МИНОБРНАУКИ РОССИИ

Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования «Пензенский государственный университет»
(ФГБОУ ВПО «Пензенский государственный университет»)

В.И. Марунин, Л.А. Авдонина

ОСНОВЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА

ПРАКТИКУМ

Под редакцией доктора технических наук, профессор, академика МАИ, академика АИО Н.Н. Вершинина

Пенза
Издательство ПГУ2012

УДК 574
ББК 20.1
Б 33

Рецензенты
Доктор технических наук, профессор, заведующая кафедрой «Инженерная экология»
ГОУ ВПО «Пензенский государственный университет архитектуры и строительства»
В.С. Демьянова

Кандидат биологических наук, доцент
Директор Пензенского филиала НОУ «МНЭПУ»
Л.М. Хурнова

Марунин В.И. Основы экологического риска. Практикум: учебное пособие/В.И. Марунин, Л.А. Авдонина, под редакцией Н.Н. Вершинина

Рассмотрены общие принципы оценки экологического риска в различных отраслях производства и на транспорте, принципы оценки устойчивости природных и технических систем. Представлены общие принципы определения риска воздействия загрязнений окружающей среды на здоровье человека. Рассмотрены вопросы моделирования экосистем и риски, возникающие при размещении отходов. Рассмотрены принципы страхования экологических рисков.

Пособие предназначено для студентов, обучающихся в соответствии с ФГОС-3 по направлению 280700 «Техносферная безопасность»

Практическая работа № 1
Схема оценки экологического риска конкретного предприятия

Цель работы: изучить методику оценки экологического риска предприятия.

Экологический риск

Экологический риск — это оценка на всех уровнях — от точечного до глобального — вероятности появления негативных изменений в окружающей среде, вызванных антропогенным или иным воздействием. Под экологическим риском понимают также вероятностную меру опасности причинения вреда природной среде в виде возможных потерь за определенное время.

Вред природной среде при различных антропогенных и стихийных воздействиях, очевидно, неизбежен, однако он должен быть сведен до минимума и быть экономически оправданным. Любые хозяйственные или иные решения должны приниматься с таким расчетом, чтобы не превышать пределы вредного воздействия на природную среду. Установить эти пределы очень трудно, поскольку пороги воздействия многих антропогенных и природных факторов неизвестны. Поэтому расчеты экологического риска должны быть вероятностными и многовариантными, с выделением риска для здоровья человека и природной среды**.**

Подходы к оценке экологического риска

Для решения поставленной задачи о взаимодействии поллютантов и окружающей среды разработан ряд подходов на основе экологической оценки риска, которую применяют в случаях, когда невозможно дать однозначный ответ о воздействии химического загрязнения на здоровье человека и состояние окружающей среды. Однако поскольку вредное воздействие проявляется практически всегда и варьирует лишь степень нанесения ущерба, то требуемый ответ должен содержать в себе оценку именно вероятности проявления экологического риска. Кроме того, необходим ответ на вопрос о приемлемости риска для человека и различных экосистем. Такие подходы в последнее время представляют все больший интерес для различных специалистов во многих странах мира.

Оценка экологического риска (ОЭР) (Environment Risk Assessment, ERA — в англоязычной литературе) — процесс оценки вероятности возникновения обратимых или необратимых изменений в биогеохимической структуре и функциях экосистем в ответ на антропогенное воздействие. Антропогенное воздействие зачастую обозначается термином «стрессор», под которым понимается воздействующий агент (вещество) химической, биологической или физической природы. Воздействие стрессоров можно наблюдать во всех звеньях биогеохимических трофических цепей — от микроорганизмов до человека, в том числе от индивидуума до популяции или экосистемы.

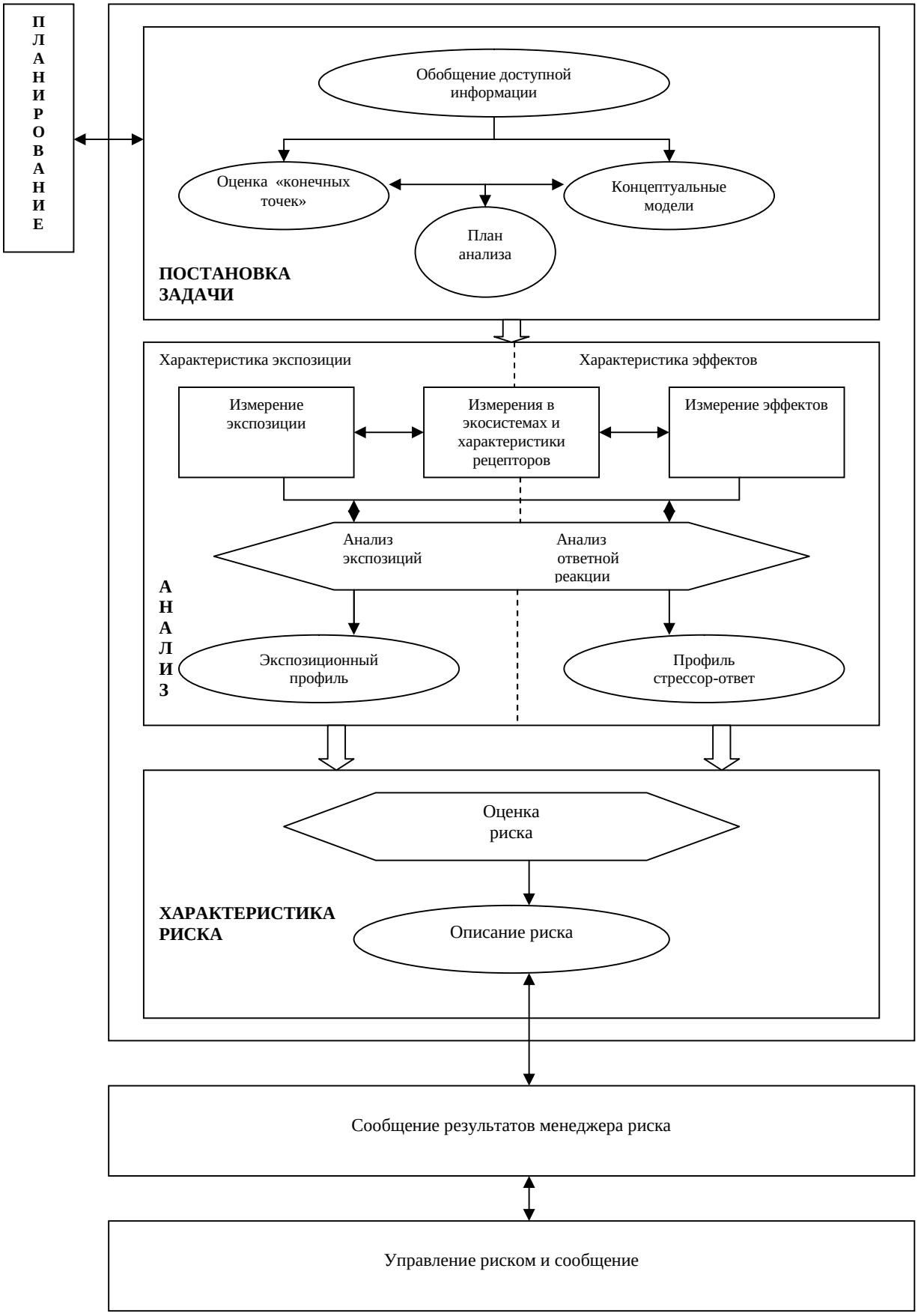


Рисунок 1.1 Структура оценки экологического риска

На первой стадии – постановка задачи – формулируются цель оценки, задачи и определяется схема последующего анализа и характеристики риска. На этом этапе производится обобщение всей доступной информации, касающейся конкретной экосистемы (или ландшафта), источников загрязнений и их природы. Процедура включает получение ответов на ряд ключевых вопросов (таб.1.1) в результате вырабатываются два продукта «конечные точки оценки» и концептуальные модели.

Таблица 1.1

Оценка доступной информации на стадии постановки задачи

Рассматриваемый объект	Ключевые вопросы
Источники и характеристики стрессора	Является ли источник антропогенным**,** естественным, точечным или диффузным**?** Какова интенсивность стрессора (доза или концентрация химиката)? Как химикат воздействует на организмы и функции экосистемы?
Характеристики воздействия	С какой частотой наблюдается воздействие стрессора (является ли оно эпизодическим или продолжительным, ежедневным, сезонным или ежегодным)? Какова продолжительность воздействия стрессора. Как долго он сохраняется: в природной среде (каков период полувыведения, происходит ли его биоаккумуляция)? Когда происходит воздействие относительно жизненного цикла критического организма или событий в экосистеме (например, воспроизведение, сезонная циркуляция воды в озере)? Каков пространственный масштаб воздействия (локальный, региональный и т. п.)? Специфично ли оно для определенной среды обитания или проявляется на уровне всей экосистемы? Как стрессор мигрирует в окружающей среде?
Экосистемы, подвергающиеся потенциальной опасности	Каковы географические границы экосистемы и как они соотносятся с ее функциональными характеристиками? Каков ключевой абиотический фактор, воздействующий на экосистему (например, климат, гидрология, тип почвы, качество воды)? Где и как функциональные характеристики управляют экосистемой (например, источник энергии, круговорот питательных веществ)?

В таб.1.1 приведена схема оценки риска, используемая на практике в Агентстве по охране труда окружающей среды США (EPA USA). Согласно

этой схеме процесс оценки состоит из трех стадий: постановка задачи, анализ и характеристика риска.

В Российской Федерации используется модифицированная схема оценки риска, представленная на рис. 1.2

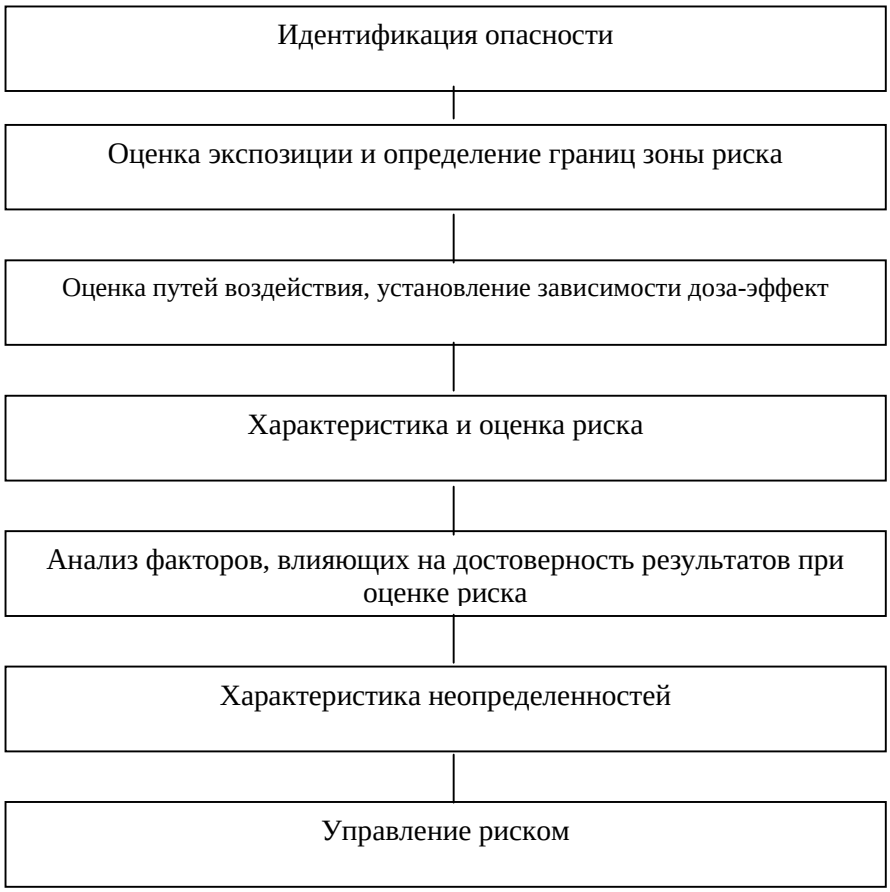


Рисунок 1.2 Схема оценки риска

В процесс *количественной оценки опасности* входит рассмотрение схемы максимально возможного потока вещества и установления географических границ возможного воздействия того, или иного загрязнителя, т. е. полного жизненного цикла вещества (рис. 1.3).

Процесс *оценки путей воздействия стрессора* предусматривает рассмотрение общей схемы воздействия загрязняющего вещества на биоту. На данном этапе исследуют также прямое воздействие поллютантов на здоровье человека. (рис.1.4)

Процесс *характеристики риска* оценивает частоту и серьезность токсических воздействий, их обратимость или необратимость. На этом этапе выводы должны быть сформулированы в форме, требуемой в промышленной и финансовой сферах.

Рис. 1.3 Жизненный цикл гипотетического вредного химического вещества

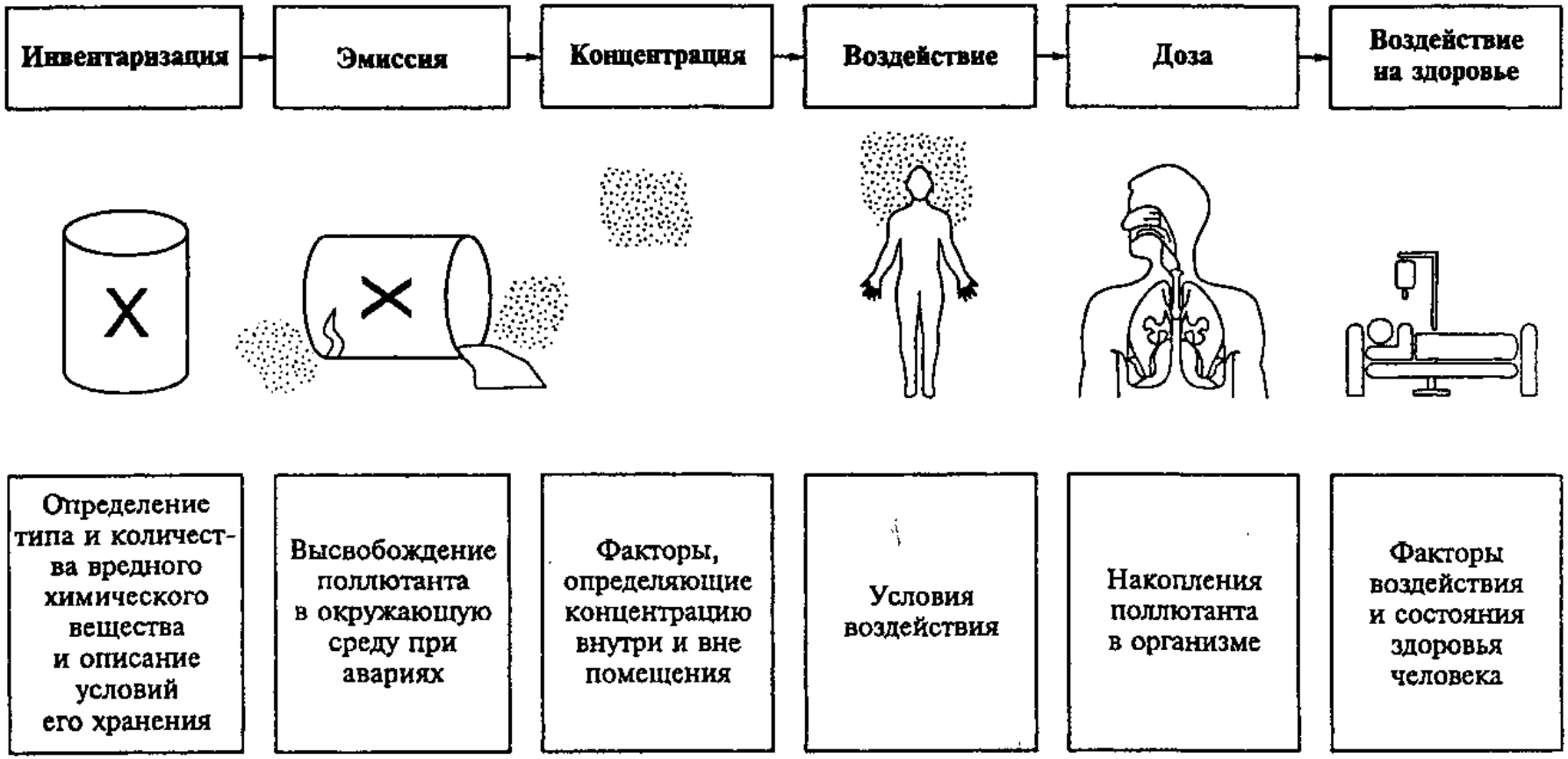


Рисунок 1.4 Пути воздействия химических веществ на биоту и человека

Процесс *управления риском* предусматривает выбор и использование мер для уменьшения риска. Если результаты, полученные на предшествующих этапах, оказались недостаточными или неубедительными, нужно применить процесс итерации со стадии *количественной оценки опасности*, т.е. необходимо повторение ОЭР анализа. Количество итераций определяется требованиями финансистов, на которые существенное влияние может оказать общественное воздействие (см. рис. 1.2). На данном этапе рассматривается также совместимость финансовой выгоды того или иного проекта с экологическими требованиями и вероятностью проявления экологического риска.

Влияние неопределенности на процессы экологической оценки риска

Необходимость проведения экологической оценки риска возникает тогда, когда прямой и однозначный ответ затруднен в связи с наличием большого числа неопределенностей при описании жизненных циклов химических продуктов — от добычи и переработки сырья до использования продуктов и их последующей судьбы. Очень редко может быть дан однозначный ответ обо всех стадиях и процессах, происходящих в течение жизненного цикла продуктов, так как в подавляющем большинстве случаев наши знания либо недостаточны, либо некорректны, либо соотносятся лишь косвенно с рассматриваемым химическим веществом.

Источники неопределенности могут быть следующими:

отсутствие понимания важных причинно-следственных взаимодействий, отсутствие удовлетворительной научной теории (например, процессы биоаккумуляции токсических веществ в пищевых цепях; механизмы фармокинетики; воздействие воздушных поллютантов на развитие растений и сельскохозяйственных культур);

использование моделей, не соответствующих реальным условиям из-за отсутствия данных и необходимости их упрощения, а также вследствие недостаточного знания предмета;

недостоверность экспериментальных данных вследствие трудностей, возникающих при полевом мониторинге (проблема отбора проб и химических анализов), из-за отсутствия долговременных рядов наблюдений, а также огромной пространственной вариабельности большинства химических параметров окружающей среды;

— недостаточность данных, связанная с их отрывочностью, как временной, так и пространственной, особенно на локальном и региональном уровнях;

— недостаточная информативность токсикологических данных при их экстраполяции от животных к человеку и от высоких экспериментальных краткосрочных доз к низким, по длительным дозам загрязненной окружающей среды;

— вариабельность многих природных параметров, определяющих трансформацию и миграцию загрязняющих веществ в окружающей среде (погода, климат, стихийные бедствия и т. д.);

необходимые допущения, на которых основывается анализ экологического риска и чувствительность получаемых результатов к изменениям этих допущений;

отсутствие или недостаточность научной истории, связанной с поведением многих конкретных, вновь синтезируемых химических веществ в различных компонентах окружающей среды.

В соответствии с перечисленными источниками неопределенности ниже приведены примеры информационного обеспечения, показывающие необходимость выполнения экологической оценки риска, поскольку та или иная часть необходимой информации является неопределенной или содержит в себе неопределенность:

потенциальные выбросы опасных химических веществ в окружающую среду — источники, скорость и количество;

возможность пожаров и взрывов;

миграция и судьба загрязняющих веществ в окружающей среде;

механизмы и скорость процессов дисперсии в атмосфере или разбавления в природных водах;

воздействие токсикантов — дозы, чувствительные организмы, продолжительность;

определение для человека «доза — ответ» — взаимодействий путем экстраполяции информации, полученной в экспериментах с животными;

производственные аварии, связанные:

с изношенностью оборудования;

ошибками работников;

стихийные бедствия: землетрясения, цунами, тайфуны, ураганы и т. д.;

изменения гидрогеологических, почвенных и растительных характеристик ландшафтов (изменение глубины залегания грунтовых вод, эрозия почвы, изменение типов землепользования и т. д.). Приведенные примеры охватывают практически все сферы промышленности, транспорта, сельского и коммунального хозяйства. Следовательно, поведение всех химических веществ в течение их жизненного цикла в той или иной форме включает в себя неопределенность, и соответственно их судьба в окружающей среде должна определяться с использованием методов экологической оценки риска. Другими словами, должна быть количественно охарактеризована вероятность проявления негативного воздействия загрязняющих веществ на окружающую среду и человека. Отсюда и несомненный интерес специалистов, работающих в области химии и экотоксикологии окружающей среды, к данному методу.

Идентификация опасности

Идентификация вредного экологического фактора или их совокупности основана на качественной оценке неблагоприятных для здоровья человека эффектов действия какого-либо вещества или группы веществ. Идентификация опасности - сложный и многосторонний процесс, требующий анализа разнородной информации, он опирается на экспериментальные токсикологические данные и результаты клинических и эпидемиологических

исследований. Если необходимая информация отсутствует, проводят специальные токсикологические исследования или анализ с помощью современных компьютерных технологий зависимостей «химическая структура - биологическая активность».

Идентификация опасности - это процесс установления причинной связи между экспозицией (дозой, концентрацией) химического вещества и частотой или тяжестью неблагоприятных эффектов (летальных или мутагенных) на здоровье людей, выражающихся в виде их гибели, возникновении злокачественных опухолей, уродств и пр. Одни и те же уровни загрязнения окружающей среды дают часто далеко не однозначную реакцию как у населения в целом, так и у одного и того же человека. Теоретически даже незначительные количества биологически активных веществ будут вступать в реакцию с биосубстратами, следовательно, могли бы рассматриваться как действующие.

Основной вопрос заключается в оценке вредности таких реакций: являются ли они действительно вредными или не выходят за пределы колебаний, встречающихся в нормальной жизнедеятельности, поскольку компенсируются механизмом гомеостаза.

Можно предположить, что вероятность неблагоприятного для здоровья эффекта зависит от уровня воздействующей концентрации (или дозы) загрязнителя. В действительности возникает ряд дополнительных моментов.

Оценка воздействия может осуществляться:

по принципу гарантированного отсутствия неблагоприятного эффекта (максимальные недействующие концентрации или дозы), что имеет место при нормировании в объектах среды обитания;

по принципу обнаружения начальных признаков токсического эффекта (минимальные действующие концентрации или дозы), что имеет место при нормировании в производственной среде.

Между порогами, определенными этими способами, находится зона неопределенности, размер которой различен для разных веществ. Дозозависимая реакция организма обычно определяется экспериментально на уровне достаточно высоких, явно действующих доз, а оценка реального уровня загрязнения осуществляется методом экстраполяции. В то же время знание о характере поведения таких веществ на уровне малых доз часто является не результатом научного доказательства, а следствием принятия той или иной научно-теоретической концепции.

Понятие «экспозиция», или «доза химического вещества», не имеет четких критериев. Однако в самом общем случае очевидно, что действующая концентрация вещества может сама меняться со временем, т.е. C = *C(t).* Тогда доза, или экспозиция химического вещества, является сложной функцией времени:

$$D_x = \int_{t_1}^{t_2} C(t)dt \qquad (1.1)$$

Опасность - это общее понятие; оно не должно зависеть от специфики местных условий. Опасность обусловлена механизмом взаимодействия

химического соединения с живым организмом, его клетками и тканями. Напротив, химический риск - результат как фактического, так и возможного воздействия химического соединения. Но если нет экспозиции (воздействия), то не будет риска, независимо от степени опасности химического соединения. Таким образом, если опасность - это общий признак или характеристика взаимодействия вещества с организмом (или биологической системой), риск - это специфический признак той ли иной частной ситуации.

Идентификация опасности включает сбор и оценку данных о типах повреждения здоровья или тех заболеваниях, которые могут быть вызваны действием химического вещества, а также об условиях экспозиции, провоцирующих их развитие. Этот этап включает характеристику поведения химического вещества в организме человека и его взаимодействия с клетками, тканями и органами. Основной вопрос, решаемый на данном этапе опенки риска, - установление вероятности того, что обнаруженные в эксперименте с животными вредные эффекты данного соединения будут наблюдаться и у человека.

На этапе идентификации опасности должны быть окончательно определены конечные задачи проекта, выявлены и проранжированы все проблемные области и сформирована группа исследователей, которая будет участвовать в оценке риска. Данная группа должна состоять из менеджера проекта, специалистов в области токсикологии, эпидемиологии, санитарной гигиены и химии. Желательно включить в эту группу представителей местных органов управления, служб Госсанэпиднадзора и охраны природы. Исследовательская группа должна работать в тесном контакте с общественными организациями, предприятиями и лицами, заинтересованными в конечном результате исследования. При реализации крупных региональных проектов определения риска целесообразно сформировать общественный наблюдательный совет из представителей вышеуказанных организаций. На практике обычно невозможно всесторонне оценить риски для всех загрязняющих веществ в регионе, а также для всех возможных путей их поступления в организм человека. Поэтому оправданным считается снижение числа учитываемых факторов путем сравнительного анализа потенциального риска наиболее приоритетных или опасных веществ. Данный анализ проводится в шесть этапов.

1. Отбор вредных химических веществ наиболее приоритетных или опасных для исследуемого региона.

2.Определение типичных сценариев экспозиции, отобранных для анализа веществ.

3. Расчет потенциальных рисков для этих сценариев с использованием стандартных методов и легкодоступных данных об опасности и зависимостях «доза-эффект»,

4. Экстраполяция результатов, полученных для выбранных соединений и сценариев экспозиции, на весь исследуемый регион.

5. Сопоставление канцерогенных и неканцерогенных рисков для различных областей с целью ранжирования факторов, влияющих на здоровье человека.

6. Совместное рассмотрение канцерогенных и неканцерогенных рисков. Информация, необходимая для идентификации опасности химических веществ, должна

включать:

• характеристику физико-химических свойств, определяющих потенциальную опасность, в частности зависимости активности вещества от его химической структуры;

•источники поступления в окружающую среду, пути и характер воздействия;

•фармакокинетические и метаболические свойства, т.е. превращения, которые вещество претерпевает в организме;

•изучение тех продуктов его распада и метаболизма, которые могут обладать более выраженными токсическими свойствами;

•результаты экспресс-анализов - краткосрочных опытов на животных или на специальных бактериях или культуральных клетках человека и животных с целью быстрой оценки мутагенных или канцерогенных свойств вещества;

• результаты долгосрочных опытов на животных;

• исследования эффектов действия на человека;

• данные эпидемиологических исследований

При выполнении работ по идентификации опасности принято выделять два основных аспекта: теоретический и практический. Теоретический аспект включает методологию установления тех признаков или свойств химических веществ, которые позволяют отнести их к вредным для здоровья человека факторам. Практический аспект заключается в рассмотрении принципов выбора из всего многообразия загрязнения конкретного вредного агента или группы веществ для проведения исследований по оценке риска в определенном регионе; данный аспект предусматривает:

сбор и анализ данных об источниках загрязнения исследуемой территории;

определение вредных факторов и путей их воздействия;

выбор наиболее приоритетных химических веществ-загрязнителей.

Рассмотрим подробнее каждый из этих пунктов.

Оценка экспозиции

Второй этап - оценка экспозиции, или получение информации о том, с какими реальными дозовыми нагрузками сталкиваются те или иные группы населения. Под оценкой экспозиции понимают процесс измерения количества агента в конкретном объекте среды обитания, находящегося в соприкосновении с пограничными органами человека (легкие, желудочно-кишечный тракт, кожа) в течение какого-либо точно установленного времени, сопровождающийся оценкой частоты, продолжительности и путей воздействия. Экспозиция

химической природы может быть выражена как общее количество вещества в окружающей среде (в единицах массы, например мг) или как величина воздействия (масса вещества, отнесенная к единице времени, например мг/сут), или как величина воздействия, нормализованная с учетом массы тела, например мг/кг день. Наиболее важные шаги при оценке экспозиции:

- уточнение вероятных источников загрязнения окружающей среды или их определение, если это не было выполнено на первом этапе;
- оценка маршрутов воздействия с учетом качественных количественных изменений при переносах токсичного агента;
- оценка вероятных путей контакта (поступления) агента в организм человека;
- анализ частоты и продолжительности воздействия;
- определение количественных характеристик экспозиции (концентрации, дозы);
- идентификация групп населения, подвергающегося воздействию, с учетом возраста, пола, профессионального, социального статуса.

Хорошо известно, что объекты окружающей среды являются, с одной стороны, аккумуляторами вредных веществ, с другой стороны, путям и передачи этих веществ от источника загрязнения к человеку. Маршрут движения вредных субстанций часто довольно сложен и не всегда поддается четкой конкретизации.

При оценке экспозиционных нагрузок принято выделять три типа воздействия:

острое - при продолжительности воздействия менее 2 недель;

подострое - при продолжительности воздействия до 7 лет;

хроническое - при продолжительности воздействия более 7 лет.

Источниками информации о количественных характеристиках экспозиции служат данные лабораторного мониторинга, результаты расчетов. Лабораторные измерения, выполненные в соответствии с действующими нормативными документами в режиме мониторинга, могут дать объективную информацию о состоянии окружающей среды. Однако эти данные охватывают лишь часть тех примесей, которые действительно присутствуют в том или ином оцениваемом объекте и привязаны к конкретному посту наблюдения. При недостаточном числе этих постов затруднительно получить достоверную интерполяцию. В определенной степени эти недостатки можно компенсировать организацией выборочного персонального мониторинга. Но даже в этом случае результаты таких исследований представляют лишь интегральную оценку, без точного выхода на конкретный источник. Идентификацию последнего необходимо выполнять, ориентируясь на экспертные подходы; достоверность результатов таких работ во многом определяется квалификацией эксперта

В качестве итога выполнения второго этапа оценки риска, как правило, следует рассматривать расчет среднесуточной дозы (АВВ) или поступления.

Стандартное уравнение для расчета среднесуточной дозы или среднесуточного поступления имеет следующий вид:

$$ABB(I) = (C*CR*ED*EF)/(BW*AT*365) \quad (1.2)$$

где *ABB* - среднесуточная доза (*I* - среднесуточное поступление); C - концентрация вещества в среде обитания; *CR* - скорость поступления (объем ежедневно вдыхаемого воздуха, $м^3$/день, или количество потребляемой питьевой воды, л/сут, и пр.); *ED* -продолжительность воздействия, лет; *EF* - частота воздействия, дней/год; *BW* - масса тела человека; *AT* - период усреднения экспозиции, лет; 365 - число дней в году.

Реализация второго этапа системы оценки риска зависит от целей и задач оценки, а также материального обеспечения этого вида работ. По мнению многих экспертов, наиболее надежным источником получения информации о реальных и потенциальных дозовых нагрузках является разумная комбинация лабораторных и расчетных методов на основе единого информационного пространства, основой для которого могут стать муниципальные геоинформационные системы

Установление зависимости «доза—эффект»

Оценка зависимости «доза-эффект» отражает количественную связь между уровнем воздействия и возникающими в результате этого вредными эффектами в состоянии здоровья. При оценке риска определяются два типа вредных эффектов: канцерогенный и неканцерогенный.

Канцерогены — это соединения, индуцирующие опухоли после длительного времени хронического воздействия при оценке риска в течение всей жизни. Канцерогены не имеют уровня, ниже которого они были бы безопасны для здоровья, т.е. не обладают порогом действия (беспороговые эффекты).

Неканцерогены — это вещества, вызывающие остальные неблагоприятные изменения в состоянии здоровья, в частности повышение уровней заболеваемости и смертности, которые могут быть обусловлены как кратковременным (острым), так и длительным (хроническим) воздействием. Неканцерогенные эффекты включают:

- раздражающее действие на дыхательную систему;
- различные общетоксические эффекты (токсичность для печени, почек и других жизненно важных органов);
- изменения состояния ЦНС;
- нарушение репродуктивной функции и смерть.

Как и в случае канцерогенов, оценка потенциальной опасности и токсичности веществ, не обладающих канцерогенным действием, осуществляется по результатам эпидемиологических и экспериментальных исследований.

При оценке риска принимается во внимание, что канцерогены вызывают риск только при превышении порогов или безопасных уровней воздействия. Такие пороговые дозы в США Агентство по охране окружающей среды обозначает как референтные дозы или концентрации - RFD или KEC.

Расчеты референтных доз или концентраций основываются на экспериментальных или натуральных исследованиях с определением NOAEL или LOAEL, т.е. уровня необнаруживаемого вредного эффекта и минимального обнаруживаемого вредного эффекта, соответственно, с использованием

различных коэффициентов запаса (коэффициентов неопределенности). Количественное определение референтной дозы зависит от факторов неопределенностей (коэффициентов запаса), имеющих величину от 1 до 10. RFD вычисляется делением установленных NOAEL или LOAEL на соответствующий коэффициент запаса. Чаще всего коэффициенты запаса вводятся с целью учета различной межвидовой чувствительности при переходе от животных к человеку; внутривидовой индивидуальной чувствительности (разграничение чувствительности между наиболее уязвимыми и здоровыми в популяции); недостаточной длительности воздействия в эксперименте; перехода от пороговой к недействующей концентрации; недостаточности и качества экспериментальных данных и т.д. Описание современной методологии обоснования или RFD (RFC) дает Американское агентство по охране окружающей среды (EPA US).

Потенциальная способность канцерогенного действия оценивается двумя путями.

Первый путь базируется на эпидемиологических данных, согласно которым может быть установлена статистически достоверная связь между химическим воздействием и увеличением числа случаев рака. Хотя этот метод наиболее адекватен и точен, эпидемиологические исследования требуют наличия большого объема данных, существенного увеличения наблюдаемых уровней заболеваемости раком по сравнению с фоновыми уровнями и точной информации о воздействии. Эти исследования затрудняются другими сопутствующими факторами (неправильное питание, курение и другие вредные привычки), могущими искажать корреляции между химическим воздействием изучаемого вещества и числом случаев онкологических заболеваний.

Вследствие отсутствия данных длительных наблюдений на людях для оценки канцерогенного эффекта обычно используют экспериментальные исследования на животных (чаще всего на мышах, крысах) в течение длительного времени, обычно в течение всей жизни животного. К заключению о том, что химическое соединение может представлять канцерогенную опасность для человека, приходят на основании установленного увеличения числа опухолей у животных опытной группы по сравнению с контрольной. На основе анализа как экспериментальных, так и имеющихся сведений о канцерогенности вещества разработаны классификации, подразделяющие химические вещества по степени канцерогенной опасности. Общеприняты классификации, предложенные Международным агентством по изучению рака в Лионе (МАИР) и Американским агентством по охране окружающей среды (EPA). Согласно этим классификациям химические канцерогены подразделяются на шесть групп: от группы А, объединяющей вещества с доказанным канцерогенным действием на человека, до группы Е, включающей веществ, для которых доказано отсутствие канцерогенности.

Задача описания всего многообразия и сложности процессов, протекающих в организме, может быть решена на основе фундаментальных закономерностей, которым подчиняются биологические системы. Учитывая ограниченность существующих к настоящему времени знаний о механизме

процессов, протекающих в организме, а также сложность математического аппарата, применяемого для описания токсических эффектов, очевидно, что получить точное и в то же время достаточно простое математическое выражение, которое связывает величину эффекта с уровнем и продолжительностью воздействия (зависимость «доза-время-эффект»), можно лишь в рамках определенных ограничений - как по механизму, так и по экспериментальным условиям. Так, при относительно длительном воздействии токсического вещества в стабильных условиях зависимость «доза-время-эффект» выражается следующим уравнением:

$$E = E_m * \exp\left[-k^n C^n \text{a}\left(t_{общ} - t_{равн}\right)\right] \quad (1.3)$$

где E — токсический эффект при данной концентрации и данном времени воздействия; E_m - максимальный эффект; n - стехиометрический коэффициент биологической реакции; k-константа скорости лимитирующей реакции; $t_{общ}$ - общее время воздействия ксенобиотика; $t_{равн}$ - время установления равновесия между концентрациями ксенобиотика во внешней среде и в организме; k - коэффициент распределения организм/окружающая среда; С-концентрация токсического вещества в окружающей среде.

Выбор модели зависит от той концептуальной системы, которая принята для оценки риска. На территории России применяются следующие нормативные технологии:

- система гигиенического регламентирования (система предельно допустимых концентраций);
- международные технологии, в основном разработанные в Американском агентстве по охране окружающей среды;
- методы оценки риска, основанные на отечественных принципах гигиенического регламентирования вредных факторов окружающей среды, частных моделях и результатах эпидемиологических исследований.

Система ПДК:

- принцип пороговости распространяется на все эффекты неблагоприятного воздействия;
- соблюдение норматива (ПДК и др.) уменьшает вероятность отсутствия неблагоприятных для здоровья эффектов;
- превышение норматива может вызвать неблагоприятные для здоровья эффекты, при этом до последнего времени отсутствовал практический механизм определения конкретной формы этих эффектов и их количественного выражения.

В качестве примера приведем подходы к оценке загрязнения атмосферного воздуха, основанные на санитарно-гигиенических нормативах. Основные примеси, разрешенные к использованию и выбросу в атмосферу, обеспечены соответствующими медико-экологическими регламентами (ПДК). Если содержание вредных примесей не превышает указанные регламенты, это расценивается как ситуация, при которой риск неблагоприятных для здоровья эффектов отсутствует. Когда этот риск имеет место быть, вычисляется суммарный показатель загрязнения (Р), а степень медико-экологического неблагополучия оценивается в соответствии с данными табл. 1.2.

Таблица 1.2

Оценка загрязнения атмосферного воздуха

Оценка загрязнения воздуха	Величина индекса *P* при числе веществ, загрязняющих воздух			
Допустимая	< 2	< 3	< 4	< 5
Слабая	> 2-4	> 3-6	> 4-8	> 5-10
Умеренная	> 4-8	> 6-12	> 8-16	> 10-20
Сильная	> 8-16	> 12-24	> 16-32	> 20-40
Очень сильная	> 16	> 24	> 32	> 40

Методы оценки риска, основанные на отечественных принципах гигиенического регламентирования вредных факторов окружающей среды, частных моделях и результатах эпидемиологических исследований. Вводится понятие индекса относительного условного риска (Risk).

Данный подход разработан профессором С.М.Новиковым (НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина). Принимая во внимание сложность и многоаспектность понятий «опасность» и «риск», дадим их определения в контексте настоящей методики. Под *условной опасностью* понимается степень возрастания вероятности (риска) развития неблагоприятных эффектов и их выраженности (т.е. медико-биологической и социальной значимости, тяжести) в случае определенного превышения ПДК в течение заданного промежутка времени. Условной эта опасность названа потому, что ее оценка ограничена имеющимися в настоящее время данными о вредных эффектах, вызванных исследованными концентрациями химических веществ. В отличие от принятой в стандартной методике оценки риска показателей потенциальной опасности рассматриваемое понятие отражает тяжесть последствий воздействия загрязнителей в зависимости от кратности превышения ПДК. Ниже под термином *«условный риск»* понимается некая функция, интегрально отражающая вероятность и тяжесть возможных биологических ответов на воздействие загрязнителя атмосферного воздуха. Рассматриваемая методика основана на следующих исходных положениях.

• Опасность для здоровья, обусловленная превышением $ПДК_{СС}$. (среднесуточных), может быть оценена на основе анализа зависимости риска и тяжести эффектов от уровней воздействия во всем диапазоне эффективных концентраций: от смертельных до пороговых или максимальных недействующих. Мерой условного риска *(K)* является некоторая функция от вероятности появления эффекта определенной степени тяжести.

• Опасность для здоровья, вызванная воздействием *i*-го загрязнителя, имеет степенную (логарифмическую) зависимость от уровней воздействия или степени превышения $ПДК_{СС}$.

Расчет относительного условного риска (Risk):

$$Risk = b \lg (C_i / ПДК_{cc}) \quad (1.4)$$

или

$$Risk = a + b \lg C_i \quad (1.5)$$

где C_i- -фактическая концентрация i-го загрязнителя при C_i>0; a=*-lg ($ПДК_{cC}$)*; b-показатель угла наклона зависимости «концентрация - условный риск», интегрально характеризующий опасность, связанную с превышением ПДК.

• Степень возрастания опасности при превышении $ПДК_{СС}$ определяется углом наклона графика зависимости риска от уровней воздействия (величиной *b*).

• Опасность для здоровья, обусловленная превышением ПДК, не зависит от существующих классов опасности и должна оцениваться с учетом индивидуальных характеристик каждого вещества.

• С увеличением продолжительности воздействия риск и тяжесть эффектов либо возрастают, либо остаются на уровне, наблюдавшемся при исходном времени экспозиции данной концентрации.

За нулевой уровень относительного риска *(R*=0) приняты эффекты действия химического вещества в концентрации, не превышающей $ПДК_{СС}$. Эффект воздействия концентрации, соответствующей порогу хронического действия при круглосуточной ингаляции, принят равным 1/5, Воздействие концентрации на уровне $ПДК_{сс}$ (рабочей зоны) соответствовало эффекту, равному 2,5 условных единиц. Уровни воздействия, близкие к среднесмертельным концентрациям или американским аварийным нормативам для воздуха рабочей зоны (Immediately Dangerous to Life and Health Values - IDLH), соответствовали 1. Для стандартизации других параметров токсикометрии использована построенная по вышеприведенным точкам зависимость «концентрация - условный риск (эффект)». При построении графиков в координатах R_i-*lg* (C_i/$ПДК_{сс}$) для приоритетных загрязнителей атмосферного воздуха практически во всех случаях получены линейные зависимости риска от логарифма отношения концентрации к ПДК, При трактовке полученных величин индекса риска пользуются ранговой шкалой (табл. 1.4).

Таблица 1.4

Ранговая шкала величин индекса риска

Тяжесть эффектов	Относительный условный риск
Смертельные эффекты	1,0-0,9
Тяжелые острые эффекты	0,8 - 0,6
Пороговые острые эффекты	0,6-0,5
Тяжелые хронические эффекты	0,5-0,2
Пороговые хронические эффекты	0,2-0,1
Реакции суперчувствительных подгрупп	0,1 -0,3

Уровни минимального риска	0 - 0,05

Расчет вероятности рефлекторных реакций (как правило, ощущение запаха и другие органолептические эффекты) проведен на основе использования отечественной нормативной базы предельного содержания вредных веществ в объектах окружающей среды.

Данный подход нормативно закреплен в методических рекомендациях «Комплексная гигиеническая оценка степени напряженности медико-экологической ситуации различных территорий, обусловленной загрязнением токсикантами среды обитания населения». Методические рекомендации утверждены главным санитарным врачом России 30 июля 1997 г. № 2510/5716-97-32. Этот подход применим при уровне загрязнения объекта среды обитания до 10-15 ПДК. В качестве эффекта оценивается не риск появления дополнительных случаев заболеваний, а вероятность рефлекторных реакций (ощущение раздражения, неприятного запаха и пр.) или эффектов психологического дискомфорта, что также расценивается как факт нарушения здоровья. В пользу этого суждения свидетельствует ряд соображений практического свойства. Так, с одной стороны, основной поток жалоб населения в органы Госсанэпиднадзора вызывает такое изменение качества окружающей среды, которое фиксируется населением органами чувств. С другой стороны, вредные примеси и другие факторы, обладающие свойствами вызывать такие ощущения, нормируются с учетом этих эффектов. При этом в экспериментах используется беспороговая модель интенсивности нарастании тех или иных эффектов при увеличении уровня воздействия, а норматив определяется как вероятностная величина.

При нормировании допустимого содержания вредных примесей, обладающих рефлекторным эффектом, для атмосферного воздуха обосновывается $ПДК_{мр}$, служащая для предупреждения развития немедленных токсических эффектов.

$$ПДК_{мр} = EC_{16}/K_3,$$

где EC_{16}- концентрация вещества, принятая в качестве пороговой при однократном воздействии и вызывающая токсический (рефлекторный, раздражающий и др.) эффект с вероятностью 16%; K_3 - коэффициент запаса, определяемый в соответствии с углом наклона графика зависимости «концентрация-эффект», который на логарифмически-пробитной сетке аппроксимируется прямой.

Значения K_3 и тангенса угла наклона графика служат основанием для отнесения рассматриваемого вещества к одному из четырех классов опасности. В табл. 1.4 представлены величины указанных параметров в соответствии с классом опасности.

Таблица 1.4

Численные значения коэффициента K_3 и угла наклона графика зависимости «доза (концентрация)- эффект»

Класс опасности	K^*_3	<α, градусы
1-й	5,0	От 71 и выше

Prob (пробит)	**Risk (риск)**	**Prob (пробит)**	**Risk (риск)**
-3,0	0,001	0,1	0,540
-2,5	0,006	0,2	0,579
-2,0	0,023	0,3	0,618
-1,9	0,029	0,4	0,655

2-й	4,0	От 62 и выше
3-й	2,3	От 43 и выше
4-й	1,5	До 43

* Угол наклона графика зависимости «концентрация-эффект» (<α) при отнесении веществ к различным классам опасности.

Для математического описания зависимости «концентрация-эффект» применима модель индивидуальных порогов, которая описывает эту зависимость в виде прямой при условии, что концентрация выражается в десятичных логарифмах, а вероятность неблагоприятного эффекта (риск) - в пробитах (Prob), т.е. в виде нормально-вероятностной шкалы. Соответствие пробитов и вероятности эффекта показано в табл. 1.5.

Таблица 1.5

Таблица нормально-вероятностного распределения

-1,8	0,036	0,5	0,692
-1,7	0,045	0,6	0,726
-1,6	0,055	0,7	0,758
-1,5	0,067	0,8	0,788
-1.4	0,081	0,9	0,816
-1,3	0,097	1,0	0,841
-1,2	0,115	1,1	0,864
-1,1	0,136	1,2	0,885
-1,0	0,157	1,3	0,903
-0,9	0,184	1,4	0,919
-0,8	0,212	1,5	0,933
-0,7	0,242	1,6	0,945
-0,6	0,274	1,7	0,955
-0,5	0,309	1,8	0,964
-0,4	0,345	1,9	0,971
-0,3	0,382	2,0	0,977
-0,2	0,421	2,5	0,994
-0,1	0,460	3,0	0,999
0.0	0.50		

Как известно, математически график, аппроксимирующийся прямой, описывается уравнением общего вида:

$$Y = a + b\,X \qquad (1.6)$$

Для конкретизации этого уравнения применительно к нормативам атмосферного воздуха следует принять во внимание, что коэффициент *b* - это тангенс угла наклона графика зависимости «концентрация-эффект», коэффициент *a* - это логарифм концентрации с эффектом действия 0% - EC_o, который, соответственно, может быть определен как

$$Lg\ EC_0=(tg(\alpha)\ lgK_3)-1 \qquad (1.7)$$

Для прогнозирования риска возникновения рефлекторных эффектов при загрязнении атмосферного воздуха для химических веществ всех четырех классов опасности используются формулы:

1-й класс $Prob = -9{,}15 + 11{,}66 \lg (C/ПДК_{м.р.})$, (1.8)

2-й класс $Prob = -5{,}51 + 7{,}49 \lg (C/ПДК_{м.р.})$, (1.9)

3-й класс $Prob = -2{,}35 + 3{,}73 \lg (C/ПДК_{м.р.})$, (1.10)

4-й класс $Prob = -1{,}41 + 2{,}33 \lg (C/ПДК_{м.р.})$. (1.11)

Пример. Требуется определить вероятность возникновения рефлекторных реакций при концентрации сероводорода в воздухе 0,028 мг/м^3. Сероводород относится ко 2-му классу опасности, $ПДК_{м.р.}$ - 0,008 мг/м^3.

$$Prob = -5{,}51 + 7{,}49 \lg (0{,}028/0{,}008) - 1{,}435. \qquad (1.12)$$

Полученное значение Prob находится между -1,5 и -1,4, что соответствует вероятности 0,075. Таким образом, при обнаружении в воздухе сероводорода в концентрации 0,028 мг/м^3 75 человек из 1000, находящихся в зоне воздействия, почувствуют запах, что и является целью оценки риска в данном случае.

Аналогичные подходы применимы и при оценке качества питьевой воды в случае присутствия веществ, отнормированных по органолептическому воздействию. Только то ощущение изменений органолептических свойств воды, которое воспринято человеком, может иметь значение и служить мерилом при решении вопросов регламентации содержания вещества в воде. Теоретической основой поиска пороговых концентраций по влиянию на запах и привкус воды является психофизический закон Вебера-Фехнера: интенсивность ощущения в баллах пропорциональна логарифму концентрации вещества.

Уравнение расчета риска развития неблагоприятных органолептических эффектов:

$$Prob = -2 + 3{,}32 \lg (\text{концентрация вещества}/ПДК). \qquad (1.13)$$

В ряде случаев этот риск помогает оценить потребность в дополнительных ресурсах питьевой воды при залповом загрязнении источника примесями, придающими воде неприятный запах или привкус. Так, ПДК фенола в питьевой воде составляет 0,001 мг/л, при кратковременном увеличении его концентрации до 0,003 мг/л риск появления запаха составляет:

$Prob = -2 + 3{,}32 \lg (0{,}003/0{,}001) = -0{,}416$,

что соответствует риску 0,34.

Таким образом, при таком загрязнении питьевой воды примерно 34% населения будут воспринимать эту воду как неблагоприятную по органолептическим свойствам и нуждаться в альтернативных источниках. По

мере снижения концентрации фенола доля населения, нуждающегося в этой воде, будет снижаться, что позволяет оптимально спланировать мероприятия по купированию экологического неблагополучия.

Вероятностная (беспороговая) модель неканцерогенного риска при хроническом воздействии на основе использования отечественной нормативной базы предельного содержания вредных веществ в объектах окружающей среды. Данный подход применим при уровне загрязнения объекта среды обитания до 10-15 ПДК. Для расчета эффектов, связанных с длительным (хроническим) воздействием веществ, загрязняющих воздух, воду и пр., используется информация об их усредненных (как минимум за год) концентрациях.

Так, в случае экспериментального обосновании нормативов предельного содержания вредных примесей в атмосферном воздухе, питьевой воде и пр. по эффекту хронического воздействия математическая обработка результатов, как правило, строится по принципу определения зависимости «концентрация - время ~ эффект». Для практического использования этой модели при фиксированном времени воздействия (в случае хронического воздействия это средняя продолжительность жизни человека) применяют упрощенные формулы:

$$Risk = 1\text{-}exp\ (-\ UR * C), \qquad (1.14)$$

где *Risk* - риск возникновения неблагоприятного эффекта, определяемый как вероятность возникновения этого эффекта при заданных условиях; C - реальная концентрация (или доза) вещества, воздействующая за заданное время; UR - единица риска, определяемая как фактор пропорции роста риска в зависимости от величины действующей концентрации (дозы).

Преобразуем эту формулу для целей расчета риска неспецифической хронической интоксикации (неканцерогенного риска), основываясь на информации о величине усредненной концентрации. Первой отправной точкой служит допущение, что при *C=0 Risk=0*. Вторая отправная точка - информация о том, что пороговая концентрация примеси (C_{lim}) связана с нормативом (ПДК) через коэффициент запаса (K_3):

$$C_{lim} = ПДК * K_3. \qquad (1.15)$$

Коэффициент запаса при нормировании примесей в питьевой воде составляет 10, для пестицидов - до 100. При нормировании примесей атмосферного воздуха предлагается принимать значения коэффициентов в зависимости от класса опасности - для веществ 1-го класса опасности - на уровне 7,5, 2-го класса - 6, 3-го класса - 4, 5-го и 4-го классов - 3.

Пороговой считается минимальная концентрация, при которой в условиях эксперимента в опытной группе выявлены достоверные отклонения тех или иных показателей, характеризующих состояние организма, от аналогичных в контрольной группе. Вполне вероятно, что при больших концентрациях эти различия могут исчезнуть, а при еще больших - появиться вновь. Это проявление адаптационных процессов и также должно расцениваться, как различные фазы интоксикации, Известно, что первые достоверные изменения показателей, характеризующих состояние организма,

возникают, когда они затрагивают примерно 16% испытуемых. При хроническом воздействии примеси на уровне пороговой концентрации (дозы) риск проявления неспецифических токсических эффектов составляет 16% (или 0,16 в долях единицы). Таким образом, уравнение расчета риска принимает вид:

$$Risk=1 - exp(1n(1-0,16)*C/(ПДКЧК_3)) \quad (1.16)$$

или

$$Risk = 1 - exp(\ln(0,84)*C/(ПДК))^b$$

Значения коэффициента b, позволяющего оценивать изоэффективные эффекты примесей веществ различных классов опасности, должны быть приняты для веществ 1-го, 2-го, 3-го и 4-го классов на уровне соответственно 2,35,1,28,1,00 и 0,87.

Пример, Определить риск развития хронических неспецифических эффектов при средней концентрации серной кислоты в воздухе на селитебной территории 0,4 мг/м^3. Серная кислота относится ко 2-му классу опасности (b = 1,28, K_3 = 6), $ПДК_{СС}$ = 0,1 мг/м^3.

$Risk$ = 1 - exp $(\ln(0,84)(0,4/0,1)^{1,28}/6)$ = 0,157.

Методики, рекомендуемые Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ).

В соответствии с инструктивными документами ВОЗ в настоящее время можно оценивать риск возникновения различных эффектов по индивидуальным моделям для:

- взвешенных веществ;
- диоксида азота;
- диоксида серы;
- оксида углерода.

Таким образом, суть третьего этапа оценки риска применительно к практической деятельности врача-гигиениста в том, что здесь необходимо выявить количественные значения вероятности проявления негативных для здоровья реакций на воздействие конкретного неблагоприятного фактора, действующего с определенной силой и в заданный промежуток времени.

Характеристика риска

Этап характеристики риска включает помимо количественных величин риска анализ и характеристику неопределенностей, показателей (индексов загрязнения) используется принцип изоэффективности, т.е. кратности превышения ПДК каждого вещества сначала приводятся к 3-му классу опасности, а затем рассчитывается индекс загрязнения (Р). Получаемый таким образом индекс загрязнения, по сути, представляет собой кратность превышения ПДК условного вещества 3-го класса опасности, токсический эффект которого равен сумме всех веществ, входящих в смесь. Следовательно, для оценки риска при комбинированном воздействии нескольких веществ целесообразно сначала рассчитать суммарный индекс загрязнения, а затем, используя вышеуказанные подходы, оценить риск. Еще одним способом, который, по нашему мнению, с успехом может применяться для оценки как комбинированного, так и комплексного действия, является метод, основанный на умножении вероятностей. Основанием для такого суждения служит

следующее. Хорошо известно [19, 20], что для оценки комбинированного действия нескольких примесей, обладающих эффектом суммации, используют метод расчета приведенной концентрации ($C_{пр}$):

$$C_{пр} = C_1 + C_2 * ПДК_1/ПДК_2 + \ldots + C_n * ПДК_1/ПДК_n, \quad (1.17)$$

где C_1, C_2, ... , C_n - концентрации 1-й, 2-й, *n*-й примесей; $ПДК_1$, $ПДК_2$, ... , $ПДК_n$ -соответственно их нормативы.

Риск комбинированного действия такой смеси может быть легко определен с использованием подходов, изложенных выше, где $C_{пр}$ принимается как биологический эквивалент суммарного воздействия примесей, входящих в смесь. Вместе с тем, учитывая, что риск по своей сути является величиной вероятностной, мы не исключаем возможность определения риска комбинированного действия в соответствии с правилом умножения вероятностей, где в качестве множителя выступают не величины риска для здоровья, а значения, характеризующие вероятность его отсутствия:

$$Risk_{сум} = 1 - (1 - \mathrm{Risk}_1)(1 - Risk_2)...(1 - Risk_n) \quad (1.18)$$

где $Risk_{сум}$ - риск комбинированного действия примесей; $Risk_1$ - $Risk_n$ - риск для здоровья при действия каждой отдельной примеси.

Оказалось, что суммарный риск появления неблагоприятных для здоровья эффектов, рассчитанный как по первому, так и по второму уравнению, дал совершенно идентичные результаты.

Неопределенности при оценке риска

Обзор основных методов оценки риска нельзя завершить без обсуждения неопределенностей, присутствующих на каждом этапе этого процесса. Оценка риска - это процесс, используемый для прогноза ожидаемых неблагоприятных последствий для здоровья. Здравое отношение к неопределенностям в этом отношении необходимо. Оценка риска требует наличия информации о многих переменных, включая:

- источники загрязнения;
- перемещение и судьбу загрязнителей в разных объектах;
- пути поступления в организм (ингаляционный, пероральный, перкутанный);
- выявление групп популяций, подверженных воздействию;
- типы деятельности, условия и расположение, сопутствующие воздействию;
- поглощенную дозу и биологически эффективную дозу, достигшую органа-мишени;

•реакции организма в ответ на воздействие, базирующееся на токсикологических и эпидемиологических данных.

Каждая переменная вносит свои собственные неопределенности, которые могут включать, например, неопределенность, связанную с вариабельностью ответных реакций среди индивидуумов, и неопределенности, относящиеся к сценариям, моделям и параметрам. Различные типы неопределенностей включают:

- неопределенность, связанную с оценкой общей ситуации, которая вытекает из недостатка знаний о проблеме в целом;

- неопределенность при выборе моделей, возникающую от недостатка знаний, требуемых для формирования соответствующей концептуальной или расчетной модели;
- неопределенность, связанную с используемыми показателями (параметрами), вследствие недостатка знаний об истинном характере распределений этих показателей.

Различная индивидуальная чувствительность - также источник неопределенности и требует отдельного рассмотрения. Существует многочисленная литература по неопределенностям, присущим процессу оценки риска.

На заключительном этапе оценки риска важно получить информацию о популяционном риске, представляющем собой произведение индивидуального риска (отдельно по каждому веществу и их комбинациям) на численность экспонированной популяции. При этом обязательно должны оцениваться все неопределенности, допущенные на предыдущих этапах. Основные источники неопределенности:

• неопределенность, вызванная проблемами статистической выборки;

• неопределенность в моделях воздействия или моделях «доза-эффект», особенно на уровне малых доз и малой интенсивности воздействия;

• неопределенность, связанная с формированием исходной выборки баз данных;

•неопределенность, вызванная неполнотой совпадения с реальностью использованных моделей.

В идеальном случае каждая неопределенность должна сопровождаться распределениями индивидуальной и обобщенной вероятностей, из которых выводятся средние или худшие индивидуальные оценки негативного эффекта. оценка риска - одна из основ для принятия решений по профилактике неблагоприятного воздействия экологических факторов на здоровье населения, но не само решение. Другие необходимые для этого условия - анализ нерисковых факторов, сопоставление их с характеристиками риска и установление между ними соответствующих пропорций - входят в процедуру управления - третий этап системы социально-гигиенического мониторинга. Решения, принимаемые на такой основе, не являются ни чисто хозяйственными, ориентирующимися только на экономическую выгоду, ни чисто медико-экологическими, преследующими цели устранения даже минимального риска для здоровья человека или достижения стабильности экосистемы без учета затрат на обеспечение такой ситуации. Именно сопоставление медико-экологических, социальных и технико-экономических факторов дает основу для ответа на вопрос о степени приемлемости риска и необходимости принятия регулирующего решения, ограничивающего или запрещающего использование того или иного технического решения, функционального зонирования территории поселения при разработке его генплана.

Методология оценки риска начала использоваться в США с 70-х годов XX в. с целью определения риска для здоровья человека от воздействия

конкретных химических соединений на разных уровнях. Начиная с этого времени разработано значительное количество методов для установления различных видов риска и различных причин, обусловивших необходимость проведения такой оценки. Общим для всех этих методов было требование введения многочисленных допущений и суждений на каждом этапе процесса оценки риска. С самого начала внедрения новой методологии подчеркивалось, что оценка риска - это процесс, используемый для прогнозирования ущерба здоровью. Этот процесс базировался на самой совершенной научной информации, имеющейся на данный момент времени. Но научное понимание не всегда является адекватным и не может быть до конца адекватным в будущем, чтобы полностью исключить фактор неопределенности при оценке риска. Здравое отношение к неопределенностям, возникающим при проведении оценки риска, необходимо всем участникам этой процедуры (специалистам по оценке риска, общественности, представителям власти, ответственным за проведение природоохранных и профилактических мероприятий). Результаты оценки риска обеспечивают лиц, принимающих решения, дополнительной необходимой информацией, но такая информация практически никогда не бывает бесспорной для принятия жестких административных решений.

Варианты заданий

Задание по работе

1. Разведка газовых месторождений
2. Разведка нефтяных месторождений
3. Карьерная добыча железной руды
4. Подземная добыча угля
5. Дробление и измельчение полезных ископаемых
6. Агломерация и обжиг окатышей
7. Нефтепровод
8. Газопровод
9. Литейный цех
10. Производство цемента
11. Производство строительной извести
12. Изготовление железобетонных изделий
13. Изготовление керамических изделий
14. Производство древесно-стружечных плит
15. Производство серной кислоты
16. Получение фосфорных минеральных удобрений
17. Прямая перегонка нефти
18. Производство пластмасс
19. Молокозавод
20. Мясокомбинат
21. Паротурбинная энергетическая установка
22. Автодорога

23.Свиноферма
24.Земледелие

Исходя из варианта задания самостоятельно изучить технологический процесс. Определить образующиеся в процессе производства и воздействие на окружающую среду. Определить основные источники экологического риска. Построить схему оценки экологического риска в соответствии со своим вариантом задания.

Практическая работа № 2

Оценка здоровья человека в зависимости от состояния природной среды региона

Цель работы: Изучить методику оценки риска для здоровья человека.

Теоретическая часть.

Вопросы охраны и улучшения качества окружающей среды, являются одними из важнейших проблем современности, от своевременного и правильного решения которых зависит здоровье и биолог состояние не только нынешнего, но и будущих поколений.

Изменение климата планеты, уровня солнечной радиации у поверхности земли, гибель людей окружающих крупные промышленные центры, известных озер и водохранилищ, воды которые становятся непригодными для питья. ухудшение качества речных вод. Все это не складывается положительно на здоровье человека.

Еще одной зримой приметой негативных перемен стало резкое возрастание аллергических заболеваний у детей. Медики и токсикологи добавят к этому «помолодение» многих опасных болезней, изменения в физиологическом состоянии и поведении мужчин – их феминизацию и демаскулинизацию, появление СПИДа, птичьего и свиного гриппа. Многие заболевания сейчас носят эндемический характер, что в большинстве случаев связано с наличием местных источников химического загрязнения.

За всем этим кроются изменения химических процессов в окружающей среде человека и природной среде. Большинство из них связано с неизбежным в условиях непрерывного роста численности населения все увеличивающимся вмешательством человека в естественные биосферные процессы путем загрязнения воздуха, воды и почвы различного рода химикатами – отходами производства или целевыми продуктами синтеза. Не меньшую роль играют и другие способы вмешательства. Такие как изменение ландшафтов при распашке земель, строительстве крупных водохранилищ, автострад и других технических сооружений, извлечение на поверхность из земных недр огромных количеств пресной воды, а так же горных пород с высоким содержанием многих токсичных элементов, которые становятся таким образом доступными химическому или микробиологическому выщелачиванию.

Кроме озона, других фотооксидантов и сильных кислот к числу наиболее опасных загрязняющих природную среду компонентов относятся тяжелые металлы и хлорорганические соединения. Эти компоненты оказывают сильное влияние на биотическую составляющую биосферы: их интенсивное поступление чревато исчезновением отдельных видов, что обычно является первым этапом глубокой перестройки или даже полной деградации экосистем. Таким образом, нарушается естественная функция биоты – регулирование характеристик (в том числе глобальных) природной среды, обеспечивающих благоприятные для современных форм жизни условия существования. Поэтому

химическое поведение в природных объектах этих загрязняющих компонентов является предметом изучения экологической химии и экотоксикологии.

Таким образом, оценка риска для здоровья человека является одной из важнейших составляющих при оценке экологического риска.

При оценке риска для здоровья человека основное внимание уделено к моделям для расчета канцерогенного и неканцерогенного риска. А для состояния экосистем – моделям на основе критических нагрузок поллютантмтов.

Анализ риска при комплексных биогеохимических и медико-экологических исследованиях имеет основной целью установление причинно-следственных связей между геохимическими и биогеохимическими фоновыми показателями территории, ее загрязнением и неканцерогенными заболеваниями населения

На основе практики медико-экологических и биогеохимических исследований рядом ученых предложена система критериев для комплексной оценки состояния окружающей среды и здоровья населения. Система основана на учете следующих параметров:

- совпадение наблюдаемых синдромов у населения с известными экспериментальными токсиологическими и экотоксиологическими данными;
- согласованность наблюдаемых эффектов в различных группах населения;
- правдоподобность и корректность ситуации, включающая выбраковку софистических эффектов, т.е. простые статические связи, не согласующиеся с разумным биологическим объяснением, должны быть отвергнуты;
- наличие градиентов в зависимости «доза – эффект», «время – эффект»;
- увеличение неспецифической заболеваемости среди населения, входящего в группы повышенного социального риска (потребляющие повышенные дозы алкоголя, курящие, дети, люди старшего поколения, работники вредных производств);
- полимофность поражений при действии химических веществ;
- однотипность клинической картины у пострадавших;
- подтверждение контакта путем обнаружения вещества в биопробах или при использовании аллергенов;
- тенденция к нормализации показателей при хронических сублетальных воздействиях после улучшения обстановки или устарения контакта с вредными веществами и факторами или при перемене места работа (жительства).

Поведение загрязняющих веществ (ЗВ) в окружающей среде, как правило, определяется сложным сочетанием различных факторов и является предметом системного анализа с применением сложных математических моделей и экспертно-моделирующих систем. Лишь в отдельных случаях могут относительно легко применяться простые уравнения для описания взаимосвязи между загрязнением окружающей среды и оценкой риска для здоровья населения и экосистем. В большинстве случаев, чтобы предсказать поведение ЗВ, их воздействие на здоровье человека и выполнить количественную оценку экологического риска, необходимо вводить ряд опущений и упрощений. В

равной степени это относится и к пространственно-временным расчетам содержания вредных веществ в компонентах окружающей среды, даже если проводится непрерывный мониторинг состояния среды в том или ином месте.

Токсикология окружающей среды (экотоксиология) в значительной мере основана на предположении, что токсичность веществ зависит от их концентрации. При этом практически все вещества токсичны при специфических для каждого из них дозах. Здесь работает известный принцип Парасельса: нет однозначных ядов, все зависит от концентрации. В определенном интервале средовых концентраций токсичность пропорциональна концентрации. Предполагается также, что чем дольше контакт вещества с биологическим объектом, тем более вероятность токсического воздействия. Из данного заключения следует. Что для установления токсичности того или иного вредного вещества и расчета экологического риска от его воздействия необходимо знать его дозу, определяемую как произведение концентрации вещества в определенном субстрате (пище, питье, воздухе, почве, воде и других средах), попавшем в организм человека в определенный период времени. Необходимо знать и время нахождения ЗВ в организме.

Кинетика токсического вещества в биологических объектах в значительной степени подчиняется экспоненциальной зависимости, которую в общем виде можно записать как

$$A_t = A_{t\,0} \exp \lambda\,(t - t_0),$$

где A_t – концентрация токсического вещества в органе или во всем организме в момент времени t, $A_{t\,0}$ – концентрация токсического вещества в органе или во всем организме в начальный момент времени t_0; λ – постоянная выведения (выделения) из организма, связанная со временем половины жизни ксенобиотика в окружающей среде T соотношением

$$T = \lambda / 0{,}639.$$

Принятая в США и европейских странах на основе этих подходов система расчета экологического риска предполагает использование следующего уравнения:

$$R = [1 - \exp(-UR \cdot C)],$$

где R – риск возникновения неблагоприятного эффекта. Определяемый как вероятность (в долях единицы) возникновения этого эффекта при заданных условиях; C – реальная концентрация или доза вещества, оказывающего вредное воздействие; UR – единица риска, определяемая как фактор (коэффициент) пропорции риска в зависимости от значения действующей концентрации (дозы).

При оценке риска для здоровья человека применяемые модели различаются по типу заболевания: канцерогенные и неканцерогенные.

Для оценки вероятности проявления *неканцерогенного риска* учитывают соотношение между хроническим воздействием (мг/кг · сут)) и воздействием, не оказывающим вредного эффекта. Безэффектное воздействие (Non-effect level – NOEL, in English language literature), также выраженное в мг/(кг · сут).

$$Вероятность = \frac{Хроническое\ воздействие}{Безэффективноевоздействие}\ .$$

Вероятность проявления риска выражается в безразмерных величинах типа $n \cdot 10^{-10} – n \cdot 10^{-6}$, т.е. как число случаев на 10 или 1 000 000 человек.

При оценке *канцерогенного риска* канцерогенный эффект рассчитывают в виде вероятности избыточного риска заболевания раком.

Вероятность избыточного канцерогенного риска = [потенциал ракового заболевания (мг/(кг· сут))$^{-1}$]·[хроническое воздействие (мг/кг· сут)].

Потенциал ракового заболевания (Q^*) рассчитывают на основании экотоксиологических исследований с лабораторными животными и их результаты пересчитывают на человека с использованием факторов все человека и животного и их площади поверхности.

Количественная оценка риска здоровью, обусловленного полютантами

Для оценки риска угрозы здоровью и жизни людей требуется установить соотношение, которое связывает определенное количество вредного вещества (токсиканта, канцерогена) с мерой вызванных им негативных последствий. Эта связь, которую часто называют соотношением «доза – отклик», «доза-эффект», должна быть количественной, для выявления ее характеристик необходимы специальные исследования, охватывающие эксперименты с животными и статистическую обработку наблюдений над людьми. На базе таких исследований можно создавать конкретные математические модели. Подобное моделирование позволяет прогнозировать результаты воздействия токсикантов (канцерогенов) на людей, в этом состоят основные задачи количественного оценивания риска, обусловленного загрязнителями среды обитания. В круг важнейших задач входят также расчеты допустимых концентраций токсикантов или канцерогенов. Пути решения этих задач существенно различаются в зависимости от того, являются ли рассматриваемые вредные вещества *пороговыми* или *беспороговыми*. Кроме того, подход к этим задачам зависит от вида контингента риска, который может охватывать всех жителей подвергшейся загрязнению местности (население) или же только персонал, имеющий дело с загрязнением на рабочих местах.

В количественных оценках экологического риска, связанного с загрязнителями компонентов окружающей среды, важное место принадлежит величине, называемой *частостью* дополнительного риска.

2.1. Частость дополнительного риска

Исследование негативных воздействий токсикантов (канцерогенов) показывает, что точно такие же воздействия могут наблюдаться (как правило, в значительно меньших масштабах) и там, где рассматриваемый загрязнитель отсутствует, т.е. в контрольных группах, которые используются для сравнения. Так, случаи заболевания раком легких, вызываемые типичным представителем полиароматических углеводородов — бензо(а)пиреном, приходится выявлять на фоне случаев рака легких, обусловленных совсем другими причинами. Следовательно, надо учитывать, что связанный с данным

веществом риск обычно накладывается на уже существующий риск, поэтому его называют дополнительным.

Механизмы формирования негативных эффектов, обусловленные уже существующим и дополнительным рисками, могут быть как весьма близкими, так и существенно различными. Чтобы установить частость риска, связанного с действием только данного загрязнителя, следует внести такую поправку в данные по исследуемой группе (группе риска), которая учитывала бы появление аналогичных эффектов в контрольной группе. Это предусматривает следующая формула:

$$q_e = (q_t - q_c)/(1 - aq_c), \qquad (2.1)$$

где q_e — частость вредных воздействий, обусловленных только рассматриваемым веществом (частость дополнительного риска); q_t и q_c — частости появления таких же негативных эффектов в группе риска и в контрольной группе соответственно ($q_t = E_t/N_t$, $q_c = E_c/N_c$, где E_t и E_c — количества негативных эффектов в группе риска и в контрольной группе, N_t и N_c — численность группы риска и контрольной группы соответственно); a — коэффициент, характеризующий долю проявленных в контрольной группе изучаемых эффектов, связанных с независимыми механизмами их формирования.

Коэффициент a может меняться от 0 до 1. Если механизмы формирования вредных воздействий в исследуемой и контрольной группах одинаковы, то a=0 и формула (2.1) упрощается:

$$q_e = q_t - q_c.$$

Если же эти механизмы различны, то a = 1 и формула (2.1) принимает вид:

$$q_e = (q_t - q_c)/(1 - q_c), \qquad (2.2)$$

Точное значение коэффициента a установить очень трудно, поэтому обычно полагают a =1, что приводит к несколько завышенным оценкам дополнительного риска.

Пример 2.1. С целью оценки вредных воздействий некоторого токсического вещества проводились наблюдения за двумя группами, каждая из которых насчитывала по 100 чел. В контрольной группе выявлено 5 патологических случаев, а в группе лиц, подвергавшихся действию токсиканта, наблюдались 10 случаев такой же патологии. Найти частость дополнительного риска, вызванного данным веществом.

В данном примере $N_t = N_c$ =100, E_c = 5, E_t = 10. Сначала надо определить частости q_t и q_c: $q_t = E_t/N_t$ = 10/100 = 0,1; $q_c = E_c/N_c$ = 5/100 = 0,05. Искомая частость q_e вычисляется по формуле (2.2):

$$q_e=(q_t-q_c)/(1-q_c)=(0{,}1-0{,}05)/(1-0{,}05)=0{,}053.$$

Иногда в качестве значений q_c могут быть использованы величины, полученные в результате статистической обработки больших массивов данных. Например, если оценке подлежит риск, связанный с конкретным воздействием некоторого канцерогенного вещества на город или регион, то можно

использовать результаты наблюдений над населением этого города или региона.

Пример 2.2. Предварительная оценка дополнительного риска, возникающего при планируемом использовании некоторого канцерогена в химическом производстве, показала, что он может вызвать у рабочих (мужчин) заболевание раком легких с частостью равной 0,25. Во сколько раз эта величина больше вероятности развития рака легких, никак не связанного с применением этого вещества?

Для ответа на поставленный вопрос нужна надежная статистическая база. Наиболее полные онкологические данные собраны в США, они выявили существенные различия вероятностей развития злокачественных новообразований в зависимости от расовых и половых признаков. Если работающие являются белыми мужчинами, то, как следует из табл. 2.1, вероятность развития у них рака легких составляет 0,087. Эту величину можно принять за значение q_c, а по условию задачи $q_e = 0{,}25$.

Таблица 2.1.

Вероятности развития некоторых раковых заболеваний, рассчитанные на момент рождения белых граждан США

№	Пораженный орган	Мужчины	Женщины
1	Желудок	0,012	0,008
2	Легкие	0,087	0,042
3	Молочная железа	–	0,100
4	Предстательная железа	0,087	–

Прежде всего, надо получить значение q_t. Из формулы (2.2) следует, что $q_t = q_c + q_e\,(1–q_c)$. В данном случае $q_t = 0{,}087+0{,}25\cdot(1–0{,}087) = 0{,}32$. Отношение $q_t/q_c = 0{,}32/0{,}087 \approx 3{,}7$. Таким образом, уровень риска заболеть раком легких превосходит базовое значение приблизительно в 4 раза. Такой дополнительный риск должен обязательно проявиться в результате наблюдений за группой риска. Если же в случае того же канцерогена оценка частости дополнительного риска составляет в 10 раз меньшее значение, т.е. $q_e = 0{,}025$, то аналогичное сравнение с базовым значением даст $q_t = 0{,}025(1–0{,}087) = 0{,}11$. Отношение $q_t/q_c = 0{,}11/0{,}087 \approx 1{,}3$. Несмотря на то, что q_t превышает q_c, обусловленный дополнительным риском эффект трудно выявить на фоне статистических флуктуаций.

2.2 Соотношение между дозой загрязнителя и откликом на нее

Дополнительный риск, обусловленный присутствием в окружающий среде вредного вещества, зависит от его дозы, поступившей в организм человека. Иными словами, частость дополнительного риска является функцией дозы: $q_e = f(D)$. Существуют различные виды зависимости q_e от дозы D, два из них представлены на рис. 2.1.

Первым видом зависимости характеризуются так называемые беспороговые загрязнители, у которых связь между дозой и обусловленным ею риском

линейна. Такими веществами являются канцерогены. Зависимостью второго вида обладают пороговые загрязнители, действие которых вызывает негативные последствия, только когда величина дозы превзойдет пороговое значение. Пороговыми загрязнители выступают неканцерогенные вещества.

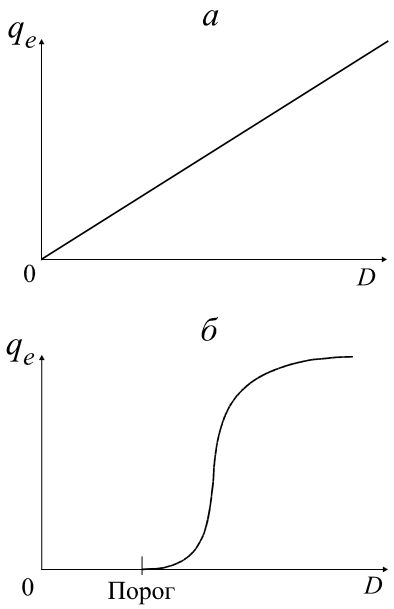


Рис. 2.1. Соотношение между дозой (*D*) и откликом на нее (частостью дополнительного риска q_e).
а — линейная связь для беспорогового загрязнителя;
б — сложная связь для порогового загрязнителя.

В качестве функции *f*(*D*), описывающей эффекты действия пороговых токсикантов, используется одна из математических моделей, вид и параметры которой определяются в результате специальных исследований (как уже отмечалось, ими могут быть как наблюдения над людьми, так и опыты на животных). Назначение математической модели — отражать основные закономерности соотношения между дозой и откликом (реакцией) на нее, установленные в процессе предварительных исследований.

Доза *D* определяется произведением концентрации вещества *c*, скорости его поступления в организм *v* и полным временем поступления *t*:

$$D = c \cdot v \cdot t. \qquad (2.3)$$

Концентрацию *c* обычно выражают в мг/м^3 (для воздуха), в мг/л (для воды) или в мг/кг (для продуктов питания). Скорость (интенсивность) поступления *v* измеряется в л/мин или м^3/день (воздух), л/день (вода), кг/день (продукты питания). Когда речь идет о времени поступления, охватывающем всю жизнь человека, то в качестве *t* обычно берут 70 лет.

В табл. 2.2 приведены стандартные количества поступающих в организм человека объема воздуха и массы воды, принятые в Российской Федерации. Стандартные значения скорости поступления в организм воздуха, воды и пищи, которые используются для расчетов в США, приведены в табл. 2.3.

Таблица 2.2.

Стандартные количества поступающих в организм человека объема воздуха и массы воды, принятые в Российской Федерации

Контингент	Воздух	Вода
Население	$7{,}3 \cdot 10^6$ л/год = 20 м^3/день	800 л/год = 2,2 л/день
Персонал	$2{,}5 \cdot 10^6$ л/год = 10 м^3/день (если в году 250 рабочих дней)	0

Таблица 2.3.

Стандартные значения скорости поступления воздуха, воды и пищи в организм людей и животных, принятые в США (*T* — средняя продолжительность жизни; *M* — масса тела, для пищи указан «сырой вес»).

Вид	Пол	*T*, годы	*M*, кг	Воздух, л/мин	Вода, мл/день	Пища, г/день
Человек	м	72	75	7,5*	2000	1500
	ж	79	60	6,0*	2000	1500
Мышь	м	2,5	0,030	0,03	5	3,6
	ж	2,5	0,025	0,03	5	3,25

Пример 2.3. Вычислить частость дополнительного риска в следующих условиях. Группу риска составляют работающие в помещениях, воздух которых содержит токсикант с концентрацией 0,2 мг/м^3. Предполагается, что группа риска будет работать в этих помещениях ежедневно в течение 8 час на протяжении 10 лет (считать, что в году 250 рабочих дней). Использовать соотношение между дополнительным риском и дозой, описываемое уравнением: $q_e = 0{,}03 \ln D + 0{,}05$. Последнее было получено в результате опытов над животными, в которых исследуемый интервал доз составлял 2000–20 000 мг, а отношение длительности времени экспериментов к средней продолжительности жизни животных равнялось 0,15.

Согласно данным табл. 2.2, в течение рабочего дня человек вдыхает 10 м^3 воздуха. По условиям задачи c = 0,2 мг/м^3, а время накопления дозы t равно 250·10 = 2500 дней. Накопленная доза равна

$$D = c\check{v}t = (0{,}2 \text{ мг/м}^3) \cdot (10 \text{ м}^3\text{/день}) \cdot (2500 \text{ дней}) = 5000 \text{ мг}.$$

Это количество находится в пределах вышеуказанного интервала исследованных доз. Время, равное 10 годам, соответствует доле 10/70 = 0,14 от

* Приведены скорости поступления воздуха для состояния покоя. При легкой физической нагрузке эта скорость принимается равной 29 л/мин у мужчин и 19 л/мин у женщин, а при тяжелой физической работе эти значения возрастают соответственно до 43 л/мин и 25 л/мин.

средней продолжительности жизни человека (если полагать, что последняя составляет 70 лет) — это также практически совпадает с величиной, характеризующей условия экспериментов над животными. Таким образом, полученную в результате наблюдений формулу можно использовать и для оценки дополнительного риска, обусловленного действием рассматриваемого токсического вещества на людей. Искомая частость риска будет равна

$$q_e = 0{,}03 \ln 5000 + 0{,}05 = 0{,}31.$$

Для описания связи между дозой и откликом на нее предложено несколько математических моделей. Ниже рассматриваются две из них — модель оценки риска с использованием распределения Вейбулла–Гнеденко и линейно-квадратичная модель.

2.2.1 Модель оценки риска, использующая распределение Вейбулла–Гнеденко

Распределение Вейбулла–Гнеденко описывается выражением

$$F(x) = 1 - e^{-ax^b}, \qquad (2.4)$$

где a и b — положительные параметры.

При изучении влияния токсического вещества на здоровье людей роль независимой переменной величины играет доза этого вещества D. Функция $q_e(D)$ моделирует зависимость «доза – отклик» и дает оценку частости риска, привносимого токсикантом:

$$q_e(D) = 1 - e^{-aD^b}. \qquad (2.5)$$

Выражение (5.5) можно линеаризовать двойным логарифмированием:

$$\ln[-\ln(1-q_e(D)] = \ln a + b \ln D. \qquad (2.6)$$

Эта зависимость может использоваться в качестве уравнения линейной регрессии. Его параметры a и b можно найти, если есть по крайней мере две пары значений, полученных при токсикологических (экспериментальных) исследованиях. Если было установлено, что значению D_1 соответствует частость $q_{e,1}$, а величине D_2 — частость $q_{e,2}$, то коэффициенты уравнения линейной регрессии вычисляются по формулам:

$$b = \{\ln[-\ln(1-q_{e,2})] - \ln[-\ln(1-q_{e,1})]\}/\ln(D_2/D_1), \qquad (2.7)$$

$$a = -\ln(1-q_{e,1})/D_1^{\,b} \text{ или } a = -\ln(1-q_{e,2})/D_2^{\,b}. \qquad (2.8)$$

Зная коэффициенты a и b, можно определить дозу токсиканта, соответствующую частости обусловленного им риска, преобразовав выражение (2.4):

$$D = \{[-\ln(1-q_e)]/a\}^{1/b}. \qquad (2.9)$$

Пример 2.4. В процессе выявления профессионального риска, связанного с воздействием некоторого токсиканта, фиксировались случаи патологических изменений в двух группах персонала, испытавших разные дозовые нагрузки. Первая группа риска насчитывала 100 человек, каждый из которых получил малую дозу токсиканта — 0,1 мг. В этой группе было отмечено 13 случаев патологии, в то время как число ожидавшихся случаев этой патологии предполагалось равным 8. Во второй группе риска было 120 человек, каждый из них получил дозу, равную 2,0 мг. Число патологических нарушений,

зафиксированных в этой группе, составило 32 против 10 ожидавшихся. Требуется определить коэффициенты зависимости (2.5) и найти дозу, при которой частость дополнительного риска равна 0,1.

В данной задаче $N_{t,1} = 100$, $D_1 = 0{,}1$ мг, $N_{t,2} = 120$, $D_2 = 2{,}0$ мг, $E_{t,1} = 13$, $E_{c,1} = 8$, $E_{t,2} = 32$, $E_{c,2} = 10$. Условия задачи позволяют вычислить частости дополнительного риска для каждой из исследованных групп:

$$q_{e,1} = (q_{t,1} - q_{c,1})/(1 - q_{c,1}) = [(E_{t,1}/N_{t,1}) - (E_{c,1}/N_{t,1})]/(1 - E_{c,1}/N_{t,1}) =$$
$$= [(13/100) - (8/100)]/(1 - 8/100) = 0{,}05,$$
$$q_{e,2} = (q_{t,2} - q_{c,2})/(1 - q_{c,2}) = [(E_{t,2}/N_{t,2}) - (E_{c,2}/N_{t,2})]/(1 - E_{c,2}/N_{t,2}) =$$
$$= [(32/120) - (10/120)]/(1 - 10/120) = 0{,}2.$$

Так как имеются две точки для линии регрессии, то коэффициенты выражения (2.5) вычисляются по формулам (2.7) и (2.8):

$$b = \{\ln[-\ln(1-0{,}2)] - \ln[-\ln(1-0{,}05)]\}/\ln(2/0{,}1) = 0{,}49,$$
$$a = -\ln(1 - 0{,}05)/(0{,}1)^{0{,}49} = 0{,}15.$$

Таким образом, в рассмотренном случае зависимость между дозой токсиканта и реакцией на нее в виде избыточного риска можно представить следующим выражением:

$$q_e(D) = 1 - e^{-0{,}15 D^{0{,}49}}.$$

Можно сказать, что в результате решения данной задачи проведено моделирование воздействия токсиканта на основе использования распределения Вейбулла-Гнеденко. Теперь, чтобы получить значение дозы при установленной величине частости риска 0,1, надо применить формулу (2.9):

$$D = \{[-\ln(1 - 0{,}1)]/0{,}15\}^{1/0{,}49} = 0{,}48 \text{ мг}.$$

2.2.2 Линейно-квадратичная модель оценки риска

Линейно-квадратичная модель использует следующий вид связи между дозой токсиканта и откликом на нее:

$$q_e = aD + bD^2. \qquad (2.10)$$

Если имеются две пары значений, полученных в результате предварительных (экспериментальных) исследованиях, то нетрудно найти коэффициенты a и b. Пусть значению D_1 соответствует частость $q_{e,1}$, а величине D_2 — частость $q_{e,2}$, тогда эти коэффициенты вычисляются по формулам:

$$b = (q_{e,1}/D_1 - q_{e,2}/D_2)/(D_1 - D_2),$$
$$a = (q_{e,1} - b D_1^2)/D_1 \quad \text{или} \quad a = (q_{e,2} - b D_2^2)/D_2. \qquad (2.11)$$

Величина дозы, соответствующая значению частости риска q_e, находится из квадратного уравнения, следующего из выражения (2.10):

$$bD^2 + aD - q_e = 0,$$
$$D = (-a \pm \sqrt{a^2 + 4b \cdot q_e})/2b. \qquad (2.12)$$

Пример 2.5. В процессе выявления профессионального риска, связанного с воздействием некоторого токсиканта, фиксировались случаи патологических изменений в двух группах персонала, испытавших разные дозовые нагрузки. Первая группа риска насчитывала 100 человек, каждый из которых получил дозу токсиканта, равную 0,1 мг. В этой группе было отмечено 11 случаев

патологии, в то время как число ожидавшихся случаев этой патологии предполагалось равным 9. Во второй группе риска было 80 человек, каждый из них получил дозу, равную 0,5 мг. Число патологических нарушений, зафиксированных в этой группе, составило 18 против 10 ожидавшихся. Требуется определить коэффициенты зависимости (2.5) и найти дозу, при которой частость дополнительного риска равна 0,1.

В данной задаче $N_{t,1} = 100$, $D_1 = 0{,}1$ мг, $N_{t,2} = 80$, $D_2 = 0{,}5$ мг, $E_{t,1} = 11$, $E_{c,1} = 9$, $E_{t,2} = 18$, $E_{c,2} = 10$. Условия задачи позволяют вычислить частости дополнительного риска для каждой из исследованных групп:

$$q_{e,1} = (q_{t,1} - q_{c,1})/(1 - q_{c,1}) = [(E_{t,1}/N_{t,1}) - (E_{c,1}/N_{t,1})]/(1 - E_{c,1}/N_{t,1}) =$$
$$= [(11/100) - (9/100)]/(1 - 9/100) = 0{,}022,$$
$$q_{e,2} = (q_{t,2} - q_{c,2})/(1 - q_{c,2}) = [(E_{t,2}/N_{t,2}) - (E_{c,2}/N_{t,2})]/(1 - E_{c,2}/N_{t,2}) =$$
$$= [(18/80) - (10/80)]/(1 - 10/80) = 0{,}114.$$

Коэффициенты b и a определяются с помощью выражений (2.11):

$$b = [0{,}022/0{,}1 - 0{,}114)/\ 0{,}5]/(0{,}1 - 0{,}5) = \ 0{,}02,$$
$$a = (0{,}022 - 0{,}02 \cdot 0{,}01)/0{,}1 = 0{,}22.$$

Следовательно, линейно-квадратичная модель зависимости частости риска от дозы в данном случае имеет вид:

$$q_e = 0{,}22D + 0{,}02D^2.$$

Значение дозы, соответствующее заданной частости риска q_e=0,1, вычисляется по (2.12):

$$D = [-0{,}22 \pm \sqrt{(0{,}22)^2 + 4 \cdot 0{,}02 \cdot 0{,}1}\ ] / (2 \cdot 104),$$
$$D_1 = 0{,}42 \text{ мг}, D_2 = -11{,}5 \text{ мг}.$$

Квадратное уравнение дает два решения, второе из них надлежит отбросить, поскольку доза не может быть отрицательной. Таким образом, искомое значение дозы $D = 0{,}42$ мг.

Линейно-квадратичная модель зависимости частости риска от дозы значительно меняется при малых и больших значениях D. При малых дозах снижается вклад квадратичного слагаемого (если a>0 и b>0), и уравнение (2.10) может быть представлено в линейной форме:

$$q_e = a\,D\ .$$

При больших дозах уравнение (5.10) приводит к завышенным результатам, это можно скорректировать введением экспоненциального сомножителя:

$$q_e = (aD + bD^2)\,e^{-(cD+dD^2)}. \qquad (2.13)$$

Полученная зависимость называется линейно - квадратично-экспоненциальной (модель ЛКЭ). Коэффициенты c и d, как и коэффициенты a и b, находятся из экспериментальных исследований. Для этого приходится решать систему из четырех уравнений, что требует применения компьютера.

Модель ЛКЭ используется, например, в радиобиологических исследованиях для описания зависимости между дозой ионизирующего излучения и вызванными ею последствиями (гибель клеток, хромосомные аберрации, появление злокачественных новообразований и т.д.). При малых дозах радиации справедлива линейная модель, с увеличением дозы становится существенным вклад квадратичного члена, а при еще больших значениях дозы

количество наблюдаемых негативных эффектов снижается. Это объясняется тем, что при таких дозах многие клетки погибают и, следовательно, не участвуют в продуцировании фиксируемых последствий. Экспоненциальный сомножитель отражает количество клеток, еще оставшихся живыми после получения данной дозы излучения. Сначала начинает сказываться линейная часть экспоненциального спада, а затем и квадратичная.

2.2.3 Гипотеза о линейном характере связи между дозой и откликом

Если величина дозы загрязнителя находится в пределах изученного интервала значений, (в процессе установления зависимости «доза – отклик»), то использование полученной модели является оправданным. В случае же доз, величины которых меньше нижнего предела исследованных значений, приходится проводить экстраполяцию. При этом предполагается, что в области малых доз соотношение между дозой и реакцией на нее является линейным. Кроме того, считается, что действие загрязнителя не имеет порога. На самом деле это далеко не всегда можно считать корректным, очень многие токсические вещества проявляют свое негативное воздействие только после того, как их доза превзошла пороговое значение. Предположение об отсутствии порога приводит к некоторому завышению эффектов и риска, это делается сознательно для перестраховки рассчитываемых оценок.

Таким образом, гипотеза о линейном и беспороговом характере зависимости «доза – отклик» в области малых (субэкспериментальных) значений порога позволяет оценивать дополнительную частость риска с помощью простого соотношения:

$$q_e = F_r \cdot D = F_r \cdot c \cdot v\check{e}\, t, \qquad (2.14)$$

где F_r — *фактор риска*, выражаемый в мг$^{-1}$, который показывает дополнительную частость, отнесенную к единице дозы. Величину F_r можно получить, например, путем деления частости риска $q_{e,\ мин}$, соответствующей минимальной исследованной дозе (нижней границе изучавшегося интервала значений доз), на величину минимальной из исследованных доз $D_{мин}$:

$$F_r = q_{e,\ мин}/D_{мин}\ . \qquad (2.15)$$

Пример 2.6. В питьевой воде по месту проживания некоторой семьи определена концентрация загрязнителя, равная 3 мкг/л. В процессе экспериментальных наблюдений над его действием установлено, что наименьшей из изученных доз $D_{мин}$ = 200 мг соответствует частость риска $q_{e,\ мин}$, равная 0,1. Эксперименты проводились с животными в течение периода времени, составившего 0,3 их средней продолжительности жизни. Как оценить дополнительный риск, которому будет подвергаться данная семья после 10 лет проживания в этом месте, если считать, что рассматриваемое вещество относится к беспороговым?

При расчетах риска, связанного с вредными веществами в питьевой воде принято считать, что каждый человек потребляет, в среднем 2,2 литра в день (см. табл. 2.2). Следовательно, за 10 лет (3650 дней) суммарная доза составит: $D = c \cdot v\check{e}t$ = (3 мкг/л)(2,2 л/день)(3650 дней) = 24,1 мг. Эта величина значительно

меньше минимально исследованной дозы, поэтому надо провести экстраполяцию в область малых доз, предполагая линейную зависимость частоты риска от дозы. Очевидно, что такая экстраполяция внесет свою погрешность в оценку риска. Время в 10 лет составляет следующую долю от средней продолжительности жизни человека: 10/70 = 0,14. Это существенно меньше доли 0,3, характеризующей условия опытов. Таким образом, добавляется еще один источник погрешности в оценке риска. Фактор риска определяется по формуле (2.15):

$$F_r = q_{e,\text{мин}}/D_{\text{мин}} = 0{,}1/200 = 5\cdot10^{-4}\ \text{мг}^{-1}.$$

Дополнительный риск, которому подвергаются члены рассматриваемой семьи, характеризуется частостью:

$$q_e = F_r \cdot D = (5\cdot10^{-4}\ \text{мг}^{-1})\cdot(24{,}1\ \text{мг}) = 0{,}01.$$

2.3 Способы выражения фактора риска

В уравнении (2.15) фактор риска F_r представлял собой риск, отнесенный к единице дозы вредного вещества и выражался в обратных миллиграммах (мг^{-1}). Иногда требуется дать зависимость риска R не от дозы, а от концентрации вещества c:

$$R = F_r \cdot c\ . \qquad (2.16)$$

Если концентрация имеет размерность мкг/м^3 (в случае, когда загрязнитель находится в воздухе), то фактор риска должен быть отнесен к единице концентрации и, следовательно, быть выраженным в $(\text{мкг/м}^3)^{-1}$. Связь между значениями фактора риска, выраженными в (мг^{-1}) и в $(\text{мкг/м}^3)^{-1}$, имеет следующий вид:

$$F_r\ (\text{мкг/м}^3)^{-1} = F_r\ (\text{мг}^{-1})\cdot10^{-3}\cdot v\cdot t, \qquad (2.17)$$

где v — интенсивность ежедневного поступления загрязнителя в организм, а t — длительность поступления. Это соотношение может быть использовано, если определено ежедневное поступление загрязненного воздуха и установлено время воздействия загрязнителя на группу риска.

Пример 2.7. Найти связь между значениями фактора риска в единицах мг^{-1} и $(\text{мкг/м}^3)^{-1}$ для персонала, работающего в течение 20 лет во вредных условиях, вызванных загрязнением воздуха.

Принятое в Российской Федерации стандартное значение объема воздуха, поступающего в легкие персонала, составляет $2{,}5\cdot10^6$ л/год = $2{,}5\cdot10^3$ м^3/год (табл. 2.1.). Следовательно, соотношение между значениями фактора риска будет следующим:

$$F_r(\text{мкг/м}^3)^{-1} = F_r(\text{мг}^{-1})\cdot10^{-3}\cdot2{,}5\cdot10^3(\text{м}^3/\text{год})\cdot20\ \text{лет} = 50\ F_r(\text{мг}^{-1}). \qquad (2.18а)$$

Пример 2.8. Найти связь между значениями фактора риска, выраженными в (мг^{-1}) и в $(\text{мкг/м}^3)^{-1}$, для населения, постоянно проживающего в местности с загрязненным атмосферным воздухом.

Принятое в Российской Федерации стандартное значение объема воздуха, поступающего в легкие населения, составляет $7{,}3\cdot10^6$ л/год = $7{,}3\cdot10^3$ м^3/год (табл. 2.2.). Если считать, что каждый житель подвергается риску в течение

всей жизни, средняя продолжительность которой составляет 70 лет, то соотношение между значениями фактора риска будет таким:

$$F_r(\text{мкг/м}^3)^{-1} = F_r(\text{мг}^{-1})\cdot 10^{-3}\cdot 7{,}3\cdot 10^3(\text{м}^3/\text{год})\cdot 70\ \text{лет} = 511\ F_r(\text{мг}^{-1}). \quad (2.18\text{б})$$

Обозначим через q_e количество дополнительных случаев тяжелых последствий действия токсиканта на людей, отнесенное к одному году. Оно может быть записано в следующем виде:

$$q_e = [\ F_r\ (\text{мкг/м}^3)^{-1}\cdot \sum_{i=1}^{n}(c\cdot N)_i\ ]\ /\ T\ . \quad (2.19)$$

В этом выражении подразумевается, что каждая *i*-я доза загрязнителя действует на количество людей, равное *N*; *n* - полное количество доз загрязнителя, а *T* — время экспозиции, т.е. количество лет воздействия вредного вещества.

Еще один способ выражения фактора риска обусловлен возможностью связи риска *R* с мощностью дозы токсиканта или канцерогена H_D:

$$R = F_r\cdot H_D \quad (2.20)$$

В этой формуле мощность дозы представляет собой количество токсиканта (канцерогена) в 1 мг, отнесенное к 1 кг массы тела человека и к одному дню экспозиции. Таким образом, величину H_D следует выражать в мг/(кг·день), а фактор риска F_r — в обратных единицах, т.е. в $[\text{мг/(кг·день)}]^{-1}$. Если принять среднюю массу тела человека за 70 кг, то легко записать соотношение между значениями фактора риска, выраженного в $[\text{мг/(кг·день)}]^{-1}$ и в мг^{-1}:

$$F_r\ [\text{мг/(кг·день)}]^{-1} = F_r\ (\text{мг}^{-1})\cdot 70\ (\text{кг})\cdot t\ (\text{дни}), \quad (2.21)$$

где *t* — время экспозиции.

Пример 2.9. Найти связь между факторами риска в $[\text{мг/(кг·день)}]^{-1}$ и в мг^{-1} для персонала, работающего во вредных условиях, связанных с поступлением в организм некоторого токсиканта. Считать, что количество рабочих дней в году равно 250, а полный стаж работы во вредных условиях - 20 лет.

Значение F_r с размерностью $[\text{мг/(кг·день)}]^{-1}$ будет иметь вид

$$F_r[\text{мг/(кг·день)}]^{-1} = F_r(\text{мг}^{-1})\cdot 70(\text{кг})\ 250(\text{дни/год})\cdot 20\ \text{лет} = 3{,}5\cdot 10^5\ F_r(\text{м}^{-1}). \quad (2.22\text{а})$$

Пример 2.10. Найти связь между факторами риска, выраженными в $[\text{мг/(кг·день)}]^{-1}$ и в мг^{-1} для населения, постоянно проживающего в загрязненной местности.

Если считать, что средняя продолжительность жизни человека составляет 70 лет, то искомую связь можно определить таким образом:

$$F_r\ [\text{мг/(кг·день)}]^{-1} = F_r\ (\text{мг}^{-1})\cdot 70\ (\text{кг})\cdot 365\ (\text{дней})\cdot 70 = 1{,}79\cdot 10^6\ F_r\ (\text{мг}^{-1}). \quad (2.22\text{б})$$

Количество дополнительных случаев тяжелых последствий действия токсиканта на людей, отнесенное к одному году (q_e), можно записать в виде

$$q_e = \{F_r\ [\text{мг/(кг·день)}]^{-1}\cdot \sum_{i=1}^{n}(H_D\cdot N)_i\ \}/T\ . \quad (2.23)$$

Как и прежде, подразумевается, что каждая *i*-я доза (воздействие) токсиканта действует на количество людей, равное *N*; *n* — полное число воздействий токсиканта; *T* — количество лет действия токсиканта (время экспозиции).

Используя приведенные выше формулы, можно установить соотношение между значениями фактора риска в $(\text{мкг/м}^3)^{-1}$ и в $[\text{мг/(кг·день)}]^{-1}$ для персонала

и населения. Так, для персонала, работающего в условиях загрязнения воздуха, это соотношение получается делением уравнения (2.18а) на (2.22а):

$$F_r\ (\text{мкг/м}^3)^{-1}/F_r\ [\text{мг/(кг·день)}]^{-1} =$$
$$= 50\ F_r\ (\text{мг}^{-1})/3{,}5\cdot10^5\ F_r\ (\text{мг}^{-1})\ F_r\ (\text{мкг/м}^3)^{-1},$$
$$F_r\ (\text{мкг/м}^3)^{-1} = 1{,}43\cdot10^{-4}\ F_r\ [\text{мг/(кг·день)}]^{-1}. \qquad (2.24)$$

А для населения, постоянно проживающего в загрязненной местности, аналогичное соотношение получается делением (2.18б) на (2.22б):

$$F_r\ (\text{мкг/м}^3)^{-1}/\ F_r\ [\text{мг/(кг·день)}]^{-1} = 511\ F_r\ (\text{мг}^{-1})/\ 1{,}79\cdot10^6\ F_r\ (\text{мг}^{-1}),$$
$$F_r\ (\text{мкг/м}^3)^{-1} = 2{,}85\cdot10^{-4}\ F_r\ [\text{мг/(кг·день)}]^{-1}. \qquad (2.25)$$

Таблица 2.4

Факторы риска и значения ПДК тяжелых металлов, токсичных неметаллов (мышьяка и сурьмы) и бора, находящихся в питьевой воде

Химический элемент	**Фактор риска, (мг/литр)** [J1]	**ПДК, мг/литр**	**Доминирующее действие**
Ртуть	10	0,001	На почки и нервную систему (метилртуть)
Кадмий	3	0,003	На почки
Сурьма	2	0,005	На образование глюкозы и холестерина в крови
Мышьяк	1	0,01	Развитие рака кожи
Свинец	1	0,01	На биосинтез крови, нервную систему и кровяное давление
Никель	0,5	0,02	Потеря веса
Хром	0,2	0,05	Мутагенные эффекты, при вдыхании – развитие рака
Барий	0,14	0,07	На кровяное давление и на кровеносные сосуды
Бор	0,03	0,3	На способность к деторождению
Марганец	0,02	0,5	На нервную систему
Медь	0,005	2	На печень

В табл. 2.4 по данным Всемирной Организации Здравоохранения и методики «Экоиндикатор 95» [20] сопоставляются значения факторов риска и предельно-допустимых концентраций (ПДК) тяжелых металлов, токсичных

неметаллов (мышьяка и сурьмы) и бора, находящихся в питьевой воде. Видно, что чем больше фактор риска, тем ниже величина ПДК.

2.4 Оценка допустимых концентраций беспороговых токсикантов

Метод расчета допустимых концентраций загрязнителя (токсиканта) по значению обусловленного его воздействием допустимого риска зависит от того, какова связь между дозой этого токсиканта и вызываемым им эффектом. Как известно, эта связь может быть пороговой или беспороговой. Если соотношение «доза – эффект» не имеет порога, то допустимая концентрация может быть рассчитана по величине дополнительного риска, устанавливаемого для всей продолжительности жизни индивидуума, или по количеству дополнительных случаев тяжелых последствий, относимых к одному году. Если же связь «доза – эффект» характеризуется наличием пороговой дозы (или пороговой мощности дозы), то допустимая концентрация определяется по значению этой дозы (или мощности дозы).

2.4.1 Оценка допустимых для населения концентраций загрязнителей по заданному значению допустимого риска

Пусть в g компонентах среды обитания (например, g=3 при рассмотрении воздуха, воды и пищи) присутствуют (k–1) беспороговых загрязнителей, к которым добавляется еще один (k-й) загрязнитель, также не имеющий порога в соотношении «доза – эффект». Полный риск, обусловленный воздействием всех k беспороговых веществ, определяется следующим выражением:

$$R = \sum_{g}(\sum_{j=1}^{k-1} R_{gj} + R_{gk}) , \qquad (2.26)$$

где R — значение индивидуального риска, устанавливаемое для продолжительности всей жизни индивидуума; R_{gj} — значение индивидуального риска, связанного с присутствием j-го загрязнителя в g-м компоненте окружающей среды; R_{gk} — значение индивидуального риска, вызванного появлением k-го загрязнителя в g-м компоненте окружающей среды.

Выражение (2.26) можно представить в виде:

$$R = \sum_{g}(\sum_{j=1}^{k-1}[P_e(D)]_{gj} + P_e(D)_{gk}), \qquad (2.26а)$$

где D — доза загрязнителя, накопленная на протяжении всей жизни индивидуума ($D=c\cdot v\cdot t$, где c — концентрация загрязнителя, v — скорость его поступления в организм, t — средняя продолжительность жизни человека).

Для линейной связи между дозой вредного вещества и вызываемым эффектом можно использовать выражение $q_e(D)$ из (2.14):

$$P_e(D) = F_r\cdot D = F_r\cdot c\cdot v\cdot t . \qquad (2.27)$$

Подставив его в формулу (2.26а), получим

$$R=\sum_{g}[\sum_{j=1}^{k-1}(F_r\cdot D)_{gj} + (F_r\cdot D)_{gk}]=\sum_{g}[\sum_{j=1}^{k-1}(F_r - v\cdot t)_{gj} + (F_r\cdot c\cdot v\cdot t)_{gk}], \qquad (2.28)$$

где R — значение допустимого риска; c — допустимая концентрация загрязнителя в одном из компонентов окружающей среды.

Для населения, постоянно проживающего в загрязненной местности, t = 365 дней ? 70 лет = 25550 дней. Подставив это значение в уравнение (2.28), получим

$$R = 25550 \sum_{g} [\sum_{j=1}^{k-1} (F_r \cdot c \cdot v)_{gj} + (F_r \cdot c \cdot v)_{gk}]. \qquad (2.29)$$

Если k-й загрязнитель вводится лишь в один из компонентов среды, то можно получить его допустимую концентрацию в этом компоненте c_k:

$$R = 25550 \sum_{g} \sum_{j=1}^{k-1} (F_r \cdot c \cdot v)_{gj} + (F_r \cdot c \cdot v)_k ,$$

откуда

$$c_k = [R - 25550 \sum_{g} \sum_{j=1}^{k-1} (F_r - v)_{gj}]/(25550 \cdot F_{rk} \cdot v_k). \qquad (2.30)$$

Если по уже присутствующим в окружающей среде веществам данные отсутствуют, то в предположении, что других загрязнителей нет, допустимая концентрация вводимого загрязнителя может быть рассчитана по упрощенной формуле, которая следует из уравнения (5.30):

$$c_k = R_k/(25550 \cdot F_{rk} \cdot v_k) . \qquad (2.31)$$

Пример 2.11. Ввод в эксплуатацию некоторого промышленного объекта сопряжен с выбросом в атмосферу загрязнителя-канцерогена. Рассчитать его допустимую концентрацию при следующих условиях:

- допустимый для всей жизни человека индивидуальный риск, обусловленный присутствием в окружающей среде всех канцерогенов, принять равным $5 \cdot 10^{-6}$;
- устанавливаемый для всей жизни человека индивидуальный риск, вызванный присутствием ранее имеющимися k–1 канцерогенами в окружающей среде канцерогенов с допустимыми концентрациями, составляет $2 \cdot 10^{-6}$;
- фактор риска нового канцерогена, отнесенный ко всей продолжительности жизни, равен $1 \cdot 10^{-5}$ мг$^{-1}$;
- время ежедневной экспозиции новому канцерогену — 8 часов.

Средняя скорость поступления воздуха в организм составляет для населения 20 м^3 в день (см. табл.2.2). Ежедневное поступление загрязненного воздуха будет равно 8 ч /24 ч? 20м^3/день = 6,66 м^3/день. Величину c_k можно определить по формуле (2.30):

$$c_k=(5 \cdot 10^{-6}–2 \cdot 10^{-6})/(25550 \cdot 1 \cdot 10^{-5} \cdot 6{,}66)=1{,}8 \cdot 10^{-6} \text{ мг/м}^3 =1{,}8 \cdot 10^{-3} \text{ мкг/м}^3.$$

Пример 2.12. Рассчитать допустимую для населения концентрацию в воздухе канцерогена, который поступает в атмосферу 16 часов ежедневно и характеризуется фактором риска, равным $1 \cdot 10^{-5}$ мг$^{-1}$. Значение допустимого риска, задаваемое для продолжительности всей жизни, принять равным $5 \cdot 10^{-6}$.

Как и в предыдущем примере, в качестве значения средней скорости поступления воздуха в организм следует принять 20 м^3/день. Ежедневное поступление загрязненного воздуха будет равно 16 ч / 24 ч ? 20м^3/день = 13,3 м^3/день. В соответствии с формулой (5.31) получим

$$c_k = 5 \cdot 10^{-6} / (25550 \cdot 1 \cdot 10^{-5} \cdot 13{,}3) = 1{,}5 \cdot 10^{-6} \text{ мг/ м}^3 = 1{,}5 \cdot 10^{-3} \text{ мкг/м}^3.$$

2.4.2 Оценка допустимых для населения концентраций загрязнителей по ежегодному количеству дополнительных случаев заболеваний

Как и прежде, расчеты будут проводиться для населения, проживающего в условиях загрязнения среды обитания. Пусть в компонентах среды уже имеется некоторое количество беспороговых загрязнителей, к которым предполагается добавить еще один. При этом количество дополнительных случаев тяжелых последствий суммарного воздействия вредных веществ не должно превзойти некоторого заданного значения q_e. Последнее можно записать в следующем виде:

$$q_e = \sum_g \sum_{i=1}^{n} [\sum_{j=1}^{k-1} (R_{gij} \cdot N_{gij}) + R_{gik} \cdot N_{gik}] =$$

$$= \sum_g \sum_{i=1}^{n} \{\sum_{j=1}^{k-1} [P_e(D)_{gij} \cdot N_{gij}] + P_e(D)_{gik} \cdot N_{gik}\}, \qquad (2.32)$$

где $(k–1)$ — количество веществ, уже находящихся в среде обитания, к которым добавляется k-й загрязнитель; n — количество доз загрязнителей; R_{gij} и R_{gik} — значения отнесенных ко всей продолжительности жизни индивидуальных рисков для j-го и k-го загрязнителей соответственно, при i-й дозе в одном g-м компоненте окружающей среды; N_{gij} и N_{gik} — количества людей, подвергающихся воздействию соответственно j-го и k-го загрязнителей, присутствующих в i-й дозе в g-м компоненте окружающей среды; ($D = c \cdot v \cdot t$, где c — концентрация загрязнителя, v — скорость его поступления в организм, t =365 дней).

Если связь между дозой вещества и вызываемым эффектом линейна, то

$$P_e(D) = F_r \cdot D = F_r \cdot c \cdot v \cdot t. \qquad (2.33)$$

Подставив выражение для $P_e(D)$ в формулу (5.32), получим

$$q_e = \sum_g \sum_{i=1}^{n} \{\sum_{j=1}^{k-1} [(F_r \cdot D)_{gij} \cdot N_{gij}] + (F_r \cdot D)_{gik} \cdot N_{gik}\} =$$

$$\sum_g \sum_{i=1}^{n} [\sum_{j=1}^{k-1} (F_r \cdot c \cdot v \cdot t \cdot N)_{gij} + (F_r \cdot c \cdot v \cdot t \cdot N)_{gik}], \qquad (2.34)$$

где c — допустимая концентрация загрязнителя в компоненте окружающей среды.

Полагая, что все индивидуумы на протяжении всего года получают одинаковые ежедневные дозы (количество которых n равно 365) загрязнителя, можно переписать формулу (2.34) в следующем виде:

$$q_e = 365 \sum_g [\sum_{j=1}^{k-1} (F_r \cdot c \cdot v \cdot N)_{gj} + (F_r \cdot c \cdot v \cdot N)_{gk}]. \qquad (2.35)$$

Если k-й загрязнитель может находиться только в одном из компонентов среды обитания, то его допустимая концентрация c_k определится упрощенным выражением:

$$q_e = 365 \sum_g \sum_{j=1}^{k-1} (F_r \cdot c \cdot v \cdot N)_{gj} + (F_r \cdot c_k \cdot v \cdot N)_{gk},$$

$$c_k = [q_e - 365 \sum_g \sum_{j=1}^{k-1} (F_r \cdot c \cdot v \cdot N)_{gj}\,]/(365 \cdot F_{rk} \cdot v_k \cdot N_k). \qquad (2.36)$$

Здесь c_k — допустимая концентрация k-го загрязнителя в рассматриваемом компоненте окружающей среды; N_k — численность группы людей, на которую он действует.

Если по уже присутствующим в окружающей среде токсическим веществам данные отсутствуют, то допустимая концентрация вводимого загрязнителя может быть рассчитана по упрощенной формуле, которая следует из уравнения (5.36):

$$c_k = q_e / (365 \cdot F_{rk} \cdot v_k \cdot N_k)\,. \qquad (2.37)$$

Пример 2.13. Ввод в эксплуатацию некоторого промышленного объекта может сопровождаться выбросом в атмосферу канцерогена. Рассчитать его допустимую концентрацию, исходя из предельно допустимого количества дополнительных случаев онкологических заболеваний. Расчет произвести при следующих условиях:

- допустимое количество дополнительных раковых заболеваний, вызываемых ежегодно вследствие наличия в окружающей среде всех канцерогенов, принять равным 1;
- количество дополнительных раковых заболеваний, обусловленное канцерогенами, уже присутствующими в среде обитания, составляет 0,8 в год;
- количество людей, подвергающихся воздействию рассматриваемого канцерогена, составляет 10^6;
- фактор риска рассматриваемого канцерогена равен $1 \cdot 10^{-5}$ мг$^{-1}$;
- время ежедневной экспозиции новому канцерогену — 8 часов.

Скорость поступления воздуха в организм составляет 20 м^3/день (см. табл. 2.2). Используя формулу (2.36), получим

$$c_k = (1 - 0{,}8)/ (365 \cdot 1 \cdot 10^{-5} (8/24) \cdot 20 \cdot 10^6) = 8 \cdot 10^{-6} \text{ мг/ м}^3 = 0{,}008 \text{ мкг/ м}^3.$$

Пример 2.14. Рассчитать допустимую концентрацию в воздухе канцерогена, который будет поступать в атмосферу ежедневно в течение 8 часов. Фактор риска канцерогена равен $1 \cdot 10^{-5}$ мг$^{-1}$; количество людей, которые будут подвергаться его действию, составляет $5 \cdot 10^4$. Считать, что допустимое количество дополнительных раковых заболеваний составляет 0,1 в год.

Скорость поступления воздуха в организм составляет 20 м^3/день (см. табл. 2.2). Используя формулу (2.37), получим

$$c_k = 0{,}1/ (365 \cdot 1 \cdot 10^{-5} \cdot (8/24) \cdot 20 \cdot 5 \cdot 10^4) = 8 \cdot 10^{-5} \text{ мг/ м}^3 = 0{,}08 \text{ мкг/ м}^3.$$

2.4.3 Оценка допустимых для персонала концентраций загрязнителей по заданному значению допустимого риска

Для того, чтобы рассчитать допустимую концентрацию беспорогового загрязнителя, присутствующего в одном из компонентов окружающей среды и воздействующего на персонал предприятия, можно воспользоваться модифицированной формулой (2.31). Напомним, что эта формула справедлива, если рассматриваемое вещество находится только в одном из компонентов

среды и отсутствует информация по уже присутствующим в среде загрязнителям. При оценке возможной опасности условий труда наиболее важным является учет вредных веществ в воздухе рабочих помещений. При этом надлежит иметь в виду, что величина допустимой концентрации будет усреднена по длительности рабочего дня. Если считать, что количество рабочих дней в году равно 250, а полное время работы в рассматриваемых условиях составляет 40 лет, то уравнение (2.31) можно записать в следующем виде:

$$c_k = R_k./\ 10000 \cdot F_{rk} \cdot v_k\,, \qquad (2.38)$$

где R_k — допустимый индивидуальный риск, вызываемый k-м веществом и устанавливаемый для всего рабочего стажа в рассматриваемых условиях.

Пример 2.15. Рассчитать для персонала допустимую концентрацию загрязнителя в воздухе рабочих помещений, если им является канцероген с фактором риска, равным $1 \cdot 10^{-5}$ мг$^{-1}$. Допустимый индивидуальный риск, обусловленный рассматриваемым канцерогеном и устанавливаемый для полного рабочего стажа, составляет $1 \cdot 10^{-4}$.

Скорость поступления загрязненного воздуха в помещение составляет $2{,}5 \cdot 10^3$ м^3/год; при числе рабочих дней в году, равным 250, это соответствует 10 м^3/день (см. табл. 2.2). По формуле (2.38) получим

$$c_k = 1 \cdot 10^{-4} / (10^4 \cdot 1 \cdot 10^{-5} \cdot 10) = 1 \cdot 10^{-4} \text{ мг/ м}^3 = 0{,}1 \text{ мкг/ м}^3.$$

Если рабочие места загрязнены не одним, а несколькими веществами, то следует предусмотреть меры для того, чтобы вызванный ими риск не превысил значения допустимого риска, устанавливаемого для полного рабочего стажа. Пусть в воздухе производственных помещений присутствует несколько загрязнителей, каждый из которых характеризуется собственной допустимой концентрацией, оцениваемой на основе одного и того же значения допустимого риска. В этом случае должно соблюдаться следующее условие:

$$\sum_{j=1}^{k} (\bar{c}_j / c_j) = (\bar{c}_1 / c_1) + (\bar{c}_2 / c_2) + \cdots + (\bar{c}_k / c_k) \le 1, \qquad (2.39)$$

где k — количество загрязнителей, присутствующих в воздухе, $\bar{c}_j$ и c_j соответственно усредненные и допустимые концентрации.

Пример 2.16. В течение 30 лет персонал некоторого промышленного объекта может подвергаться воздействию трех находящихся в воздухе канцерогенов. Концентрации этих загрязнителей, усредненные по длительности рабочего дня, составляют соответственно 5, 10 и 15 мкг/м^3, а их допустимые концентрации равны соответственно 20, 30 и 40 мкг/м^3. Величины последних получены на основе одного и того же значения допустимого риска (равного $1 \cdot 10^{-4}$) и установленного для всего 30-летнего стажа. Превышает ли суммарный риск, обусловленный действием трех канцерогенов, заданную величину допустимого риска, равную $1 \cdot 10^{-4}$?

Условие (2.39) в данном случае примет вид:

$$(5/20)+(10/30)+(15/40)=0{,}96 <1.$$

Поскольку условие выполнено, суммарный риск не должен превзойти величину, равную $1 \cdot 10^{-4}$.

2.4.4 Оценка допустимых для персонала концентраций загрязнителей по ежегодному количеству дополнительных случаев заболеваний

Расчет допустимых концентраций на основе установленного значения допустимого риска означает, что оценки должны исходить из учета приемлемого количества дополнительных случаев тяжелых последствий (например, раковых заболеваний), возникающих ежегодно у работников рассматриваемого предприятия. Для этого может быть использовано приведенное выше уравнение (2.37). Напомним, что это уравнение справедливо тогда, когда загрязнитель находится только в одном компоненте окружающей среды, например в воздухе, и нет сведений о других загрязнителях. Загрязнение воздуха рабочих помещений наиболее часто встречается в расчетах допустимых для персонала концентраций вредных веществ. Если принять, что количество рабочих дней в году равно 250, то уравнение (2.37) можно записать в виде:

$$c_k = q_e./\ (250\cdot F_{rk}\cdot v_k\cdot N_k)\ , \qquad (2.40)$$

где q_e — допустимое дополнительное число тяжелых последствий действия загрязнителя, которые могут возникать ежегодно.

Если в окружающей среде находятся несколько загрязнителей, то следует проверить условие (2.39); это позволит убедиться в том, что количество ежегодно возникающих дополнительных случаев проявления тяжелых последствий не превысит допустимый уровень.

Пример 2.17. Рассчитать допустимую усредненную по времени рабочего дня концентрацию канцерогена в воздухе рабочего помещения при следующих условиях:

- фактор риска F_{rk} канцерогена составляет $1\cdot10^{-5}$ мг$^{-1}$;
- количество людей подвергающихся воздействию канцерогена $N_k = 400$;
- допустимое количество дополнительных случаев онкологических заболеваний $q_e = 0{,}1$ в год.

Скорость поступления воздуха в организм работающих составляет 10 м^3/день (см. табл. 2.2). Используя формулу (2.40), получим

$$c_k = 0{,}1/\ 250\cdot 1\cdot10^{-5}\cdot10\cdot400 = 0{,}01\text{мг/м}^3 = 10\ \text{мкг/м}^3\ .$$

Пример 2.18. Группа рабочих подвергается воздействию трех канцерогенных веществ. Усредненные за рабочий день концентрации канцерогенов равны соответственно 10, 15 и 20 мкг/м^3, а допустимые концентрации составляют 60, 70 и 80 мкг/м^3 соответственно. Каждое из значений допустимой концентрации установлено с учетом числа работников и предполагает, что допустимое количество дополнительных случаев раковых заболеваний составляет 0,5 в год. Превысит ли этот принятый допустимый уровень (0,5 год$^{-1}$) полное количество дополнительных случаев рака, вызванное действием трех канцерогенов?

По неравенству (2.39) имеем:

$$(10/60)+(15/70)+(20/80)=0{,}63<1.$$

Так как сумма отношений меньше единицы, количество дополнительных случаев онкологических заболеваний не должно превзойти установленного уровня.

2.5 Оценка пороговых значений дозы и мощности дозы загрязнителей

Надежность оценивания риска зависит от того, как согласуются экспериментальные данные (установленные в опытах над животными или следующие из эпидемиологических исследований) с результатами наблюдений над группами риска. К последним могут относиться как коллективы, работающие во вредных условиях («персонал»), так и жители, среда обитания которых загрязнена («население»). Согласование экспериментальных данных с результатами наблюдений над группами риска требует учета следующих факторов.

1. Химическая форма загрязнителя (токсиканта);
2. Путь поступления токсиканта (экспозиция) в организм (воздух, вода, продукты питания);
3. Возраст человека во время первого воздействия данного токсиканта;
4. Пол;
5. Биокинетические особенности токсиканта;
6. Механизм токсичности;
7. Доза токсиканта и ее мощность;
8. Фактор времени, выражающий отношение длительности экспозиции к средней продолжительности жизни.

Первые шесть из перечисленных факторов определяют качественную сторону согласования данных экспериментов и результатов изучения групп риска. Чтобы обеспечить количественное согласование, необходимо выяснить, как определяются мощность дозы и доза токсиканта, а также временной фактор его действия.

Практика исследований зависимости между значением дозы токсиканта и его действием (эффектом) показала, что целесообразно рассматривать четыре следующих величины мощности дозы. Эти четыре введенных величины представляют собой различные подходы к выражению пороговой мощности дозы:

- H_{NOEL} — выявленная опытным путем наибольшая мощность дозы, которая не приводит к появлению *каких бы то ни было* статистически или биологически значимых эффектов (NOEL означает «no-observed-effect level», т.е. уровень, при котором эффекты не наблюдаются);
- H_{NOAEL} — наибольшая мощность дозы, которая не приводит к появлению статистически или биологически значимых *неблагоприятных* эффектов (NOAEL означает «no-observed-adverse-effect level», т.е. уровень, при котором не наблюдаются неблагоприятные эффекты);
- H_{LOEL} — выявленная опытным путем наименьшая мощность дозы, которая приводит к появлению *каких бы то ни было* статистически или биологически значимых эффектов (LOEL означает «lowest-observed-effect level», т.е. наинизший уровень, при котором наблюдаются эффекты);

- H_{LOAEL} — выявленная опытным путем наименьшая мощность дозы, которая приводит к появлению статистически или биологически значимых *неблагоприятных* эффектов (LOAEL означает «lowest-observed-adverse-effect level», т.е. наинизший уровень, при котором наблюдаются *неблагоприятные* эффекты).

Все четыре величины измеряются количеством загрязнителя, поступающего в единицу времени в организм человека или животного и нормированного на единицу массы тела. Обычно количество токсиканта измеряется в миллиграммах, единицей времени служит день, а единицей массы тела — килограмм; следовательно, размерность перечисленных величин — мг/(кг·день).

Пороговая мощность $H_{D,T}$ (в зависимости от подхода в качестве $H_{D,T}$ берется какая-либо из величин $H_{NOEL\text{-}A}$, $H_{NOAEL\text{-}A}$, $H_{LOEL\text{-}A}$, $H_{LOAEL\text{-}A}$) вычисляется по экспериментальным данным с помощью простой формулы:

$$H_{D,T} = c \cdot v / M, \qquad (2.41)$$

где c — содержание токсиканта в единице массы или объема загрязненного компонента среды; v — ежедневное поступление в организм загрязненного компонента среды, выражаемое его массой или объемом; M — масса тела.

Оптимальное согласование экспериментальных данных и результатов наблюдений над группами риска означает, что имеется достаточная информация по всем перечисленным выше факторам. Однако на практике такое согласование обеспечить не удается. Поэтому приходится вводить коэффициенты неопределенности, которые играют роль своеобразного «запаса надежности» в процессе вычисления мощности дозы. Обычно используют три коэффициента: F_1, F_2 и F_3, на их произведение делят величину пороговой мощности дозы:

$$H_{D,A} = H_{D,T} / (F_1 \cdot F_2 \cdot F_3), \qquad (2.42)$$

где $H_{D,A}$ — скорректированное значение пороговой мощности дозы.

Коэффициент F_1 используется для учета возможных межвидовых вариаций в проявлении эффектов от одной и той же мощности дозы, т.е. он характеризует межвидовые различия в чувствительности к токсиканту. Если биокинетические особенности токсиканта и механизмы его токсичности у экспериментальных животных и людей различаются сильно, то коэффициенту F_1 приписывают максимальное значение, равное 10. Если биокинетика и механизмы токсичности у экспериментальных животных и людей схожи, то F_1=1.

Коэффициент F_2 ответствен за внутривидовые различия в действии токсиканта, которые обусловлены индивидуальной чувствительностью. Его значения могут меняться от 1 до 10; также обычно полагают F_2=1 (если существенные индивидуальные различия в чувствительности к данному токсиканту не выявлены).

Коэффициент F_3 повышает надежность расчетов, связанных с переходом от сравнительно кратковременных наблюдений к оценкам эффектов на

значительно больший период времени. Значение этого коэффициента может варьировать от 10 до 100. Когда требуется оценить H_{NOEL} или H_{NOAEL} для всей жизни животного или человека, а имеются данные только по кратковременным экспериментам, то полагают F_3=10. Для оценки же H_{LOEL} или H_{LOAEL} при тех же условиях используется максимальное значение F_3=100.

Таким образом, введение коэффициентов неопределенности F_1, F_2 и F_3 существенно снижает значение пороговой мощности дозы.

Пример 2.19. Опыты по воздействию некоторого токсиканта на животных в течение короткого промежутка времени установили, что значение H_{NOAEL} составляет 1 мг/кг·день. Ни по биокинетике, ни по чувствительности людей к этому токсиканту данных нет. Как оценить значение H_{NOAEL} для людей в предположении, что рассматриваемый токсикант действует на них в течение всего времени жизни?

В данном случае значения коэффициентов неопределенности будут следующими. Коэффициент F_1 = 10, поскольку данные по биокинетическим особенностям и механизмам токсичности отсутствуют и возможны проявления межвидовых различий в чувствительности к нему животных и людей. Коэффициент F_2=1, так как нет сведений о том, что возможны существенные вариации индивидуальной чувствительности людей к рассматриваемому токсиканту. Коэффициент F_3=10, так как требуется определить значение H_{NOAEL} для всей жизни человека, а экспериментальные данные по H_{NOAEL} получены из кратковременных наблюдений.

Таким образом, по формуле (2.42):

$$H_{NOAEL\text{-}A} = H_{NOAEL} /(10 \cdot 1 \cdot 10) = 0{,}01 \text{ мг/кг·день}.$$

2.6 Оценка допустимых концентраций пороговых токсикантов

Как указывалось выше (см. раздел 2.4), на практике не удается обеспечить оптимальное согласование экспериментальных данных и результатов наблюдений над группами риска. Поэтому приходится вводить коэффициенты неопределенности F_1, F_2 и F_3, на их произведение делить величину пороговой мощности дозы. В результате получают скорректированные значения пороговой мощности дозы $H_{D,A}$, т.е. $H_{NOEL\text{-}A}$, $H_{NOAEL\text{-}A}$, $H_{LOEL\text{-}A}$, $H_{LOAEL\text{-}A}$.

2.6.1 Оценка допустимых концентраций токсикантов с целью предотвращения отдаленных последствий

Пороговые отдаленные последствия (эффекты) могут возникать вследствие кратковременных или длительных воздействий токсикантов. Под термином «отдаленные последствия» понимаются такие реакции организма или его отдельного органа, которые появляются через несколько дней, недель, месяцев или лет после воздействия первой дозы токсиканта. Отдаленные эффекты условно разделяются на быстропроявляемые и отдаленные.

Быстропроявляемые эффекты обнаруживаются через несколько дней, недель или месяцев, а отдаленные — через несколько лет после действия первой дозы.

Допустимая концентрация токсиканта может быть вычислена посредством величин пороговой мощности доз $H_{NOEL\text{-}A}$ или $H_{NOAEL\text{-}A}$:

$$c_k = H_{NOEL\text{-}A} \text{ (или } H_{NOAEL\text{-}A})\cdot 70\cdot f\cdot 365\cdot 70/v_k \cdot T_k ,$$

$$c_k = 1{,}79\cdot 10^6 H_{NOEL\text{-}A} \text{ (или } H_{NOAEL\text{-}A},)\cdot f/v_k \cdot T \quad (2.43)$$

где c_k — допустимая концентрация k-го токсиканта, выраженная в количестве мг на единицу массы или объема загрязненной среды; $H_{NOEL\text{-}A}$ и $H_{NOAEL\text{-}A}$ — скорректированные пороговые мощности дозы; f — отношение длительности экспозиции токсиканту к средней продолжительности жизни; v_k — ежедневное поступление воздуха, воды или пищи в организм человека (в единицах массы или объема), T_k — длительность воздействия k-го токсиканта (время экспозиции). Сомножитель $1{,}79\cdot 10^6$ равен произведению трех величин: средней массы тела взрослого человека (70 кг), количества дней в году — 365, средней продолжительности жизни человека (70 лет).

Необходимо подчеркнуть, что действие нескольких пороговых загрязнителей, принадлежащих одному и тому же классу токсичных веществ (если, например, все рассматриваемые токсиканты могут вызвать заболевание печени или привести к раку легких), должно быть таким, чтобы не был превышен комбинированный порог, определяемый неравенством (2.39).

Пример 2.20. Рассчитать допустимую концентрацию в воздухе порогового токсиканта, позволяющую предотвратить его неблагоприятное воздействие (в виде отдаленных эффектов) на жителей, постоянно проживающих в загрязненной местности (f =1). Наиболее подходящим к данным условиям оказалось значение пороговой мощности дозы ($H_{NOAEL\text{-}A}$), полученное в результате экспериментов над животными, включавшими длительные экспозиции и наблюдения над отдаленными последствиями. Оно составило 2 мг/кг·день при f = 0,65.

Полное время воздействия токсиканта T_k =365·70=25550 дней. Его скорость ингаляционного поступления в организм v_k =20 м^3/день. Поскольку в рассматриваемом случае f =1, то можно считать, что его значение не очень сильно отличается от величины 0,65, которая характеризует опыты с животными.

По формуле (2.41) имеем:

$$c_k = 1{,}79\cdot 10^6 \cdot 2\cdot 0{,}65 /(20\cdot 25550) = 4{,}56 \text{ мг/м}^3.$$

Пример 2.21. Рассчитать допустимую концентрацию в питьевой воде порогового токсиканта, позволяющую предотвратить его неблагоприятное воздействие (в виде быстропроявляемых эффектов) на жителей, употреблявших загрязненную этим токсикантом воду в течение 120 дней. Наиболее подходящим к данным условиям оказалось значение пороговой мощности дозы $H_{NOAEL\text{-}A}$, полученное в результате экспериментов над животными, включавшими кратковременные экспозиции и наблюдения над задержанными последствиями. Это значение составило 0,3 мг/кг·день при f = 0,005.

Полное время воздействия токсиканта T_k=120 дней. Скорость поступления токсиканта в организм с питьевой водой v_k=2,2 л/день. Значение коэффициента f для человека в данном случае составляет f = 120/(365·70) = 0,005; это совпадает с величиной f, которая характеризует опыты с животными. По формуле (2.41) получаем:

$$c_k = 1{,}79 \cdot 10^6 \cdot 0{,}3 \cdot 0{,}005 / 2{,}2 \cdot 120 = 10{,}2 \text{ мг/л}.$$

Пример 2.22. Рассчитать допустимую концентрацию в пище порогового токсиканта, позволяющую предотвратить его неблагоприятное воздействие (в виде отдаленных эффектов) на жителей, употребляющих загрязненную этим токсикантом пищу на протяжении всей жизни. Наиболее подходящим к данным условиям оказалось значение пороговой мощности дозы $H_{NOAEL\text{-}A}$, полученное в результате экспериментов над животными, включавшими длительные экспозиции и наблюдения над отдаленными последствиями. Это значение оказалось равным 0,1 мг/кг·день при f = 0,7.

Полное время воздействия токсиканта T_k =365·70=25550 дней. Скорость поступления токсиканта в организм с пищей v_k =1,5 кг/день. Коэффициент f для людей в рассматриваемом случае равен единице — можно считать, что его значение не очень сильно отличается от величины 0,7, которая характеризует опыты с животными.

Применяем формулу (2.41):

$$c_k = 1{,}79 \cdot 10^6 \cdot 0{,}1 \cdot 0{,}7 / 1{,}5 \cdot 25550 = 3{,}3 \text{ мг/кг}.$$

Пример 2.23. Рассчитать допустимую концентрацию в воздухе порогового токсиканта, позволяющую исключить его неблагоприятное воздействие (в виде отдаленных эффектов) на персонал, работающих в загрязненных условиях 8 часов ежедневно в течение 20 лет. Число рабочих дней в году — 250. Наиболее подходящим к данным условиям оказалось значение пороговой мощности дозы $H_{NOEL\text{-}A}$, полученное в результате экспериментов над животными, включавшими длительные экспозиции и наблюдения над отдаленными последствиями. Это значение составило 0,1 мг/кг·день при f = 0,2.

Полное время воздействия токсиканта T_k = 250·20 = 5000 дней. Скорость ингаляционного поступления токсиканта в организм v_k = 10 м^3/день. Коэффициент f для человека в рассматриваемом случае равен 250·20/(365·70) = 0,2; это значение точно совпадает с величиной, которая характеризует опыты с животными.

По формуле (2.41) вычисляем:

$$c_k = 1{,}79 \cdot 10^6 \cdot 0{,}1 \cdot 0{,}2 / 10 \cdot 5000 = 0{,}72 \text{ мг/м}^3.$$

Пример 2.24. Персонал подвергается воздействию присутствующих в воздухе трех пороговых токсикантов, относящихся к одному и тому же классу. Усредненные за рабочий день концентрации токсикантов равны соответственно 15, 25 и 40 мкг/м^3. Установленная допустимая концентрация каждого загрязнителя позволяет предотвратить отдаленные последствия, они базируются на значениях пороговой мощности дозы $H_{NOEL\text{-}A}$, полученных в результате длительных экспериментов с животными с наблюдениями

отдаленных эффектов. Величины этих допустимых концентраций составляют 30, 100 и 200 мкг/м^3 соответственно. Будет ли превышен комбинированный порог?

По условию (2.39): (15/30)+(25/100)+(40/200)=0,95 <1. Комбинированный порог не превзойден, следовательно, отдаленные последствия не должны иметь места.

2.6.2 Оценка допустимых концентраций токсикантов с целью предотвращения немедленных последствий

Как организм в целом, так и какой-либо его орган может реагировать на действие порогового токсиканта немедленно. В подобных случаях допустимая концентрация может быть рассчитана по выражению, получаемому из формулы (2.41) после исключения из нее зависящих от времени величин:

$$c_k = (H_{NOEL\text{-}A} \text{ или } H_{NOAEL\text{-}A}) \cdot 70/v_k \, . \qquad (2.44)$$

Под величиной c_k следует понимать предельно допустимую концентрацию токсиканта.

Пример 2.25. Рассчитать предельно допустимую концентрацию порогового токсиканта в воздухе, воде и пище (данные по скорости поступления их в организм даны в табл. 2.2), необходимую для предотвращения немедленных эффектов его воздействия на население. Наиболее подходящим к данным условиям оказались значения пороговой мощности дозы $H_{NOAEL\text{-}A}$, полученные в результате экспериментов над животными, включавшими кратковременные экспозиции и наблюдения над последствиями.

а. Для воздуха значение пороговой мощности $H_{NOAEL\text{-}A}$ составило 0,2 мг/кг·день. Скорость поступления воздуха в организм человека составляет 20 м^3/день. Используя выражение (2.44), получим c_k = 0,2·70/20 = 0,7 мг/м^3.

б. Для воды значение пороговой мощности $H_{NOAEL\text{-}A}$ составило 0,5 мг/кг·день. Скорость поступления воды в организм человека составляет 2,2 л/день. Используя выражение (2.44), получим c_k = 0,5·70/2,2 = 16 мг/л.

в. Для пищи значение пороговой мощности $H_{NOAEL\text{-}A}$ составило 0,1 мг/кг·день. Скорость поступления пищи в организм человека составляет 1,5 кг/день. Из выражения (2.44) следует: c_k = 0,1 · 70/ 1,5 = 4,7 мг/кг.

Пример 2.26. Рассчитать предельно допустимую концентрацию порогового токсиканта в воздухе, необходимую для предотвращения немедленных эффектов воздействия этого токсиканта на персонал. Значение пороговой мощности дозы $H_{NOAEL\text{-}A}$, полученное в результате экспериментов над животными, включавшими кратковременные экспозиции и наблюдения над последствиями, составило 1,2 мг/кг·день.

Скорость поступления воздуха в организм человека за рабочий день составляет 10 м^3/день. Из выражения (2.44) следует: c_k=1,2·70/10= 8,4 мг/м^3.

Пример 2.27. Персонал подвергается воздействию присутствующих в воздухе трех пороговых токсикантов, принадлежащих одному и тому же

классу. Усредненные за рабочий день концентрации этих загрязнителей равны соответственно 3, 9 и 12 мкг/м^3. Установленные предельно допустимые концентрации токсикантов, которые позволяют предотвратить немедленные последствия, базируются на значениях пороговой мощности дозы $H_{NOEL\text{-}A}$, полученных в результате кратковременных экспериментов с животными. Величины этих допустимых концентраций составляют 20, 30 и 40 мкг/м^3 соответственно. Будет ли превышен комбинированный порог?

По условию (2.39) имеем: (3/20)+(9/30)+(12/40)=0,75<1. Комбинированный порог не превзойден, поэтому немедленные последствия не должны иметь места.

Задачи

1.Для оценки воздействий токсичного вещества проводилось наблюдение за двумя группами по 200 человек. В контрольной группе выявлено А патологических случаев, а в группе подвергавшейся воздействию токсических наблюдалось В случаев. Использовать данные задания определить частость дополнительного риска вызванного данным воздействием.

Вариант	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
А	8	5	6	10	9	7	12	18	4	10	9	17	14	17	16
В	18	15	13	19	16	15	21	24	14	27	23	27	29	32	40

2.Используя данные пример 2.2 провести предварительную оценку дополнительного риска, возникающего при планированном использовании на предприятиях, что может вызвать у работающих заболевания раком формы с частостью А

Вариант	1м	1ж	2м	2ж	3ж	4м	1м	1ж	3ж	4м
А	0,19	0,2	0,17	0,24	0,25	0,17	0,3	0,26	0,3	0,27

3.Вычислить частость дополнительного риска в следующих условиях. Группу риска составляют работающие в цеху, воздух которого содержит токсиканты с концентрацией А. При вычислении использовать данные примера 2.3

Вариант	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
А мг / м3	0,15	0,18	0,21	0,25	0,16	0,17	0,24	0,19	0,22	0,3	0,28	0,21	0,23	0,32	0,35

4. А) Определить зависимость «доза-отклик» *q* с (D) и дозу, при которой частость дополнительного риска равна 0,15.При решении использовать данные примера 2.4

Б) Определить зависимость «доза-отклик *q* с (D) и дозу при которой частость дополнительного риска 0,12.При решении использовать данные примера 2.5

5. В питьевой воде по некоторому листу определена концентрация А в процессе наблюдений установлено что наименьшей из полученных доз В соответствует частость риска *q* с min равна С.Оценить дополнительный риск, которому будет подвергнута прописывающая в данном тесте семья в течении 10 лет. При расчётах принять суточное потребление воды 2,2 литра.

Вариант	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
А мкг/л	3	2,5	2	3,2	2,8	3,3	4	3,5	3	2,5	4	3,2	2,8	2,9
В	300	400	350	340	500	250	300	350	340	200	400	350	250	150
С	0,09	0,08	0,1	0,15	0,2	0,16	0,14	0,08	0,09	0,12	0,14	0,15	0,15	0,17

6. Рассчитать допустимую для населения концентрацию в воздухе канцерогена, который поступает в атмосферу А часов ежедневно и характеризуется фактором риска $1 \cdot 10^{-5}$мг. Средняя скорость поступления воздуха в организм 20 $м^3$/день. Допустим значение риска принимаем $5 \cdot 10^{-6}$

Вариант	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
А	8	9	10	11	12	13	14	15	16	20

Практическая работа № 3

Анализ загрязнения окружающей среды в нефтегазоносных технобиохимических провинциях

Цель работы: ознакомиться с методикой оценки риска в нефтегазовом комплексе.

Одной из наиболее острых проблем загрязнения окружающей среды является загрязнение нефтепродуктами. Нефтегазоносные районы занимают огромные площади, на которых формируются техногенное загрязнение окружающей среды. Основными загрязнениями являются сырая нефть, сточные воды, продукты сжигания попутных газов, высокоминерализованные попутные воды.

Техногенная трансформация природных ландшафтов в районах добычи происходит в результате механических нарушений поверхности и гидродинамические нарушения геологической среды.

При разработке газовых и нефтяных месторождений и при сгорании факелов в атмосферу выбрасывается большое количество метана и других углеводородов.

Техногенное воздействие самой нефти определяется токсичностью ее компонентов. Поступающие вместе с нефтью сточные и соленые воды представляют значительную опасность для ихтиосферы, микроорганизмов и почвенных животных.

Нефтегазовый комплекс Российской Федерации представляют собой сложную систему включающую в себя геологоразведочные работы, добычу, транспортировку, хранение и переработку сырья. Влияние каждой из подсистем нефтегазового комплекса на окружающую среду не равноценно, как неодинаковых и последствия этого воздействия. Поэтому возникает необходимость анализа отдельных элементов системы до уровня, позволяющего проводить математическое моделирование и оценку на этих объектах возможностей возникновения геоэкологических рисков.

На рис.3.1 представлена общая структура исследований оценки геоэкологических рисков.

При проведении геологоразведочных работ можно выделить риски обусловленные инженерно-техническим обеспечением разведочных работ (нарушение почвогрунтов, риски, обусловленные самим проведением буровых работ (использование буровых растворов, прокачка скважин, сбор газового конденсата и нефти в специальных амбарах и риски вызываемые образованием различных отходов.

Подсистему добычи газа целесообразно дифференцировать на стадии обустройства и эксплуатации месторождения. Например, декомпозицию подсистемы добыча газа можно представить в виде схемы (рис.3.2).

Наиболее интенсивными источниками риска при добычи нефти и газа являются: на этапе обустройства месторождений – воздействие строительной техники и самого объекта, аварии при сооружении скважин, на этапе эксплуатации-аварии на объектах, разливы нефти или газового конденсата,

утечки сырья, выбросы вредных веществ при продувке скважин и сжигании газа в факелах.

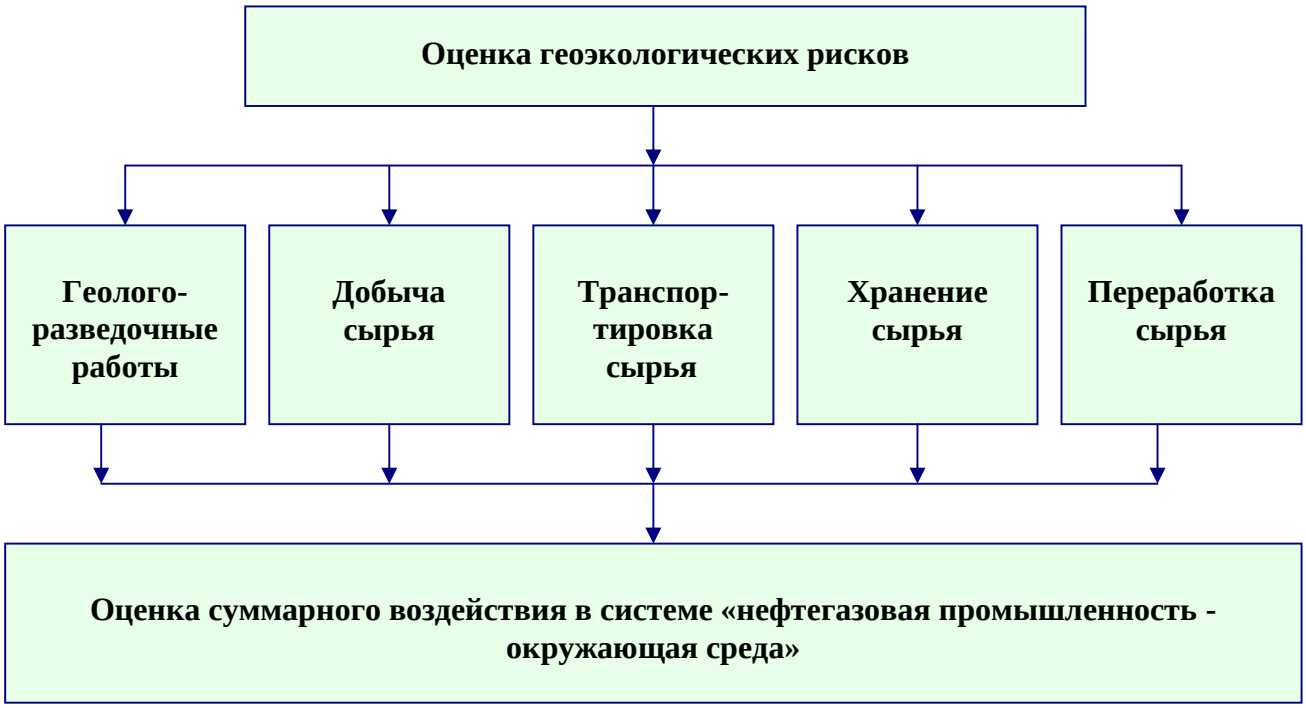


Рис. 3.1 Структура исследований при разработке методологии оценки геоэкологических рисков

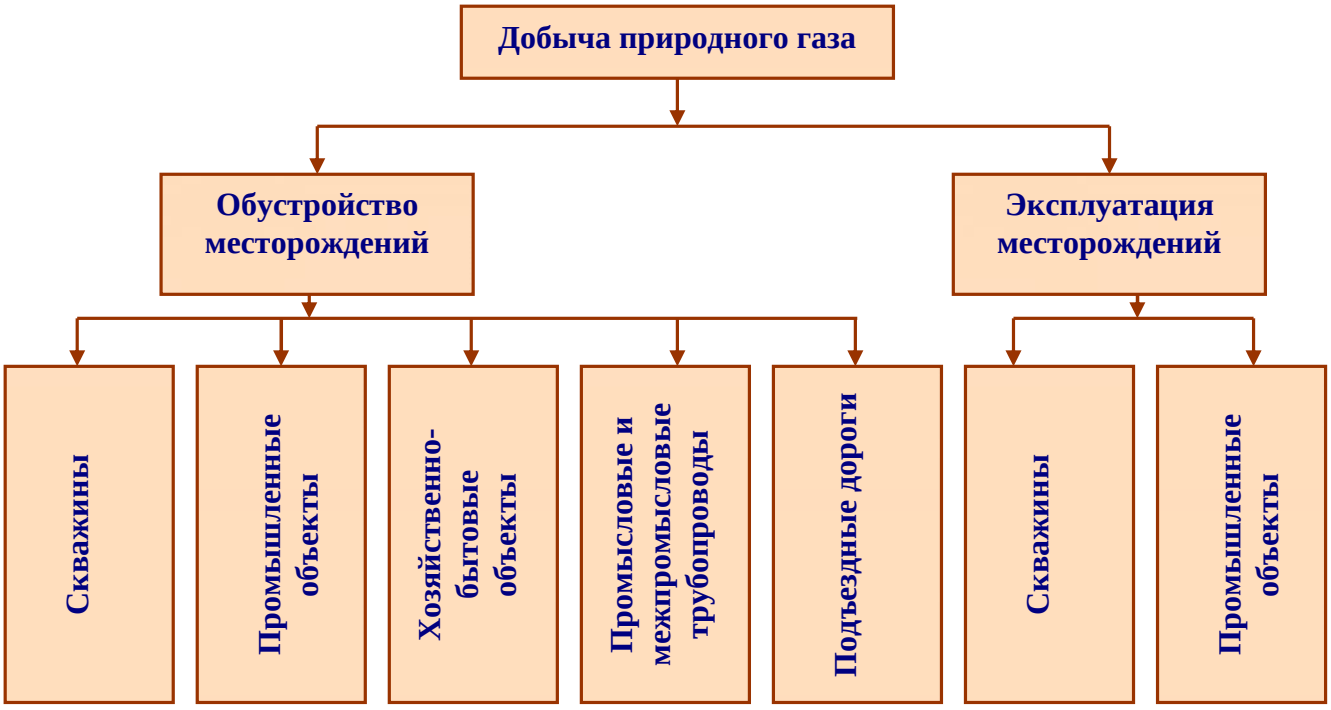


Рис.3.2 Декомпозиция полсистемы, добыча газа при оценке геоэкологических рисков

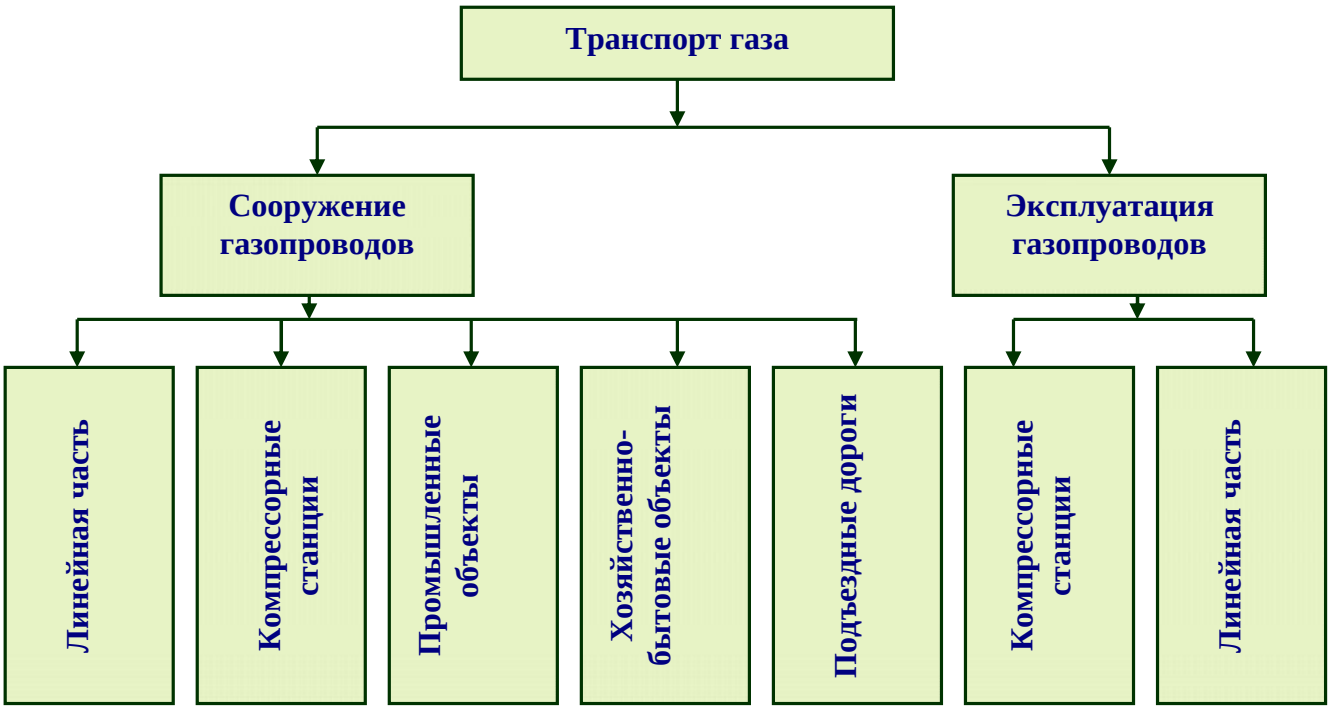


Рис. 3.3 Декомпозиция подсистемы «транспорт газа» для оценки экологического риска

В связи с освоением новых нефтегазовых месторождений и новых экспортных потоков происходит постоянный рост трубопроводных систем, строительство терминалов. Так же как и для объектов добычи нефтегазового сырья, подсистему транспортировки целесообразно разделить стадии сооружения и эксплуатации трубопроводов (рис. 3.3).

Большие масштабы систем трубопроводного транспорта определяют приоритет значения этой системы при оценке экологических рисков во всей нефтегазовой промышленности.

При определении воздействия объектов трубопроводного транспорта на состояние окружающей среды необходимо выделить:

- на этапе сооружения трубопровода – аварии на сооружениях и испытания линейной части; влияние при строительстве трубопроводов, приводящее к эрозии, оползням, солифлекции, изменению водного режима, нарушению традиционных путей миграции животных.

- на этапе эксплуатации трубопроводов - аварии на перекачивающих станциях и линейной части, стравливание газа и слив нефти при ремонтах, утечки продукта, эмиссия вредных веществ при сгорании природного и попутного газов.

При определении экологических рисков возникающих при эксплуатации трубопроводов нефти и газа необходимо учитывать и обратное влияние факторов природной среды на их состояние. К числу таких факторов относятся разрывы трубопроводов при деформации грунтов, грунтов различной природы

и водных размывах, а также интенсификация коррозионного разрушения трубопроводов за счет агрессивных физико-химической и биологической сред.

При рассмотрении геоэкологических рисков, возникающих при хранении нефти и газа следует выделить подземные и поверхностные сооружения. К числу рисков, возникающих при надземном хранении газа относятся: - изменения водного режима территорий при строительстве подземных хранилищ, изменение сейсмических и геодинамических характеристик в сейсмоактивных регионах. При поверхностном хранении сырья: - эмиссия газов и аэрозолей при «малом» и «большом» дыхании, риск аварий при разрушении танков и цистерн для хранения.

Перерабатывающее предприятие является самостоятельными отраслями, поэтому риски, возникающие при строительстве и эксплуатации таких предприятий следует рассматривать отдельно.

Наиболее интенсивным источником риска являются магистральные трубопроводы ниже представлена методология оценки степени риска аварий на магистральных нефтепроводах.

Оценка степени риска включает в себя:

-прогноз частоты аварийных утечек нефти на линейной части магистральных нефтепроводов и оценку их объемов

-оценку последствий аварийных утечек для различных компонентов окружающей среды

- проведение (на основе полученных оценок риска) ранжирования участков трассы трубопровода по степени опасности и приоритетности мер безопасности.

Схема проведения анализа риска аварий на магистральных нефтепроводах приведена на рис. 3.4.

Оценка частоты утечек нефти на участке линейной части магистрального нефтепровода (МН)

Аварии на МН характеризуются наличием существенных различий в значениях удельной частоты аварий $\overline{a}$ на МН и их отдельных участках $\overline{a}_n$ различающихся по своим конструктивно-технологическим характеристикам, особенностям проектирования, строительства и эксплуатируемым в различных условиях окружающей природной и социальной среды.

Механизм учета распределения аварий при оценке риска реализован с использованием процедуры деления трассы анализируемого МН на участки, характеризуемые примерно постоянным значением локальной частоты (удельной интенсивности) аварии внутри каждого участка. Локальная частота аварийных отказов на каждом из таких участков определяется с учетом конечного множества факторов, влияющих на надежность МН. На практике деление трассы на участки производится с использованием признака наиболее существенного изменения значения того или иного фактора влияния.

Для оценки локальной частоты аварий вводится система классификации и группировки факторов влияния в соответствии с общими причинами аварий, выявляемыми при анализе статистических данных по аварийным отказам. Из

статистических данных по авариям на МН выделено восемь групп факторов влияния с указанием относительного «вклада» каждой группы $Гр_i\,(i=1,\ldots,8)$ всуммарную статистику аварийных отказов с помощью весового коэффициента $°_i$ (табл. 3.1). Приведенные значения весовых коэффициентов носят предварительный характер и могут быть уточнены с учетом мнения специалистов.

В пределах каждой группы $Гр_i$ имеется различное количество (J_i) факторов влияния. Каждый фактор имеет буквенно-цифровое обозначение F_{ij}, где i - номер группы, j - номер фактора в группе.

Относительный вклад фактора F_{ij} внутри своей группы в изменение интенсивности аварийных отказов на рассматриваемом участке нефтепровода учитывается с помощью весового коэффициента (доли фактора в группе) q_{ij}.

На основании сформулированных определений проводится процедура деления трассы МН на участки, которая осуществляется последовательно и независимо по каждому фактору влияния F_{ij} или группе факторов $Гр_i$. Критерием для определения местоположения границы очередного участка при делении трассы по фактору влияния F_{ij} служит достаточно заметное (возможно, скачкообразное) изменение значения этого фактора влияния. Величина «скачка», выбираемая для данного фактора влияния, определяет длины и число участков, а, следовательно, и точность оценки риска. В общем случае длины участков, соответствующие делению по фактору влияния F_{ij} будут различны. Каждое последующее деление по очередному фактору влияния будет увеличивать общее число участков, причем границы участков, получаемых при очередной процедуре, могут совпадать с границами, установленными в ходе предыдущих процедур деления по другим факторам влияния. В ряде случаев на участках трассы, примыкающих к населенным пунктам, при необходимости степень детализации при разбивке может быть увеличена, а на незаселенных территориях уменьшена.

Таблица 3.1

	Обозначение и наименование группы факторов	Доля группы факторов ρ_i
$Гр_1$	Внешние антропогенные воздействия	0,20
$Гр_2$	Коррозия	0,10
$Гр_3$	Качество производства труб	0,05
$Гр_4$	Качество строительно-монтажных работ	0,10
$Гр_5$	Конструктивно-технологические факторы	0,10
$Гр_6$	Природные воздействия	0,10
$Гр_7$	Эксплуатационные факторы	0,05
$Гр_8$	Дефекты тела трубы и сварных швов	0,30

В зависимости от совокупности конкретных значений различных факторов влияния, имеющих место на рассматриваемом участке трассы, интенсивность аварийных отказов на нем будет в той или иной степени

отличаться от среднестатистической для данной трассы $\bar{a}$. Таким образом, на каждом *n*-м участке трассы определяется значение интегрального коэффициента $k_{вл}$, показывающего, во сколько раз локальная интенсивность аварий на участке a_n отличается от среднестатистической для данной трассы $\bar{a}$:

$$a_n = \bar{a} k_{вл} \tag{3.1}$$

Значение $\bar{a}$ определяется из данных статистики по авариям на предприятии, эксплуатирующем данный МН.

Расчет коэффициента $k_{вл}$ производится с использованием балльной оценочной системы, при которой каждому фактору F_{ij} ставится в соответствие определенное, назначаемое на основании расчета или экспертной оценки, количество баллов B_{ij} (по 10-балльной шкале), отражающее интенсивность его влияния. При рассмотрении конкретного *n*-го участка трассы последовательно оценивается степень влияния каждого из факторов. Полученные для всех факторов влияния балльные оценки $\{B_{ij}, i=1,\ldots,I,\ j=1,\ldots,J\}$ подставляются в следующие формулы для определения $k_{вл}$**:**

$$k_{вл} = F_n / B^* \tag{3.2}$$

где $F_n = \sum_{i=1}^{I} \sum_{j=1}^{J(i)} {}^{\circ}{}_i q_{ij} B_{ij}; \quad B^* = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^{N} F_n$

Если нет достоверных статистических данных по аварийности на рассматриваемом МН, рекомендуется использовать следующее соотношение:

$$a_n = a_{ср} F_n / B_{ср} \tag{3.3}$$

где a_n - среднестатистическая по отрасли интенсивность аварий за последние 5 лет, аварий/(10^3 км · год);

$B_{ср}$ - балльная оценка среднестатистического нефтепровода, принимаемая равной 3.

В приложении 5 приведены основные факторы по каждой из рассматриваемых групп, доля каждого фактора в группе q_{ij} и методика оценки балльных значений B_{ij}**.** Как уже отмечалось ранее, для весового коэффициента ρ_i, приведенные в таблицах данного приложения значения q_{ij} и B_{ij} носят базовый характер, так как в существенной мере зависят от времени эксплуатации, места расположения МН и многих других факторов. Величины коэффициентов ρ_i, q_{ij} и B_{ij} должны уточняться для каждого конкретного МН с использованием данных по статистике отказов и аварий и мнения специалистов эксплуатирующей организации.

Для участков, состоящих из отрезков с существенно различными факторами вдоль их длины, значение F_n определяется как сумма оценок составляющих данный участок отрезков с учетом длин этих отрезков. Например, если на одном километре участка приходится переход через реку длиной 300 м, а на остальной части длиной 700 м находится лес, то

$$F_n = 0{,}3F_1 + 0{,}7F_0,$$

где F_0, F_1 - балльные оценки соответствующих отрезков рассматриваемого участка.

В табл. 3.2 приведены обобщенные характеристики балльной оценки F_n и диапазоны ее значений для различных участков нефтепровода в зависимости от срока эксплуатации, определенные согласно приложению 5 и с учетом «старения» МН. Конкретные значения F_n уточняются экспертным путем.

Таблица 3.2

Балльные оценки F_n различных участков МН в зависимости от срока их эксплуатации

№	Характеристика, тип участка МН	Срок эксплуатации, лет		
		более 30	20-30	менее 20
1	2	3	4	5
1	Участки трассы, удаленные от населенных пунктов и транспортных коммуникаций, проходящие по лесистой или степной зоне, кормовым угодьям, без болот и речных переходов	2,7-3,0	2,5-2,7	2,3-2,5
2	Переходы через водные преграды и обводненные участки трассы в силу повышенной коррозии и трудности восстановления изоляционного покрытия, а также на крупных водных переходах с возможным воздействием со стороны речного транспорта	4,6 - 6,0	4,3 - 5,9	4,1 -5,7
3	Воздушные переходы через овраги, реки, подземные переходы через наземные транспортные коммуникации	3,7-4,3	3,5-4,1	3,3-4,0
4	Места расположения запорной и вспомогательной арматуры и ответвлений (лупингов)	4,3-4,8	4,1 -4,6	3,9-4,4
5	Участки трассы, проходящие через зоны с повышенной плотностью населения, в которых возможны утечки нефти из МН из-за хищения нефтепродуктов, вандализма и других действий со стороны третьих лиц	4,0-5,0	3,8-4,8	3,6-4,6
6	Участки трассы, примыкающие к НПС, которые являются «источниками» или «приемниками» циклических нагрузок на МН, связанных с изменениями режима перекачки и возникновением при этом гидравлических волн.	5,0 - 7,0	4,8 - 6,4	4,6 - 6,0
7	Участки трассы, пересекающие зоны с повышенной опасностью природных воздействий (геологические разломы,	4,6 - 6,0	4,3-5,9	4,1 -5,7

	оползни)			

Оценка частоты образования дефектного отверстия в зависимости от его размеров

Наибольший риск аварий на МН связан с продольными разрушениями, которые могут происходить как по основному металлу труб, так и в зоне сварных швов, при образовании коррозионных «свищей», «гильотинных» разрывов.

Из анализа аварийных утечек нефти следует, что характерный размер продольной трещины L_p подчиняется вероятностному распределению Вейбулла:

$$F\left(L_p\right)=1-\exp\left[-\left(\frac{L_p}{0,7}\right)^{1,6}\right] \qquad (3.4)$$

где $F(L_p)$ - вероятность образования трещины (дефектного отверстия) с характерным размером менее L_p, м.

Один из вариантов дискретного распределения условной вероятности утечки нефти из дефектных отверстий с тремя характерными размерами L_p/D и соответствующими им эффективными площадями $S_{эфф}$ приведен в табл. 3.3. Значения $S_{эфф}$ приведены для верхней границы интервала характерных размеров L_p/D дефектных отверстий в предположении об их ромбической форме (щели) с соотношением длины к ширине 8:1. В табл. 3.3 D - условный диаметр трубопровода, $S_0=\pi D^2/4$ - площадь поперечного сечения трубопровода, м^2. Выбранные таким образом размеры щелей и условной вероятности следует считать реперными.

Таблица 3.3

Параметры дефектного отверстия в МН

Параметры дефектного отверстия	«Свищи» m = 1	Трещины m = 2	«Гильотинный» разрыв m = 3
L_p/D	0,3	0,75	1,5
$S_{эфф}/S_0$	0,0072	0,0448	0,179
Доля разрывов $f_m^{L_0}$	0,55	0,35	0,10

Для других значений характерных размеров L_p/D значения условной вероятности образования дефектного отверстия с таким характерным размером могут быть определены по формуле (3.4).

Удельная частота аварий на участке с возникновением дефектных разрывов определенного размера (характерные размеры дефектных разрывов указаны в табл. 3.3) определяется по формуле

$$a_m^C = a_n f_m^{L_0},$$

где m = 1, 2, 3 - индекс, $\sum f_m^{L_0}=1$

Пример.

Удельная частота аварий на участке МН *с D* = 100 см составила a_n = 0,001 аварий/(км · год). Тогда удельная частота возникновения коррозионного свища (или трещин малых размеров) a_n составит 0,00055 аварий/(км·год). Продольный (характерный) размер такого дефектного отверстия L_p = 30,6 см и эффективная площадь разрыва $S_{эфф}$ = 117 см.

Соответственно для трещин средних размеров a^C_2 = 0,00035· аварий/(км год), L_p= 76,5 см, $S_{эфф}$ = 732 см^2; для «гильотинного» разрыва (разрыва на полное сечение) a^C_3 = 0,0001 аварий/(км · год), L_p= 153 см, $S_{эфф}$ = 2813 см^2.

Расчет объемов утечки нефти и площадей загрязнения при авариях на магистральных нефтепроводах. Определение количества нефти, вылившейся из магистрального нефтепровода вследствие аварии

Общий алгоритм оценки количества разлившейся нефти

Основные гидравлические параметры, влияющие на аварийное истечение нефти и экологический ущерб, представлены в [8]. Однако данная методика применима только в случае происшедших аварий, когда большинство исходных данных для расчета может быть определено при расследовании аварии.

Количество нефти, которое может вытечь при аварии, является вероятностной функцией, зависящей от следующих случайных параметров:

– места расположения и площади дефектного отверстия (разрыва);

– продолжительности утечки нефти с момента возникновения аварии до остановки перекачки, что составляет 3-20 мин. для крупных разрывов и несколько часов для малых утечек, которые трудно зафиксировать приборами на НПС;

– продолжительности утечки нефти с момента остановки перекачки до закрытия задвижек;

– времени прибытия АВБ (от десятков минут до нескольких часов) и времени выполнения мер до полного прекращения истечения нефти.

Остальные параметры и условия перекачки (диаметр нефтепровода, профиль трассы, характеристики насосов, установка на защиту и др.) могут считаться постоянными и использоваться в качестве исходных данных.

Для прогнозирования возможных и ожидаемых (с учетом вероятности) объемов утечки и потерь нефти в настоящем Методическом руководстве разработан специальный алгоритм, блок-схема которого представлена на рис. 3.5.

При моделировании 12 сценариев аварийной утечки нефти могут быть получены 12 значений объемов аварийного разлива нефти V_i^Y , реализуемых с вероятностью $J_i = f_m^{L_0} f_j^H f_k^c$ значения для которой приведены в табл. 3.4.

$$V_i^y = V_{mj}^H = V_{k(mj)}^c, \qquad (3.5)$$

где *m= 1,2,3; j= 1,2; k= 1, 2; i = 4(m - 1) + 2(j - 1) + k.*

Средняя (с учетом сценариев аварий) масса потерь нефти МЗ и ожидаемые потери нефти (с учетом вероятности аварийных утечек нефти из МН) R_v определялись по следующим формулам:

$$M_3 = \sum_{i=1}^{12} f_i V_i \left(1 - K_{сб}\right) \tag{3.6}$$

$$R_v = a_n M_3 \tag{3.7}$$

Величина доли собираемой нефти может составлять от 0,5 до 0,95 в зависимости от удаленности аварийно-восстановительных пунктов от места аварии, рельефа местности, типа почв и водных объектов. Значения $K_{св}$ и вероятностей остановки насосов за указанные величины времени и эффективность действий аварийно-восстановительных бригад (АВБ) по локализации аварии и сбору нефти определяются экспертным путем исходя из особенностей трассы рассматриваемого МН.

Характерные времена режимов утечки нефти зависят от размеров дефектного отверстия. Для конкретного трубопровода численные значения могут быть изменены с учетом специфики объекта. Предполагается, что дефектное отверстие имеет форму продольного ромба (щели вдоль оси трубы), малая диагональ которого в 8 раз меньше большой диагонали L_p**.** Расчеты аварийной утечки нефти проводились для трех характерных размеров большой диагонали L_p дефектных отверстий, равных 0,3D), 0,75D и 1,5D, которые могут образоваться с относительной вероятностью 0,55, 0,35 и 0,10 соответственно (см. табл. 3.3). Выбранные таким образом размеры отверстий и вероятности могут считаться реперными, а полученные расчетные значения объемов разлившейся нефти могут быть интерполированы на реальные размеры аварийных отверстий.

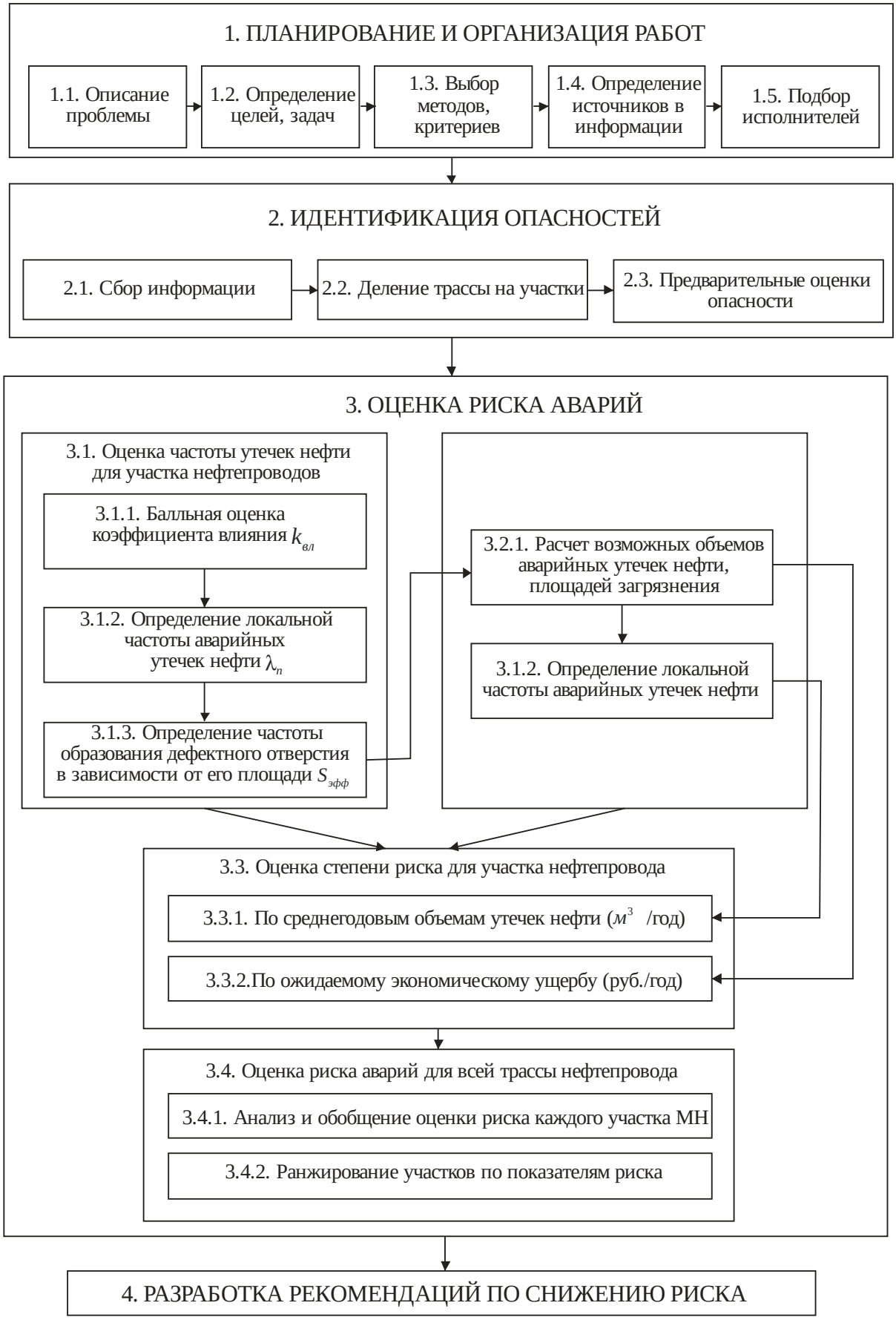


Рис.3.4 Схема проведения анализа риска аварий на МН

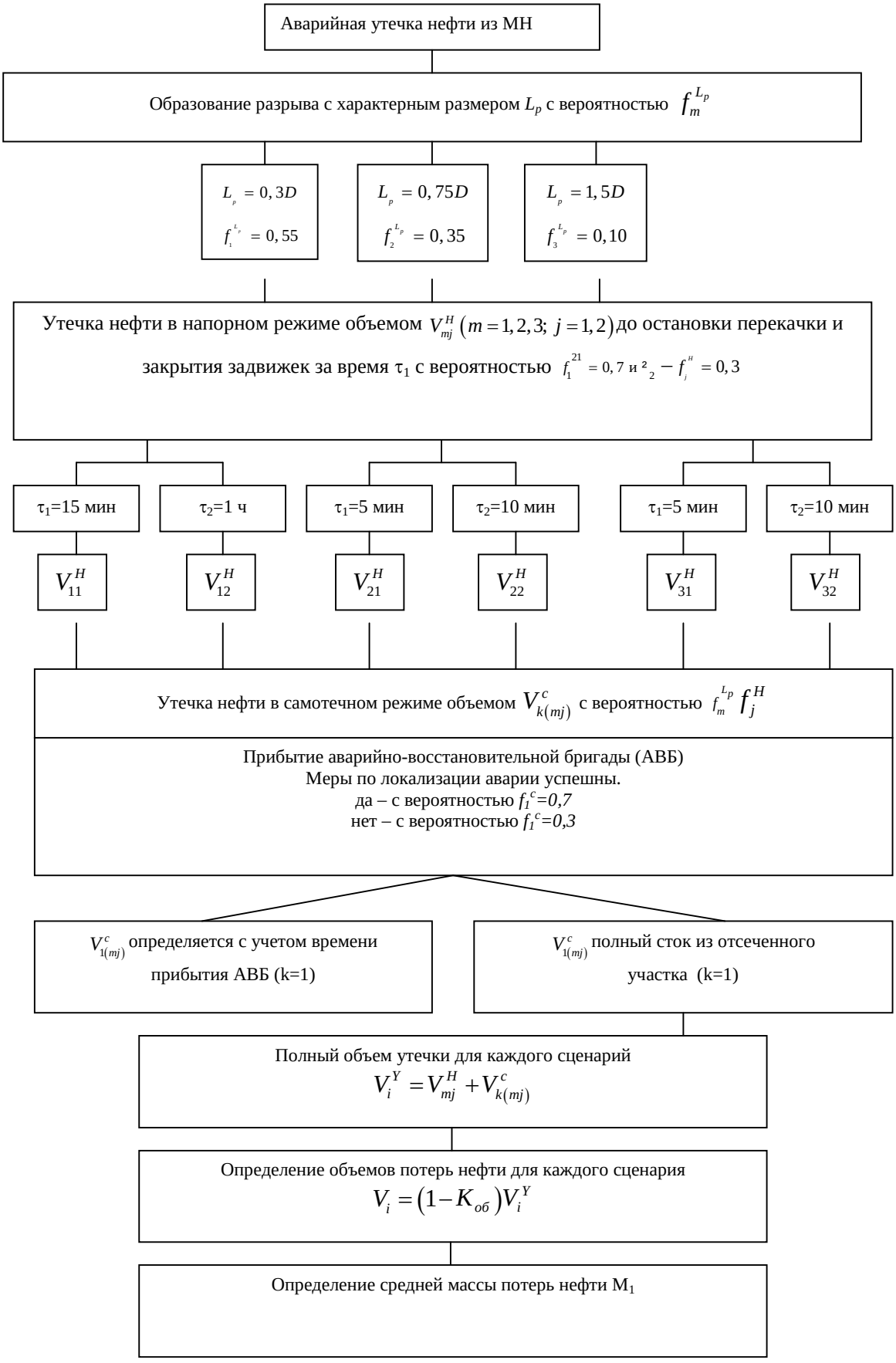


Рис. 3.5. Алгоритм расчета аварийных утечек нефти из МН

Таблица 3.4

№ Сценария i	Вероятность образования дефектного разрыва с размером L_p			Вероятность утечки нефти: в напорном режиме, f_j^H		в самотечном режиме, f_j^c		Вероятность аварийных утечек нефти в зависимости от сценария $f_i = f_m^{L_0} f_j^H f_k^c$
	m= 1 L_p = *0,3 D*	*m = 2* L_p = *0,75D*	*m = 3* L_p = *1,5D*	j=1	*j = 2*	*k*= 1	*k = 2*	
	0,55	0,35	0,1	0,7	0,3	0,7	0,3	
1	*			*		*		0,2695
2	*			*			*	0,1155
3	*				*	*		0,1155
4	*				*		*	0,0495
5		*		*		*		0,1715
6		*		*			*	0,0735
7		*			*	*		0,0735
8		*			*		*	0,0351
9			*	*		*		0,0490
10			*	*			*	0,0210
11			*		*	*		0,0210
12			*		*		*	0,0090

Согласно табл.3.4 вероятность максимальной утечки нефти объемом 12 на *n*-м участке при разрыве трубопровода на полное сечение (L_p = 1,5D) f_{12} = 0,1 - 0,3 • 0,3 • λ_n, что примерно составляет (1 - 2) • 10^{-6} аварий/(км • год).

Расчет количества разлившейся нефти

Ниже приведены основные соотношения для расчета объема (массы) разлившейся нефти.

Рассмотрим линейный участок нефтепровода протяженностью $L_н$ между нефтеперекачивающими станциями НПС] и НПСг, на котором на расстоянии ***x*** от НПС] произошла аварийная утечка нефти из МН, причем эффективная площадь отверстия $S_{эфф}$ (см. рис.3.1) [8].

Для штатного режима функционирования рассматриваемого участка расход нефти составляет Q_0.

Общий объем вытекшей нефти составляет

$$V = V_1 + V_2 + V_3 \qquad (3.8)$$

где V_1 - объем нефти, вытекшей в напорном режиме, то есть с момента повреждения до остановки перекачки;

- V_2 объем нефти, вытекшей в безнапорном режиме, то есть с момента остановки перекачки до закрытия задвижек;

- V_3 объем нефти, вытекшей с момента закрытия задвижек до прекращения утечки (до момента прибытия аварийно-восстановительных бригад или полного опорожнения отсеченной части трубопровода).

Объем V_1 нефти, вытекшей из нефтепровода за интервал времени $^2{}_1$ с момента возникновения аварии до остановки перекачки, определяется

численным решением системы дифференциальных уравнений в частных производных, включающей законы сохранения массы и импульса потока ньютоновской жидкости:

а) уравнение неразрывности

$$\frac{\partial °}{\partial ²} = -\frac{\partial (° u)}{\partial x}; \qquad (3.9)$$

б) уравнение сохранения импульса

$$\frac{\partial (° u)}{\partial ²} = -\frac{\partial}{\partial x}(pu^2 + P) - ª(\mathrm{Re})\frac{pu^2}{2D} + pg \qquad (3.10)$$

в) связь давления и плотности

$$P - P_0 = c^2(p - p_0) \qquad (3.11)$$

где ² - время;

x - расстояние от начала трубопровода;

P, $°_0$, u - осредненные по сечению давление, плотность и скорость нефти;

$ª(\mathrm{Re})$ - коэффициент трения, зависящий от режима течения в трубе (от числа Рейнольдса $\mathrm{Re} = uD/\nu$);

g - ускорение силы тяжести;

- локальный угловой коэффициент трассы нефтепровода; $= dz/dx$;

c - скорость распространения звука в нефти вдоль трубопровода, км/с;

z - нивелирная отметка трассы;

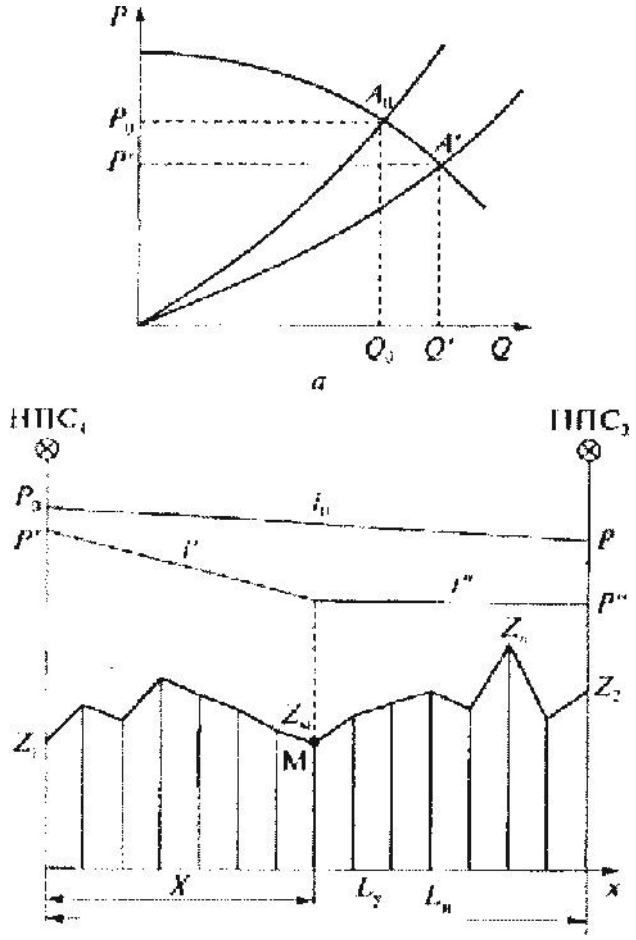
$\nu = « / °$ - кинематический коэффициент вязкости нефти;

« - динамический коэффициент вязкости нефти.

Система уравнений (3.9) - (3.11) дополняется начальными и граничными условиями.

В качестве начальных условий выбирается либо режим стационарного течения, если он известен, либо состояние покоя, если режим стационарного течения заранее неизвестен. В последнем случае режим стационарного течения получается путем решения нестационарной задачи о запуске насоса на входе трубопровода.

Обычно для получения стационарного режима течения в трубе достаточно 5-10 временных интервалов, за которые возмущение пробегает от начала трубопровода до его конца.



а

б

Рис. 3.6. Графики изменения режима перекачки при аварийной утечке нефти из МН:*а* - на НПС; *б* - в трубопроводе (М - место аварийной утечки)

Граничные условия выбираются следующим образом:

1) на входе трубопровода производная давления полагается равной нулю, а скорость потока определяется с учетом этого давления по характеристике насоса $H\text{-}Q_П$ («напор-расход»);

2) на выходе трубопровода существует два способа задания граничных условий. Если на выходе стоит насос, осуществляющий нагнетание нефти в следующий участок трубопровода, то следует, полагая равной нулю производную давления, определить скорость потока с учетом этого давления и давление в начале следующего участка по характеристике насоса «напор-расход» (этот подход аналогичен заданию входных условий). Если на выходе трубопровода производится слив нефти в какую-либо емкость, что обычно имеет место на последнем участке магистрали, то задается давление в этой емкости (как правило, равное атмосферному) и равенство нулю первой производной скорости.

После срабатывания задвижек граничные условия на входе/выходе трубопровода изменяются. Граничные условия соответствуют условию «жесткой стенки»: равенство нулю скорости на границах и равенство нулю первых производных по давлению.

Для определения величины $\lambda(\mathrm{Re})$ используется зависимость Коулбрука-Уайта, связывающая коэффициент трения λ с числом Рейнольдса (Re) и характеристиками трубопровода:

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2\lg\left[\frac{2{,}51}{\mathrm{Re}\sqrt{\lambda}} + \frac{A}{3{,}71D}\right], \qquad (3.12)$$

где A - шероховатость внутренней поверхности трубопровода.

Соотношение (3.8) представляет собой трансцендентное уравнение, решая которое можно определить $\lambda(\mathrm{Re})$.

Скорость истечения нефти из трубопровода определяется из интеграла Бернулли-Эйлера:

$$U_0 = \sqrt{2\frac{P - P_0}{\rho}}, \qquad (3.13)$$

Соответственно поток массы через отверстие задается выражением

$$M = \sim S_j U_0 \rho, \qquad (3.14)$$

где $\sim$ - коэффициент, который принимает согласно [8] максимально возможное значение, равное 0,6.

Для вывода интегральных напорно-расходных характеристик насосных станций использовалась известная формула, связывающая создаваемый насосом напор H с подачей Q_0:

$$H = \sim -bQ_0^2, \qquad (3.15)$$

где a,b - экспериментально определенные коэффициенты штатного режима работы насосов НПС.

Объем нефти V_2, вытекшей в безнапорном режиме (с момента остановки перекачки до закрытия задвижек), определяется опорожнением расположенных между двумя ближайшими насосными станциями возвышенных и прилегающих к месту повреждения участков, за исключением понижений между ними. Истечение нефти определяется переменным во времени напором, уменьшающимся вследствие опорожнения нефтепровода. Время перекрытия задвижек определяется их техническими характеристиками. Алгоритм расчета объема нефти V_2 аналогичен приведенному в [8].

Объем нефти V_3 вытекшей в безнапорном режиме с момента закрытия задвижек, определяется согласно [8]. При расчете V_3 можно принять, что дополнительный сток ΔV_3, определяемый положением нижней точки контура повреждения относительно поверхности трубы и профиля участков нефтепровода, примыкающих к месту повреждения, незначителен. Время

прекращения истечения определяется временем стока нефти из отсеченного участка или временем прибытия АВБ, которое определяется экспертным путем с учетом разработанных планов ликвидации аварий рассматриваемого нефтепровода.

Оценка площади загрязнения земель и водных объектов

С точки зрения тяжести экологических последствий в общем случае можно выделить три типа условий взаимного расположения места аварии на нефтепроводах с природными объектами:

- аварии на участках вдали от водных объектов;
- аварии на подводных переходах нефтепровода; аварии вблизи водоемов и водотоков.

В первом случае весь объем вылившейся нефти распределяется по поверхности суши. Площадь первичного загрязнения и глубина проникновения в почву существенно зависят от шероховатости поверхности (микро- и макрорельеф, пористость, трещиноватость и др.).

Для приближенных расчетов площади загрязнения поверхности земли S_3 с учетом мероприятий по сбору разлившейся нефти используется формула

$$S_3 = 53,3\left(\frac{M_3}{\circ}\right)^{0,89} \qquad (3.16)$$

где M_3 - масса потерянной нефти (средняя по различным сценариям), определяемая по формуле (3.2).

Для получения более точных оценок или для особо важных объектов, таких, как заповедники, зеленые зоны городов и т.п., площадь загрязнения земли определяется с привлечением экспертов-почвоведов.

Приближенная оценка площади загрязненной водной поверхности рассчитывается по формуле

$$S_n = V_p / 0,003, \qquad (3.17)$$

где V_p - объем разлившейся нефти, попавшей в водные объекты, м^3;

$S_п$ - площадь загрязнения водной поверхности, м^2, если площадь зеркала водоема $S_в < S_n$, то $S_n = S_в$.

При авариях вблизи водоемов и водотоков соотношение объема нефти, загрязнившей сушу, и объема нефти, попавшей в водные объекты, существенно зависит от взаимного расположения нефтепровода и водных объектов, макрорельефа прилегающей территории, наличия защитных сооружений, а также от общего объема вытекшей нефти *V*. Определение отношения для каждого такого участка нефтепровода производится экспертным путем.

Оценка показателей риска аварийных разливов на магистральных нефтепроводах

Оценка риска разлива нефти является этапом сочетания (объединения) значений частот и последствий аварий, определяемых согласно приложениям 2 и 3.

Для каждого расчетного участка под номером *n* и длиной L_n (см. рис. 3.6) производится оценка одного или нескольких следующих показателей риска:

1. Ожидаемые среднегодовые потери товарной нефти за счет аварийных разливов R_v (объем или масса потерь).

2. Ожидаемая среднегодовая площадь загрязнения сухопутных ландшафтов R_{st} и водных объектов R_{sr}

3. Ожидаемый среднегодовой экологический ущерб как сумма штрафных санкций за загрязнение компонентов природной среды R_d.

Показатели, характеризующие эффективную площадь выведения из естественного состояния сухопутных ландшафтов R_{et} и водных объектов R_{er}.

Для приближенных консервативных (максимальных) оценок расчет ожидаемых объемов разлива нефти производится по формуле

$$R_v^{\max} = a_n L_n V_{\max}(1 - K_{сб}),$$

где объем $V_{\max}$ определяется согласно приложению 3 из условия «гильотинного» разрыва нефтепровода ($d_{отв} = D$); коэффициент сбора $K_{сб}$ = 0,5 при величинах интервалов времени остановки перекачки t_1 = 15 мин. и времени перекрытия задвижек t_2 = 30 мин. Аналогичные консервативные условия, соответствующие «максимально проектной аварии», принимаются для расчета остальных показателей риска.

Для более точных расчетов необходимо учитывать вероятностные характеристики параметров аварийного истечения, в том числе вероятность образования дефектных отверстий определенной площади $S_{эфф}$, распределение интервалов времени остановки насосов, перекрытия потоков и других параметров по частоте реализации a_i, а также соответствующие этим частотам определенные последствия. Ниже дан алгоритм такого расчета.

Производится оценка частоты аварий на участке за год (*n* для данного участка по формулам (3.5) и (3.6) с использованием балльной оценки надежности участка нефтепровода (приложение 5).

Рассчитывается среднее (по сценариям аварий) количество нефти M_3, вытекающее при аварии, по формуле (3.6), а также площадей загрязнения земель и водных объектов по формулам (3.16), (3.17).

Определяется средний (по времени эксплуатации) ожидаемый объем потерь нефти участка R_v кг/год, по формуле (3.2).

Показатель риска загрязнения сухопутных ландшафтов рассчитывается по формуле

$$R_{st} = \text{а}_n S_3,$$

где S_3 - среднее (по сценариям аварий) значение загрязненных площадей земли, определяемое по формуле (3.12).

5. Показатель риска загрязнения водных объектов рассчитывается по формуле

$$R_{st} = \text{а}_n S_n, \qquad (3.18)$$

где S_n - среднее (по сценариям аварий) значение загрязненной площади водного объекта, определяемое по формуле (3.17).

Для прибрежной полосы объем разлива делится на «сухопутную» и «водную» части в соответствии с экспертной оценкой данного участка трассы. Значения R_{st}, R_{sr} дают искомые оценки риска аварий на 1 км для каждого участка с номером *n.* Умножение указанных значений на длину L_n определяет риск аварий рассматриваемого участка. Суммирование рисков по всем участкам дает оценку риска загрязнения сухопутных ландшафтов и водных объектов для трассы нефтепровода в целом.

При необходимости определяются следующие частные показатели экологического риска R_{et} и R_{er}.

Показатель риска R_{et} характеризующего эффективную площадь сухопутных ландшафтов, выведенную из естественного состояния вследствие возможной аварии на участке длиной L_n, рассчитывается по формуле

$$\mathrm{R}_{et} = S_3 \text{²}_{свз} \text{а}_n L_n, \qquad (3.19)$$

где $\text{²}_{свз}$ - время самовосстановления земли, определяемое из данных по экологическому обследованию нефтепровода.

Для определения $\text{²}_{свз}$ рекомендуется использовать приложение 6. При этом частота аварий на данном участке равна $\text{а}_n L_n$(1 /год), а вероятность нахождения этой площади в загрязненном состоянии равна $\text{а}_n L_n \text{²}_{свз}$.

Суммирование рисков по всем участкам дает оценку эффективной площади загрязнения сухопутных ландшафтов для МН в целом.

Показатель риска R_{er} характеризующего эффективную площадь загрязнения водных объектов, рассчитывается по формуле

$$R_{er} = S_n \text{²}_{сво} \text{а}_n L_n, \qquad (3.20)$$

где S_n оценивается с использованием формулы (3.17), время самовосстановления водных объектов $\text{²}_{сво}$ для каждого участка *n* - по приложению 7.

Суммирование рисков по всем участкам дает суммарные значения вышеуказанных показателей риска для МН в целом.

Показатель риска R_d финансовых убытков при компенсации вреда, причиненного аварией окружающей природной среде, для каждого участка с индексом *n* рассчитывается по соотношению

$$R_d = R_d^n + R_d^3 + R_d^a, \qquad (3.21)$$

где ущербы от загрязнения компонентов природной среды (водных объектов, земель, атмосферы) рассчитываются на основе удельных показателей ущерба, приведенных в приложении 6, по формулам

$$R_d^n = R_d^{n(1m)} M_p$$

$$R_d^3 = R_d^{3(1m)} M_3$$

$$R_d^a = R_d^{a(1m)} M_a,$$

где значения удельных экологических ущербов $R_d^{n(1m)}$, $R_d^{3(1m)}$, $R_d^{a(1m)}$, приложению 6.

Задание

1. Самостоятельно изучить следующие документы

а) «Методическое руководство по оценке степени риска аварий на магистральных нефтепроводах. Руководящий документ». Москва, ГУП «Научно-технический центр по безопасности в промышленности Госгортехнадзора России, 2002 г.

б) «Методика определения ущерба окружающей природной среде при авариях на магистральных путепроводах. Руководящий документ». Минтопэнерго РФ ОАО «АК. Транснефть». М. Транспресс, 1996 г.

в) «Методика определения ущерба окружающей природной среде» (утв. Минтопэнерго 01.11.1995)

2. Определить риск загрязнения ландшафтов

Вариант	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
λ_n	0,001	0,002	0,003	0,004	0,0009	0,0008	0,0007	0,0006	0,0005	0,0004
S_3, м^2	4000	5000	5500	6000	7000	8000	9000	10000	11000	12000

3. Определить показатель риска загрязнения водных объектов

Вариант	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
λ	0,001	0,0009	0,0008	0,0007	0,0006	0,0005	0,0004	0,0005	0,0012	0,0014
S_3, м^2	400	500	600	700	800	900	1000	1100	1200	1300

Практическая работа № 4

Оценка риска для экосистем

Цель работы: ознакомиться с модельными подходами к расчетам величин критических нагрузок кислотности и элементов определяющих ее. Изучить алгоритм расчета величин критических нагрузок соединений азота и серы.

Модельные подходы к расчетам величин критических нагрузок кислотности и элементов, ее определяющих

Методологические и методические подходы для количественной оценки и картографирования величин критических нагрузок кислотности, азота и серы описаны в соответствующих методических рекомендациях, разработанных при научном обеспечении Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния.

Критическую нагрузку можно представить графически исходя из дозоответных связей, когда ее превышение вызывает увеличение риска вредного воздействия на экосистемы (рис. 4.1).

Понятие критической нагрузки само по себе не определяет природу отклика на подобное воздействие, а только идентифицирует допустимый порог поступления поллютанта.

Известно, что сера и азот являются одними из основных поллютантов, а увеличение атмотехногенных выбросов их соединений, в частности при работе ГКС по трассам магистральных газопроводов, приводит ко многим экологическим проблемам.

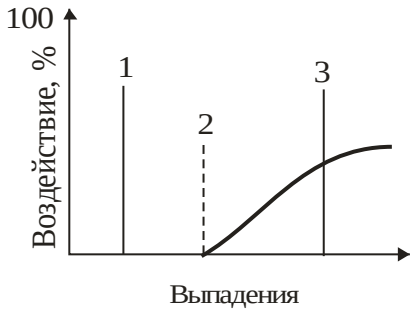


Рис. 4.1. Схематическое изображение понятия «критическая нагрузка»:
1 — фактор безопасности;
2 — критическая нагрузка;
3 — возможны некоторые повреждения

Все это заставило заинтересованные страны разработать стратегии по сокращению выбросов соединений серы и азота в атмосферу. Величины критических нагрузок, рассчитанные для азота и серы, широко используют на переговорах о мерах, необходимых для сокращения выбросов этих загрязняющих воздушную среду соединений, а также их трансграничного переноса.

Сера и азот в геохимическом отношении являются подкисляющими элементами, а азот еще и изменяет питательный статус экосистем, причем оба поллютанта действуют как совместно, так и независимо друг от друга. Поэтому критические нагрузки рассчитывают отдельно для серы и азота, а также для общей кислотности, которая обусловлена совместным влиянием этих

загрязняющих веществ. При расчете влияния каждого элемента следует учитывать тот факт, что подкисляющий эффект вызывается обоими поллютантами, а эвтрофирование природных экосистем — только влиянием соединений азота. Следовательно, при расчете величины критической нагрузки азота необходимо определить максимальное поступление этого элемента, которое не повлечет за собой ни эвтрофирования экосистем, ни изменения их кислотного статуса при совместном с соединениями серы воздействии в течение длительного периода времени. Критическая нагрузка кислотности может быть определена как максимальное поступление подкисляющих соединений серы и азота, ниже которого не происходит вредного подкисляющего воздействия на экосистему в течение длительного, 50 - 100 - летнего, периода времени. В таком случае критическая нагрузка серы представляет собой максимальное поступление этого элемента в экосистему, ниже которого не происходит вредного подкисляющего воздействия, а критическая нагрузка азота - максимальное поступление азота в экосистему, ниже которого не происходит как подкисляющего (совместно с серой), так и эвтрофирующего воздействия соединений азота на биогеохимическую структуру и функции экосистем.

Соотношение основных катионов (Ca, Mg, K, Na) с алюминием, а также концентрацию свободного иона A13+ используют как индикаторы равновесных геохимических и биогеохимических процессов. На основании многочисленных экспериментальных данных принято, что критическое соотношение основных катионов с алюминием должно быть выше 1:1, а концентрация A13+ меньше или равна 0,2 млэкв/ л. Обзор критических соотношений основных катионов и свободного алюминия в почвенном растворе был выполнен шведскими учеными.

Количественная оценка и картографирование величин критических нагрузок позволяет определить экосистемы, наиболее чувствительные к поступлению загрязняющих веществ. Сравнение существующих карт критических нагрузок с реальными величинами поступления поллютантов в экосистемы позволяет оценить существующий уровень воздействия по отношению к оптимально допустимому. Таким образом, подобное сравнение помогает выявить регионы, где необходимо сократить выбросы вредных веществ, принимая во внимание, что источник загрязнения может быть пространственно удален от того места, где уровень выпадения превышает предельно допустимый.

Концепцию критических нагрузок успешно используют в различных интегрированных моделях сокращения эмиссии загрязняющих веществ. Для расчета величин критических нагрузок азота и серы в Европе используют картографическую модель EMEP, с помощью которой оценивают общие выпадения соединений серы и азота для сети EMEP (50x50 км2), покрывающей всю Европу. Для каждой клетки EMEP рассчитывают одно значение критической нагрузки, которое отвечает условиям 95 %-й защищенности экосистем. Термин «95%-я защищенность» означает, что от вредного воздействия защищены экосистемы, занимающие суммарно не менее 95 % площади клетки.

В целом величины критических нагрузок в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния составляются из величин, рассчитанных в отдельности каждой страной для своей территории. Эти вычисления проводят на более детальном уровне. На конечном этапе все величины картографируются Европейским координационным центром по воздействиям (ССЕ).

Алгоритм расчета величин критических нагрузок соединений азота и серы

В качестве базового для расчета величин критических нагрузок азота, серы и кислотности Европейским координационным центром по воздействиям рекомендован алгоритм расчета, успешно применяемый во многих европейских странах. Его детальное описание представлено ниже.

Биогеохимические основы моделей для расчета критических нагрузок кислотности

В основе этого метода лежит уравнение баланса ионов в почвенном вымываемом потоке:

$$H_B + Al_B + BC_B + NH_{4,B} = SO_{4,B} + NO_{3,B} + Cl_B + HCO_{3,B} + RCOO_B \quad (4.1)$$

где в — вымывание; *BC* — сумма основных катионов (*BC* = Ca + Mg + K + Na); RCOO — сумма органических анионов; Al — ионы алюминия; H — ионы водорода; NH_4 — ионы аммония; NO_3 — нитрат-анионы; SO_4 — сульфат-анионы; C1 — хлор-анионы; HCO_3 — карбонат-анионы.

Концентрации OH^- и CO^{2-}_3 принимаются равными 0, что справедливо даже для карбонатных почв. Все величины даны в экв/(га · год). Вымывание щелочности определяют уравнением

$$Alk_B = HCO_3 + RCOO_B - H_B - Al_B \quad (4.2)$$

В сочетании с уравнением (5.1) получаем

$$BC_B = NH_{4,B} + SO_{4,B} - NO_{3,B} - Cl_B = Alk_B \quad (4.3)$$

Помимо уравнения (4.2) уравнение (4.3) дает другое определение щелочности в виде суммы основных катионов минус сильные кислотные анионы.

Поскольку хлориды являются геохимическими и одними из наиболее подвижных анионов, то в почвенном слое они не накапливаются, и все выпавшие хлориды вымываются, т. е. имеет место следующее равенство:

$$Cl_B = Cl_{вып} \quad (4.4)$$

где $C1_{вып}$ — выпадение соединений хлора.

В условиях нединамического равновесия вымывание основных катионов должно уравновешиваться общим их поступлением, поэтому справедливо следующее равенство:

$$BC_B = BC_{вып} + BC_w - BC_u \quad (4.5)$$

где $BC_{вып}$ — выпадение; BC_w— выветривание; BC_u — поглощение основных катионов растительной биомассой.

Величины вымывания сульфатов и нитратов связаны с величинами выпадений этих элементов уравнениями масс-баланса.

После некоторых упрощений эти уравнения примут следующий вид (считая, что сера выпадает в виде сульфатов, а азот — в виде окисленных и восстановленных соединений):

— для серы:

$$S_B = SO_{4,B} = S_{вып} \tag{4.6}$$

— для азота:

$$N_B = NO_{3,B} = N_{вып} - N_i - N_u - N_д \tag{4.7}$$

где $S_{вып}$, $N_{вып}$ — выпадения соединений серы и азота соответственно; — иммобилизация азота в корневой зоне растений; $N_д$ — денитрификация; а N_u — поглощение азота растительной биомассой.

Подставляя уравнения (4.4)-(4.7) в уравнение (4.3), получаем упрощенное балансовое уравнение между источниками и запасами серы и азота в почве:

$$S_{вып} + N_{вып} = BC_{вып} - Cl_{вып} + BC_u + N_i + N_u + N_д - Alk_в \tag{4.8}$$

Упрощенное балансовое уравнение (4.8) применимо для любых выпадений азота и серы.

Определив величину критического вымывания щелочности ($Alk_{в.кр}$), которая определяет предел, ниже которого не происходит существенных изменений в функционировании экосистем, можно определить максимально допустимое выпадение соединений серы и азота, т. е. величины критических нагрузок по сере и азоту:

$$CL(S + N) = CL(S) + CL(N) =$$

$$= BC_{вып} - Cl_{вып} + BC_w - BC_u + N_i + N_u + N_д - Alk_{в.кр}) \tag{4.9}$$

Сопоставляя выпадения серы и азота с величиной их критической нагрузки *[CL(S+N)]*, следует помнить, что сера и азот как подкислители действуют независимо друг от друга и процессы трансформации азота не влияют на величину критической нагрузки по сере. Тогда максимальную нагрузку по сере определяют из уравнения:

$$CL_{max}(S) = BC_{вып} - Cl_{вып} + BC_w - BC_u - Alk_{в.кр} \tag{4.10}$$

Кроме того, определив величину $CL_{min}(N)$ как можно считать, что весь выпавший азот потребляется почвой.

$$N_{вып} + N_i + N_u + N_д = CL_{min}(N), \tag{4.11}$$

Максимально допустимое выпадение азота (при почти гипотетическом условии, что выпадения серы равны 0) определяют уравнением

$$CL_{max}(N) = CL(S + N) = CL_{max}(S) + CL_{min}(N) \tag{4.12}$$

При определении критических нагрузок по азоту, кроме подкисляющего эффекта, следует учитывать и влияние азотных выпадений на питательный статус экосистем.

После некоторых упрощений получаем следующее уравнение для оценки критической нагрузки по питательному азоту:

$$CL_{\text{nut}}(N) = N_u + N_i + N_{\text{в.кр}} + N_{\text{д}} \quad (4.13)$$

Критическое вымывание щелочности

Вымывание щелочности определяют уравнением (4.2). Для кислых лесных почв величинами $HCO_{3lв}$ и $RCOO_{lв}$ можно пренебречь, и тогда критическое вымывание щелочности рассчитывают по уравнению:

$$Alk_{\text{в.кр}} = -Al_{\text{в.кр}} - H_{\text{в.кр}} = -Q\left(\left[Al\right]_{\text{кр}} + \left[H\right]_{\text{кр}}\right) \quad (4.14)$$

где Q — сток избыточного поступления осадков (м^3 /(га · год)), т.е. влага, удаляемая из корневой зоны растений; [ ] означают концентрацию в экв/м^3.

Сток осадков рассчитывают как количество осадков минус сумму эвапотранспирации лесным пологом, почвенную эвапотранспирацию и испарение в корневой зоне растений. Отношение между [*H*] и [*Al*] описывают уравнением химического равновесия Гиббсита:

$$\left[Al\right]_{\text{в.кр}} = K_{\text{гиб}}\left[H\right]^3 \text{ или } \left[\text{H}\right] = \left(\left[Al\right]/K_{\text{гиб}}\right)^{1/3} \quad (4.15)$$

где $K_{\text{гиб}}$ — гиббситовый коэффициент, величина которого зависит от типа почвы, $K_{\text{гиб}}$=300 м^6/экв^2.

Для получения величины критического вымывания щелочности необходимо определить или критическую концентрацию алюминия [*Al*], или критическое pH почвы, а затем рассчитать другую величину согласно уравнению (4.15).

Процессы трансформации азота

Поглощение азота, N_u зависит от величины выпадения основных катионов; его рассчитывают согласно уравнению:

$$\text{N}_u = \min\left\{\frac{\text{Ca}_u}{X_{\text{Ca:N}}}, \frac{\text{Mg}_u}{X_{\text{Mg:N}}}, \frac{\text{K}_u}{X_{\text{K:N}}}, \frac{\text{P}_u}{X_{\text{P:N}}}\right\}, \quad (4.16)$$

где Ca_u, Mg_u, K_u, P_u — поглощение катионов кальция, магния, калия и фосфора растительной биомассой; $X_{X:N}$ — соотношение питательных катионов *X* и азота в растительной биомассе.

Если неизвестны отдельные компоненты уравнения (4.16), то величину N_u рассчитывают следующим образом:

$$N_u = \frac{BC_u}{X_{BC:N}} \quad (4.17)$$

где BC_u — поглощение основных катионов растительной биомассой; $X_{BC:N}$ соотношение основных катионов и азота в растительной биомассе.

Иммобилизацию азота принимают примерно равной от 2 до > 5 кг *N*/(га/год) (142—357 экв/(га/год)) и зависит от соотношения углерода и азота в почвенном органическом веществе, *C:N*. При современном состоянии окружающей среды вследствие подкисления почв, кислых дождей и увеличения биомассы из-за питательного воздействия выпадений азота иммобилизация азота может быть значительно выше.

Денитрификация в самом простом случае линейно зависит от общего поступления азота согласно следующему условию:

$$N_{д} = \begin{cases} f\left(N_{вып} - N_i - N_u\right), \text{если } N_{вып} > N_i + N_u \\ 0, \text{в противном случае} \end{cases} \quad (4.18)$$

Величина f_{∂} связана с типом почвы и равна 0,1 для почв легкого гранулометрического состава без процессов оглеения, 0,5 — для песчаных оглеенных почв, 0,7 — для почв тяжелого гранулометрического состава, 0,8 — для торфяных почв.

Критическое вымывание азота. Для расчета величины критической нагрузки по питательному азоту (уравнение (4.13)) необходимо определить величину критического вымывания азота.

Относительно небольшие концентрации азота в почвенном растворе могут вызвать нарушение питательного статуса экосистемы, а при значительном количестве азота состав растительности может резко измениться, так как азоттолерантные виды растительности получают более благоприятные условия для роста, чем менее толерантные виды.

Критическое вымывание азота рассчитывают по формуле

$$N_{в.кр.} = Q\left[N\right]_{кр} \quad (4.19)$$

где $[N]_{кр}$ — критическая концентрация азота в почвенном растворе; Q — сток избыточного поступления осадков.

Уравнения (4.10) — (4.13), используемые для расчета величин критических нагрузок, включают в себя количественную оценку максимально возможного числа параметров, характеризующих круговорот загрязнителей в экосистемах. Описание модели рекомендованы в качестве базовых для расчета критических нагрузок Европейским координационным центром по воздействиям и успешно применяется во многих европейских странах. Однако, как уже отмечалось, непосредственное использование этого метода возможно только для территорий, в которых можно прямо измерить с необходимой точностью и соответствующим пространственным разрешением все параметры, входящие в уравнения (4.10) — (4.13). Это верно для европейских стран, имеющих относительно небольшие площади и хорошо развитую сеть мониторинговых станций, производящих оценку загрязнения окружающей среды путем отбора проб с необходимой точностью и разрешением.

Для расчетов величин критических нагрузок используют следующие слагаемые критических нагрузок:

- минимального азота $CL_{min}(N)$;
- максимального азота $CL_{max}(N)$;
- питательного азота $CL_{nut}(N)$;
- максимальной серы $CL_{max}(S)$;

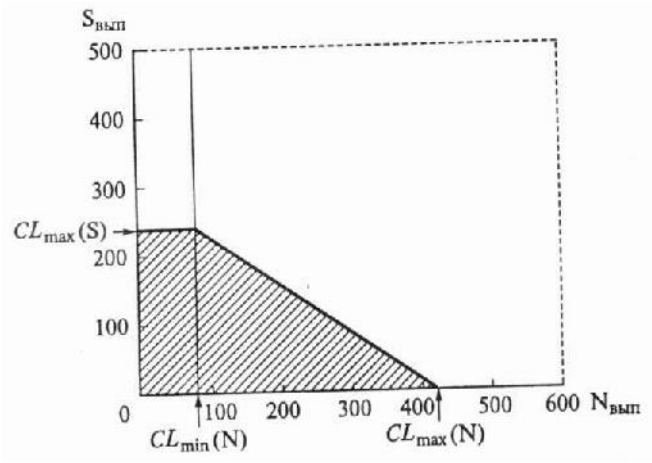


Рис 4.2 Функция, связывающая поступления серы и азота с величинами критических нагрузок для этих элементов, - кривая индифферентных превышений

Описание алгоритма для их расчета показано ранее.

На рис. 4.2 показана взаимосвязь между выпадениями и величинами критических нагрузок серы и азота; серым цветом выделена область, где выпадения не превышают критических нагрузок.

Рассмотрим два возможных случая при сравнении величин критических нагрузок по подкисляющему и питательному азоту (рис. 4.3).

1) $CL_{nut}(N) \leq CL_{max}(N)$

В этом случае величиной $CL_{nut}(N)$ можно пренебречь, так как максимально допустимое выпадение азота будет ограничено величиной $CL_{max}(N)$.

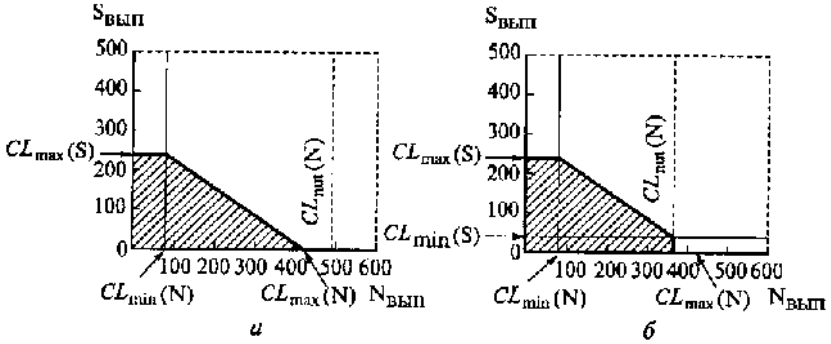


Рис.4.3 Взаимосвязь между величинами критических нагрузок по подкисляющему (CL_{max}) и питательному (CL_{nut}) азоту
a - $CL_{nut}(N) \geq CL_{max}(N)$; *b* - $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$

2) $CL_{nut}(N) < CL_{max}(N)$

В данном случае величина $CL_{nut}(N)$ ограничивает максимально допустимо» азота.

Величины критических нагрузок, определяемые уравнениями (4.10) — (4.13) не указывают на степень изменений в функционировании экосистемы, а только определяет допустимую величину воздействия, поэтому более важным является понятие «превышение критической нагрузки». Таким образом,

величину критической нагрузки можно сравнить с реальной величиной выпадения: для того, чтобы получить величины превышения:

$Ex(S+N)=S_{вып}+N_{вып}-CL(S+L)$

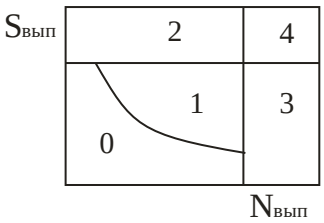


Рис. 4.4. Схема «индифферентной кривой превышения» при 95 %-й степени защиты экосистем

На рис. 4.4 представлена функция, связывающая выпадения серы и азота с величинами критических нагрузок по этим элементам. На графике положение точки $(N_{вып}, S_{вып})$ функции определяет 5 классов превышений:

0- превышений нет;

1- сокращения серы и азота взаимозаменяют друг друга, т.е. достаточно сократить выбросы только одного загрязнителя (или серы, или азота);

2- необходимо сократить выпадения серы

3- необходимо сократить выпадения азота

4- необходимо сократить как выпадения серы, так и выпадения азота.

Величины превышения критических нагрузок можно рассматривать как вероятность проявления экологического риска при поступлении поллютантов в различные экосистемы как природные, так и антропогенно-модифицированные.

Задание

Построить «индифферентную» кривую превышения при 93% степени защиты экосистемы по данным варианта задания практической работы № 1.

Практическая работа № 5
Оценка экологического риска в транспортных системах

Цель работы: ознакомиться с основами оценки риска автотранспортных систем.

Теоретическая часть.

Качественная и количественная характеристика автомобильных выбросов в локальной области пространства

Наиболее значимые факторы отрицательного влияния, автомобильного транспорта на человека и окружающую / среду следующие:

• загрязнение воздуха;
• загрязнение окружающей среды;
• шум;
• выделение тепла (рассеяние энергии).

Исследование трансформации загрязнений воздуха от автомобильного транспорта дает возможность проследить участие компонент выхлопов в образовании кислотных осадков.

Каждый автомобиль выбрасывает в атмосферу с отработавшими газами около 200 различных компонентов. Самая большая группа соединений - углеводороды. Эффект падения концентраций атмосферных загрязнений, то есть приближение к нормальному состоянию, связан не только с разбавлением выхлопных газов воздухом, но и со способностью ***самоочищения атмосферы.*** В основе самоочищения лежат различные физические, физико-химические и химические процессы. Выпадение тяжелых взвешенных частиц (седиментация) быстро освобождает атмосферу только от грубых частиц. Процессы нейтрализации и связывания газов в атмосфере проходят гораздо медленнее. Значительную роль в этом играет зеленая растительность, поскольку между растениями идет интенсивный газообмен. Скорость газообмена между растительным миром в 25 - 30 раз превышает скорость газообмена между человеком и ОС в расчете на единицу массы активно функционирующих органов. Количество атмосферных осадков оказывает сильное влияние на процесс восстановления. Они растворяют газы, соли, адсорбируют и осаждают на земную поверхность пылевидные частицы

Рис. 5.1. Структурная схема источников загрязнений воздуха

Более 99% сухого воздуха тропосферы (0-17 км) состоит из двух компонент: азот (78%) и кислород (21%). Стратосфера (17 - 48 км) содержит озон (O_3), отфильтровывающий подавляющую часть ультрафиолетовой радиации.

В тропосфере насчитывают сотни загрязнителей. Наибольшее влияние на качество воздуха оказывают следующие факторы (вещества и энергия).

(1) Моноксид углерода *(CO)* и диоксид углерода (CO_2);

(2) Диоксид серы (SO_2) и триоксид серы *(SO_3)**;***

(3) Моноксид азота *(NO)***,** диоксид азота *(NO_2)*, закись азота (N_2O);

(4) Летучие органические соединения (ЛОС), метан (CH_4), бензол (C_6H_6), хлорфторуглероды;

(5) Взвешенные частицы (капли): пыль, сажа (углерод), асбест, соли свинца, мышьяк, серная кислота (H_2SO_4)**,** нефть, диоксиды;

(6) Фотохимические окислители: озон (O_3), перекись водорода (H_2O_2), формальдегид (CH_2O);

(7) Радиоактивные вещества: родон-222, йод-131, стронций-90, плутоний-239;

(8) Тепло;

(9) Шум.

На рис.5.1 представлено количественное соотношение компонент, загрязняющих атмосферный воздух (в процентах).

Основные загрязнители воздуха, такие, как транспорт, стационарные энергетические установки, промышленность, предприятия утилизации отходов и др. вносят свой вклад в различных пропорциях. Фотохимический смог является сложным физико-химическим процессом, схема образования которого показана на рис. 5.2.

Исследование трансформации загрязнений воздуха от автомобильного транспорта дает возможность проследить участие компонент выхлопов в образовании кислотных осадков. Схематическое изображение этого процесса дано на рис. 5.4.

Каждый автомобиль выбрасывает в атмосферу с отработавшими газами около 200 различных компонентов. Самая большая группа соединений - углеводороды. Эффект падения концентраций атмосферных загрязнений, то есть приближение к нормальному состоянию, связан не только с разбавлением выхлопных газов воздухом, но и со способностью ***самоочищения атмосферы.*** В основе самоочищения лежат различные физические, физико-химические и химические процессы. Выпадение тяжелых взвешенных частиц (седиментация) быстро освобождает атмосферу только от грубых частиц. Процессы нейтрализации и связывания газов в атмосфере проходят гораздо медленнее. Значительную роль в этом играет зеленая растительность, поскольку между растениями идет интенсивный газообмен. Скорость газообмена между растительным миром в 25 - 30 раз превышает скорость газообмена между человеком и ОС в расчете на единицу массы активно функционирующих органов. Количество атмосферных осадков оказывает сильное влияние на процесс

восстановления. Они растворяют газы, соли, адсорбируют и осаждают на земную поверхность пылевидные частицы у

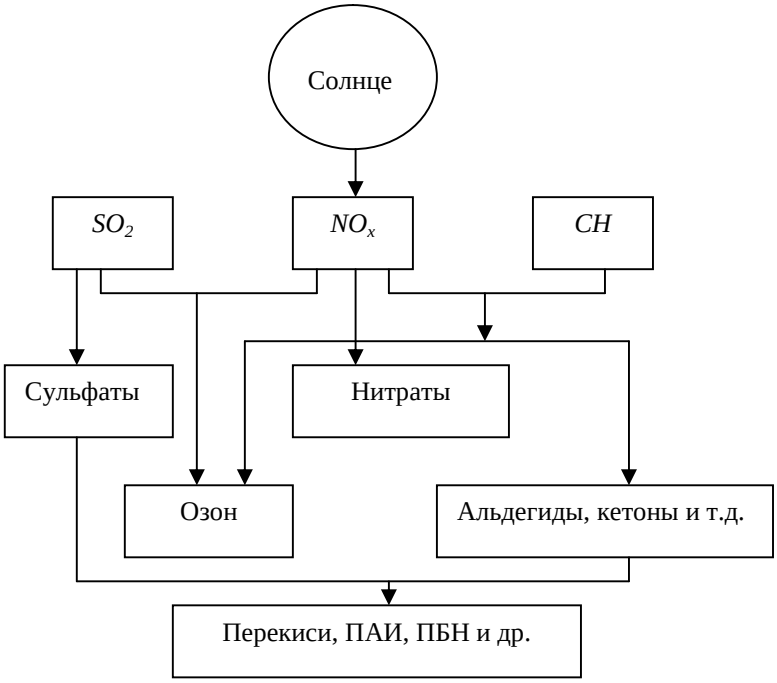


Рис. 5.2. Фотохимический смог

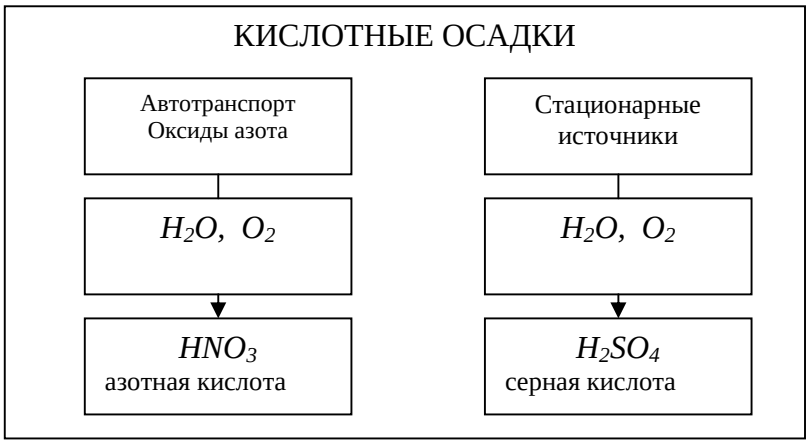


Рис. 5.3. Кислотные осадки

Помимо метеорологических факторов самоочищения атмосферы некоторые компоненты вредных выбросов автомобильного транспорта участвуют в процессах взаимодействия с компонентами воздушной среды, результатом которых является возникновение новых вредных веществ (вторичные атмосферные загрязнители). Загрязнители вступают с компонентами атмосферного воздуха в физическое, Химическое и фотохимическое взаимодействия. Однако, несмотря на наличие процессов превращения и взаимодействия, а также разбавления, седиментации и так далее, при

определенном уровне интенсивности выхлопов появляются устойчивые накопления некоторых типов загрязнений:

- ***аэрозоли*** автотранспортного происхождения, задерживающиеся в атмосфере на длительный срок, адсорбирующие канцерогенные вещества и попадающие с воздухом Е дыхательные пути.

- ***соединения свинца,*** образующиеся при сгорании этилированного бензина, способны аккумулироваться организмом, попадая в него не только через дыхательные пути, но и через кожу. Эти соединения поражают центральную нервную систему и кроветворные органы.

Отмечается, что расположение зон максимальных концентраций вредных веществ в атмосфере повторяют конфигурацию улично - дорожной сети.

Максимальные превышения *[ПДК^{мр}]* рассматриваемых примесей наблюдаются в районах прохождения крупнейших автомагистралей и в центре города.

Так, пятикратное превышение *[ПДК^{мр}]* на значительных площадях территории под воздействием выбросов АТС наблюдается для *CO* и *NO_x* (соответственно 34,7 и 39,4 % городской территории), в то время как для *CxH_y* и твердых частиц (сажи) на 80,5 - 87,2% площади территории значения концентраций не превышают *[ПДК^{мр}]***,** а пятикратное и более превышение *[ПДК^{мр}]* наблюдается только на 1,5 и 0,4% площади территории.

Информация о количественном влиянии шумов от различных источников представлена в таблице 5.1.

Таблица 5.1

Таблица влияния шумов

Реактивный двигатель при взлете (25 м)	150 дБа
Наушники на максимальной громкости	130 дБа
Цепная лила, рок-музыка	120 дБа (порог боли)
Автомобильный гудок	110 дБа
Трактор, мотоцикл (8 м)	110 дБа
Отбойный молоток	110 дБа
Оживленная городская улица	90 дБа
Дизельный грузовик	90 дБа
Товарный поезд (15 м)	80 дБа
Скоростная автомагистраль	70 дБа
Обычный офис	60 дБа
Разговор в жилой комнате	50 дБа
Сельская местность ночь	30 дБа
Шелест листьев	20 дБа
Дыхание	10 дБа

Из таблицы видно, что шумовое воздействие от автотранспорта сравнимо с болевыми воздействиями от шума при работе отбойного молотка и трактора,

но к тому же, для городского жителя является более чувствительным по суммарному времени влияния.

Описание реакции организма человека на пребывание в зоне загрязнения воздуха автотранспортом

Многообразие продуктов выхлопов автомобильных двигателей может быть классифицировано по группам, сходным по характеру воздействия на организмы или химической структуре и свойствам:

1)и нетоксичные вещества: азот, кислород, водород, водяной пар и углекислый газ, содержание которых в атмосфере в обычных условиях не достигает уровня, вредного для человека;

2) моноксид углерода, наличие которого характерно для выхлопов бензиновых двигателей;

3) оксиды азота**,** которые по мере пребывания в атмосфере соединяются с кислородом;

4) углеводороды (алкаин, алкены, алкадиены, цикланы, ароматические соединения);

5) альдегиды;

6) сажа;

7) соединения свинца.

8) серистый ангидрид.

Чувствительность населения к действию загрязнения атмосферы зависит от большого числа факторов, в том числе от возраста, пола, общего состояния здоровья, питания, температуры и влажности и т.д. Лица пожилого возраста, дети, больные, курильщики, страдающие хроническим бронхитом, коронарной недостаточностью, астмой, являются более уязвимыми.

Общая схема реакции организма на воздействие загрязнителей ОС по данным Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) имеет следующий вид

(1) - смертность;

(2) - заболеваемость;

(3) - физиологические признаки заболевания;

(4) - сдвиги жизнедеятельности организма неизвестного назначения;

(5)- накопление загрязнений в органах и тканях.Критерии вредности загрязнения ОС формируются на основе следующих медико- санитарных и эпидемиологических показателей:

- смертность;
- рождаемость;
- врожденные аномалии;
- детская смертность;
- заболеваемость;
- физические показатели развития.

Проблема состава атмосферного воздуха и его загрязнения от выбросов автотранспорта становится все более актуальной. Это можно проследить уже на

примере Москвы. В 1982 г. вклад автотранспортных средств в суммарное загрязнение атмосферы составлял 69%, в 1990 г. -74,6%, наконец, в 1993 г. - 79,6 %.

Среди факторов прямого действия (все, кроме загрязнения окружающей среды) загрязнение воздуха занимает, безусловно, первое место, поскольку воздух - продукт непрерывного потребления организма.

Дыхательная система человека имеет ряд механизмов, помогающих защитить организм от воздействия загрязнителей воздуха. Волоски в носу отфильтровывают крупные частицы. Липкая слизистая оболочка в верхней части дыхательного тракта захватывает мелкие частицы и растворяет некоторые газовые загрязнители. Механизм непроизвольного чихания и кашля удаляет загрязненные воздух и слизь при раздражении дыхательной системы.

Тонкие частицы представляют наибольшую опасность для здоровья человека, так как способны пройти через естественную защитную оболочку в легкие. Вдыхание озона вызывает кашель, одышку, повреждает легочные ткани и ослабляет иммунную систему.

Влияние загрязнения воздуха на здоровье населения состоит в следующем.

Взвешенные частицы. Частицы пыли размером от 0,01 до 100 мкм классифицируются следующим образом: более 100 мкм - осаждающиеся, менее 5 мкм - практически неосаждающиеся. Частицы первого типа безвредны, поскольку быстро осаждаются либо на поверхности земли, любо в верхних дыхательных путях. Частицы второго типа попадают глубоко в легкие. Установлено присутствие соединений углерода, углеводорода, парадина, ароматических веществ, мышьяка, ртути и др. в легких вследствие проникновения пыли, а также связь с частотой заболевания раком, хроническим заболеванием дыхательных путей, астмой, бронхитом, эмфиземой легких. Резкое увеличение частоты хронических бронхитов начинается с концентрации 150 - 200 мкт/м^3.

Сернистый ангидрид. Оказывает пагубное влияние на слизистую оболочку верхних дыхательных путей, вызывает бронхиальную закупорку. Начиная с 500 мкт/м^3 у больных бронхитом наблюдаются осложнения, 200 мкт/м^3 вызывает увеличение приступов у астматиков. Критической следует считать концентрацию 100 мкт/м^3 [3].

Оксиды азота. Диоксид азота и фитохимические производные являются побочными продуктами нефтехимических производств и рабочих процессов дизельных двигателей. Оказывают влияние на легкие и на органы зрения. Начиная с 150 мкт/м^3, [3], при длительных воздействиях происходит нарушение дыхательных функций.

Озон. Повышение концентрации оксидов азота и углеводородов под действием солнечной радиации порождает фотохимический смог (озон, ПАН и др.) Фоновая концентрация озона в природе 20 – 40 мкт/м^3. При 200 мкт/м^3 наблюдается заметное негативное воздействие на организм человека.

Моноксид углерода. При сжигании топлива в условиях недостатка воздуха, *CO* генерируется в процессе работы автомобильных двигателей.

Соединяясь с гемоглобином *(Hb),* из вдыхаемого воздуха попадает в кровь, препятствуя насыщению крови кислородом, а, следовательно, и тканей, мышц, мозга. При концентрации 20 - 40 мкт/м^3 в течение 1 часа содержание *HbCO* в крови повышается на 2 - 3%, [3], что вызывает ослабление зрения, ориентации в пространстве, реакций.

Диспансерные исследования Института экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина РАМН показали, что длительное вдыхание воздуха, содержащего моноксид углерода в концентрациях 3-6 ПДК и диоксид азота 2-3 ПДК, вызывает в детском организме ряд ответных реакций. Установлены удлинение времени латентного периода зрительно - моторной реакции, хронический тонзиллит, хронический ринит, гипертрофия миндалин, снижение жизненной емкости легких.

С результатами диспансерного обследования детей согласуются данные опроса взрослого населения (≤ 18 лет), таб.5.2.

Таблица 5.2

п/п	Характер жалоб	Доля среди опрошенных
1	Неприятный запах	97,6 %
2	Затруднение дыхания	75,2 %
3	Головная боль	92 %
4	Кашель	28,4 %
5	Раздражение глаз	21,4 %

Следующие данные по выбранным районам Москвы в 1981 - 1982 гг. таб. 5.3 дают представление о количественных зависимостях влияния АТС на функции внешнего дыхания детей.

Таблица 5.3

п/п	Показатель	пл. Восстания	пр. Мира	2-я Филевская ул.
1.	Частота дыхания	24	25	18
2.	Дыхательный объем	0,304	0,31	0,22
3.	Минутный объем	6,9	7,3	6,1
4.	Жизненная емкость легких	1,15	1,33	1,7

Основными представителями альдегидов, поступающих в атмосферный воздух с выбросами автомобилей, являются формальдегид и акролеин. Действие формальдегида характеризуется раздражающим эффектом по отношению к нервной системе. Он поражает внутренние органы и анактивирует ферменты, нарушает обменные процессы в клетке путем подавления цитоплазматического и ядерного синтеза.

Биологическое действие фотооксидантов (смесь озона, диоксида азота и формальдегида) на клеточном уровне подобно действию радиации, вызывает цепную реакцию клеточных повреждений.

Современные исследования в области влияния состояния атмосферного воздуха на здоровье населения можно характеризовать следующей качественной таблицей общего плана табл. 5.4

Таблица 5.4

Кратность превышения ПДК	Ответ состояния здоровья населения
1	Нет изменений в состоянии здоровья
2 - 3	Изменение состояния здоровья по некоторым показателям
4- 7	Выраженные функциональные сдвиги
8 - 10	Рост специфической и неспецифической заболеваемости
100	Острые отравления
500	Летальные отравления

Аналогичного плана таблица 5.5 о влиянии воды

Таблица 5.5

ПДК	Степень загрязнения
1	Допустимая
2 - 3	Умеренная
4- 10	Высокая
100	Чрезвычайно высокая

Ориентировочная оценочная шкала о влиянии почвы табл. 5.6

Таблица 5.6

ПДК	Ответ
4	Минимальные физиологические сдвиги
4- 10	Выраженные физиологические сдвиги
20 - 120	Пики заболеваемостей по отдельным формам
120 - 200	Хронические отравления
200 - 1000	Острые отравления

Степень экологического риска определяется компонентным составом и размерами удельных выбросов загрязняющих веществ. Эти показатели зависят от вида потребляемого автомобилем топлива. Известно, что относительно менее экологически опасными являются дизельные двигатели, хотя ими выбрасывается больше оксидов азота, чем карбюраторными двигателями. Общая масса выбрасываемых в атмосферу загрязняющих веществ с учетом класса их опасности для здоровья населения оказывается примерно в 2,5 раза

меньше. Таким образом, возрастание доли транспортных средств с дизельными двигателями может положительно повлиять на уровень загрязнения атмосферы в городе. Такая тенденция наблюдается в структуре парка автобусов и грузовых автомобилей и практически отсутствует среди легковых автомобилей (рис. 5.1).

Рис. 5.4 Структура выбросов автотранспорта с учетом класса опасности

Формула оценки концентрации оксида углерода (K_{co}) используется для расчетов в Киевском и Харьковском автомобильно-дорожных институтах.

$$K_{CO} = (0,5 + 0,01NK_T)K_aK_yK_cK_вK_п, \quad (5.1)$$

где 0,5 - фоновое загрязнение атмосферного воздуха нетранспортного происхождения, мг/м3;

N- суммарная интенсивность движения автомобилей на городской дороге, авт./ч;

K_T - коэффициент токсичности автомобилей по выбросам в атмосферный воздух оксида углерода;

K_a - коэффициент, учитывающий аэрацию местности;

K_y - коэффициент, учитывающий изменение загрязнения атмосферного воздуха оксидом углерода в зависимости от величины продольного уклона;

K_c - коэффициент, учитывающий изменения концентрации углерода в зависимости от скорости ветра;

$K_в$ - то же относительно влажности воздуха.

$K_п$- коэффициент увеличения загрязнения атмосферного воздуха оксидом углерода у пересечений.

Коэффициент токсичности автомобилей определяется как средне взвешенный для потока автомобилей по формуле

$$K_T = \sum P_1K_П, \quad (5.2)$$

где P_1- состав движения в долях единиц. Значение $K_п$ определяется по табл. 5.7

Таблица 5.7

Тип автомобиля	Коэффициент $K_п$
Легкий грузовой	2,3
Средний грузовой	2,9
Тяжелый грузовой (дизельный)	0,2

Автобус	3,7
Легковой	1,0

Поставив значения согласно заданию (или собственные данные), получаем K_T = 0,1-2,3 + 0,1-2,9 + 0,05-0,2 + 0,05-3,7 + 0,7 1=1,41.

Значение коэффициента K_a, учитывающего аэрацию местности, определяется по табл.5.8.

Таблица 5.8

Тип местности по степени аэрации	***Коэффициент*** $\mathbf{K_a}$
Транспортные тоннели	2,7
Транспортные галереи	1,5
Магистральные улицы и дороги с многоэтажной застройкой с двух сторон	1,0
Жилые улицы с одноэтажной застройкой улицы и дороги в выемке	0,6
Городские улицы и дороги с односторонней застройкой, набережные, эскалады, виадуки, высокие насыпи	0,4
Пешеходные тоннели	0,3

Для улицы с магистральной застройкой K_a = 1.

Значение коэффициента K_y, учитывающего изменение загрязнения воздуха окисью углерода в зависимости от величины продольного уклона, определяем по табл. 5.9.

Таблица 5.9

Продольный уклон, °	Коэффициент K_y
0	1,00
2	1,06
4	1,07
6	1,18
8	1,55

Коэффициент изменения концентрации оксида углерода в зависимости от скорости ветра Кс определяется по табл. 5.10.

Таблица 5.10

Скорость ветра, м/с	Коэффициент K_c
1	2,40
2	2,00
3	1,50
4	1,20
5	1,05

6	1,05

Значение коэффициента $K_в$, определяющего изменение концентрации оксида углерода в зависимости от относительной влажности воздуха, приведено в табл. 5.11.

Таблица 5.11

Относительная влажность воздуха, %	Коэффициент $K_в$
100	1,45
90	1,30
80	1,15
70	1,00
60	0,85
50	0,75
40	0,60

Коэффициент увеличения загрязнения воздуха оксидом углерода у пересечений приведен в табл. 5.12.

Таблица 5.12

Тип пересечения	Коэффициент K_n
Регулируемое пересечение:	
- светофорами обычное	1,8
-светофорами обучаемое	2,1
-саморегулируемое	2,0
Нерегулируемое:	
-со снижением скорости	1,9
-кольцевое	2,2
- с обязательной остановкой	3,0

Подставив значения коэффициентов, оценим уровень загрязнения атмосферного воздуха оксидом углерода:

$$K_{CO} = (0,5 + 0,01 \cdot 500 \cdot 1,4) \cdot 1 \cdot 1,06 \cdot 1,20 \cdot 1,00 = 8,96 \text{ мг/м3}.$$

ПДК автотранспорта по оксиду углерода равно 5 мг/м3.

Задание.

Используя формулу и данные таблицы рассчитать степень загрязнения оксидом углерода. Определить меры по снижению негативных воздействий.

Рассчитать фактор экспозиции Ea:

Ea =(CaPa)U

Способ использования химиката U=1

Pa- скорость биодеградации Pa=2

Ca- рассчитанная концентрация по формуле (5.1)

Средняя смертельная концентрация в воздухе ЛК50мг/м3 >>50000.

Представить вывод об опасности воздействия загрязнения на организм человека.

Практическая работа № 6
Страхование экологического риска предприятия

Цель работы: ознакомиться с методикой страхования экологических рисков.

Экологическое страхование непосредственно осуществляется в целях обеспечения надлежащей защиты имущественных интересов граждан и юридических лиц, на случай возникновения различного рода экологических рисков.

В России реализуется экологическое страхование, нормы которого закреплены в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» (ст. 18). Другими нормативными документами, в соответствии с которыми развивается рынок экологического страхования, являются Федеральный закон от 21 июля 1997 г. № 116-ФЗ «О промышленной безопасности опасных производственных объектов» (ст. 15), постановление Правительства РФ от 19 декабря 1997 г. № 1605 «О дополнительных мерах по стимулированию деловой активности и привлечению инвестиций в экономику РФ», а также на основании «Типового положения о порядке добровольного экологического страхования в Российской Федерации (утв. 20.11.1992 г. №№ 04-04/72-6132,22 и других законодательных актов РФ).

Страхуются экологические риски, которые могут возникнуть в результате:

1. Экологической аварии, пожара, взрыва, наводнения, землетрясения, обвалов и т.п.;
2. Деятельности предприятий, которые являются источниками повышенной опасности. Перечень предприятий, являющихся источниками повышенной опасности определен Федеральным законом «О промышленной безопасности опасных производственных объектов». Опасные производственные объекты подлежат регистрации в государственном реестре в порядке, устанавливаемом Правительством.

Целью экологического страхования в РФ является обеспечение страховых гарантий возмещения убытков юридическим или физическим лицам, которые возникли в результате загрязнения окружающей природной среды

Страховые гарантии возмещения убытков предусматриваются:

1. Для юридических лиц - предприятий, учреждений, организаций;
2. Для граждан, а также объектов их собственности и доходов.

Экологическое страхование осуществляется в рамках программ добровольного или обязательного экологического страхования.

Добровольное экологическое страхование

По добровольному экологическому страхованию страховые организации самостоятельно разрабатывают свои программы и правила страхования. В пределах своей компетенции страховщики, осуществляющие добровольное экологическое страхование, определяют:

Виды экологического страхования;

Перечень объектов, подлежащих страхованию;

Объем страховой ответственности;

Уровень (нормы) страхового обеспечения;

Основные права и обязанности сторон, участвующих в страховании;

Порядок тарифных ставок страховых платежей.

Перечень загрязняющих веществ и причин страховых событий, ущербы по которым подлежат возмещению по добровольному экологическому страхованию, оговариваются страхователем и страховщиком в каждом конкретном случае при заключении договора страхования. В добровольном экологическом страховании могут участвовать следующие предприятия, учреждения, организации:

- Энергетический комплекс, нефтехимический комплекс;
- Промышленность строительных материалов;
- Химическая промышленность;
- Бумажная промышленность;
- Прочие отрасли.

Обязательное экологическое страхование

Обязательным экологическим страхованием согласно законодательству является страхование гражданской ответственности предприятий, создающих повышенную экологическую опасность.

Объектом обязательного экологического страхования является риск гражданской ответственности, который выражается в предъявлении страхователю имущественных претензий физическими или юридическими лицами в соответствии с нормами гражданского законодательства о возмещении ущерба за загрязнения земельных угодий, водной среды или воздушного бассейна на территории действия конкретного договора страхования.

По обязательному экологическому страхованию нормы такого страхования определяет государство. Оно устанавливает в нормативных правовых актах:

1. Виды обязательного экологического страхования;
2. Перечень объектов, подлежащих обязательному экологическому страхованию;
3. Объем страховой ответственности;
4. Уровень (нормы) страхового обеспечения;
5. Основные права и обязанности сторон, участвующих в страховании;
6. Порядок тарифных ставок страховых платежей.

Так, согласно Федеральному закону «О промышленной безопасности опасных производственных объектов» организация, эксплуатирующая опасный производственный объект, обязана страховать ответственность за причинение вреда жизни, здоровью или имуществу других лиц и окружающей природной среде в случае аварии на опасном производственном объекте. Опасными производственными объектами являются предприятия или их цехи, участки, площадки, а также иные производственные объекты, перечень которых определен Федеральным законом «О промышленной безопасности опасных производственных объектов». Страхователями в обязательном экологическом

страховании являются категории предприятий, которые признаны ’ Законом как источники повышенной опасности.

К категории опасных производственных объектов относятся объекты, на которых:

1. Получаются, используются, перерабатываются, образуются, хранятся, транспортируются, уничтожаются следующие опасные вещества:

а) воспламеняющиеся вещества - газы, которые при нормальном давлении и в смеси с воздухом становятся воспламеняющимися и температура кипения которых при нормальном давлении составляет 20 °С или ниже;

б) окисляющие вещества - вещества, поддерживающие горение,вызывающие воспламенение и (или) способствующие воспламенению других веществ в результате окислительно-восстановительной экзотермической реакции;

в) горючие вещества - жидкости, газы, пыли, способные самовозгораться, а также возгораться от источника зажигания и самостоятельно гореть после его удаления;

г) взрывчатые вещества - вещества, которые при определенных видах внешнего воздействия способны на очень быстрое самораспространяющееся химическое превращение с выделением тепла и образованием газов;

д) токсичные вещества - вещества, способные при воздействии на живые организмы приводить к их гибели;

е) высокотоксичные вещества - вещества, способные при воздействии на живые организмы приводить к их гибели;

ж) иные вещества, представляющие опасность для окружающей природной среды;

2. Используется оборудование, работающее под давлением более 0,07 МПа или при температуре нагрева воды более 115 °С;

3. Используются стационарно установленные грузоподъемные механизмы, эскалаторы, канатные дороги, фуникулеры;

4. Получаются расплавы черных и цветных металлов и сплавы на основе этих расплавов;

5. Ведутся горные работы, работы по обогащению полезных ископаемых, а также работы в подземных условиях.

Перечень загрязняющих веществ и причин страховых событий, ущерб по которым подлежит возмещению по обязательному экологическому страхованию определены законом. Законом определен также минимальный размер страховой суммы страхования ответственности за причинение вреда жизни, здоровью или имуществу других лиц и окружающей природной среде в случае аварии на опасном производственном объекте.

Под рисковыми видами страхования понимаются виды страхования, предположительно охватывающие значительное число субъектов страхования и страховых рисков, характеризующихся однородностью объектов страхования и незначительным разбросом в размерах страховых сумм.

Предлагаемая методика пригодна для расчета тарифных ставок для рисковых видов страхования и применима при следующих условиях:

1) Существует статистика либо какая-то другая информация по рассматриваемому виду страхования, что позволяет оценить следующие величины:

q - вероятность наступления страхового случая по одному договору страхования,

S - среднюю страховую сумму по одному договору страхования,

$S_в$ - среднее возмещение по одному договору страхования при наступлении страхового случая;

2) предполагается, что не будет опустошительных событий, когда одно событие влечет за собой несколько страховых случаев;

3) Расчет тарифов проводится при заранее известном количестве договоров n, которые предполагается заключить со страхователями.

При наличии статистики по рассматриваемому виду страхования за величины q, S, $S_в$ принимаются оценки их значений:

$$q = \frac{M}{N} \tag{6.1}$$

$$S = \frac{\sum_{i=1}^{N} S_i}{N} \tag{6.2}$$

$$S_B = \frac{\sum_{k=1}^{M} S_{bk}}{M} \tag{6.3}$$

где N - общее количество договоров, заключенных за некоторый период времени в прошлом;

M - количество страховых случаев в N договорах;

S_i - страховая сумма при заключении i-го договора,

$i = 1, 2, ..., N$;

$S_{вk}$ - страховое возмещение при k-м страховом случае,

$k = 1, 2, ..., M$.

При страховании по новым видам рисков при отсутствии фактических данных о результатах проведения страховых операций, т.е. статистики по величинам q, S и $S_в$, эти величины могут оцениваться экспертным методом либо в качестве них могут использоваться значения показателей - аналогов. В этом случае должны быть представлены мнения экспертов либо пояснения по обоснованности выбора показателей - аналогов q, S, $S_в$, а отношение средней выплаты к средней страховой сумме ($S_в / S$) рекомендуется принимать не ниже:

0,3 - при страховании от несчастных случаев и болезней, в медицинском страховании;

0,4 - при страховании средств наземного транспорта;

0,6 - при страховании средств воздушного и водного транспорта;

0,5 - при страховании грузов и имущества, кроме средств транспорта;

0,7 - при страховании ответственности владельцев автотранспортных средств и других видов ответственности и страховании финансовых рисков.

Нетто - ставка T_n состоит из двух частей - основной части T_o и рисковой надбавки T_p:

$$T_n = T_o + T_p. \quad (6.4)$$

Основная часть нетто - ставки (T_o) соответствует средним выплатам страховщика, зависящим от вероятности наступления страхового случая q, средней страховой суммы S и среднего возмещения $S_в$. Основная часть нетто - ставки со 100 руб. страховой суммы рассчитывается по формуле:

$$T_o = 100 \cdot \frac{S_B}{S} \cdot q \,(\text{руб.}) \quad (6.5)$$

Рисковая надбавка T_p вводится для того, чтобы учесть вероятные превышения количества страховых случаев относительно их среднего значения. Кроме q, S и $S_в$, рисковая надбавка зависит еще от трех параметров: n - количества договоров, отнесенных к периоду времени, на который проводится страхование, среднего разброса возмещений $R_в$ и гарантии гамма - требуемой вероятности, с которой собранных взносов должно хватить на выплату возмещения по страховым случаям.

Возможны два варианта расчета рисковой надбавки.

1. Рисковая надбавка может быть рассчитана для каждого риска. В этом случае

$$T_p = T_o \cdot \sim (¥) \cdot \sqrt{\frac{1}{n \cdot q}\left[1 - q + \left(\frac{R_B}{S_B}\right)^2\right]} \quad (6.6)$$

где ~ (¥) - коэффициент, который зависит от гарантии безопасности гамма. Его значение может быть взято из таблицы 6.1.

Таблица 6.1

γ	0,84	0,90	0,95	0,98	0,9986
α	1,0	1,3	1,645	2,0	3,0

$R_в$ - среднеквадратическое отклонение возмещений при наступлении страховых случаев. При наличии статистики выплат страховых возмещений дисперсия выплат R_B^2 оценивается следующим образом:

$$R_B^2 = \frac{1}{M-1} \cdot \sum_{k=1}^{M} \left(S_{BK} - S_B\right)^2 = \frac{1}{M-1} \cdot \sum_{k=1}^{M} S_{BK}^2 - \frac{M}{M-1} \cdot S_B^2 \quad (6.7)$$

где $S_{вk}$ - страховое возмещение при k-м страховом случае,

$k = 1, 2, ..., M$;

M - количество страховых случаев в N договорах;

$S_в$ - среднее возмещение по одному договору страхования при наступлении страхового случая.

Если у страховой организации нет данных о величине $R_в$, допускается вычисление рисковой надбавки по формуле:

$$Tp = 1,2 \cdot To \cdot \sim (¥) \cdot \sqrt{\frac{1-q}{nq}} \quad (6.8)$$

2. В том случае, когда страховая организация проводит страхование по нескольким видам рисков (j = 1, 2, ..., m), рисковая надбавка может быть рассчитана по всему страховому портфелю, что позволяет несколько уменьшить ее размер:

$$Tp = To \cdot \sim (¥) \cdot «$$ (6.9)

где ¥ - коэффициент вариации страхового возмещения, который соответствует отношению среднеквадратического отклонения к ожидаемым выплатам страхового возмещения. Если *j*-й риск характеризуется вероятностью его наступления q_j, средним возмещением $S_{вj}$ и среднеквадратическим отклонением возмещений $R_{вj}$, то

$$« = \frac{\sqrt{\sum_{j=1}^{m}\left[S_{Bj}^2 \cdot n_j \cdot q_j \cdot \left(1-q_j\right)^2 + R_{Bj} \cdot n_j \cdot q_j\right]}}{\sum_{j=1}^{m} S_{Bj} \cdot n_j \cdot q_j}$$ (6.10)

При неизвестной величине $R_{вj}$ среднеквадратического отклонения выплат при наступлении *j*-го риска соответствующее слагаемое в числителе формулы (6.10) допускается заменять величиной:

$$1,44 \cdot S_{Bj}^2 \cdot n_j \cdot q_j \cdot \left(1-q_j\right)$$ (6.11)

Если не известна ни одна из величин $R_{вj}$, то мю вычисляется по формуле:

$$« = 1,2 \cdot \frac{\sqrt{\sum_{j=1}^{m} \cdot S_{Bj}^2} \cdot n_j \cdot q_j \cdot \left(1-q_j\right)}{\sum_{j=1}^{m} S_{Bj} \cdot n_j \cdot q_j}$$ (6.12)

Формулы (6.6), (6.9) и (6.10) для вычисления рисковой надбавки тем точнее, чем больше величины $n \cdot q$ и $n_j \cdot q_j$. При $n \cdot q < 10$ и $n_j \cdot q_j < 10$ формулы (6.6), (6.9) и (6.10) носят приближенный характер.

Если о величинах q, S, $S_в$ нет достоверной информации, например, в случае когда они оцениваются не по формулам (6.1) - (6.3) с использованием страховой статистики, а из других источников, то рекомендуется брать $\sim(¥) = 3$.

Брутто - ставка *T*¢ рассчитывается по формуле:

$$T¢ = \frac{T_n \cdot 100}{100 - f}$$ (6.13)

где T_n - нетто - ставка;

f - доля нагрузки в общей тарифной ставке.

Рассмотрим несколько примеров применения методики.

1. Допустим, что страховая компания заключает договоры имущественного страхования. Пусть вероятность наступления страхового случая $q_1 = 0,01$, средняя страховая сумма составляет $S_1 = 500$ тыс. руб., среднее возмещение при наступлении страхового события $S_{B1} = 375$ тыс. руб., количество договоров $n_1 = 10000$, доля нагрузки в структуре тарифа $f_1 = 30\%$. Данных о разбросе возможных возмещений нет.

Тогда основная часть нетто - ставки со 100 руб. страховой суммы по формуле (6.5):

$$To1 = 100 \cdot \frac{S_{B1}}{S_1} \cdot q_1 = 100 \cdot \frac{375}{500} \cdot 0,01 = 0,75 \text{ (руб)}$$

Рассчитаем рисковую надбавку. Пусть страховая компания с вероятностью ¥$_1$=0,95 предполагает обеспечить непревышение возможных возмещений над собранными взносами, тогда из таблицы ~=1,645 рисковая надбавка по формуле (6.8):

$$Tp_1 = 1,2 \cdot To_1 \cdot \sim (¥) \cdot \frac{(1-q_1)}{n_1 \cdot q_1} = 1,2 \cdot 0,75 \cdot 1,645 \cdot \frac{1-0,01}{10000 \cdot 0,01} = 0,15 \text{ руб}$$

Нетто - ставка со 100 руб. страховой суммы по формуле (6.4):

$$Tn_1 = To_1 + Tp_1 = 0,90 \text{ (руб.)}.$$

Брутто - ставка со 100 руб. страховой суммы по формуле (6.13):

$$T¢1 = \frac{T_n 1 \cdot 100}{100 - f1} = \frac{0,90 \cdot 100}{100 - 30} = 1,29\,(\text{руб})$$

2. Другая страховая компания проводит страхование граждан от несчастных случаев. При этом средняя страховая сумма S_2=140 тыс. руб., среднее возмещение при наступлении страхового события $Sв_2$= 56 тыс. руб., вероятность наступления риска q_2=0,04, количество договоров n_2=3000, нагрузка f_2 = 30%. Средний разброс возмещений $Rв_2$ = 30 тыс. руб.

По формулам (6.5), (6.6), (6.4), (6.11) получаем:

$$To2 = 100 \cdot \frac{S_{b2}}{S_2} \cdot q_2 = 100 \cdot \frac{56}{140} \cdot 0,04 = 1,6\,(\text{руб})$$

$$Tp_2 = To2 \cdot \sim (¥) \cdot \sqrt{\frac{1 - q_2 + \left(\frac{R_{B2}}{S_{B2}}\right)^2}{n_2 \cdot q_2}} = 1,6 \cdot 1,645 \cdot \sqrt{\frac{1 - 0,04 + \left(\frac{30}{56}\right)^2}{3000 \cdot 0,04}} = 0,27\,(\text{руб})$$

$$Tn2 = To2 + Tp2 = 1,6 + 0,27 = 1,87\,(\text{руб}) \quad T¢_2 = \frac{T_{n2} \cdot 100}{100 - f_2} = \frac{1,87 \cdot 100}{100 - 30} = 2,67\,(\text{руб})$$

3. Допустим, что страховая компания проводит виды страхования, описанные в предыдущих примерах, т.е. в ее портфеле есть разнородные риски. В этом случае основные части нетто - ставок будут такими же, как в примерах 1 и 2. Для расчета рисковых надбавок определяем коэффициент мю, используя формулу (6.10), учитывая, что средний разброс выплат по 1 риску неизвестен:

$$« = \frac{\sqrt{1,44} \cdot S_{B1}^2}{S}$$

Рисковая надбавка по формуле (6.9)

$$Tp = To \cdot \sim (¥) \cdot \mu = To \cdot 1,645 \cdot 0,102 = 0,17 \cdot To,$$

нетто - ставка для любого вида страхования, составляющего страховой портфель,

$$Tn = To + 0,17 \cdot To = 1,17 \cdot To.$$

Нетто - ставка со 100 руб. страховой суммы:

при имущественном страховании Tn_1 = 1,17·0,75 = 0,88 (руб.),

при страховании граждан от несчастных случаев

$$Tn_2 = 1,17 \cdot 1,6 = 1,87 \text{ (руб.)}.$$

Соответствующие брутто - ставки со 100 руб. страховой суммы:

T_1 = 1,26 руб.

$T¢_2$ = 2,67 руб.

Практическая работа № 7

Модель оценки риска в системе экологической оценки проекта

Цель работы: ознакомиться с использованием модели оценки риска в системе экологической оценки проекта.

Основу российской системы экологической оценки (ЭО) составляют две подсистемы: государственная экологическая экспертиза (ГЭЭ) и оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС). Государственная экологическая экспертиза организуется государственными природоохранными органами, а оценка воздействия на окружающую среду проводится заказчиками документации надлежащей экспертизы.

Любая оценка техногенного воздействия на окружающую среду имеет смысл в контексте изменений ее качества, оказывающих влияние на биосферу и здоровье человека.

В большинстве развитых стран при выборе стратегии развития социально-экономических систем региона преимущество отдается концепции устойчивого развития, которую можно разделить на две взаимосвязанные составляющие:

1) обеспечение приемлемого уровня безопасности населения и природной среды;

2) повышение качества жизни, определяемое уровнем экономического и социального развития этой системы.

На рис. 7.1 представлен один из вариантов оценки техногенного воздействия на окружающую среду.

На рис. 7.2 представлена общая схема процессов экологической оценки проектов.

Процесс экологической оценки проектов включает в себя следующие разделы:

- отбор проектов;
- определение задач и масштабов оценки воздействия;
- оценку величины и значимости воздействий;
- разработку мер по смягчению воздействий;
- документирование результатов оценки воздействия — подготовку заключения об оценке воздействия на окружающую среду (ЗВОС),
- принятие решения о реализации проекта,
- послепроектный мониторинг и анализ.

Рис. 7.1 Оценка техногенного воздействия на окружающую среду

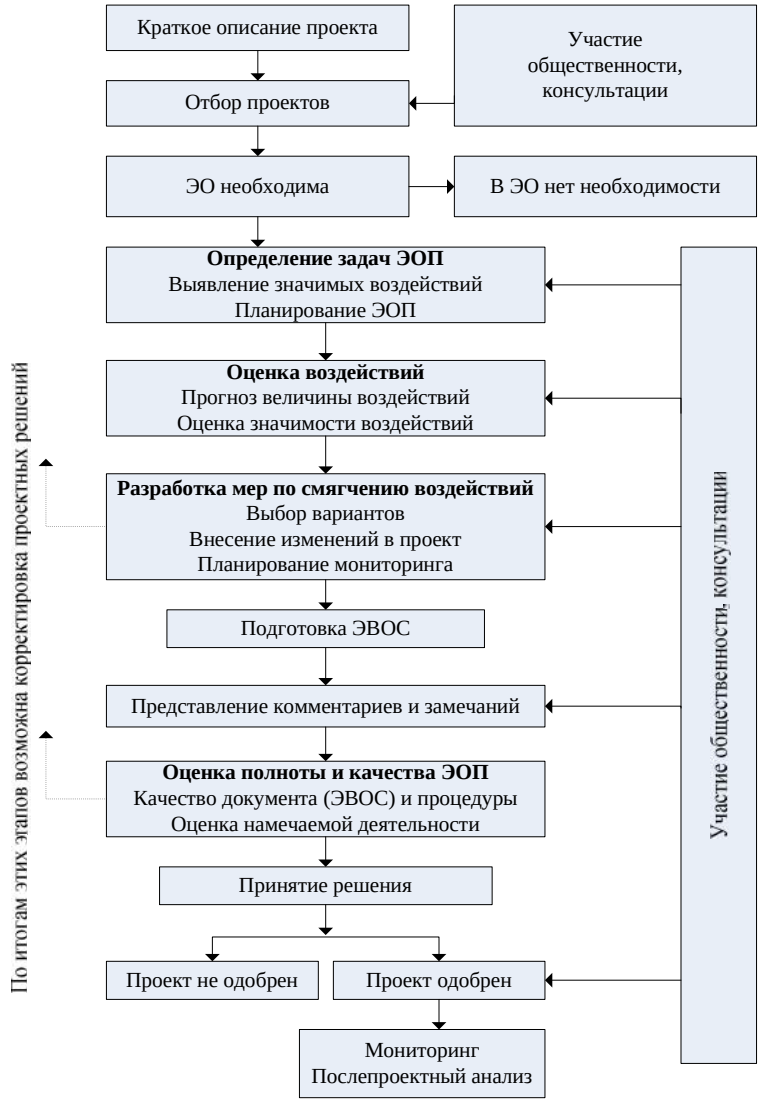


Рис.7.2 Общая схема процесса экологической оценки проектов

Несмотря на наличие законодательных предписаний и других требований, здоровье населения редко рассматривается в ходе ЭОП так же тщательно, как другие аспекты воздействия намечаемой хозяйственной деятельности даже в случаях, когда проекты обладают высоким потенциалом опасности для здоровья населения. Однако растущая обеспокоенность по поводу пренебрежения вопросами здоровья населения в ходе экологической оценки различных проектов стимулировала усилия по разработке лучшего методического сопровождения по включению проблем здоровья человека в экологическую оценку. В то же время показано, что даже самые сложные методы, применяемые для идентификации, анализа и прогноза воздействий, не могут искоренить значительную неопределенность в оценке потенциальных последствий для здоровья человека, связанных с намечаемой хозяйственной деятельностью.

Отдельная процедура оценки, имеющая дело с неопределенными последствиями хозяйственной деятельности человека, — это оценка риска (ОР) и его источников.

Оценка риска включает в себя **анализ риска** и **управление риском.** Анализ риска, как правило, определяют как точный научно обоснованный процесс количественного определения частоты и величины ущерба в результате воздействия определенного фактора опасности. Результаты анализа риска являются исходными данными для управления риском — система принятия решений о рисках, связанных с хозяйственной деятельностью человека, и их последующей реализации этих решений.

Традиционно анализ риска подразумевает расчет величины ней благоприятных последствий и вероятности их возникновения, т.е. математический процесс с обязательными количественными данными «на выходе». Однако качественные оценки («высокий», «средний», «низкий» риск) также приемлемы. **Оценка значимости рисков** позволяет ответить на вопрос, насколько значимы оцениваемые риски от намеченной хозяйственной деятельности для тех, кого они могут затронуть прямо или косвенно. Для этого необходимо изучить восприятие рисков: отношение к данным рискам **и** весь спектр суждений о соотношении рисков и выгод, связанных с проектом.

Основания для интеграции ЭОП и ОР двоякие. С одной стороны, предполагается, что экологическая оценка может выиграть от использования подходов ОР, в особенности при рассмотрении вопросов здоровья населения и воздействий с высокой степенью неопределенности. Многие исследователи утверждают, что оценка риска могла бы сделать определение величины воздействий более точным и научно обоснованным, помогла бы исчерпывающе ответить на вопросы со стороны обеспокоенной общественности, оценивая предлагаемые альтернативы и эффективность мер по смягчению воздействий, обеспечила бы «большую ясность и прозрачность процесса принятия решений» и создала бы основы управления рисками на стадии реализации проекта. С другой стороны, интеграция способствовала бы институционализации процедуры ОР в рамках такого широко используемого инструмента, как экологическая оценка. Кроме того, это бы укрепило ОР элементами участия общественности за счет заимствования их у ЭОП.

Существуют данные о том, что ОР применяют на практике в экологической оценке проектов, обладающих высоким потенциалом экологический опасности («опасных объектов»). При этом требуется тщательный анализ социальных (в том числе санитарно-эпидемиологических) аспектов проекта. Под эту категорию попадают промышленные и сельскохозяйственные объекты, эксплуатация которых связана с производством, хранением, складированием больших объемов пестицидов и ядохимикатов; объекты размещения ядерных отходов, заводы по переработке токсических отходов и мусоросжигательные заводы по переработке твердых бытовых отходов (ТБО).

В то же время единая общепринятая схема интеграции ОР и ЭОП пока не выработана. Согласно утверждению Дж. Петтс, основным препятствием для процесса сближения и интеграции является взгляд на оценку риска как на инструмент поддержания и контроля в первую очередь промышленной безопасности, который может и должен применяться **параллельно**

экологической оценке. Тем не менее, на протяжении последних лет было разработано несколько подходов в интеграции ОР в ЭОП.

По примеру О. Черпа представляется целесообразным выделить два аспекта интеграции: процедурный и методологический.

Процедурная интеграция предполагает поведение «мостов» между стадиями ОР и ЭОП. Рядом исследователей была предложена возможность включения обеих систем оценки в единый процесс принятия решений. При этом продукт такой интеграции не должен вытеснить исходные системы. Этот «фазовый» подход к процессу интеграции показан на рис. 7.3.

Такая «плавающая» гибкая модель описывает взаимоотношения между двумя системами оценки в зависимости от величины и вероятности неблагоприятных последствий (риска), связанных с реализацией намечаемой хозяйственной деятельности. Этот фактор и определяет роль ОР в экологической оценке: будучи второстепенным элементом в процессе оценки (фаза 1), ОР может быть придано равное значение (случай всесторонней интеграции, фаза 2) и ОР может существовать в качестве независимой полномасштабной процедуры оценки, результаты которой должны учитываться в процессе ЭОП (фаза 3).

Возрастание уровня риска

<table>
<tr><td rowspan="2">ЭОП + глава о вопросах здоровья и производственной безопасности в ЗВОС</td><td rowspan="2">Интегрированные ЭОП+ОР</td><td>ОР</td></tr>
<tr><td>ЭОП</td></tr>
</table>

<table>
<tr><td>Фаза 1</td><td>Фаза 2</td><td>Фаза 3</td></tr>
<tr><td>Процесс интеграции</td><td></td><td></td></tr>
</table>

Рис. 7.3 Фазовый подход к интеграции ОР и ЭОП

Большинство моделей по включению вопросов здоровья населения в экологическую оценку содержат элементы ОР или следуют логике парадигмы ОР. Они связывают **идентификацию факторов опасности для здоровья,** которые возникают в связи с реализацией проекта, с такими стадиями ЭО, **как определение задач ЭО** или с **отбором проектов и определением задач** ЭО. В этих схемах заключение о воздействии на окружающую среду (ЗВОС) должно содержать **интерпретацию факторов опасности для здоровья,** связанных с реализацией проекта. В обеих схемах видна общность между **управлением риском для здоровья** и выявлением и оценкой мер по смягчению воздействий намечаемой хозяйственной деятельности.

Методологическая интеграция направлена на расширение методологии ЭОП за счет методов, приемов и баз данных ОР.

Оценка риска широко интерпретируется как «метод» для оценки воздействий на здоровье человека намечаемой хозяйственной деятельности на стадии прогноза и определения величины воздействий в ходе ЭОП. Однако в данном случае ОР рассматривается не как отдельный метод, а скорее как общий «подход» — комплексная методология оценки воздействий, которая включает набор методов (или методических приемов), применяемых постадийно в ходе процесса ОР.

Предельно допустимые уровни воздействия (exposure limits) в оценке риска, которые определяются на основе стандартов безопасности на производстве, можно применять на стадии **оценки значимости воздействий** для нормативной и технологической трактовки потенциальных воздействий. Кроме того, существуют: «неофициальные» критерии допустимости риска, такие как **основные критерии опасности (major hazard criteria**), соответствующие уровню воздействия (экспозиции), при котором реципиент получает «опасную дозу» (разработаны в Великобритании). Другим примером таких критериев являются показатели риска развития рака (cancer risk criteria) — дополнительный риск развития рака (разработаны в США). Активное развитие **сравнительной оценки риска** (comparative risk assessment) создает основу для ранжирования и сравнения рисков и выгод лицами, принимающими решения, и затронутой и заинтересованной общественностью.

Ниже представлены некоторые методы и приемы оценки риска, которые могут быть использованы на отдельных стадиях ЭОП.

Стадия ЭОП	Методы, приемы и данные ОР
Отбор проектов	Списки промышленных и сельскохозяйственных объектов, характеризующиеся высоким потенциалом экологической опасности Списки типичных факторов воздействия на здоровье человека и окружающую природную среду Данные о потенциале опасности этих факторов (например, ранг и величина токсичности для ЗВ)
Определение задач и масштабов оценки воздействия	«Быстрая» ОР (полуколичественная количественная оценка) Специальные нормативы контроля факторов воздействия на здоровье человека Данные об обеспокоенности общественности в связи с факторами воздействия на здоровье человека Методы технологической ОР: составление и анализ «дерева неисправностей» (fault-tree analysis (FTA)), «дерева событий»

	(fault-tree analysis (ETA)), анализ видов неисправностей и их последствий (failure mode and effect analysis (FEMEA)), анализ технических характеристик и факторов опасности (hazard operability studies (HAZOP))
Прогноз и оценка величины воздействий	Количественная оценка экспозиции (опасности) для фонового и прогнозируемого уровня воздействия факторов опасности для здоровья: характеристика источников воздействия выявление и количественная оценка путей воздействия (моделирование транспорта ЗВ в окружающей среде, разработка сценариев воздействия) характеристика рецепторов, подвергающихся неблагоприятному воздействию, расчет величины воздействия (дозы). Концепция индивида, подвергающегося максимальному уровню воздействия (maximally exposed individual (ME1)) для моделирования величины воздействия Дифференцированный подход: определение дозы в соответствии с образом жизни, диетой и пр. Базы банных токсичности приоритетных ЗВ (например, IRIS, критерии ВОЗ (WHO environmental Health Criteria), Международной ассоциации исследования рака (МАИР))
Оценка значимости воздействий	Сравнение расчетной дозы с референтными показателями ((RfD)/(TDI)) (расчет коэффициента опасности для неканцерогенов) Расчет дополнительного риска развития рака для канцерогенов Сравнение прогнозируемой концентрации в окружающей среде (PEC) со стандартами качества окружающей среды Сравнение расчетной дозы с гигиеническими стандартами и стандартами охраны труда
Разработка мер по смягчению воздействий	Методы снижения риска: Инженерные мероприятия (система контроля за

	состоянием оборудования, внедрение технологий более чистого производства и пр.) Управленческие (разработка программ управления риском на предприятии, планов экоаудита, системы социально-гигиенического мониторинга) Выбор участка для проектирования и строительства с помощью сравнительного анализа рисков Распространение информации о рисках, диалог с общественностью «Плата за риск»: Использование расчетов риска для оценки потенциального ущерба здоровью/природным ресурсам. Компенсация нанесенного вреда с помощью механизмов страхования
Принятие решения о реализации проекта	Ранжирование рисков: шкалы «традиционных» рисков, ранжирование рисков для здоровья по сокращению общей продолжительности жизни (концепция DALY (WHO)) Анализ «риск—затраты—выгоды»
Послепроектный мониторинг и анализ	Общепринятые методы экологической оценки: экологический аудит и экологический менеджмент

Таким образом, найдено много возможностей для применения методов сбора данных и выбора приемов оценки риска на различных стадиях процесса ЭОП: от отбора проектов и определения задач оценки воздействия до послепроектного мониторинга и анализа. Будучи методологией, ориентированной на вопросы здоровья человека, ОР рассматривается особенно действенной для бот лее последовательной оценки воздействий на здоровье человека в ходе оценки воздействия на окружающую среду. Кроме того, возрастает внимание к проблеме установления методологических связей между ЭОП и ОР и разработке интегрированного процесса оценки.

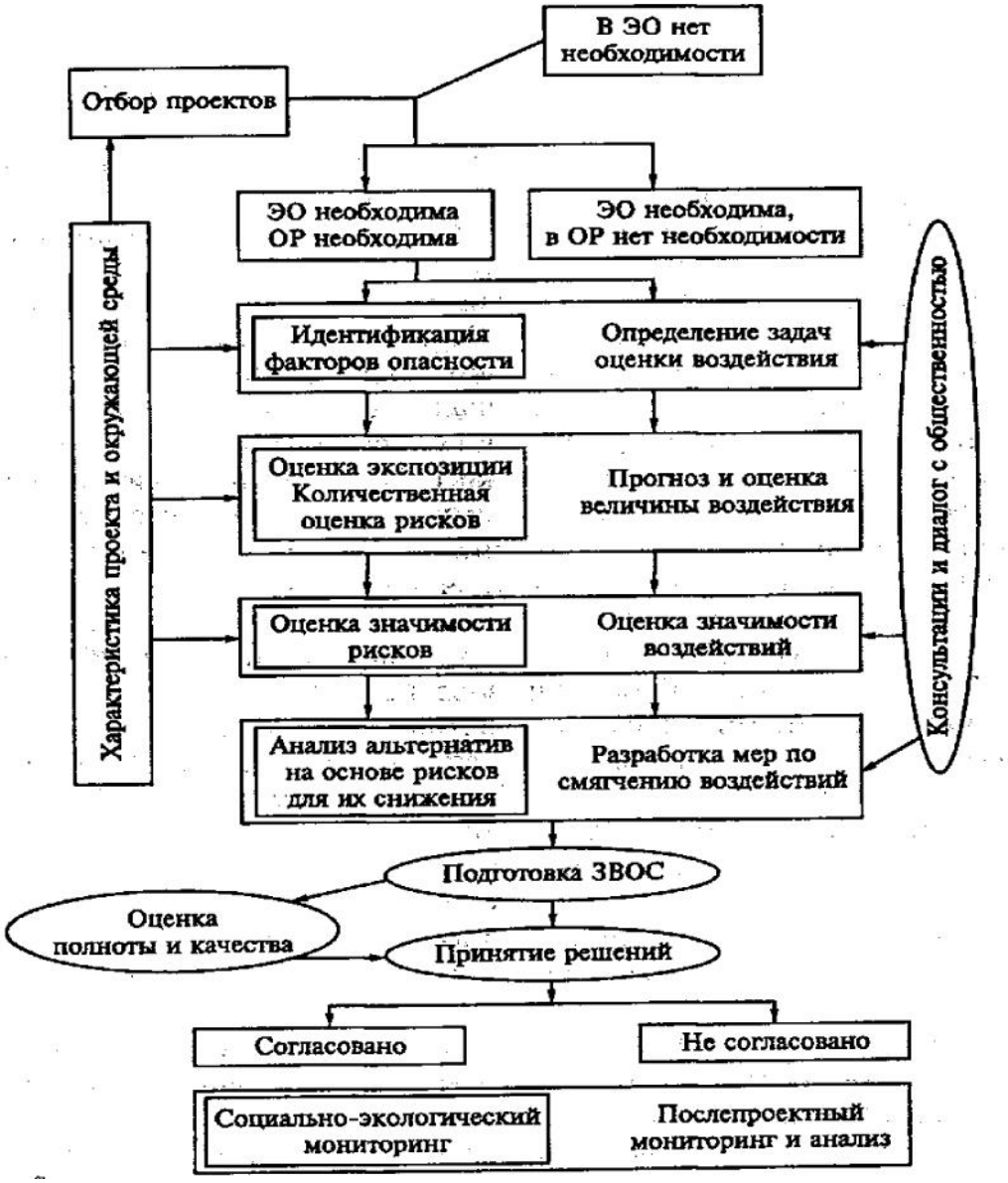


Рис. 7.4. Модель интегрирования ОР в ЭОП для проектов, которые могут оказать значимое воздействие на здоровье населения

Модель интегрирования ОР в процесс ЭОП может рассматриваться в качестве основы для систематического и всестороннего учета воздействий на здоровье населения инвестиционных проектов с высоким потенциалом экологической опасности и опасности для здоровья населения, в том числе химических заводов, АЭС, дамб, водохранилищ, предприятий по обращению с отходами производства и потребления.

Модель выражает общепринятую идею «вписывания» оценки риска в ЭОП. Ее структура соответствует последовательности типичных стадий ЭОП, перечисленных ранее. На рис. 7.4 изображена диаграмма предлагаемой интегрированной процедуры оценки. Ниже кратко охарактеризованы цели, потребности в информации и методология ее ключевых элементов.

В предложенной модели интегрированной оценки на стадии отбора проектов даны ответы на следующие вопросы: есть ли необходимость в проведении ЭО? Есть ли необходимость проведения ОР в рамках ЭО?

Традиционные методы отбора проектов можно усилить на счет ряда приемов оценки риска. Так, списки деятельности, подлежащей ЭО, в явном виде сформулированные в нормативно-правовых актах, могут содержать промышленные объекты, эксплуатация которых связана с операциями и/или ЗВ, представляющими серьезную угрозу для здоровья человека. Предварительная оценка воздействия на основе регламентированных критериев может включать трехстадийный процесс идентификации факторов опасности, применяемой в ходе оценки риска для конкретного объекта или участка. Это позволит выявить «факторы риска» (физические, химические, биологические и радиологические), связанные с реализацией инвестиционного проекта и их потенциальные воздействия на окружающую природную среду и здоровье человека.

Цель следующего этапа ЭО — это постановка задач ЭО и определение масштабов оценки воздействия, что подразумевает выявление потенциальных воздействий и отбор тех из них, которые необходимо тщательно проанализировать. К таким воздействиям относят и те воздействия, для оценки которых необходимо применение полномасштабной ОР. Стадия подготовки задач ЭО должна включать определение опасности для здоровья; должно быть установлено, будут ли у тех групп населения, которые окажутся подверженными влиянию намечаемой хозяйственной деятельности, проявляться отклонения от фоновых показателей здоровья.

Прогноз и оценка величины предполагаемых воздействий — техническое ядро ЭОП. В соответствии с общепринятым подходом «источник — путь воздействия — реципиент» к оценке воздействий, прогноз и оценка величины воздействий на здоровье населения требуют подробной количественной информации по источникам вредных агентов («факторов риска»), способам воздействия, реципиентам и возможным изменениям в состоянии этих реципиентов под воздействием указанным факторов. В рамках данной модели прогноз и оценка величины воздействий на здоровье должны осуществляться согласно структурированной методологии оценки риска и включать в себя оценку экспозиции (опасности) для выделенных факторов опасности (например, приоритетных ЗВ). При этом основное внимание уделяется количественной оценке рисков для здоровья. Кроме того, необходимо попытаться оценить точность количественных прогнозов и степень их достоверности (неопределенности полученных результатов).

Прогноз и оценка величины воздействия на здоровье населения должны, быть проведены для проектных альтернатив, включая нулевую альтернативу, так называемый «базовый уровень воздействий». Это позволит определить существующий уровень воздействий и риски для того, чтобы определить изменения в показателях качества окружающей природной среды и популяционного здоровья, связанных с намеченной хозяйственной деятельностью. Такую структурированную схему оценки воздействий необходимо применить к каждому компоненту или виду деятельности по проекту и каждой стадии функционирования проектируемого объекта (строительство, эксплуатация, вывод из эксплуатации и консервация) при

рассмотрении значимых воздействий на рабочих предприятия и населения территории, прилегающей к месту размещения объекта. Оценка экспозиции должна распространяться как на условия функционирования предприятия в стандартном режиме, так и на аварийные условия.

Значимость прогнозируемых рисков должна быть оценена на последующем этапе ЭО — оценка значимости воздействий. При этом расчеты риска для здоровья (количественные и качественные) исследуются на предмет их допустимости с помощью нормативных и/или технических критериев: нормативов качества окружающей среды или лимитов воздействия (нагрузки).

Еще одним аспектом оценки значимости воздействий является восприятие их обществом. Участие заинтересованных сторон, в том числе широких слоев заинтересованной общественности, в обсуждении последствий планируемой хозяйственной деятельности для здоровья населения является ключевым обстоятельством данного этапа оценки воздействий.

Результат анализа воздействий используют при разработке мер по смягчению воздействий, направленных на предотвращение или минимизацию неблагоприятных последствий реализации инвестационных проектов, в том числе путем компенсации прогнозируемого ущерба качеству окружающей среды и здоровью населения, в процесс входят: определение адекватных мер по смягчению воздействий; оценка их эффективности и осуществимости (с технической и экономической точки зрения), а также их приемлемость с точки зрения общества; оценка остаточной величины воздействий после реализации выбранных мер.

При разработке мер по смягчению воздействий в первую очередь следует обратить внимание на мероприятия по снижению риска: контроль источников вредных агентов; контроль воздействия (экспозиции); административные/управленческие мероприятия; различные формы «диалога о рисках» с общественностью (risk communication). Для усиления эффекта вышеперечисленных мер возможно использование компенсационных инструментов, в. том числе страхования рисков.

Продуктом этапа документирования результатов процесса экологической оценки является заключение об оценке воздействия на окружающую среду (ЗВОС). Четкое и адекватное представление необходимой информации — одна их главных предпосылок эффективного учета требований заинтересованных сторон, предъявляемых к ЭОП, и взвешенного и разумного выбора между альтернативами.

Как часть процесса интеграции ОР и ЭОП для инвестиционных проектов с высоким потенциалом опасности для здоровья населения рекомендуется подготовить отдельный раздел; посвященный рискам для здоровья человека.

На основе выводов, сделанных по результатам оценки воздействий, принимается решение о наиболее приемлемых путях и способах реализации намечаемой хозяйственной деятельности. Взвешенный процесс принятия решений должен строиться на рассмотрении проектных альтернатив с точки зрения минимизации риска неблагоприятных последствий для здоровья и достижения максимальных выгод для общества. При анализе проектных

альтернатив, технологических процессов и ЗВ необходимо учитывать как точку (и) зрения экспертов, так и общественное мнение (т. е. взгляд на проблему тех представителей общественности, которые не имеют специальной квалификации). Для сравнения рисков лица, принимающие решения, могут использовать анализ «риск - затраты - выгоды».

Послепроектная деятельность в области экологической оценки направлена на проверку того, как соотносятся воздействия от реализованного инвестиционного проекта с прогнозами, сделанными на стадии проектирования; как предложенные меры по смягчению воздействий реализуются на практике; насколько эти меры эффективны. Проверку верности прогнозов производят посредством мониторинга состояния окружающей природной среды, что дает возможность в случае необходимости скорректировать меры по управлению риском на стадии эксплуатации объекта. Выполнение мер по смягчению воздействий необходимо отслеживать в ходе систематически проводимого экологического аудита.

Хорошо организованный санитарно-гигиенический мониторинг—одна из основ эффективного управления риском для здоровья. Предполагается, что в ходе ОР будут выбраны агенты риска для ингредиентного постоянного и эпизодического мониторингов, а также места концентрации наиболее чувствительных рецепторов. Социально-гигиенический мониторинг должен быть интегрирован в общую систему контроля воздействий проекта на состояние окружающей природной среды.

Широкое участие общественности в обсуждении воздействий намечаемой хозяйственной деятельности и воздействий на здоровье населения в особенности гарантирует последовательное формирование представления о реальных и воспринимаемых рисках, связанных с планируемой деятельностью. Открытый обмен информацией о рисках для здоровья между заинтересованными сторонами, в частности инициаторами деятельности и затронутым населением, должен проходить красной нитью через весь процесс оценки воздействий. Это создает основу для легитимных решений о допустимости реализации планируемой деятельности с точки зрения охраны здоровья населения и окружающей природной среды, содержания социального равенства и благосостояния общества. Кроме того, активные консультации с представителями служб здравоохранения имеют исключительное значение для всесторонней оценки воздействий и, конечно, получения разрешения на реализацию инвестиционного проекта.

Задание.

Используя данные варианта задания к работе № 1 на основании анализа «риск – затраты - выгоды» сделать вывод о необходимости использования оценки риска при экологической оценке проекта.

Библиографический список

1. В.А. Исидоров Введение в химическую экотоксикологию. – СПб.: Химиздат, 1999. – 144 с.
2. В.Н. Башкин Экологические риски. Расчет, управление, страхование. М.: Высшая школа, 2007.
3. Б.И. Сынзыныс, Е.Н. Тянтова, О.П. Мелехова Экологический риск. М.: Логос, 2005.
4. Оценка риска загрязнения атмосферы в исследуемом регионе. М.: Изд-во Московского университета, 2004. с.124
5. Л.Н. Карлин, В.М. Абрамов Управление энвироментальными и экологическими рисками.- СПб.: РГГМУ, 2006.- 332 С.
6. В.В. Русакова, А.С. Казак, В.Н. Башкин и др. под редакцией А.С. Казак Управление экологическими рисками в газовой промышленности. М.: ООО «Газпром ВНИИГАЗ», 2009. – 200 с.
7. В.К. Донченко, В.М. Питулько, В.В. Расторгуев и др. Под ред. В.М. Питулько Экологическая экспертиза. М.: Издательский дом «Академия», 2004. – 480 с.
8. Методика определения ущерба окружающей природной среде при авариях на магистральных нефтепроводах. Руководящий документ» Минтопэнерго РФ ОАО «АК «Транснефть», М., Трансспресс, 1996.
9. В.В. Авдин Математическое моделирование экосистем. – Челябинск, Изд-во ЮУрГУ, 2004. - 80 с.
10. В.В. Алексеев, И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина Физическое и математическое моделирование экосистем. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992.
11. В.И. Луканин, А.П. Буслаев, Ю.В. Трофименко, М.В. Яшина Автотранспортные потоки и окружающая среда. М.: ИНФРА-М, 1998.
12. И.В. Семенова Промышленная экология. М.: ИЦ «Академия», 2009, 528 с.
13. В.Н. Азаров, А.И. А.И. Ажтиревич, В.А. Грачев и др. Под ред. В.В. Гутенева Промышленная экология. М.: Волгоград «ПринТерра», 2009, 840 с.
14. В.А. Акимов, В.В. Лесных, Н.Н. Рязаев Основы анализа и управления риском в природной и техногенной сферах. М.: Деловой экспресс, 2004, 352 с.
15. Правила технической эксплуатации магистральных газопроводов. Министерство газовой промышленности. М.: Недра, 1982.
16. Методическое руководство по оценке степени риска аварий на магистральных нефтепроводах. М.: НТЦ по безопасности в промышленности госгортехнадзора России, 2002.
17. Методики расчета тарифных ставок по рисковым видам страхования, утв. Распоряжением Ростахнадзора от 08.07.1993 № 02-03-36.
18. Методика определения ущерба окружающей природной среде при авариях на магистральных нефтепроводах (утв. Минтопэнерго РФ 01.11.1995).

Содержание

Введение 1

Практическая работа № 1 2

Схема оценки экологического риска конкретного предприятия

Практическая работа № 2 **28**

Оценка здоровья человека в зависимости от состояния природной среды региона

Практическая работа № 3 **58**

Анализ загрязнения окружающей среды в нефтегазоносных технобиохимических провинциях

Практическая работа № 4 **78**

Оценка риска для экосистем

Практическая работа № 5 **86**

Оценка экологического риска в транспортных системах

Практическая работа № 6 97

Страхование экологического риска предприятия

Практическая работа № 7 **105**

Модель оценки риска в системе экологической оценки проекта

Список литературы **117**