

А.А. Музалевский, Л.Н. Карлин

ОЦЕНКА И УПРАВЛЕНИЕ КАЧЕСТВОМ ТРАНСГРАНИЧНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

А.А. Muzalevskii, L.N. Karlin

ASSESSMENT AND QUALITY MANAGEMENT OF CROSS-BORDER WATER BODIES

В статье представлены методики оценки и управления рисками химических и биогенных загрязнений водных трансграничных территорий. При этом оценка рисков и управление рисками рассматриваются как единый процесс, состоящий из двух этапов: на первом из них проводится оценка рисков, на втором — управление рисками. Рассмотрены различные способы оценки рисков, в том числе способ, основанный на представлениях об индикаторах, индексах и индексах качества, а также прием, известный как «метод матриц риска».

Ключевые слова: загрязнения, оценка, методы оценки, индикаторы, риск, ущерб, управление.

The article presents the methods of risk assessment and management of chemical and nutrient pollution of water cross-border territories. This risk assessment and risk management are treated as a single process consisting of two phases: the first one carried out the risk assessment, on the second — risk management. Various methods of risk assessment, including those based on the performances of the indicators, indices and indices of quality as well as a technique known as “risk matrix method.”

Key words: pollution, assessment, assessment methods, indicators, risk, damage, management.

Введение

Хозяйственная деятельность человека приводит к появлению структурно-сложных природно-технических систем (ПТС), функционирование которых, в свою очередь, запускает множество процессов, ухудшающих экологическую обстановку на локальном, региональном, национальном и даже глобальном уровнях. Территория загрязнения может быть трансграничной, в нее поступают загрязняющие вещества (ЗВ) из разных источников, в том числе расположенных в разных государствах [3–5, 7]. Все эти государства — пользователи этой трансграничной территорией, и все они генерируют ЗВ. В результате рождается ПТС, ядро которой может быть образовано различными по своей государственной принадлежности объектами, в том числе общей водной системой. Испытывающая техногенное давление водная трансграничная система, будучи постоянно аккумулирующей ЗВ и разливаемые на ее поверхности нефтепродукты, становится системой, порождающей риски здоровью человека и риски потери качества окружающей среды. Проблема есть, ее надо решать, но это порой

затруднительно, что вызвано, в том числе, весьма непростыми отношениями между государствами-соседями.

Формирование критериев приемлемости экологических рисков

Чаще всего исследователи и специалисты в области рискологии работают в рамках схемы «Затраты – ущербы – выгоды – уровень безопасности». Это означает, что возникает необходимость оценки «уровня приемлемого риска» [1–5, 6, 8]. Что же это за уровень? Обычно ответ таков: критерии приемлемости риска должны *«рассматриваться как целевые показатели, а не абсолютные значения для всех случаев..., [но] существенные отклонения от таких показателей, если они появляются, должны быть полностью оправданы»*.

Установление приемлемого уровня риска можно рассматривать как эквивалент процесса оценивания риска: Во-первых, риски должны быть определены, во-вторых, они должны быть оценены количественно, в-третьих, они должны быть оценены в отношении этических, психологических, экономических и других норм и ценностей общества.

Первые две позиции связаны с анализом и изучением проблемы, третья, по сути, является политическим или идеологическим решением. *«Оценка рисков и обеспечение приемлемых уровней рисков (посредством управления) обычно связаны с необходимостью принятия политических решений, т.е. оценка риска является научным процессом, в то время как оценка приемлемости риска представляет политический вопрос»* [3–5, 8].

Разработка методов, посредством которых можно преобразовать результаты анализа риска в рекомендации по его допустимости, а также оценить степень целесообразности принятия мер, необходимых для снижения данного риска, является важным аспектом управления рисками. Для определения уровня приемлемого риска разработан ряд подходов. Рассмотрим некоторые из них.

1-й подход

Этот подход базируется на опыте большого количества инцидентов — природных и техногенных аварий и катастроф с многочисленными человеческими жертвами, а также технологиях анализа и оценки экологических рисков, получивших широкое распространение в странах Европы, Азии и в США [5, 9].

В ходе многочисленных исследований было установлено, что для любого опасного источника, катастрофического природного явления или вида хозяйственной деятельности вероятность нежелательного события обратно пропорциональна масштабам его возможных последствий для человека и природы. На основе этих и других результатов анализа последствий сценариев таких нежелательных событий были разработаны соответствующие критерии уровня приемлемого риска.

В одной из возможных и распространенных точек зрения уровень экологического риска R математически может быть представлен в виде [4]:

$$R = \varphi(F, N), \quad (1)$$

где φ — знак функции; F — частота нежелательного события; N — тяжесть (магнитуда) последствий события, приводящего к ущербу здоровью человека или окружающей среде.

Сами приемлемые риски могут быть оценены разными методами:

- на основе дискретных (*некумулятивных*) частот. При этом обычно строят графики, называемые *кривыми $f-N$* , значения, нанесенные на оси ординат, являются дискретными частотами случаев со смертельными исходами f , в которых пострадало N человек;
- на основе *кумулятивных* частот. На этих графиках, называемых *кривыми $F-N$* , значения, нанесенные на оси ординат, представляют накопленную частоту случаев F , в которых пострадало N и более человек.

В общем случае, кривые $F-N$ являются лишь средством представления визуальной информации о вероятности и последствиях загрязнений и аварий, связанных с определенной деятельностью или технической системой. Вместе с тем, для принятия обоснованных решений в сфере обеспечения безопасности человека и общества результаты анализа риска должны быть сопоставлены с соответствующими качественными или количественными критериями.

Для формирования критериев приемлемого риска применяется способ, состоящий в определении последствий в случае реализации опасных событий и назначении им приемлемых частот. Процедура построения критерия включает:

- нахождение (установление) координат опорных точек;
- определение (установление) градиента критерия $F-N$;
- формирование области приемлемого риска (*ALARP*).

Сравнение фактических уровней риска, полученных на основе статистических данных, с критериальными значениями позволяет оценить необходимость усилий по повышению безопасности рассматриваемых объектов или видов деятельности.

Положение критерия $F-N$ определяют два параметра: координаты опорной точки $F-N$ и наклон (градиент) кривой.

Опорная точка является фиксированной точкой с соответствующей парой *следствия* (т.е. число пострадавших, N) и *частоты* (т.е. вероятность событий с N или более погибшими в год, F) и координатами (F, N) . Такие опорные точки предложены в качестве критериев приемлемости, а линии, проведенные через эти точки, позволяют расширить (экстраполировать) критерии приемлемости на инциденты с другими последствиями.

Математическое уравнение линии критерия $F-N$ имеет вид:

$$F \times N^a = k \quad \text{или} \quad F = k \times N^a, \quad (2)$$

где F – накопленная частота событий с N или более смертельными исходами; N – число погибших; a – градиент неприятия риска; $k = \text{const}$.

Неприятие риска (риск-обход) — понятие в психологии, экономике и др., суть которого заключается в нежелании человека или общества подвергать себя риску, в том числе отказ от действий, связанных с риском.

Градиент критерия $F-N$ отражает степень социального неприятия крупных инцидентов с многочисленными жертвами. Градиент критерия $F-N$ называют «нейтральным» к риску, если частота событий, которые приводят к 100 или более жертвам должна

быть в 10 раз меньше, чем частота событий, приводящих к 10 или более жертвам. Если предполагается, что частота событий, которые приводят к 100 или более смертельным исходам, и она в 100 раз меньше, чем частота событий, которые приводят к 10 или более таких исходов, то риск неприемлем.

Координаты опорной точки и градиент представляют достаточно информации для построения критерия риска в виде $F-N$ кривой. Тем не менее, органы управления разрабатывают критерии приемлемости социального риска, предусматривающие умеренный градиент при малых значениях N , и увеличенный градиент при больших значениях N . После определения предельно допустимых уровней, нижняя граница области приемлемого риска устанавливается на основе принципа *ALARP* — *минимального практически приемлемого риска* (*As Low As Reasonably Practicable*), который формулируется, как *порог допустимости риска, основанный на принципе снижения риска вплоть до того момента, когда принятие дополнительных мер по снижению риска, будучи технически осуществимым, будет признано несоразмерно затратным*.

Исходя из сказанного, область приемлемого социального экологического риска устанавливается в пределах $10^{-2} \div 10^{-3}$. Окончательное решение об этом принимается системами принятия решений с учетом рекомендаций технических регламентов или контролирующих органов.

Рекомендации по применению критериев:

1. Если кривая экологических рисков входит в неприемлемую область, мы должны уменьшить риск, в противном случае системы принятия решений могут устанавливать эксплуатационные ограничения на хозяйственную деятельность или потребовать ее прекращения.
2. Если кривая экологических рисков входит в переходную область, системы принятия решений должны определить допустимый уровень остаточного риска на основе баланса потребностей предприятия и общества.
3. Если кривая экологических рисков располагается в приемлемой области для всех значений магнитуды ущербов, процедура оценки риска завершена.

2-й подход

Уровень приемлемого экологического риска для водных объектов может быть приблизительно оценен и другим способом. Возьмем за основу понятие *удельного комбинаторного индекса загрязненности воды* (УКИЗВ) в зависимости от количества *критических показателей загрязненности* (КПЗ), [4]. Известно, что УКИЗВ рассчитывается как средний обобщенный оценочный балл по всем анализируемым показателям. Анализируются не меньше 15 показателей. Для чистой воды УКИЗВ = 0. Диапазон его изменений от 1 до 16. Большому значению индекса соответствует худшее качество воды.

Чтобы оценить уровень приемлемого экологического риска потери качества водного трансграничного объекта, обратимся к анализу рекомендуемой методики расчета УКИЗВ. В методике расчета УКИЗВ приведена таблица, где границы классов загрязненности зависят от коэффициента запаса. Тот же результат можно получить, если не менять границы в таблице, а перед постановкой разделить УКИЗВ на коэффициент запаса k , табл. 1.

Таблица 1

Численные и качественные характеристики оценки степени загрязненности воды

Класс	Разряд	УКИЗВ/к	Название
1		≤ 1	Условно чистая
2		1–2	Слабо загрязненная
3	а	2–3	Загрязненная
3	б	3–4	Очень загрязненная
4	а	4–6	Грязная
4	б	6–8	Грязная
4	в	8–10	Очень грязная
4	г	10–11	Очень грязная
5		> 11	Экстремально загрязненная

Анализ таблиц, содержащихся в методике оценки УКИЗ, позволяет обозначить интервал перехода от приемлемого уровня загрязненности к уровню, который характеризуется как опасный (очень загрязненная вода). Это значит, что *приемлемые риски* потери качества воды с точки зрения ее загрязненности на основе гидрохимических показателей, базирующихся на понятии ПДК, должны лежать в диапазоне 0,3–0,4 в шкале измерения рисков: 0–1.

Оценка уровня риска с использованием аппарата индикаторов и индексов

Воспользуемся разработанным в работах [3–5]. аппаратом индикаторов и индексов. Отметим, что в качестве модели водной системы выбирается модель ПТС. А под индикатором будем понимать следующее:

- 1) индикатор — это выходной информационный сигнал, указатель, определитель;
- 2) индикатор — это эквивалент индуцируемого явления;
- 3) индексы — это мера отклонения от уровня, принимаемого за базовый;
- 4) индексы качества объекта — степень совпадения признаков качества относительно эталона.

Индексы качества позволяют перейти к количественной оценке уровня приемлемого экологического риска и уровня экологической безопасности водного объекта, путем их сопоставления с аналогичными показателями, измеренными на чистых территориях, либо с ПДК. Алгоритм такой процедуры описан в работах [4, 5]. Отметим наиболее важные моменты.

Индекс качества — это мера качества исследуемого водного объекта выраженная через индикаторы и коррелирующая с мерой риска. Простой индекс качества определяется следующим образом [4]:

$$\chi_{ij} = m_{ij} / n_{ij}, \quad (3)$$

где n_{ij} — число полных признаков качества (в нашем случае это 15 показателей); m_{ij} — число признаков, совпавших при сопоставлении с эталонными.

Совпавшим признаком считается случай, когда отношение измеренной концентрации конкретного ЗВ к ПДК не превышает численного значения равного единице. В этом случае индекс качества безразмерен и его возможные числовые значения заключены в диапазоне ноль – единица, (0–1). Индексы качества, так же как и индикаторы, могут быть простыми, агрегированными, интегральными и комплексными [4, 5]. В формуле (3) i и j нумеруют конкретную измеряемую величину и класс соответственно.

Риск экологический. В первом приближении — вероятностная мера уровня экологической опасности и магнитуды ущерба. Эта величина пропорциональна отклонению от качества и связана с индексом качества соотношением [5]:

$$R_{ij} = k(1 - \chi_{ij}), \quad (4)$$

где k — корректирующий коэффициент и из нее же следует, что диапазон численного изменения R_{ij} также заключен в интервале (0–1), и с ростом качества риск падает. Индекс качества и риск измеряются в сопоставимых линейных шкалах.

Экологическая опасность — Ω — угроза изменения состава или свойств водного объекта, либо появление изменений, связанных с возникновением в нем нежелательных процессов, обусловленных антропогенным воздействием. Смысл данного определения — вероятностный. Это значит, что диапазон изменений этой величины также меняется от 0 до 1. Применительно к человеку экологическая опасность — это угроза нанесения ущерба здоровью и самой жизни человека.

Экологическая безопасность — $S = 1/\Omega$ — величина, обратная экологической опасности. Диапазон изменений (1– ∞). Для практических целей вполне достаточно оперировать диапазоном (1–10).

Приемлемый уровень риска. Уровень приемлемого риска в шкале 0–1 соответствует численному значению равному 0,3–0,4. Все риски, выше этих значений, следует рассматривать как неприемлемые. Управление рисками означает его понижение до указанного уровня.

Уровень экологической безопасности, отвечающий уровню приемлемого риска равен: 2,5–3,3.

Расчет может быть проведен по следующей схеме. Простой индикатор для оценки качества воды рассчитывается по формуле:

$$C_i/M_i = \alpha_i (M_i - F_i)/M_i = \alpha_i (1 - F_i/M_i), \quad (5)$$

где C_i — измеренная концентрация ЗВ; i — его номер; M_i — эффективное значение концентрации конкретного ЗВ, влияющего на здоровье человека и качество воды (обычно $M_i \geq \text{ПДК}_i$); F_i — фоновое значение конкретного ЗВ (для расчета можно взять значение ПДК).

Выражение $(M_i - F_i)/M_i$ — это опасная зона (зона риска) концентраций ЗВ. Тогда безразмерный коэффициент α_i показывает, какую часть опасной зоны составляет отношение фактической концентрации C_i к ПДК_i .

Величина обратная α_i и равная $\beta_i = 1/\alpha_i$ является экологическим индикатором, так как она удовлетворяет сформулированным правилам отбора.

По своему численному значению экологический индикатор может быть и меньше, и больше единицы. Из формулы (5) следует:

$$\beta_i = (M_i - F_i) / C_i. \quad (6)$$

Для построения агрегированного экологического индикатора в простом случае не взаимодействующих ЗВ можно воспользоваться соотношением (модель аддитивной опасности):

$$1/\beta_{agr} = 1/\beta_1 + 1/\beta_2 + \dots + 1/\beta_n, \quad (7)$$

где n — число ЗВ подлежащих контролю ($n = 15$).

Построенный таким образом агрегированный экологический индикатор обладает высокой чувствительностью и более полно отражает экологическую обстановку в плане загрязненности водного объекта приоритетными ЗВ.

Для выбора формы представления экологической информации в систему принятия решений можно воспользоваться специальной табл. 2, иллюстрирующей соотношения между качественными и количественными оценками обобщенных индикаторов, экологического риска и уровня экологической безопасности (табл. 2).

Таблица 2

Соотношения между качественными и количественными оценками обобщенных индикаторов, экологического риска и уровня экологической безопасности

Численные значения обобщенного индикатора $1/\beta_{agr}$	Качественная характеристика уровня экологического риска	Примерное численное значение уровня экологического риска R	Уровень экологической безопасности S
0,01–0,1	Катастрофический	близок к единице	минимальный и равен 1
0,1–0,15	Запредельный	0,9	1,1–1,2
0,15–0,2	Критический	0,8	1,2–1,3
0,2–0,4	Опасный	0,7	1,3–1,4
0,4–0,8	Зона экологического риска	0,7–0,5	1,5–2,0
0,8–1,0	Допустимый	0,5	2,0–2,2
1–2	Приемлемый	0,4	2,2–2,5
2–4	Удовлетворительный	0,3	2,5–3,3
4–7	Вполне удовлетворительный	≤0,2	3,3–5,0
> 8	Фоновый	0	> 5 максимальный уровень может быть принят за 10

Сопоставление этой таблицы с хорошо известными качественными и количественными оценкам экологического состояния и качества воды по схеме УКИЗВ

показывает, что УКИЗВ имеет ту же тенденцию изменения, что и уровень экологической безопасности, но оценка по методике индикаторов обладает большей точностью и большей наглядностью, что очень важно для лица, принимающего решение (ЛПР).

Комбинированный подход к оценке риска.

Метод матриц риска

Некоторые замечания. Основные положения рискологического подхода подробно описаны в целом ряде источников [1–5]. Риск в экологической сфере выражается в возможном причинении вреда здоровью человека или окружающей среде и появляется в результате незащищенности и существования потенциальной опасности вредных воздействий. *Риск не существует, если не зафиксирована подверженность воздействию загрязняющих веществ (ЗВ) или вероятность наступления неблагоприятной ситуации равна нулю [3–5].*

Опасность определяется способностью конкретного вещества или ситуации спровоцировать появление нежелательных последствий определенного вида при определенных условиях. Понятие риска или опасности всегда относится к системе, включающей источник опасности и объект, на который этот источник может воздействовать.

Любой экотоксикант — несомненный стрессор. Оценка экологического риска предусматривает, что стрессор — это любое воздействие (химическое, механическое, биогенное или полевое), которое вызывает изменение в экологических и биологических системах как негативное, так и позитивное.

На уровень экологического риска влияют следующие факторы:

- 1) опасные природные и техногенные явления;
- 2) уязвимость населения и окружающей среды;
- 3) социальный и природный фон;
- 4) реакция населения на опасные явления, степень подготовленности к ним.

Оценка риска загрязнения водных объектов (в том числе трансграничных) должна быть предпринята прежде, чем будут выработаны решения по стратегии управления риском.

Формально оценка риска — последняя в группе аналитических процедур в помощь принятию административных решений, относящихся к опасности загрязнений компонентов окружающей среды. Эти процедуры предназначены для путей сравнения и обобщения различной информации о тех или иных альтернативах выбора организационных мероприятий. Они призваны обеспечить критерий отбора альтернатив, которые соответственно наиболее эффективны экологически, наиболее приемлемы технологически и наилучшим образом соответствуют конкретному компоненту окружающей среды. Оценка риска добавляет еще одно измерение к выбору организационных мероприятий путем включения информации о вероятности угнетения природных систем с потерей их качества, аварий на технических системах и возможных последствиях этих событий для населения [1–5].

Интегральный и матричный методы оценки риска. Интегральная оценка риска R (определяемая в условных единицах) в аддитивной форме позволяет задавать относительную важность каждого из показателей:

$$R = \sum_{i=1}^4 k_i R_i = k_A R_A + k_R R_R + k_T R_T + k_C R_C, \quad (8)$$

где k_i — весовые коэффициенты; R_A, R_R, R_T, R_C — риски, выделенные в конкретной модели «нагрузка — состояние — отклик», например, R_A — риск проливов нефтепродуктов при операциях транспортировки и перегрузки нефти и т.д.

С позиций теории вероятностей, экологический риск характеризуется возможным сочетанием двух факторов: A — неблагоприятного воздействия на окружающую среду в процессе хозяйственной деятельности и y — тяжести последствий (ущерб здоровью) в результате неблагоприятного исхода. Его можно представить, как математическое ожидание ущерба в анализируемой группе населения на конкретной территории:

$$R = M(Y) = \sum_{i=1}^n k_i \cdot P(A_i) \cdot y_i, \quad (9)$$

где k_i — весовые коэффициенты; $P(A_i)$ — вероятность возникновения неблагоприятного воздействия; y_i — тяжесть последствий неблагоприятного воздействия (в условных единицах).

Из зависимости (9) видно, что величину риска можно определить, с определенной степенью надежности, если известны его характеристики: вероятность неблагоприятного события (воздействия) и ожидаемая величина причиненного ущерба.

Для унификации оценки экологического риска по четырем приоритетным факторам предлагается использовать балльную систему. При этом риск каждого из факторов (R_A, R_R, R_T, R_C) оценивается по шкале от 1 до 25, соответственно суммарный экологический риск R может составлять от 4 до 100 баллов, что позволяет для оценки суммарного экологического риска использовать удобную шкалу.

Оценка экологического риска по каждому из факторов, созданная на основе экспертных заключений, приведена в табл. 3, суммарного — в табл. 4.

Таблица 3

Характеристики экологического риска для каждого фактора

Характеристика риска	Значение в баллах
Несущественный	1–2
Малый	3–5
Возможный	6–10
Существенный	11–19
Высокий	20–25

Таблица 4

Характеристики суммарного риска

Характеристика риска	Значение в баллах
Несущественный	4–8
Малый	9–20
Возможный	21–35
Существенный	35–60
Высокий	61–100

В соответствии с (9), экологический риск, вследствие аварийности, например, проливов нефтепродуктов, R_A определяется как

$$R_A = P_A \cdot T_A, \quad (10)$$

где P_A — вероятность реализации опасности; T_A — тяжесть последствий.

С использованием балльных оценок P_A и T_A лежат в диапазоне 1–5, тогда риск R_A — в диапазоне 1–25.

Оценка вероятности реализации опасности приведена в табл. 5, тяжести последствий — в табл. 6.

Таблица 5

Вероятности реализации опасности P_A

Качественная характеристика частоты	Частота события	Баллы
Практически невозможно	$< 10^{-6}$ в год	1
Маловероятно	10^{-6} — 1 раз в 20 лет	2
Редко	1 раз в 20 лет — 1 раз в 5 лет	3
Возможно	1 раз в 5 лет — 1 раз в год	4
Часто	Чаше, чем 1 раз в год	5

Таблица 6

Тяжести последствий T_A

Тяжесть последствий	Потенциальные последствия для людей	Баллы
Легкая	Без травмы, травма потенциально возможна	1
Незначительная	Незначительная травма без временной потери трудоспособности	2
Значительная	Легкий несчастный случай с потерей трудоспособности до 60 дней	3
Крупная	Тяжелый несчастный случай	4
Катастрофическая	Групповой несчастный случай или несчастный случай со смертельным исходом	5

Особенности оценки риска с помощью матрицы риска. При работе с матрицами риска следует предварительно провести анализ по следующим направлениям [5]:

- 1) идентификация опасностей: выявление и описание всех источников опасностей и путей (сценариев) их реализации (перечень нежелательных событий; описание источников опасности, факторов риска, условий возникновения и развития нежелательных событий, например, сценариев возможных аварий; предварительные оценки опасности и риска);
- 2) оценка риска: определение частот возникновения инициирующих и всех нежелательных событий; оценка последствий возникновения нежелательных событий; обобщение оценок риска;
- 3) разработка рекомендаций по уменьшению риска — технических и организационных.

Матрица оценки суммарного риска приведена на рис. 1.

	Тяжесть последствий				
Вероятность реализации	1	2	3	4	5
1	1	2	3	4	5
2	2	4	6	8	10
3	3	6	9	12	15
4	4	8	12	16	20
5	5	10	15	20	25

Рис. 1. Матрица оценки рисков

Управление рисками.**Методики снижения рисков загрязнения ПТС, образованных водными объектами**

Важным этапом управления рисками является выбор наиболее эффективных мер по их снижению, при этом план соответствующих мероприятий составляется с учетом финансовых ограничений. Наибольшую сложность при этом представляет разработка очередности мероприятий для предотвращения нежелательных событий в связи с высокой степенью неопределенности, связанной с нечеткостью, так как частично или полностью отсутствует информация о возможных состояниях системы и со случайностью в связи с необходимостью возрастания требуемого для принятия решения объема информации об окружающей среде. В этом случае целесообразно использовать методы поддержки принятия решений.

Предложенная методика основана на применении вероятностно-статистических критериев для определения стратегии управления экологическими рисками, которая может включать мероприятия по модернизации оборудования, планово-предупредительным ремонтам, совершенствованию средств коллективной защиты, организации обучения персонала и т.п. При этом накладываются ограничения на финансовые затраты и время. Например, на нефтяном терминале, если наиболее вероятной причиной аварии на объекте являются ошибочные действия персонала. При этом эффективной стратегией будет организация обучения. Если же мы выберем мероприятия по установке автоматических блокировок, стратегия будет менее эффективной, но снижение риска произойдет, поскольку даже при ряде ошибочных действий произойдет срабатывание защитной автоматики. В случае разрушения конструкций из-за их устаревания, например образование утечки нефти вследствие коррозии трубопровода и последующего пожара, данные стратегии будут мало эффективны, усилия должны были быть приложены к проведению капитального ремонта.

Стратегии могут быть комплексными, предусматривающими ряд мер. Выбор той или иной из них предложено осуществлять на основе применения различных критериев в зависимости от вероятного риска. Например, критерий Байеса позволяет

минимизировать риск, т.е. с вероятностной точки зрения такая стратегия будет оптимальной. Но он не учитывает маловероятные события, которые могут привести к катастрофическим последствиям, например, крупным транспортным авариям с человеческими жертвами. В этом случае необходимо использовать критерий Вальда.

На рис. 2 приведен пример применения вероятных стратегий действий по минимизации рисков.

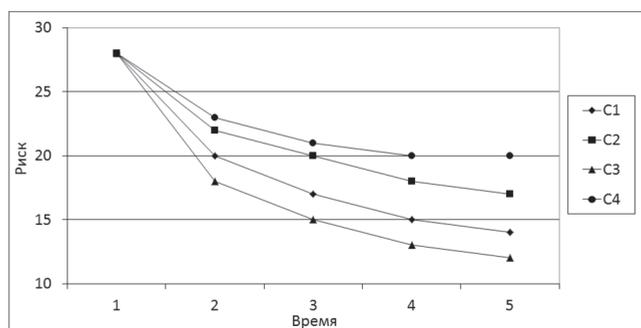


Рис. 2. Пример применения различных стратегий:

C_1, C_2, C_3, C_4 — сценарии ликвидации нефтеразливов, приводящие к минимизации рисков и ущербов

Важным принципом управления риском является вовлечение представителей заинтересованных сторон в процесс разработки и принятия управленческих решений. Представители заинтересованных сторон вносят в процесс исследования и обсуждения возможных альтернатив решения так необходимые ученым данные, сведения, экспертные оценки, получить которые можно, только находясь «внутри» рассматриваемой ситуации.

Для того чтобы *риск-менеджеры* и представители заинтересованных сторон могли принять верное и эффективное решение в области управления риском, им необходимо владеть всей полнотой информации о потенциальной угрозе, связанной с той или иной ситуацией, а также о вероятности трансформации этой угрозы в опасную ситуацию.

Такой взгляд на проблему оценки и управления рисками в условиях их множественности, позволит понизить неопределенность в процессе принятия решений и уменьшить финансовые затраты на проведение необходимых мероприятий.

Заключение

Любая экологическая проблема, будь то угроза безопасности окружающей среды или здоровья человека, может существовать в двух стадиях: реальная или потенциальная. В идеале, потенциальные угрозы должны быть спрогнозированы, рассмотрены и предотвращены на самых ранних стадиях их появления. В общем же случае, наличие проблемы может быть установлено при помощи различных индикаторов и методов, таких как:

- 1) проведение постоянного контроля и ведение кадастра вредных сбросов и выбросов; также ведение учета токсичных выбросов (Toxic Release Inventory);

- 2) проведение биологического мониторинга, например, измерение уровня содержания свинца в крови детей, проживающих в прибрежной территории и пользующихся трансграничной водной системой, или количества больных анемией;
- 3) проведение тестов на токсичность различных веществ на лабораторных животных с целью выявления химических элементов, способных негативно воздействовать на состояние здоровья человека или водного объекта;
- 4) проведение тестов на токсичность на контрольных представителях различных биологических видов, что позволит определить воздействие загрязнений на экосистемы;
- 5) контроль за уровнем заболеваемости, например, участвовавшие случаи заболевания астмой тяжелых форм, или значительное превышение общенациональных показателей заболеваемости раком или врожденных увечий в отдельной местности;
- 6) эпидемиологические исследования, например, наблюдения за условиями труда портовых работников и моряков, вредными воздействиями на производстве и связанными с ними уровнями заболеваемости;
- 7) жесткое отслеживание соблюдения локальных и национальных экологических стандартов с тем, чтобы контролировать концентрации вредных веществ в воздухе, воде, почве или пище;
- 8) выдача разрешений на осуществление определенного вида деятельности (например, размещение в береговой зоне промышленных предприятий, слив сточных вод и т.д.), при неисполнении требований которых (равно как и при нарушении существующих стандартов) к нарушителям применяются санкции в установленном законом порядке;
- 9) проведение опросов общественного мнения среди местных жителей с целью выяснения их отношения к решениям, непосредственно затрагивающим их интересы;
- 10) изучение докладов специалистов в области охраны окружающей среды, способных привлечь внимание общественности к опасностям и риску, сопряженным с принятием окончательных решений на основе предварительной или неполной информации.

Литература

1. *Бабаев Н.С., Кузьмин И.И.* Абсолютная безопасность или «приемлемый риск». — М., 1992.
2. *Елохин А.Н., Елохин А.А.* Проблема выбора критериев приемлемого риска. // Проблемы анализа риска, 2004, т. 1, № 2, с. 138–145.
3. *Карлин Л.Н., Музалевский А.А.* Рискологические исследования в РГГМУ. // Безопасность жизнедеятельности, 2011, № 2, с. 5–20.
4. *Музалевский А.А., Карлин Л.Н.* Экологические риски: теория и практика. — СПб.: РГГМУ, 2011. — 448 с.
5. *Музалевский А.А.* Управление рисками. // Безопасность жизнедеятельности, 2012, № 10, с. 2–24.
6. Управление по вопросам охраны здоровья, техники безопасности и охраны труда Великобритании (Health and Safety Executive – HSE). Официальный сайт. — Электронный ресурс: [http://www.hse.gov.uk/index.htm] (дата обращения: 21.01.2013).
7. *Фрумин Г.Т., Мохсен Абдулхаким Мохсен Ахмед* Оценка риска для водных экосистем при аварийных разливах нефти и нефтепродуктов. // Материалы межвузовской конференции «География и смежные науки. LXI Герценовские чтения». — СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2008, с. 307–315.
8. *Pitblado R., Bardy M., Nalpanis P., Crossthwaite P., Molazemi K., Bekeart M., Raghunathan V.* International comparison on the application of societal risk criteria. // Process Safety Progress, 2012, vol. 31, iss. 4, p. 363–368. — DOI:10.1002/prs.11525.