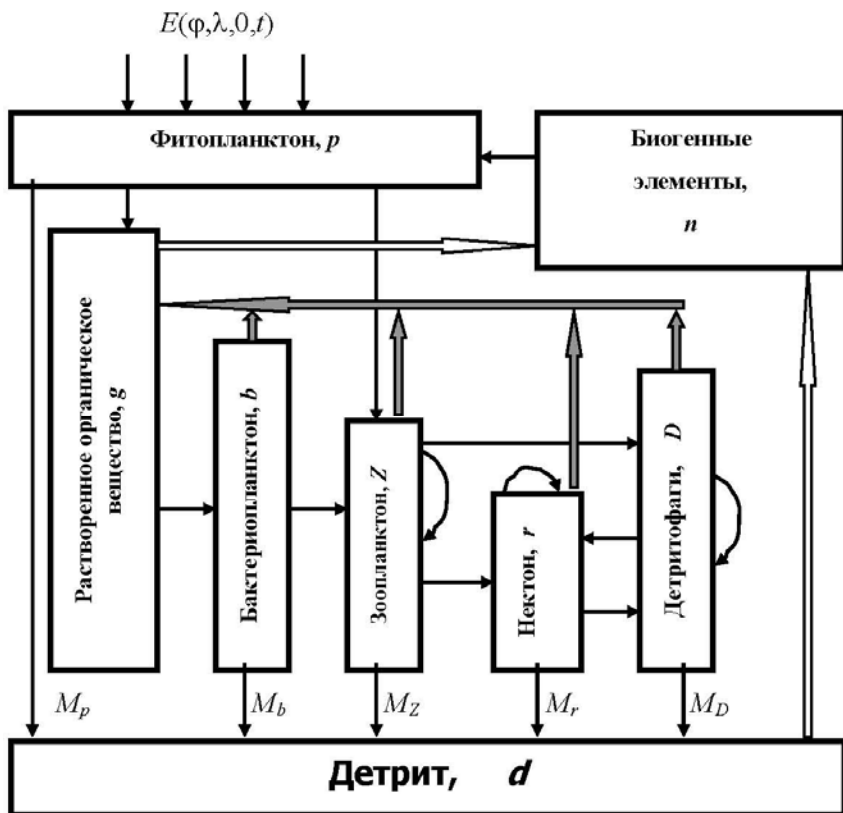


Рис. 4. Типовая блок-схема модели океанской экосистемы. Стрелками показаны направления потоков энергии.

$$\partial b_A / \partial t = k_{A,z} \partial^2 b_A / \partial z^2 - V_{A,\varphi} \partial b_A / \partial \varphi - V_{A,\lambda} \partial b_A / \partial \lambda - \\ - V_{A,z} \partial b_A / \partial z + R_{A,b} - M_{A,b} - k_{A,zb} R_{A,z} b / \xi_{A,z},$$

$$\partial Z / \partial t + V_{w,\varphi} \partial Z / \partial \varphi + V_{w,\lambda} \partial Z / \partial \lambda + V_{w,z} \partial Z / \partial z = R_Z - \\ - M_Z - [k_{w,rz} R_{w,r} / \xi_r + k_{ZZ} R_{w,z} / \xi_{w,z}] - \theta_Z,$$

$$\partial r / \partial t = R_r - M_r - \theta_r - k_{rr} R_r r / \xi_r,$$

$$\partial D / \partial t = R_D - M_D - \theta_D - [k_{rD} R_r / \xi_r + k_{DD} R_D / \xi_D] D,$$

$$\partial d_A / \partial t + V_{A,\varphi} \partial d_A / \partial \varphi + V_{A,\lambda} \partial d_A / \partial \lambda + V_{A,z} \partial d_A / \partial z = \\ = M_Z + M_{A,b} + M_{A,p} + M_D + M_r - R_{A,d} - [k_{Dd} R_D / \xi_D + k_{rd} R_r / \xi_r] d_A,$$

где θ_ω - затраты элемента $\omega = (Z, r, D)$ на энергообмен с окружающей средой, M_ω - величина отмирания биомассы элемента ω , k_{ij} - показатель доли элемента j в рационе ξ_i элемента i . Наличие индекса A означает возможность функционирования элемента в среде A , в противном случае предполагается $A=w$. Например, если считать, что бактерии не сохраняются в снежном покрове, то $b_A=0$ при $A=s$. Аналогично, если не учитываются движения среды внутри снега и льда, то $V_s = V_{i1} = V_{i2} = 0$. В последнем уравнении при $A=s$, $i1$ или $i2$ все члены без индекса A равны нулю.

Процесс лимитирования биомассы окружающей средой параметризуется согласно методике, описанной в работе [1]. Ингибирование биомассы элемента загрязнениями описывается пороговой функцией.

Гидрологический блок (GB)

Циркуляция водных масс в Азовском море представляет собой сложную систему круговоротов и течений разного масштаба и знака в совокупности его акваторий. Основной вклад в формирование пространственной структуры течений вносят поля ветра. Поэтому соленость Азовского моря характеризуется большой временной и пространственной изменчивостью. Также изменчив и тепловой баланс моря, который складывается из радиационного баланса поверхности моря, турбулентного теплообмена между поверхностью и атмосферой, теплообмена с Черным морем и речным стоком, процессов испарения и образования льда. В блоке GB описаны циркуляции и динамика солености и температуры вод по всей акватории Ω .

Подблок VD. Динамика водных масс в Ω представлена потоками между компартаментами Ω_{ijk} . Направление обменов водными потоками задаются на каждом горизонте z_k . Потоки массы воды и соли между Ω_{ijk} описываются балансовыми соотношениями. Внешняя граница определяется береговой линией, дном, Керченским проливом и границей *водная поверхность - атмосфера*. Предусматривается возможность имитации структуры перемещения водных масс с помощью сценариев, генерируемых в блоке SG. Данные о гидрологических режимах акваторий синтезируются в четырех-уровневую временную структуру согласно сезонному делению шкалы времени на интервалы $\tau_w, \tau_f, \tau_u, \tau_a$. Для Керченского пролива скорость течения оценивается функцией:

$$V(t) = \begin{cases} V_1 & \text{для } t \in \tau_u \cup \tau_a, \\ V_2 & \text{для } t \in \tau_w \cup \tau_f \end{cases}$$

Подблок WT. Температура среды $A(T_A)$ на территории Ω формируется под действием испарения, осадков, движения льдов, притоков воды из Черного моря, речного стока и других факторов. Ее изменение в компартменте Ω_{ijk} описывается уравнением теплового баланса:

$$\zeta C \Omega_{ijk} dT_{w,ijk} / dt = \sum_{s,l,m} (W_{ijk,slm} + f_{ijk,slm}) - W_{ijk}$$

где $T_{w,ijk}$ - температура воды в компартменте Ω_{ijk} , °K; ζ - плотность морской воды, г/см³; C - теплоемкость воды, кал·г⁻¹град⁻¹; $W_{ijk,slm}$ - поступление тепла с потоком воды из компартмента Ω_{slm} в компартмент Ω_{ijk} ; $f_{ijk,slm}$ - обмен теплом между компартментами

Ω_{slm} и Ω_{ijk} в результате турбулентного перемешивания водных масс; W_{ijk} - суммарный вынос тепла из компартмента Ω_{ijk} .

Считается, что диссипация кинетической энергии движения, геотермический поток на дне моря, а также тепловые эффекты химических процессов в морской воде, замерзание воды и таяние льда не являются глобально определяющими в формировании поля температур. Однако для компартментов в верхнем слое делается сезонная поправка

ΔT_a :

$$T_s = \begin{cases} T_a - \Delta T_a & \text{для } t \in \tau_u \cup \tau_a, \\ T_a + \Delta T_a & \text{для } t \in \tau_w \cup \tau_f, \end{cases}$$

где T_a - температура воздуха.

Поток тепла H_{wA} через снежно-ледяной покров рассчитывается по упрощенной формуле:

$$H_{wA} = \zeta_i [T_a - T_w(\varphi, \lambda, r, t)] / [R + r + \zeta_i G / \zeta_s],$$

где ζ_i и ζ_s - теплопроводность льда и снега соответственно.

Блок SD. Динамика солёности вод Азовского моря изучена достаточно хорошо. Солёность Азовского моря характеризуется большой временной и пространственной изменчивостью. Межгодовые изменения средней солёности моря без Таганрогского залива достигают 0,7-0,9 ‰, а в отдельные годы даже 1 ‰ (1979 г.). В Таганрогском заливе размах межгодовых изменений средней солёности достигает 2,0 - 2,5 ‰ с максимумом 3,60/‰ (1969 г.). Многолетний размах среднегодовых значений солёности моря по имеющемуся ряду наблюдений (1928- 1939, 1947 -1989 гг.) составляет 4,30/‰ (9,6 ‰ в 1933 и 1934 гг. и 13,9 ‰ в 1976 г.). В Таганрогском заливе этот размах равен 6,9 ‰.

Процесс формирования поля солёности опишем без учета какой-либо априорной информации о его структуре, основываясь только на балансовом соотношении:

$$\Omega_{ijk} dS_{ijk} / dt = \sum_{s,l,m} [\alpha_{ijk,slm} q_{slm} S_{slm} + E_{ijk,slm} (S_{slm} - S_{ijk})] - q_{ijk} S_{ijk} + F_{ijk},$$

где S_{ijk} - концентрация солей в Ω_{ijk} , $E_{ijk,slm}$ - объемный коэффициент диффузии, q_{slm} - суммарный поток воды из Ω_{slm} , $\alpha_{ijk,slm} \left(\sum_{s,l,m} \alpha_{ijk,slm} \leq 1 \right)$ - доля q_{slm} , направленная в Ω_{ijk} ; F_{ijk} - функция источника, описывающая процессы поступления солей в Ω_{ijk} за счет таяния льда, осадков, подъема донных отложений и переносов через границу $\Omega_R \cup \Omega_\Gamma \cup \Omega_B \cup \Omega_P$. Соленость льда в Ω_{ij} определяется по двухступенчатой шкале: многолетний s_1 и молодой s_2 .

Загрязнение Азовского моря

Блок загрязнения (РВ) территории Ω имитирует процессы поступления загрязнителей за счет атмосферного переноса, речного и поверхностного берегового стока, судоходства и другой хозяйственной деятельности. Разновидность загрязняющих веществ ограничим тремя компонентами: нефтяные углеводороды, тяжелые металлы и радионуклиды. Обозначим тип загрязнителя через d (e - взвешенные частицы тяжелых металлов, g - растворенная фракция тяжелых металлов, O - углеводороды нефти, h - радионуклиды). Будем считать, что загрязнители попадают в живые организмы только через пищевые цепи.

Блок RO. Речной сток вносит ощутимый вклад в формирование поля загрязнений вод Азовского моря. Считается, что содержание $\gamma_{\Xi,d}$ загрязнителя d в воде реки Ξ задается сценарием в блоке AN. Загрязнитель вносится со скоростью c_d в компартменты $\Omega_{slm} \in \Omega_R$. Дальнейшее распространение загрязнителя по Ω описывается блоками ВВ и VD.

Блок ОС. Влияние водообменов Азовского моря с Черным морем на уровень загрязнения проявляется через непосредственный перенос загрязнителей из одного бассейна в другой через Ω_B .

Блок АТ. Атмосферный транспорт тяжелых металлов, углеводородов нефти и радионуклидов описывается многими моделями. Применение этих моделей для восстановления полей загрязнения в Ω позволяет оценить допустимые параметры дискретизации Ω и шаг во времени. Принимая $\Delta t = 10$ сут, $\Delta\varphi = \Delta\lambda = 0,1^\circ$ и ориентируясь только на данные о направлении и скорости ветра, выбираем вариант одноуровневой Эйлеровской модели.

Блок ОI. Нефтепродукты $O(\varphi, \lambda, z, t)$ отличаются многокомпонентностью, что расширяет спектр ситуаций их поведения в морской воде. Здесь постулируются следующие процессы трансформации нефтепродуктов: растворение H_{O1} , испарение H_{O2} , проникновение в глубокие слои воды в виде капель H_{O3} , окисление H_{O4} , адсорбция взвешенным органическим веществом H_{O5} , биоседimentация H_{O6} , бактериальное разложение H_{O7} :

$$\partial O / \partial t = k_{w,2} \partial^2 O / \partial z^2 - V_{w,\phi} \partial O / \partial \phi - V_{w,\lambda} \partial O / \partial \lambda - V_{w,z} \partial O / \partial z + Q_O - \sum_{i=1}^7 H_{O_i}$$

где Q_O - антропогенный источник нефтепродуктов.

Блок HE. Потоки тяжелых металлов в морской воде включают поглощение растворенной фракции планктоном H_{gz} и нектоном H_{gr} , оседание твердых фракций H_{e1} , отложение с детритом H_{gd} , поглощение из донных отложений детритофагами H_{egd} , выделение из донных отложений вследствие диагенеза, диффузии и вмешательства человека H_{ega} . Все эти потоки в совокупности с внешними

источниками тяжелых металлов образуют сложную систему их циркуляции в морской среде:

$$\partial e_w / \partial t = k_{w,2} \partial^2 e_w / \partial z^2 - V_{w,\phi} \partial e_w / \partial \phi - V_{w,\lambda} \partial e_w / \partial \lambda - V_{w,z} \partial e_w / \partial z - H_{e1} + \alpha_1 H_{ega} + \sum_{i=1}^3 \alpha_{i2} Q_{egi}$$

$$\partial g_w / \partial t = k_{w,2} \partial^2 g_w / \partial z^2 - V_{w,\phi} \partial g_w / \partial \phi - V_{w,\lambda} \partial g_w / \partial \lambda - V_{w,z} \partial g_w / \partial z - H_{gz} + (1 - \alpha_1) H_{ega} - H_{gr} - H_{gd} - H_{ga},$$

$$\partial e^* / \partial t = H_{e1} - \alpha_1 (H_{egD} + H_{ega}),$$

$$\partial g^* / \partial t = H_{gD} - (1 - \alpha_1) (H_{egD} + H_{ega}),$$

где e^* и g^* - концентрации тяжелых металлов в донных отложениях в твердой и растворенной фазах соответственно; H_{ga} - вынос тяжелых металлов из морской среды в атмосферу с испарением и брызгами; Q_{egi} - поступление тяжелых металлов в морскую среду с речным стоком ($i=1$), за счет атмосферных осадков ($i=2$) и при сбросе отходов судами ($i=3$); α_{i2} - доля взвешенных частиц в i -м потоке тяжелых металлов; α_1 - доля твердой фракции тяжелых металлов в донных отложениях.

Блок RA. Многообразие типов радионуклидов опишем параметром h . Каждый тип характеризуется периодом полураспада τ^h , скоростью H_{h1} поступления в акваторию Ω , скоростью H_{ha} накопления в живых организмах a (p, b_A, Z_A, r, D), скоростью H_{hd} выпадения с отмершими компонентами экосистемы. В результате концентрация Q_h радионуклида h в Ω_{ijk} опишется системой уравнений:

$$\partial Q_h \partial t = k_{w,2} \partial^2 Q_h / \partial z^2 - V_{w,\phi} \partial Q_h / \partial \phi - V_{w,\lambda} \partial Q_h / \partial \lambda - V_{w,z} \partial Q_h / \partial z + \sigma_{ij} H_{h1} / \sigma - H_{ha} - H_{hd} + H_{h*} - Q_h \ln 2 / \tau^h,$$

$$\partial Q_{h*} / \partial t = H_{hd} - H_{h*} - Q_{h*} \ln 2 / \tau^h,$$

где Q_{h*} - концентрация радионуклида h в донных отложениях, H_{h*} - скорость выноса радионуклида h из донных отложений. Перенос радионуклидов между слоями водной толщи за счет миграции живых организмов считается пренебрежимо малым по сравнению с потоком H_{hd} .

Литература

1. Крапивин В.Ф. Кондратьев К.Я. Глобальные изменения окружающей среды: экоинформатика. Санкт-Петербург: Изд-во С-Пб гос. ун-та, 2002, 724 с.
2. Beyer A. and Mitthies M. Long-range transport potential of semivolatile organic chemicals in coupled air-water systems. Environ. Sci. & Pollut. Res., 2001, Vol. 8? No.3, pp. 173-179.
3. Bras R.L. Hydrology. Addison-Wesley, 1990, New York, 643 pp.
4. Chin M., Ginoux P., Kinne S., Holben B. N., Duncan B. N., Martin R. V., Logan J. A., Higurashi A., and Nakajima T. Tropospheric aerosol optical thickness from the GOCART model and comparisons with satellite and sunphotometer measurements. J. Atmos. Sci., 2002, Vol. 59, pp. 461-483.
5. Freitas S.R., Longo K.M., Silva Dias M.A. F., Silva Dias P.L., Chatfield R., Prins E., Artaxo P., Grell G. A., and Recuero F.S. Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. Environmental Fluid Mechanics, 2005, Vol. 5, No. 1-2, pp. 135-167.

6. *Kondratyev K.Ya., Ivlev L.S., Krapivin V.F., and Varotsos C.A.* Atmospheric Aerosol Properties: Formation, Processes and Impacts. Springer/PRAXIS, Chichester, UK, 2006, 572 pp.
7. *Krapivin V.F. and Varotsos C.A.* Globalization and Sustainable Development: Environmental Agendas: Springer/PRAXIS, Chichester, UK, 2007, 304 pp.
8. *Riccio A., Barone G., Chianese E., and Giunta G.* A hierarchical Bayesian approach to the spatio-temporal modeling of air quality data. *Atmospheric Environment*, 2006, Vol. 40, No. 3, pp. 554-566.
9. *Singh H.B. and Jacob D.J.* Future directions: satellite observations of tropospheric chemistry. *Atmospheric Environment*, 2000, Vol. 34, pp. 4399-4401.