

2 МЕТОДОЛОГИЯ БИОИНДИКАЦИИ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

2.1 Классификация экологических факторов

Под экологической обстановкой понимается – состояние окружающей среды на территории, характеризующее совокупностью экологически неблагоприятных факторов, приводящих к снижению боеспособности и боеготовности войск, а также к ухудшению здоровья местного населения.

Существует два основных подхода к оценке экологической обстановки. Первый в качестве критерия использует санитарно-гигиенические нормативы для воды, почвы и воздуха. Превышение предельно-допустимых концентраций служит основанием для неблагоприятной оценки состояния экосистем.

Второй подход предполагает биологическую оценку среды обитания, основанную на анализе состояния сообществ и отдельных особей живой природы, находящихся либо в естественной среде обитания, либо помещенных в исследуемую среду.

Первый подход реализуется с помощью химико-аналитических, физико-химических, физических, биологических и прочих методов. Данные методы оценки позволяют измерять концентрации ЗВ в различных средах, поэтому относятся к **косвенным методам оценки экологической обстановки**. Действительно, обычно контролю в каждой среде подлежат не все ЗВ, а 5 - 10, чья концентрация в наибольшей степени превышает норму ПДК. Это, очевидно, никак не может характеризовать фактическое состояние ОС. Главное же заключается в том, что в результате применения косвенных методов получают лишь поля концентраций ЗВ и требуется решение задачи перехода к интегральным экологическим показателям, например, к индексам суммарного загрязнения.

Второй подход предполагает использование биологических методов, которые в свою очередь можно назвать **прямыми или интегральными методами оценки экологической обстановки**, так как они дают непосредственную интегральную, т.е. учитывающую все факторы воздействия, оценку состояния ОС и степени токсичности ее компонентов. Последние методы иногда называют **методами биодиагностики ОС**.

Прямые (интегральные) методы оценки экологической обстановки в свою очередь тоже можно разделить на две группы – **биоиндикации и биотестирования** (последние называют также **токсикологическими методами**).

Объектом исследования первых являются организмы или сообщества организмов-биоиндикаторов, наблюдаемые в естественных условиях обитания.

Биоиндикаторами называются растительные и животные организмы, наличие, количество и состояние которых служат показателями изменения качества среды их обитания [2]. Глубина биоиндикации может быть различной от простой визуальной диагностики растений до изучения иммунных и генетических изменений в организме индикаторов.

Вторая группа методов изучает реакции **тест-объектов – организмов, помещаемых в исследуемую среду**. Они подразумевают оценку токсических

свойств ЗВ с использованием модельных живых систем (тест-объектов). Оценка токсичности производится, как правило, в лабораторных условиях.

Да возьмите же справочник. Там все это есть.

Под фактором понимается причина, движущая сила какого-либо процесса, определяющая его характер или отдельные его черты. Экологический фактор – любое условие среды, на которое живое реагирует приспособительными реакциями. [3]

В литературе встречается различная классификация экологических факторов. Различают их классификацию:

- по характеру проявления (природе);
- по происхождению; по среде возникновения;
- по времени проявления (эволюционный, исторический, действующий);
- по периодичности (периодический, непериодический);
- по очередности возникновения (первичный, вторичный);
- по объекту воздействия (индивидуальный, групповой, социально-психологический, социальный, социально-экономический, видовой);
- по условиям действия (зависящий от плотности, не зависящий от плотности);
- по степени воздействия (летальный, экстремальный, лимитирующий, беспокоящий, мутагенный, тератогенный);
- по спектру воздействия (избирательный, общего действия) и др.

По происхождению экологические факторы подразделяются: на атмосферные; водные; геоморфологические; эдафические; физиологические; генетические; популяционные; биоценотические; экосистемные и биосферные.

По характеру проявления экологические факторы подразделяются на:

- **информационные** (обычно выступающие как коды жизненно важного сообщения и поэтому воздействующие на живое не адекватно – многократно сильнее, переносимому потоку вещества и энергии);
- **вещественно-энергетические** (сила воздействия которых адекватна переносимому потоку вещества и энергии);
- **физические** (источником которых служат физические состояния или явления); химические (происходящие от химического состава среды, в том числе химического загрязнения);
- **биогенные или биотические** (связанные как с прямым, так и с опосредованным влиянием живых организмов на среду);
- **комплексные** (связанные с многосторонними воздействиями, исходящими от структуры, функции и истории образования).

Если задаться целью провести более подробный анализ существующих подходов и классификации экологических факторов, то можно обнаружить много других разновидностей подходов, которые зависят от того, какие цели ставят перед собой исследователи.

К **физическим факторам** относятся радиационные, тепловые, электромагнитные и акустические излучения.

Радиационному воздействию подвержены все растительные и животные организмы. Перечень основных радионуклидов-загрязнителей ОС, их периоды полураспада, характер ионизирующего излучения (ИИ), основные значения нормируемых показателей для личного состава Вооруженных Сил Российской Федерации (категория А) и населения (категория Б) составляет 56 наименований.

Требуемые диапазоны измерения ИИ, а также диапазоны энергий различных видов ИИ для включения в систему экологического мониторинга ВС приведены, соответственно, в таблицах 2.1, 2.2.

Таблица 2.1- Требуемые диапазоны измерений уровней ионизирующих излучений для включения в систему экологического мониторинга ВС РФ

№ п/п	Измеряемый показатель и его размерность	Величина показателя
1	Поверхностная активность, частиц /м ² с	
-	α - излучение	$1,7 \cdot 10^2 \div 5 \cdot 10^7$
-	β - излучение	$1,7 \cdot 10^4 \div 3,7 \cdot 10^9$
2	Удельная активность в жидкой, твердой среде, Ки /кг	
-	α - излучение	$3 \cdot 10^{-11} \div 10^{-2}$
-	β - излучение	$3 \cdot 10^{-11} \div 10^{-2}$
	γ - излучение	$3 \cdot 10^{-11} \div 10^{-2}$
3	Объемная активность газов (аэрозолей), Ки /л	
-	α - излучение	$3 \cdot 10^{-17} \div 10^{-8}$
-	β - излучение	$4 \cdot 10^{-14} \div 10^{-2}$
	γ - излучение	$3 \cdot 10^{-13} \div 10^{-2}$
4	Мощность полевой эквивалентной дозы фонового излучения, Зв /с	$1,67 \cdot 10^{-10} \div 1,4 \cdot 10^{-3}$
5	Мощность полевой эквивалентной дозы фонового нейтронного излучения, Зв /с	$1,67 \cdot 10^{-10} \div 1,4 \cdot 10^{-3}$

Таблица 2.2-Диапазоны энергий ионизирующих излучений для системы измерения экологического мониторинга ВС РФ

№п/п	Вид излучения	Диапазоны энергий, Зв /с
1.	α - излучение	3,0 ÷ 7,8
2.	β - излучение	0,01 ÷ 3,0
2.	γ - излучение	0,06 ÷ 11,0
2.	Нейтронное излучение	$2,5 \cdot 10^{-8} - 14$

Электромагнитное излучение (ЭМИ) – экологический фактор, оказывающий существенное влияние на организм человека. Спектральный диапазон ЭМИ достаточно широк. Он представлен в таблице 2.2.

Таблица 2.3 - Спектр ЭМИ

Вид излучения	Частота	Длина волны	Название ЭМИ
1	2	3	4
	< 3 кГц	< 100 км	СНЧ – сверхнизкие частоты

1	2	3	4
Радиоизлучение	3 - 30 кГц 30 - 300 кГц 300 кГц – 3 МГц 3 - 30 МГц 30 - 300 МГц 300 МГц - 3 ГГц 3 – 30 ГГц 30 – 300 ГГц 371011-371012 ГГц	100-10 км 10-1 км 1000-100 м 100-10 м 10-1 м 100-10 см 1-10 см 10-1 мм 1-0,1 мм	ОНЧ – очень низкие частоты НЧ – низкие частоты СЧ – средние частоты ВЧ – высокие частоты ОВЧ – очень высокие частоты УВЧ – ультравысокие частоты СВЧ – сверхвысокие частоты КВЧ – крайневые частоты СКВЧ – сверхкрайневые частоты
Оптическое излучение	3,71012 -3,9471014 ГГц 3,9471014-7,771014 ГГц 7,771014 – 371017 ГГц	100-7600 А 7600-3900 А 3900-10 А	ИК – инфракрасное излучение Видимое излучение УФ – ультрафиолетовое излучение
Ионизирующее излучение	371011–371012 ГГц > 371020 ГГц	10 – 0,01 А < 0,01 А	Рентгеновское излучение Гамма-излучение

Перечень характеристик, по которым осуществляется контроль электрического, магнитного и электромагнитного полей, а также диапазоны измерений этих величин и их ПДУ приведены в таблицах 2.4, 2.5.

Таблица 2.4 - Предельно-допустимые уровни электромагнитного облучения в диапазоне частот 300 МГц – 300 ГГц

Продолжительность облучения, ч	Предельно-допустимый уровень плотности потока энергии, мк ВТ/см ²		Продолжительность облучения, ч	Предельно-допустимый уровень плотности потока энергии, мк ВТ/см ²	
	Непрерывное облучение	Прерывистое облучение		Непрерывное облучение	Прерывистое облучение
24	33	165	2	400	1700
16	50	250	1	800	2900
12	66	330	0,75	1000	3500
10	80	400	0,5	1400	5000
8	100	500	0,2	2800	10000*
6	135	675	0,24	10000*	-
4	200	1000			

*Пробывание в зоне облучения при плотности потока энергии выше 10000 мк ВТ/см² без средств индивидуальной защиты не допускается.

Таблица 2.5- Перечень контролируемых характеристик ЭМИ

Тип поля	Частота	Диапазон измерений	Предельно-допустимый уровень	
			Нормируемое значение	Допустимая погрешность измерения
1	2	3	4	5
Электрическое поле	< 50 Гц	0-1000 кВ/м	25 кВ/м	± 20%
	50 Гц	0-1000 кВ/м		
	50 Гц ÷ 1 КГц	0-5000 В/м	1000 В/м	± 30%
	1 Гц ÷ 12 КГц	0-5000 В/м		
	12 Гц ÷ 60 КГц	0-5000 В/м	500 В/м	± 30%
	60КГц÷300МГц	1-3000 В/м		
Магнитное поле	< 50 Гц	0-15 кА/м	5,2 кА/м	
	50 Гц	0-15 кА/м		
	50 Гц ÷ 1 КГц	0-2500 А/м	50 А/м	± 30%
	1 КГц ÷ 12 КГц	0-2500 А/м		
	12КГц ÷ 60 КГц	0-500 А/м	50 А/м	± 30%
	60КГц÷50МГц	0-500 А/м		
Электромагнитное поле	0,3ГГц÷300ГГц	1 мк Вт/см ² – 100 Вт/ см ² по среднему значению	10 Вт/м ²	± 40% Для частот 0,3-2 ГГц ± 30% Для частот >2 ГГц

Тепловой фактор обусловлен выбросами в атмосферу нагретого воздуха, горячих газов, сбросами в водоемы горячей воды, а также перегревом элементов экосистем от различных источников тепла, включая очаги пожаров.

Основными источниками теплового воздействия на ОС и человека являются теплоэлектростанции, котельные, отопительные устройства, ремонтные предприятия, а также пожароопасные объекты в случае возникновения в них пожаров.

В настоящее время санитарно-гигиенических и экологических норм теплового воздействия на ОС и человека не установлено, хотя последствия такого воздействия могут быть достаточно серьезными. Так, например, в зоне сброса теплых вод в водоемы нарушаются условия нереста рыб, может гибнуть зоопланктон, повышается зараженность рыб паразитами и т.д.

Химический фактор обусловлен выбросом, сбросом и другими выделениями ЗВ (химических загрязнителей) предприятиями, транспортом в процессе хозяйственной и военной деятельности.

Химическими загрязнителями ОС являются практически все образцы ВВТ и военных объектов. При этом под ЗВ понимается любое вещество, которое при попадании в воду, атмосферу, почву способно создать опасность для здоровья людей, причинить ущерб живым ресурсам, ухудшить условия отдыха или помешать другим видам правомерного использования природных ресурсов.

Существует ряд подходов к классификации химических загрязнителей. По агрегатному состоянию они подразделяются - на твердые, жидкие и газообразные (парообразные). По воздействию на живой организм – на вызывающие отравление, побочные и отдаленные последствия. По химическим свойствам - на органические и неорганические. По физическим свойствам они различаются

по температуре плавления, кипения, плотности, цвету, запаху, растворимости в воде и органических растворителях, взрывоопасности и т.п. По химическому строению – на предельные, непредельные, изоциклические, гетероциклические. По классу опасности – на чрезвычайно опасные (I класс), высокоопасные (II класс), умеренно опасные (III класс), малоопасные (IV класс).

Для многих химических загрязнителей установлены санитарно-гигиенические нормативы содержания в различных средах. Основной норматив – это предельно-допустимая концентрация (ПДК). ПДК – это максимальная концентрация загрязнителя, отнесенная к определенному периоду осреднения, которая при периодическом воздействии или на протяжении длительного времени не оказывает вредного воздействия на человека и окружающую среду в целом. ПДК устанавливается в нормативных документах специально уполномоченных компетентных органов. В настоящее время установлены нормы ПДК для атмосферного воздуха населенных мест более чем для 400 ЗВ, поверхностных вод и почвы более чем для 1500 ЗВ. Методы физико-химической диагностики приведены в табл. 2.6.

Таблица 2.6 - Методы химико-аналитической диагностики

№ п/п	Наименование метода	Химико-физические основы метода и измеряемые параметры
1	2	3
1.	<i>Инфракрасная спектроскопия</i>	Исследует колебательные и вращательные переходы в молекулах, используя спектры испускания, поглощения и отражения, не разрушая неустойчивых химических соединений в образце устанавливает зависимость химического состава веществ, входящих в состав исследуемого объекта экосистемы, от вида объекта, климатических и окружающих условий
2.	<i>Оптическая флуоресцентная спектроскопия</i>	Исследует электронные спектры испускания молекул, возникающие под действием квантов в оптической области электромагнитного спектра
3.	<i>Фотометрия</i>	Определяет концентрации растворов путем измерения экстинкций при установленных длинах волн
4.	<i>Нефелометрия</i>	Измеряет рассеяние света мутными растворами и суспензиями
5.	<i>Масс-спектрометрия</i>	Изучает свойство ионов газов, ускоренных электрическим полем, отклоняться и двигаться в однородном магнитном поле по различным траекториям, зависящим от массового числа ионов
6.	<i>Атомно-эмиссионная спектроскопия</i>	Определяет природу и количество определенных элементов, измеряет параметры линейчатого спектра возбужденных атомов
7.	<i>Атомно-флуоресцентная спектроскопия</i>	Измеряет оптическую дезактивацию возбужденных излучением накачки атомов
8.	<i>Атомно-абсорбционная спектроскопия</i>	Основан на явлении селективного поглощения излучения определенной длины волн атомами изучаемого химического элемента. Производит элементарный анализа и исследует атомные спектры поглощения
9.	<i>Хемилюминесценция</i>	Изучает свечение, возникающее при возбуждении продуктов химических реакции в результате переноса энергии от других продуктов реакции или компонентов, участвующих в реакции

1	2	3
10.	<i>Фотокалометрия</i>	Определяется с помощью реагента ион, переведенный в окрашенное состояние, измеряемое через светопоглощение или используют вспомогательные окрашенные соединения, которые при взаимодействии с определенным ионом либо разрушаются, либо образуют новые светопоглощающие соединения
11.	<i>Ультрафиолетовая спектроскопия</i>	Изучаются молекулярные спектры поглощения в УФ-области
12.	<i>Гравиметрия</i>	Устанавливает массу определяемого компонента или продукта его химического превращения, а также изменение массы вещества в результате химической реакции или физического процесса с участием определяемого компонента
13.	<i>Кондуктометрия</i>	Измеряет электропроводность электролитов
14.	<i>Ионнообменная и жидкостная хроматография</i>	Основаны на разделительной способности разделяемых ионов в растворе к ионному обмену с ионитом (неподвижная фаза), применяется для разделения фенолов и карбоновых кислот, аминос сахаров, нуклеидов и др.
15.	<i>Рентгено-флюоресценция</i>	Изучается краткое свечение возбужденных рентгеновскими лучами веществ, возникающее после поглощения им энергии возбуждения
16.	<i>Электрохимия</i>	Анализирует физико-химические свойства ионных систем, а также явления, возникающие на границе двух фаз с участием заряженных частиц (ионов и электронов)
17.	<i>Газовая хроматография</i>	Основан на различии скоростей движения концентраций зон исследуемых компонентов, которые перемещаются в потоке подвижной фазы вдоль слоя неподвижной, причем исследуемые соединения распределены между обоими фазами
18.	<i>Жидкостная хроматография</i>	Применяется для разделения и анализа растворов веществ, имеющих небольшое содержание насыщенного пара, а также для физико-химических исследований
19.	<i>Тонкослойная хроматография</i>	Основана на различии скоростей перемещения компонентов анализируемой смеси в плоском тонком слое сорбента при движении по нему растворителя

Тем не менее, получить на основе физико-химических методов диагностики ЗВ не удастся получить объективной картины качества ОС. Существующая система экологического мониторинга (ЕГСЭМ), основанная на выборочном по перечню ЗВ, месту и продолжительности отбора проб ОС, не отвечает современным требованиям обеспечения экологической безопасности.

К биологическим факторам относятся :

- сбросы (выбросы) в ОС продуктов жизнедеятельности человека и животных;

- микроорганизмы, массовое размножение которых обусловлено появлением питательной среды в субстратах или средах, измененных в ходе хозяйственной деятельности человека;

- трансформированные виды микроорганизмов с проявлением патогенных свойств или способности подавлять другие организмы в сообществах.

С помощью химико-аналитических измерений потребуется определить концентрации нескольких тысяч ЗВ в биосредах ОС для которых определены уровни ПДК, причем перечень последних постоянно расширяется.

Какие-либо нормы теплового и биологического воздействия на ОС в настоящее время отсутствуют.

2.2 Методические основы количественной оценки экологического риска

В общем случае риск может быть интерпретирован как: вероятность возникновения опасного процесса или явления, сопровождающихся формированием и действием факторов, которые обладают неблагоприятным действием по отношению к человеку, природным и другим объектам,

➤ оценка потенциального социального, экономического, экологического, а в ряде случаев эстетического и другого ущерба (R):

$$R = H \times V, \quad (1)$$

где опасность (H), а V – уязвимость

Опасность подразумевает некую угрозу, существующую независимо от человека, помимо его воли, например, вероятность события на заданной площади в течение заданного интервала времени.

Уязвимостью называется отношение ущерба к общей стоимости объекта.

Чаще всего за риск принимают вероятность опасности, ущерба, или смерти, хотя оценки риска могут выражаться в процентном отношении вероятностных потерь, в абсолютном денежном выражении, в количестве жертв от события.

В простейшем случае вероятность риска:

$$P(F) = P(H) P(F/H), \quad (2)$$

где $P(H)$ – вероятность (повторяемость) опасности H определённой интенсивности, а $P(F/H)$ – вероятность ущерба (рис. 1).

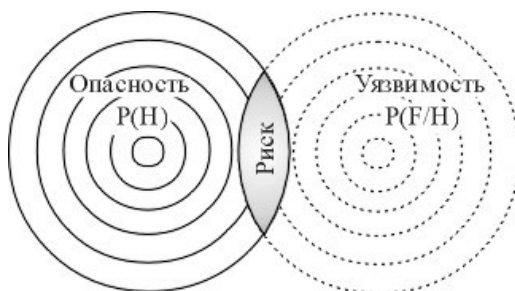


Рис. 1 Соотношение между опасностью и уязвимостью

Для оценки $P(H)$ можно использовать оценки повторяемости опасных природно-технических катастроф по классификации МЧС:

- глобальные – класс К1 с повторяемостью 0,02-0,03 в год,
- национальные – класс К2 с повторяемостью 0,05-0,1 в год,
- региональные – класс К3 с повторяемостью 0,5-1,0 в год,
- местные – класс К4 с повторяемостью 1-20 в год,
- объектовые – класс К5 с повторяемостью 10-500 в год.

Понятие риска связывается с возможностью наступления сравнительно редких событий. Поэтому уровень риска часто рассматривается как вероятность возникновения этих событий в течение некоторого временного интервала. В качестве такого временного интервала в большинстве случаев принимается год.

Для случайных событий: A_1, A_2, A_3 :

A_1 – событие или явление, обуславливающее формирование и действие вредных (поражающих) факторов;

A_2 – уровни физических полей, ударных нагрузок, полей концентраций вредных веществ и их дозовых нагрузок на оцениваемых территориях при условии, что произошло случайное событие A_1 ;

A_3 – ущерб для здоровья людей, для природных, природно-антропогенных объектов, объектов техносферы (в частности различного рода объектов военного назначения) и т.п., как конечного объекта оценки риска по рассматриваемой формуле, при условии, что произошли случайные события A_1 и A_2 --

уровень риска в вероятностной интерпретации при несовместном возникновении эффектов экстремальных ситуаций будет:

$$P_{\Delta\tau} = P_{1\Delta\tau}(A_1) \cdot P_2(A_2/A_1) \cdot P_3(A_3/A_1, A_2). \quad (6.4)$$

$P_{1\Delta\tau}(A_1)$ – вероятность возникновения события A_1 за интервал времени $\Delta\tau$, для которого рассчитывается риск;

$P_2(A_2/A_1), P_3(A_3/A_1, A_2)$ – условные вероятности реализации событий A_2 при реализации события A_1 и A_3 при реализации событий A_1 и A_2 , соответственно.

Полный риск можно определить по формуле полной вероятности:

$$P_{\Delta\tau} = P_{1\Delta\tau}(A_1) \cdot P_2(A_2/A_1) \cdot P_3(A_3/A_1, A_2) + [1 - P_{1\Delta\tau}(A_1)] \cdot P_3(A_3), \quad (6.5)$$

где учитывается вероятность того, что ЧС за указанный промежуток времени не было, а $P_3(A_3)$ – вероятность возникновения в течение временного интервала рассматриваемого негативного последствия.

В общем случае математическое ожидание ущерба от опасного события за год может быть выражено формулой:

$$Q_{\Delta \tau} = P_{1\Delta \tau} \sum_{i=1}^n P_{2,i}(A_2/A_1) \cdot q_i, \quad (6.6)$$

где $P_{2,i}(A_2/A_1)$ – условная вероятность формирования определенного уровня того или иного физического поля, ударной нагрузки или определенного поля концентрации вредного вещества, дозовой нагрузки в i -ой зоне нахождения подлежащих оценке риска людей, природных объектов, природно-антропогенных объектов, объектов техносферы (в частности, различного рода объектов военного назначения), при условии, что произошло случайное событие или явление A_1 ($\sum_{i=1}^n P_{2,i} = 1$);

q_i – величина рассматриваемого вида ущерба в натуральном или стоимостном выражении в i -ой зоне риска;

n – число учитываемых зон риска.

В том случае, когда при событии A учитываются различные виды ущерба, то суммарный ущерб, выражаемый в стоимостных единицах или в относительных величинах натурального ущерба, может быть определен по формуле:

$$Q_{\Delta \tau}^{\Sigma} = P_{1\Delta \tau} \sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^n P_{2,ij}(A_2/A_1) \cdot q_{ij}, \quad (6.7)$$

где N – число принимаемых в расчет видов ущерба.

При оценке совокупности различных по характеру и последствиям деструктивных факторов, процессов и опасных событий (системного риска):

$$Q_{\Delta \tau} = \sum_{m=1}^M P_{1\Delta \tau}^m \sum_{j=1}^N \sum_{i=1}^n P_{2,ij}^m(A_2/A_{1m}) \cdot q_{ij}^m, \quad (6.8)$$

где $P_{2,ij}^m(A_2/A_{1m})$ – условная вероятность формирования уровня физического поля m -ого вида (в том числе поля концентрации), дозовой нагрузки, ударной нагрузки в i -й зоне нахождения подлежащих оценке риска людей, природных объектов, объектов техносферы (в частности, различных объектов военного назначения), при условии, что произошло случайное событие или явление

$$A_{1m} \left(\sum_{i=1}^n P_{2,ij}^m = 1 \right);$$

q_{ij}^m – величина ущерба в i -ой зоне риска, при условии, что произошли события A_1 и A_2 ;

M – число учитываемых факторов, процессов, опасных событий (возникающих деструктивных физических полей).

Если в (6.8) учитываются все факторы, ущерб целесообразно выражать в соизмеримых единицах, например, стоимости или относительного натурального ущерба.

Результаты прогнозных оценок риска берутся за основу при проведении расчетов на применение адекватных компенсационных мер и действий.

При оценке экологических последствий техногенных воздействий на окружающую среду используется анализ морфологии (морфоструктуры и морфодинамики) сообществ живых организмов. Морфология зависит от характера взаимодействий между элементами сообщества. При изменении структуры сообщества происходит замена одних доминирующих видов другими, более приспособленными к внешнему воздействию.

Экологические последствия техногенных воздействий при авариях и катастрофах сказываются и на среде их обитания, изменяя ландшафтно-геохимические условия. Здесь экологические последствия связываются, прежде всего, с загрязнением территорий вредными для биосферных объектов веществами (радиоактивными, химическими, биологическими).

Главную роль в оценке степени опасности радиоактивных и химических загрязнений для ландшафтов играет скорость их самоочищения. Применительно к почвам скорость самоочищения определяется так называемой *персистентностью* вещества, характеризующей время его выведения из почвы под влиянием процессов различной природы, в том числе разрушения.

Как правило, последствия воздействия ЧС на ландшафт рассматриваются как эффекты, которые могут быть скомпенсированы, благодаря самоочищающим свойствам ландшафта, и эффектам, недоступным для такой компенсации. Во втором случае компенсация может быть достигнута за счет воздействия на преобразование некомпенсированных веществ.

К выбору показателей экологического ущерба можно подойти на основе экологического нормирования. При этом в качестве показателей экологического ущерба представляется целесообразным использовать: для территорий (или определенных зон этих территорий) – обобщенный индекс качества экологического состояния (индекс экологического качества); для экосистем – индекс устойчивости.

Индекс экологического качества представляет собой величину, определяемую по формуле:

$$J_k = \frac{\sum_i \sum_j S_{ij} \frac{P_{ij}}{P_{ij\phi}}}{S}, \quad (6.9)$$

где: S_{ij} – площадь i -й зоны территории, в которой экологическое нарушение характеризуется j – м параметром;

S – общая площадь территории, для которой проводится определение индекса экологического качества;

P_{ij} – значение j го параметра в i -ой зоне;

$P_{ij\phi}$ – фоновое значение параметра или предельно допустимая концентрация j -го загрязнителя в i -ой зоне.

При определении индекса экологического качества могут быть приняты в расчет весовые коэффициенты, отражающие экологическую значимость той или иной зоны. Для сельскохозяйственных зон – уровень емкости катионного обмена почвы; окислительно-восстановительный потенциал на определенной глубине почвы; величина водородного показателя и др. Для лесных зон – видовой состав фитоценоза; возрастной состав ценопопуляций доминирующих видов деревьев; видовой состав кустарников и др. Для селитебных и промышленных зон – концентрация загрязнителей в воздушной среде и почвенном слое и др.

Индекс устойчивости экосистемы определяется на основе сопоставления изменений ее состояния и вызвавшей эти изменения антропогенной нагрузки, т.е. по величине так называемого «экологического резерва». При этом устойчивой считается экосистема, которая может достаточно длительное время существовать и развиваться при разрушающих внешних воздействиях без ущерба для основных ее элементов (например, вымирания и деградации биологических видов) в определенных границах, определяющих зону нормальных ее состояний.

Для нахождения индекса устойчивости может быть использована формула:

$$J_{уст} = 1 - \left| \frac{\overline{\Delta S}}{\overline{\Delta F}} \right|, \quad (6.10)$$

где $\overline{\Delta S}$ – относительное изменение обобщенного показателя состояния экосистемы;

$\overline{\Delta F}$ – относительное изменение уровня антропогенной нагрузки на экосистему.

Необходимо отметить, что экосистема считается устойчивой, если значение индекса устойчивости близко к единице.

2.3 Биологические показатели качества окружающей среды

Биоиндикаторы являются первичными преобразователями данных о содержании загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, поверхностных водах и почве за длительный период времени. При биомониторинге анализируется численность и биомасса отдельных видов, возрастной и половой состав популяций, пространственное размещение отдельных компонентов биологических сообществ (биоценозов), видовой состав и видовое разнообразие сообществ, соотношение в сообществах различных видов и их распределение по обилию или биомассе и прочие показатели. Рассмотрим некоторые из них.

Видовое разнообразие – наиболее часто используемый показатель, учитывающий два компонента – видовое разнообразие (количество видов, наблюдаемых в естественных условиях обитания на определенной площади или объеме) и количественное распределение организмов по видам. Количественное видовое разнообразие (ВР) характеризуется с помощью индексов.

В настоящее время определено и используется множество таких индексов. При вычислении индексов используются число видов (n) организмов, найденных наблюдателем на обследуемой территории (объеме), и их общая численность (N).

Простейшим показателем видового разнообразия является общее число найденных видов (n), но это абсолютный показатель, которому присущи многие недостатки, поэтому обычно используют относительные показатели, например, относительное видовое разнообразие (W).

$$W = n / N \quad (3.1)$$

На основе данного выражения разработаны несколько индексов биоразнообразия, например, индекс Менхеника (Me) [3.1].

$$Me = n / \sqrt{N} . \quad (3.2)$$

Значение данного индекса возрастает с ростом числа видов в выборке.

Индексы, характеризующие степень равномерности распределения видов по обилию (выравненность), чувствительны лишь к равномерности распределения обилия отдельных видов, но не к общему их числу. Степень выравниваемости вычисляется как доля разнообразия от максимально возможного видового разнообразия при данных значениях n и N .

К индексам, учитывающим число видов и их выравниваемость, относятся индексы Симпсона (Si) и Шеннона-Уивера (He) [3.20]:

индекс Симпсона

$$Si = 1 - \sum_{i=1}^n \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} . \quad (2.3)$$

индекс Шеннона

$$He = - \sum_{i=1}^n \left[(n_i / N) \log_2 n_i / N \right], \quad (2.4)$$

где n_i – обилие i -го вида; N - общее обилие всех видов.

Индекс Симпсона более чувствителен к изменению обилия самых массовых видов, а индекс Шеннона – к изменениям в обилии редких видов.

Скоростью роста биомассы (численности популяции) называется изменение биомассы (численности популяции) в единицу времени. Известно, что рассматриваемая скорость при неограниченных ресурсах питательных веществ должна быть пропорциональная биомассе:

$$dx / dt = \gamma x, \quad (2.5)$$

где x - биомасса (численность популяции);

t – время;

γ - удельная скорость роста.

Величина γ уменьшается при уменьшении лимитирующего ресурса A в окружающей среде. Эмпирическую зависимость $\gamma(A)$ – нарастающую функцию с предельным значением γ_{\max} математически можно представить по-разному.

Исследуя в природных условиях показатели dx/dt и $\gamma(A)$, можно оценить с определенной степенью точности экологическую обстановку на территории. Если же данными показателями воспользоваться в лабораторных условиях, исследуя поведение тест-объектов в данной среде, то можно определить степень её токсичности. Такой способ биодиагностики называется биотестированием.

Жизненность биоиндикатора G в загрязненной среде обитания характеризуется относительной численностью W_i или плотностью популяции S_i наиболее чувствительной группы видов.

Интегральная функция распределения показателя G представляет зависимость вероятности не превышения значений некоторого порогового значения этой величины.

$$G(r, q) = G\{\mu(\tau, q) \leq r\}, \quad (2.6)$$

где r – признак или его статистическая характеристика (дисперсия);

q – вектор параметра среды, например, индекс загрязнения среды;

μ - измеряемый параметр;

τ – время.

В экспериментальной практике нашли широкое применение различные пороговые характеристики. Например, ПДК и эффективная доза (D_5) ЗВ, которая вызывает изучаемый эффект у 50 % подопытных особей и др. Средняя доза определяется для симметричного распределения интегральных значений признаков при пороговом уровне 0,5.

Критериями оценки видового разнообразия принято считать индексы Симпсона и Шеннона. Но они выражают степень развития данного биоценоза или фитоценоза в условиях конкурентной борьбы видов, независимо от состояния среды их обитания. Применение этих критериев позволяет исследовать эволюцию экосистемы за длительное время. Видовой состав представляет собой множество, насчитывающее тысячи единиц визуальных признаков (ВП). При этом в расчет принимается только число ВП, а их модификации в условиях загрязнения ОС, не учитываются. Поэтому применение указанных критериев для оценки степени экологического неблагополучия ОС не может считаться корректным.

Эколого-математическая модель жизненности биоиндикатора в загрязненной среде обитания

Разработка критериев оценки экологического неблагополучия ОС по состоянию биоиндикаторов, которые адекватно реагируют на загрязнение среды обитания, и поэтому могут считаться корректными, возможно на основе закономерности жизненности биоиндикатора в загрязненной среде.

В этом случае можно воспользоваться законом больших чисел Чебышева. Суть закона заключается в том, что совокупные действия большого числа случайных факторов приводят к результату, почти не зависящему от случая. Действительно, если принимать в расчет модификацию биоиндикаторов, которые являются следствием воздействия загрязненной среды обитания, то при достаточно большом числе наблюдений можно выделить из всего множества видов некоторые подмножества (группы, типы), наиболее чувствительные к загрязнению среды.

Если имеется k вариантов случайной величины G , принимающей значения $g_1; g_2; g_3; \dots; g_{n+1}; g_{n+2}; g_{n+3}; \dots; g_k$ с соответствующими вероятностями

$p_1; p_2; p_3; \dots p_{n+1}; p_{n+2}; p_{n+3}; \dots p_k$ и математическое ожидание $E(g) = \bar{G}$, тогда согласно лемме Маркова, вероятность P того, что $g \leq \bar{G} \cdot t_2$ будет больше, чем $1 - 1/t_2^2$.

$$P[g \leq G_{cp} \cdot t_2] > 1 - 1/t_2^2, \quad (2.7)$$

где t_2 - число больше 1.

С учетом этого для показателей жизненности G и индекса загрязнения среды обитания P_c по закону больших чисел будем иметь

$$P\left[-\varepsilon \leq \frac{\sum g_i + \sum p_i}{n} - \frac{E(\bar{G}) + E(\bar{P}_c)}{n} \leq +\varepsilon\right] > 1 - 1/t_2^2, \quad (2.8)$$

где ε - сколь угодно малая величина.

Следовательно, из множества видов биоиндикаторов можно подобрать типы (группы), внешние признаки которых при большом числе наблюдений будут свидетельствовать о величине их чувствительности (толерантности) к изменению качества среды обитания.

Характерной особенностью биоиндикатора является то, что он, находясь постоянно в среде своего обитания, реагирует на изменение её качества изменением своих внешних признаков, но не сразу, а через определенное время τ , в течение которого он аккумулирует ЗВ.

Таким образом, биоиндикатор автоматически интегрирует неблагоприятное воздействие всех ЗВ, находящихся в среде его обитания. Зависимость жизненности G биоиндикатора от показателя индекса суммарного загрязнения среды обитания P_c может быть выражена дифференциальным уравнением вида

$$\frac{\partial G}{\partial P_c} = r G, \quad (2.9)$$

где r – коэффициент прогрессивной модификации биоиндикатора.

Решая это уравнение, получим

$$G = e^{r P_c}. \quad (2.10)$$

Это выражение соответствует прогрессивной модификации главным образом автотрофных биоценозов.

Известно, что автотрофные организмы синтезируют биомассу из неорганических веществ. Например, Попченко В.И. (1991г.) установил, что в загрязненных нитритным и аммонийным азотом малых и средних озерах уровень биомассы зообентоса достигал десятков граммов на 1 м^2 . Шишинашвили Л.В. и

Флеров Б.А. (1989 г.) отмечают, что с повышением концентрации указанных веществ в поверхностных водах (р. Дема, Шатское водохранилище и др.) до 100 ПДК уровень биомассы бентоса сокращался, то есть наступал экологический регресс. Эти примеры указывают на то, что экспоненциальный рост жизненности биоиндикатора в загрязненной среде обитания ограничен степенью толерантности (адаптационным потенциалом) биоиндикатора по отношению к индексу суммарного загрязнения среды обитания P_c .

Следовательно, можно утверждать, что по мере загрязнения среды обитания жизненность биоиндикатора достигает максимального значения G_{\max} при некотором пороговом значении индекса суммарного загрязнения среды P_p .

С учетом этого выражение (2.16) прогрессивной модификации биоценоза может быть представлено в виде:

$$G = \frac{G_{\max}}{e^{\frac{P_g - rP}{P_g}}} . \quad (2.11)$$

При $rP = P_p$ величина $G = G_{\max}$, следовательно, уравнение (2.11) выражает модель прогрессивной модификации (роста жизненности) биоиндикатора до максимального значения G_{\max} .

Максимальное значение жизненности биоиндикатора представляет собой норму, относительно которой оценивается степень регрессивной модификации биоценоза как индикатора качества среды обитания.

Дифференциальное уравнение регрессивной модификации (снижения жизненности) биоиндикатора может быть представлено в виде

$$\frac{\partial G}{\partial P} = -\mu G , \quad (2.12)$$

где μ - коэффициент регрессивной модификации биоиндикатора.
Интегрирование этого уравнения дает

$$\frac{\partial G}{G} = -\mu \partial P_c ; \quad \int \frac{\partial G}{G} = \int -\mu \partial P_c . \ln G = -\mu P_c , \text{ или } G = e^{-\mu P_c} + C .$$

Для начальных условий $C = 0$ имеем $G = G_{\max}$ и, следовательно,

$$G = G_{\max} e^{-\mu P_c} . \quad (2.13)$$

Выражение (2.13) представляет собой эколого-математическую модель регрессивной модификации (угнетения жизненности) биоиндикатора относительно её максимального значения. При известных значениях G_i, G_{\max} и индекса загрязнения среды обитания P_c можно определить коэффициент μ .

$$\mu = (\ln G_{\max} - \ln G) / \Delta P_c . \quad (2.14)$$

Показатель G_{\max} можно определить двояко. Во-первых, экспериментально на контрольном участке местности. Для этого на территории, подлежащей исследованию, выбирается участок местности,

который не подвергается воздействию экологически опасных факторов, и на котором характер ландшафта, растительности и почвы, по возможности, близки к исследуемой территории; такой участок местности и принимается в качестве контрольного. На нем определяются показатели качества ОС, которые принимаются за максимальные значения для данного военного гарнизона (административного района).

Второй подход опирается на известное в экологии правило А.В. Яблокова и Н.Ф. Реймерса (1982г.) «11 процентов»: потеря биоценозом 11 % своей структуры не влияет на её функционирование. Потеря 50% структурных элементов приводит к существенному нарушению её функционирования, а потеря более 50 % структурных элементов губительно.

С учетом этого можно принять $G_{\max} \geq 90 \%$. В этом случае представляется возможным соблюдения инвариантности математической модели биоиндикатора.

Общая модель функционирования биоиндикатора может быть представлена графически, как указано на рис. 2.1.

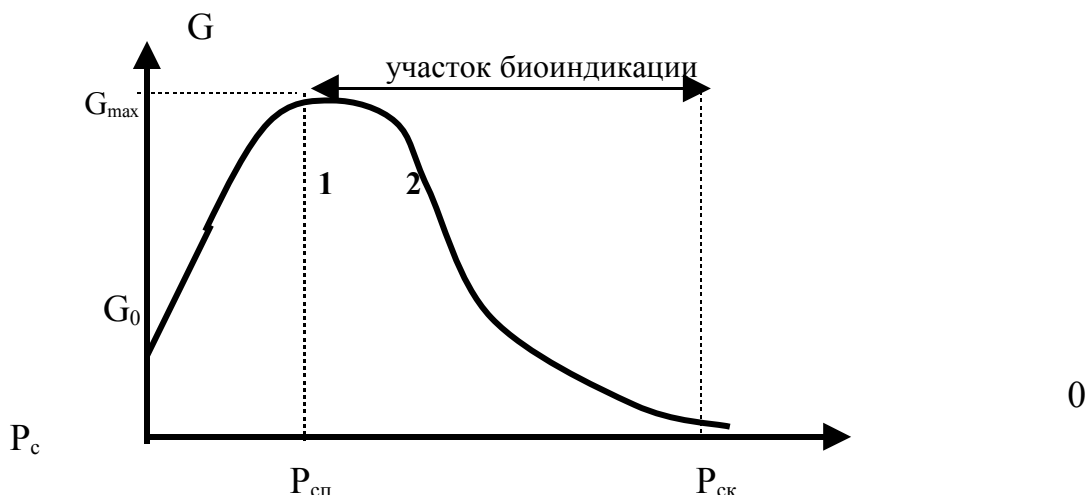


Рис. 2.1- Зависимость жизнестойкости биоиндикатора G от индекса загрязнения среды обитания P_c

Из графика следует, что в условиях загрязненной среды жизнестойкость G растет от начального состояния G_0 и достигает максимальной величины G_{\max} при пороговом значении $P_{\text{сп}}$. (участок 1). Это - участок прироста жизнестойкости биоиндикатора характеризует прогрессивную модификацию биоиндикатора. Она происходит за счет включения защитных механизмов биоиндикаторов от воздействия загрязненной среды. Дальнейший рост P_c сопровождается регрессивной модификацией биоиндикатора (участок 2), вплоть до критического значения $P_{\text{ск}}$, при котором достигается предел жизнестойкости биоиндикатора. Изменение жизнестойкости происходит скачкообразно (диалектический закон перехода количества в качество).

Достигнув экологической «ниши», обеспечивающей гармонию биоиндикатора с индексом загрязнения среды обитания, при дальнейшем росте загрязнения среды происходит скачок на низшую экологическую «нишу».

Регрессивная модификация сопровождается структурными изменениями биоиндикатора, которые можно наблюдать визуально по внешним признакам (визуальная биоиндикация) или измерять инструментальными методами (инструментальная биоиндикация или биотестирование).

Графическая зависимость (рис. 2.1) может быть наиболее близко выражена общей моделью функционирования биоиндикатора в условиях загрязнения среды обитания.

$$G = G_0 \exp - (r P_c + \mu P_c^2). \quad (2.15)$$

Анализ граничных условий уравнения показывает, что

$$G' = G_0 e - (r P_c + \mu P_c^2) \cdot (-r + 2 \mu P_c) = 0, \text{ при } P_c = r / 2\mu = 0,5 \text{ г/}\mu.$$

Таким образом, значение показателя жизненности достигает максимума G_{\max} при значении $P_c = 0,5 \text{ г/}\mu$. Следовательно, на участке кривой (1) прогрессивной модификации $r > 0$, поэтому он для биоиндикации не используется. На участке кривой (2) регрессивной модификации $\mu < 0$, поэтому он используется для биоиндикации.

Численные значения коэффициентов прогрессивной r и регрессивной μ модификации биоиндикатора, вычисленные по данным биоиндикации качества ОС, приведены в таблице 2.1.

Таблица 2.1 - Значения коэффициента прогрессивной r и регрессивной μ модификации биоиндикатора

Наименование биоиндикатора	Коэффициент r	Коэффициент μ
1. Лишайники	3,65	0,55
2. Пресноводные моллюски	10,78	0,11
2. Беспозвоночные почвенные животные	4,32	0,25

Модель риска биоиндикатора

ЮС, покумекайте с этим распределением

Функцией риска отказа нормального функционирования биоиндикатора называется вероятность отказа

$$H(t) = 1 - P'(t)$$

$$\lambda(t) = -P'(t)/P(t),$$

где $P(t)$ — вероятность безотказной работы (функция надежности),

$\lambda(t)$ — интенсивность отказов, равная вероятности того, что после безотказной работы до момента времени / авария произойдет в последующем малом отрезке времени.

Опыт показывает, что после небольшого начального периода эксплуатации (приработки) функция $\lambda(t)$ длительный период достаточно стабильна, т.е. $\lambda(t) = \text{const}$. Влияние интенсивного старения за счет коррозионного износа, усталости и других факторов должно исключаться регламентированием допустимого срока службы.

Принимая для периода нормального (спокойного) функционирования $\lambda(t) = \text{const}$, получаем экспоненциальное распределение

$$P(t) = \exp(-\lambda t).$$

Причем $\theta = 1/\lambda$ - математическое ожидание срока службы (ресурса) или средняя наработка на отказ. Функцию риска теперь можно записать в виде

$$H(t) = 1 - \exp(-t/\theta).$$

При функции надежности в виде (9.1.2) частота отказов в системе однотипных объектов (поток случайных событий) соответствует дискретному распределению Пуассона:

Распределению Пуассона:

$$Q(N, \lambda \tau) = \frac{(\lambda \tau)^N}{N!} \exp(-\lambda \tau), N = 0, 1, 2, \dots, \lambda \tau > 0 \quad (9.1.4)$$

Согласно данной формуле, аварии на временном интервале t ($t, t + \tau$) произойдут N раз с вероятностью $Q(N, \lambda \tau)$, а отсутствие аварийных ситуаций (отсутствие отказов) - с вероятностью $Q(0, \lambda \tau) = \exp(-\lambda \tau)$.

Вероятность того, что аварии произойдут

n раз при $n < N$ (т.е. менее раз), определяется функцией распределения:

$$Q_0(n < N) = \sum_{i=0}^{N-1} Q(i, \lambda \tau) = 1 - \varphi(N, \lambda \tau) \quad (9.1.6)$$

где $\varphi(N, \lambda \tau) = Q_0(n \geq N) = \sum_{i=N}^{\infty} Q(i, \lambda \tau)$.

Вероятность возникновения хотя бы одной аварии представляет оценку риска аварий Q на объекте в период t :

$$Q = 1 - Q(0, \lambda \tau) = 1 - \exp(-\lambda \tau)$$

Значения вероятности аварий $Q(N, \lambda \tau)$ и риска

возможной аварии Q для числа $N < 5$ приведены в табл. 9.1.1.

Закон Пуассона является частным (предельным) случаем биномиального распределения при большом числе маловероятных событий. В связи с этим формулу Пуассона называют законом редких явлений. На рис. 9.1.1 показано распределение Пуассона для нескольких значений $\lambda \tau$, из которого видно, что при больших значениях $\lambda \tau$ ($\lambda \tau \geq 10$) распределение приближается к нормальному распределению при $\mu = \sigma^2 = \lambda \tau$:

$$f(x, \mu, \sigma) := \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left[-\frac{(x - \mu)^2}{2\sigma^2}\right] \quad (9.1.8)$$

Таблица 9.1.1

$N \lambda \tau$	0.1	0.2	0.3	0.5	1	2	3	4	5
0	0.905	0.819	0.741	0.607	0.368	0.135	0.05	0.01	0.007
1	0.091	0.164	0.222	0.303	0.368				
2	0.0045	0.016	0.033	0.013	0.061	0.271			
3	0.0002	0.0011	0.0033	0.013	0.061	0.18	0.224		
4		0.0001	0.0003	0.0016	0.015	0.09	0.168	0.195	
5				0.0002	0.003	0.036	0.101	0.156	0.176
Q	0.095	0.181	0.259	0.393	0.632	0.865	0.95	0.982	0.9393

Вероятность N аварий и оценка риска аварийности Q в зависимости от параметра λt согласно распределению Пуассона.

Закон Пуассона широко используется на практике применительно к различным областям техники и природным процессам, в частности в теории надежности, при проверке качества, при прогнозировании сейсмического риска и др. Закон Пуассона применим также к событиям (авариям), разбросанным на площадях. В этом случае параметр K имеет смысл средней плотности, отнесенной не к временному интервалу, а к некоторой площади.

Оценку надежности производственных участков и различной аппаратуры, а также обслуживания персоналом можно провести с использованием биномиального распределения подсчетом вероятности как частоты z успешных событий (например, пусков и т.п.) при их общем числе n . Доверительный интервал для фактической вероятности P_z определяется уравнением

Значения вероятности P_y при достоверности $\alpha = 0,8$ приведены в табл. 9.1.2 для трех значений n .

$$\sum_{i=1}^n (n)P^i(1-P)^{n-i} = 1 - \alpha \quad (9.1.9)$$

где $n_i = n!/[i!(n-i)!]$ — биномиальные коэффициенты;

P — нижняя граница искомой надежности P_m ; α — достоверность того, что фактическая вероятность P_z находится в интервале $P \dots 1$.

Распределение Пуассона для шести значений λt находятся в Приложении 1

Таблица 9.1.2

Вероятность успешных (безаварийных) событий с достоверностью 0,8 при различных значениях λt

λt	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20
10	0,083	0,24	0,418	0,619	0,851					
15	0.056	0.157	0,272	0,394	0.524	0,662	0.813			
20	0.041	0.117	0,201	0.291	0,384	0.481	0.528	0,686	0,798	0,922

9.2. Оценка риска аварий по модели стареющих систем

Рассмотрим альтернативный подход с привлечением модели, учитывающей некоторые физические процессы, полагая, что авария на взрывоопасном объекте возникает в результате накопления элементарных повреждений y при достижении некоторого предельно допустимого износа M . Процесс накопления повреждений фиксируется функцией износа $r(t)$. Отказ наступает при условии $r(t) > M$ и числе элементарных повреждений $z = M/y$.

Для объектов с высокой однородностью начального качества расчет вероятности отказа (аварии) возможен с использованием модели монотонно стареющих

систем, т.е. с накапливающимися повреждениями, на основе гамма-распределения:

$$F(T) = \frac{1}{\Gamma(r)} \lambda^r T^{r-1} \exp(-\lambda T) \quad (9.2.1)$$

где— $\Gamma(r)$ - гамма-функция; $\lambda = y^{-1} dM[\eta(t)]/dt$ — скорость износа.

Для целых значений r гамма-функция $\Gamma(r) = (r-1)!$, λ - средняя скорость износа и функция распределения гамма-распределения имеет вид

$$Q(N, \lambda \tau) = 1 - \sum_{k=0}^{r-1} \frac{(\lambda \tau)^k}{k!} \exp(-\lambda \tau) = 1 - \exp(-\lambda \tau) [1 + \lambda T + (\lambda T)^2 / 2! + \dots + (\lambda T)^{r-1} / (r-1)!]$$

(9.2.2)

При $r = 1$ выражение (9.2.2) соответствует плотности экспоненциального распределения (мгновенный выход из строя при однократном повреждении).

Приведем пример оценки риска аварий.

Пример. На объекте за 20 лет произошло 4 аварии, т.е. среднее число аварий равно $X = 4/20 = 0,2$ лет⁻¹. Тогда за период $t = 2$ года две аварии ($L=2$) могут произойти с вероятностью $Q(2; 0,2 * 2) = 0,4 \exp(-0,4)/2! = 0,054$, а одна авария - с вероятностью $Q(1; 0,4) = 0,227$.

Вероятность безаварийного функционирования объекта $Q(0, \lambda \tau)$ в течение одного года $Q(0; 0,2) = \exp(-0,2) = 0,82$, т.е. риск аварийных ситуаций за двухлетний период составит $1 - 0,67 = 0,33$, а за один год 0,18.

Модель информативности системы экологических наблюдений

Процесс получения информации о степени загрязнения ОС аналогичен процессу поиска целей на определенной площади. В самом деле, путем визуального наблюдения или приборного контакта наблюдатель (стационарного или подвижного поста наблюдения) определяет признаки загрязнения ОС методами дифференциальной диагностики (определение концентрации ЗВ в окружающей среде путем отбора и физико-химического анализа проб) на исследуемой (разведываемой) территории.

От степени объективности полученной информации о загрязнении ОС на территории зависит адекватность принимаемых мер по обеспечению экологической безопасности народнохозяйственной и военной деятельности.

Современные методы дифференциальной диагностики загрязнения ОС, составляющие основу системы экологического мониторинга, предусматривают соблюдение следующих основополагающих принципов:

- техника отбора проб ОС должна учитывать местоположение и особенности функционирования источника загрязнения;
- отбор, хранение и транспортировка отобранных проб должны обеспечивать неизменность состава пробы ОС;
- объем пробы должен быть достаточным для последующего анализа всех контролируемых ЗВ;

- обязательным является взятие контрольной пробы ОС.

Однако соблюдение указанных принципов не гарантирует получение требуемой объективности информации о качестве ОС. По аналогии с эффективностью обнаружения целей на местности, объективность информации, получаемой сетью наблюдательных постов за состоянием ОС, будет определяться:

- количеством диагностируемых в окружающей среде ЗВ (m);
- объемом (N) перечня ЗВ в окружающей среде;
- продолжительностью диагностики ОС (τ);
- количеством постов наблюдения за ОС на территории (n);
- равномерностью распределения постов (пунктов) наблюдения.

Степень полноты информации по указанным показателям можно представить в виде оценки вероятности:

$$P_s = s / F, \quad (1.1)$$

где $s = \alpha n$, – обследованная часть территории, км^2 ;

F – общая площадь территории, км^2 ;

α – коэффициент аппроксимации данных одного поста, $\text{км}^2/\text{пост}$, в котором может учитываться неравномерность распределения наблюдательной сети или наличие постов на наиболее опасных участках.

При

$$P_m = m / N, \quad (1.2)$$

$$P_\tau = \tau / 24 = 0,042\tau, \quad (1.3)$$

где 24 часа – продолжительность суток, критерием полноты информации может быть произведение вероятностей независимых событий:

$$P_{об} = P_s \cdot P_m \cdot P_\tau. \quad (1.4)$$

Тогда:

$$P_{об} = P_s \cdot P_m \cdot P_\tau = 0,042 \tau \cdot \alpha \cdot n \cdot m / N \cdot F. \quad (1.5)$$

Выражение позволяет оценить полноту информации от системы экологического мониторинга ОС о качестве атмосферного воздуха, поверхностных вод и почвы на территории военного объекта.

При значении параметров $m=N$, $\alpha \cdot n = F$, $\tau=24$ часа, можно получить максимальное значение энтропии об экологической обстановке $P_{об}=1$. Но такой идеальный вариант вряд ли может иметь место, поэтому представляет интерес оценить объективность экологического мониторинга по параметрам существующей системы экологического мониторинга.

Более 80 % ЗВ попадают в организм человека с вдыхаемым воздухом. Человек может всегда визуально определить загрязненность воды, почвы (наличие маслянистых пятен, посторонних предметов, неприятных запахов и т.п.), поэтому будет осторожен в употреблении воды для питья, не будет располагаться на грязной территории.

Но такой возможности человек лишен по отношению к атмосферному воз-

духу. Наличие газообразных и парообразных ЗВ, электромагнитных излучений и полей визуально определить сложно. По неприятным запахам можно судить о загрязнении воздуха. Но к запахам человек быстро адаптируется и перестает их ощущать.

Таким образом, человек продолжает дышать загрязненным воздухом, не подозревая о возможных последствиях. Этим объясняется особая опасность загрязненного атмосферного воздуха для здоровья населения и личного состава военных объектов.

в Москве наблюдения за состоянием атмосферного воздуха ведутся Московским центром по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды на 16 стационарных постах. Выбросы в атмосферу ЗВ в Москве превышают 1040000 т/год. (12,3 кг / чел. год).

Индекс суммарного загрязнения атмосферного воздуха в городе рассчитывается для 5-ти ЗВ (P_a), концентрация которых в наибольшей степени превышает среднесуточные предельно допустимые величины ПДК.

Для оценивания качества системы получения информации о состоянии атмосферного воздуха на территории города Москвы можно использовать следующие данные:

- территория города Москвы составляет, $S = 1000 \text{ км}^2$;
- число постов наблюдения за воздухом $n = 68$;
- перечень ЗВ, определяемых в атмосферном воздухе, $m = 32$;
- продолжительность отбора проб воздуха, $\tau = 2 \text{ ч /сутки}$ (4 раза в сутки по 30 мин);
- общий перечень ЗВ в атмосферном воздухе населенных мест, $N = 58$;
- площадь аппроксимации $s_a = 8 \text{ км}^2 / \text{пост}$.

Подставив в формулу (1.5) значения n , s_a , m , N , S , τ , получим:

$$P_{об} = 68 \cdot 8 \cdot 32 \cdot 2 / 24 \cdot 58 \cdot 1000 = 3,1 \text{ \%}.$$

Если допустить оптимальный выбор времени наблюдений за экстремальными уровнями загрязнения, то $P_{об}$ увеличится в 12 раз. А если допустить к тому же оптимальное размещение пунктов наблюдения в зонах наибольшего (наименьшего) загрязнения, информативность системы станет еще больше.

Для оценки экологической обстановки предусматривается накопление среднесуточных, среднемесячных и среднегодовых данных наблюдения, которые статистически обобщаются в индексы загрязнения атмосферного воздуха P_a , поверхностных вод P_v и почвы P_n . По этим интегральным индексам оценивается экологического состояния территории. Следовательно, оценка экологической обстановки проводится ретроспективно. Но как показано выше, методы дифференциальной диагностики состояния ОС малоэффективны и экономически дорогостоящие.

2.3 Прямые (интегральные) методы оценки экологической обстановки

Биологическая оценка ОС позволяет получить интегральную характеристику, отражающую качественное состояние биосред, находящихся под влиянием многофакторных воздействий. Такая оценка дает характеристику здоровья среды, ее пригодности для живой природы и человека.

Интегральные методы оценки ОС разделяются на методы биоиндикации и методы биотестирования.

Методы биоиндикации основаны на наблюдениях отдельных организмов, популяции или сообществ организмов в естественной среде обитания с целью определения по их реакциям (изменениям) качества ОС. В сельском хозяйстве широко применяется метод биоиндикации для диагностики питания сельскохозяйственных культур [5]. Данный метод **визуальной биоиндикации** основан на изучении внешних признаков фито- и биоценозов, которые отражают качественное изменение среды обитания.

В качестве признаков визуальной биоиндикации используется внешний вид растений. Таких признаков, связанных с нарушением питания растений, множество. В частности: замедление роста стеблей, ветвей и корней, пожелтение, бурение, загнивание листьев, «краевые ожоги», образование гнили, одревеснение стеблей и др.

Для целей биоиндикации качества ОС могут применяться популяционные и экосистемные критерии, которые характеризуются показателями: численности и биомассы отдельных видов; соотношением в сообществах различных видов, их распределение по обилию и т.п.

Для получения более достоверных, долгосрочных прогнозов наряду с видами – индикаторами отслеживаются изменения, происходящие в популяциях устойчивых видов, способных выдерживать значительные возмущающие воздействия (воздействия экологически неблагоприятных факторов) в течение длительного времени.

Под влиянием ЗВ в организме происходят перестройка структуры и функции клеток. Результаты гистологических исследований таких изменений могут свидетельствовать о качестве ОС. Злокачественный рост клеток, дегенеративные изменения или появление некротических очагов характеризуют высокую степень токсичности среды обитания.

Патолого-анатомические и гистологические методы биоиндикации особое внимание уделяют изучению репродуктивной системы, любые изменения которой непосредственно связаны с жизненно важными параметрами популяции. Репродуктивная система очень чувствительна к стрессовым воздействиям, и любое нарушение можно рассматривать как сигнал о наличии неблагоприятных изменений в ОС.

Эмбриональные методы диагностики базируются на том обстоятельстве, что наиболее уязвимыми к воздействию внешних возмущений являются ранние стадии развития многоклеточных организмов. На стадиях дробления и формирования зародышевых органов и тканей даже незначительные воздействия,

как правило, приводят к видимым уродствам более поздних стадий или даже гибели зародышей. В качестве биоиндикаторов обычно используются быстро развивающиеся и дающие многочисленное потомство организмы (рыбы, моллюски, земноводные, насекомые). Данные организмы могут быть использованы и как тест-объекты для биотестирования ОС.

Более тонкими и точными методами биодиагностики являются **иммунологические и генетические методы**.

Первые основаны на измерениях показателей иммунной системы под воздействием внешних возмущающих факторов. В результате любого рода отрицательного воздействия на иммунную систему живых организмов в первую очередь изменяется функциональное состояние иммунокомпетентных клеток – спленоцитов и лимфоцитов. При введении в клетки организма специальных веществ – стандартных мутагенов (липополисахаридов и др.) в зависимости от вида воздействия ингибирование реакции может свидетельствовать о нарушении иммунологического статуса организма.

Вторые методы позволяют анализировать генетические изменения, возникающие вследствие неблагоприятных внешних воздействий. Появление таких изменений характеризует мутагенную активность среды, а возможность их сохранения в клеточных популяциях отражает эффективность иммунной потенции организма.

В нормальных условиях большая часть генетических аномалий удаляется из популяции посредством иммунной системы организма. Наличие таких аномалий можно использовать в качестве индикатора стресса, ведущего к продукции аномальных клеток и снижению способности иммунной системы организма их уничтожать.

Такое разнообразие методов биоиндикации говорит о их несовершенстве. Действительно, биоиндикация предусматривает контроль уже состоявшегося или происходящего загрязнения компонентов ОС по функциональным характеристикам их обитателей и экологическим характеристикам организмов.

Разработка единой системы показателей токсичного загрязнения ОС на сегодняшний день встречает серьезные трудности. Постепенные изменения видового состава формируются в результате длительного отравления и становятся явными в случае далеко зашедших изменений. Таким образом, видовой состав не дает оценки на момент исследования. В этом плане методы биоиндикации загрязнения ОС инерционны. В холодное время года системы биологической индикации малоэффективны.

Однако, отличительная простота методов оценки экологической обстановки методами биоиндикации, отсутствие потребности в специальном инструментальном обеспечении являются их бесспорным достоинством.

Умение объединить в комплексную форму биоиндикацию, биотестирование и химико-аналитические методы диагностики экологической обстановки позволяет минимизировать затраты на исследования. Именно комплексирование методов обеспечивает перспективу биоиндикации.

2.4 Методы биотестирования

Биотестирование как способ интегральной оценки токсичности загрязнений уже достаточно давно используется в системе мониторинга качества ОС за рубежом и начинает применяться в нашей стране. Схема подходов к биотестированию приведена на рис.2.1.

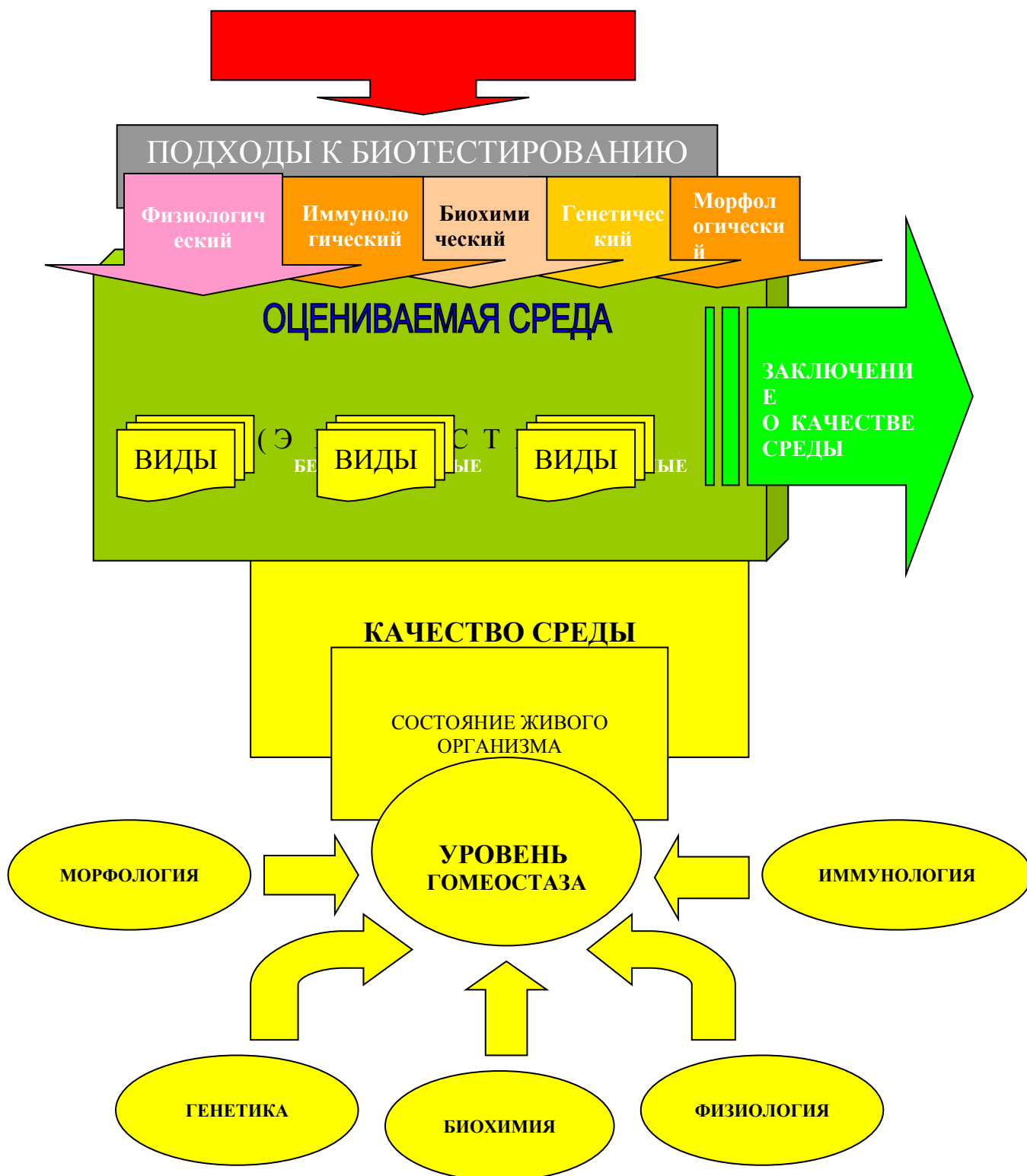


Рис.2.1- Схема подходов к биотестированию жизнеспособности среды

Аргументами в пользу целесообразности использования подходов биотестирования качества ОС является их универсальность, экспрессность, простота, доступность и дешевизна. Высокая чувствительность тест – организмов к действию ЗВ привела ряд специалистов даже к идее о возможности полной замены всех гигиенических нормативов единственным критерием качественной оценки ОС на основе биотестирования. Это определило необходимость изучения эффективности последнего. В частности, для выявления залповых сбросов ЗВ в водные объекты и особенно в целях обнаружения резких изменений качества питьевой воды, биотестирование имеет значение как сигнальный показатель экспресс-контроля, позволяющий уже в течение одного часа получить данные интегральной оценки токсичности воды и принять необходимые меры для защиты населения, в то время как органолептические свойства воды могут оставаться без изменения, а на идентификацию веществ, поступивших в воду, химическими методами требуется несколько часов и даже суток.

В настоящее время особое внимание уделяется приемам токсикологического биотестирования, т. е. использования в контролируемых условиях биологических объектов в качестве средства выявления суммарной токсичности воды. Биотестирование представляет собой методический прием, основанный на оценке действия фактора среды, в том числе и токсического, на организм, его отдельную функцию или систему организмов.

При оценке биологического действия ЗВ интактные организмы или их сообщества специально вводятся в испытываемую среду. Таким образом, режим воздействия задается заранее. Для исследования общетоксикологических закономерностей применяются разнообразные методы практически из любой сферы биологии и смежных научных областей. Обобщающей основой таких исследований оказывается воздействие ЗВ, других факторов среды или их совокупности на систему биологического происхождения. Это может быть биохимическая система - выделенный элемент клеточной структуры организма, различные показатели функции и структуры организма, интегральные характеристики организма, параметры, характеризующие состояние популяций, сообществ, организмов и экосистем.

В зависимости от поставленных задач предъявляются различные требования к методам и всей системе биотестирования (постановка опытов и оценка результатов). В качестве объектов биотестирования применяются разнообразные организмы - бактерии, водоросли, высшие растения, пиявки, моллюски, рыбы и др. Каждый из организмов имеет свои преимущества, но ни один организм не может служить универсальным объектом. Растения могут оказаться наиболее чувствительными к присутствию в среде гербицидов, дафнии - к присутствию инсектицидов и т. д. Кроме того, тест-реакция может выявить токсикант по его функции-мишени, например, пропанид избирательно поражает фотосинтетический аппарат водорослей. В связи с этим для гарантированного выявления присутствия токсического объекта неизвестного химического состава должен использоваться набор, различных групп водного сообщества. С введением каждого дополнительного объекта эффективность схемы испытаний по-

вышается, однако нет смысла бесконечно расширять ассортимент обязательных объектов для использования в такой оценке.

Оптимальной может быть система, в которую включено 3-5 видов, состояние которых оценивается по параметрам относящихся к разным уровням интегральности (например: по одному виду водных растений, беспозвоночных и рыб). Для контроля самого тест-объекта необходима периодическая постановка опытов с некоторым стандартным токсикантом в одной и той же концентрации. Этот контроль позволяет оценить изменение реактивности тест-объекта на стандартное токсическое воздействие. В качестве такого токсиканта часто применяется бихромат калия ($K_2Cr_2O_7$).

В последние годы в России и ряде стран мира внедряются методы биотестирования качества поверхностных вод с использованием инфузорий, дафний и др. водных биоценозов.

К методу биотестирования в историческом плане можно отнести “тест на стабильность воды с метиленово-голубыми” при определении биологического потенциала кислорода (БПК), который был впервые применен Королевской комиссией в Англии при ликвидации загрязнений в 1913 году. Определение БПК, в данном случае, проводилось не только для оценки показателя содержания окисленных органических веществ, но и для токсикологической оценки ЗВ для бактерий. С этой целью проводились опыты по определению БПК в серии разбавлений анализируемой воды.

Теоретические основы биотестирования заложены проф. Н.С. Строгановым в 1926 году во время экспедиции по реке Волге с испытанием тест-организмов дафний (*Daphnia magna* Straus), большого прудовика и гуппи, обладающих различной, в порядке возрастания, токсикорезистентностью.

С 1956 года метод биотестирования с использованием тест-организма дафний (*Daphnia magna* Straus) широко применялся учеными Петрозаводского университета для анализа сточных вод Байкальского ЦБК и Семеновского ЦКК. Подобные тесты с использованием дафний и радужной форели использовались с 1957 года учеными Великобритании для оценки опасности сточных вод и определения безопасных условий их сброса. В Германии для обеспечения эффективного решения задач по утилизации, очистке и оценке безопасности сбрасываемых сточных вод и качества вод поверхностных водоемов, при одновременной экономии времени и средств, биотестирование предусмотрено законодательно.

В “Правилах охраны поверхностных вод” (Госкомприрода СССР, 1991г.) биотестирование является обязательным методом при анализе качества природных и сточных вод. Любая комбинация традиционных аналитических приборов не в состоянии предусмотреть специфический биологический эффект, выявленный в процессе контроля токсичности в качестве интегрального показателя.

Наибольшей сложностью при количественной оценке риска характеризуется корректная оценка условной вероятности, особенно от нескольких процессов и явлений. Поэтому при оценке потенциальных рисков используют индекс неопределенности выделенных факторов или групп факторов.

Каждая группа факторов имеет свою значимость (вес). Сумма весов указанных групп должна составлять единицу.

Факторы каждой группы должны быть наиболее значимыми при характеристике состояния группы. Сумма их весов в группе тоже должна составлять единицу. Каждый фактор, по сути, является оценкой качества.

Индекс неопределенности выделенных факторов представляет собой комплексный показатель, равный отношению средних взвешенных оценок выделенных факторов относительно аналогичных оценок базовых факторов.

Обобщенная средневзвешенная арифметическая оценка выделенных факторов, например, j -й группы оценивается с помощью следующего выражения:

$$K_{j \text{ группы}} = \sum_{i=1}^N a_{i,j} K_{i,j}, \quad j=\text{const},$$

где $a_{i,j}$ – долевые коэффициенты весомости выбранных N факторов в j -й группе (если a_i выражены в долях, то их сумма равна 1),

$K_{i,j}$ – оценки факторов, которые могут быть единичными, комплексными, удельными и т.д., а также обобщением нескольких внутренних подфакторов,

N – количество выбранных для учета факторов в группе.

Аналогично оценивается средневзвешенный арифметический индекс выделенных групп факторов, что в целом приводит к итоговому средневзвешенному арифметическому индексу факторов неопределенности:

$$K_{\Sigma} = \sum_{j=1}^L b_j \sum_{i=1}^N a_{i,j} K_{i,j},$$

где b_j – долевые коэффициенты весомости выбранных групп факторов (если b_j выражены в долях, то их сумма равна 1),

L – количество выбранных для учета групп, наиболее полно характеризующих анализируемый процесс.

При использовании балльных шкал несложно перейти в долевые оценки.

Преимуществом представленного подхода является возможность объединения достаточно разнородных характеристик, возможность использования произвольного количества групп и факторов.

При комплексной оценке уровня неопределенности возможно использование средневзвешенной геометрической оценки неопределенности:

$$K^* = \sqrt[N \cdot L]{\prod_{\substack{i=1, \dots, N \\ j=1, \dots, L}} K_{i,j}^{a_{i,j} b_j}}.$$

Возможно использование комбинаций средневзвешенного геометрического средневзвешенного арифметических оценок неопределенности анализируемых факторов. Например:

$$K_{\Sigma}^* = \sum_{j=1}^L b_j \sqrt[N]{\prod_{i=1, \dots, N} K_{i,j}^{a_{i,j}}},$$

К оцениванию индекса неопределенности выделенных факторов можно перейти с помощью базовых оценок:

$$I = K_{\Sigma} / K_{\Sigma}^{баз} = K^{*} / K^{*баз}.$$

На основе этого индекса можно оценивать инвестиционную привлекательность анализируемых объектов, а при накоплении достаточных рядов наблюдений и другие характеристики.

Для оценки экологической обстановки необходимо формировать архивы среднесуточных, среднемесячных и среднегодовых данных наблюдения, которые статистически обобщаются в индексы загрязнения атмосферного воздуха P_a , поверхностных вод P_v и почвы P_n . По этим интегральным индексам оценивается экологического состояния территории. Следовательно, оценка экологической обстановки проводится ретроспективно. Но методы дифференциальной диагностики состояния ОС малоэффективны и экономически дорогостоящие.