

## **ГЛАВА 3**

---

# **НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ**

## **Авторы**

Кристофер Фрей (США), Джим Пенман (СК)

Лайза Ханле (США), Суви Мони (Финляндия), и Стефен Огли (США)

## Содержание

3	Неопределенности	3.6
3.1	Введение .....	3.6
3.1.1	Общий обзор анализа неопределенностей .....	3.6
3.1.2	Общая структура анализа неопределенностей .....	3.6
3.1.3	Ключевые концепции и терминология .....	3.7
3.1.4	Основа для анализа неопределенностей .....	3.9
3.1.5	Причины неопределенности .....	3.10
3.1.6	Уменьшение неопределенности .....	3.13
3.1.7	Последствия выбора методологии .....	3.14
3.2	Количественный анализ неопределенностей .....	3.15
3.2.1	Источники данных и информации .....	3.15
3.2.1.1	Неопределенности, ассоциированные с моделями .....	3.15
3.2.1.2	Эмпирические данные по источникам и поглотителям, и о деятельности .....	3.16
3.2.1.3	Экспертная оценка как источник информации .....	3.22
3.2.2	Методы количественного анализа неопределенностей .....	3.22
3.2.2.1	Неопределенность в моделях .....	3.22
3.2.2.2	Статистический анализ эмпирических данных .....	3.23
3.2.2.3	Методы представления информации экспертных оценок .....	3.24
3.2.2.4	Руководство по эффективной практике для выбора плотности распределения вероятностей .....	3.26
3.2.3	Методы объединения неопределенностей .....	3.32
3.2.3.1	Подход 1: распространение ошибок .....	3.32
3.2.3.2	Подход 2: Моделирование методом Монте-Карло .....	3.38
3.2.3.3	Гибрид комбинаций подходов 1 и 2 .....	3.44
3.2.3.4	Сравнение между подходами .....	3.45
3.2.3.5	Руководство по выбору подхода .....	3.47
3.3	Неопределенность и временная автокорреляция .....	3.47
3.4	Использование других подходящих методов .....	3.47
3.5	Отчетность и документация .....	3.48
3.6	Примеры .....	3.51
3.7	Базовая техническая информация .....	3.67
3.7.1	Переменные и уравнения подхода 1 .....	3.67
3.7.2	Подход 1 – детали уравнений для неопределенности в тенденции .....	3.69
3.7.3	Учет больших и асимметричных неопределенностей в результатах подхода 1 .....	3.70
3.7.4	Методология расчета участия в неопределенности .....	3.73
	Ссылки .....	3.75

## Уравнения

Уравнение 3.1	Объединение неопределенностей – Подход 1 – умножение .....	3.34
Уравнение 3.2	Объединение неопределенностей – Подход 1 – сложение и вычитание .....	3.34
Уравнение 3.3	Поправочный коэффициент для полудиапазона неопределенности .....	3.71
Уравнение 3.3	Откорректированный полудиапазон неопределенности .....	3.71
Уравнение 3.5	Асимметричные доверительные интервалы – геометрическое среднее значение .....	3.72
Уравнение 3.6	Асимметричные доверительные интервалы – геометрическое среднеквадратическое отклонение .....	3.72
Уравнение 3.7	Нижний/верхний полудиапазон неопределенности от распространения ошибки .....	3.72
Уравнение 3.8	Участие категории X – изменчивость для симметричной неопределенности .....	3.73
Уравнение 3.8	Участие категории X – непостоянство для асимметричной неопределенности .....	3.74

## Рисунки

Рисунок 3.1	Структура общего анализа неопределенностей .....	3.7
Рисунок 3.2	Иллюстрация точности и погрешности .....	3.8
Рисунок 3.3	Примеры симметричных и асимметричных неопределенностей в коэффициенте выбросов .....	3.10
Рисунок 3.4	Пример неопределенности в измерениях выбросов и средней интенсивности выбросов .....	3.17
(a)	Межэлементная изменчивость .....	3.17
(b)	Неопределенность в распределении изменчивости .....	3.17
(c)	Неопределенность среднего значения .....	3.18
Рисунок 3.5	Примеры некоторых широко используемых моделей плотности распределения вероятностей (напр. по Фрею и Рубину, 1991 г.) .....	3.28
Рисунок 3.6	Иллюстрация метода Монте-Карло .....	3.41
Рисунок 3.7	Схема расчета для анализа методом Монте-Карло абсолютных значений выбросов и тенденции отдельной категории источников, оцениваемых как произведение коэффициента выбросов на интенсивность деятельности .....	3.43
Рисунок 3.8	Пример частотных графиков результатов моделирования с помощью метода Монте-Карло .....	3.44
Рисунок 3.9	Оценки асимметричных диапазонов неопределенности в отношении среднего арифметического, при предположении о логнормальном распределении, основанном на оцененном с помощью распространения ошибок полудиапазоне .....	3.73

## Таблицы

Таблица 3.1	Типичные стратегии для работы с различными причинами неопределенностей .....	3.13
Таблица 3.2	Подход 1 к расчету неопределенностей .....	3.37
Таблица 3.3	Общая отчетная таблица по неопределенности .....	3.50
Таблица 3.4	Пример анализа неопределенности подхода 1 для Финляндии .....	3.53
Таблица 3.5	Пример отчета по анализу неопределенности подхода 2 с использованием общей отчетной таблицы по неопределенности .....	3.60

## Блоки

Блок 3.1	Краткий пример детальной экспертной оценки .....	3.25
Блок 3.2	Пример оценки неопределенности методом Монте-Карло с корреляциями .....	3.31
Блок 3.3 У	чет неопределенности модели при вероятностном анализе .....	3.46

## 3 НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

### 3.1 ВВЕДЕНИЕ

В данной главе содержатся указания по оценке и составлению отчетов о неопределенности, связанной как с ежегодными оценками выбросов и поглощений, так и с тенденциями выбросов и поглощений в течение времени. Она написана с точки зрения составителя кадастра и описывает, с примерами, два подхода к объединению категорий неопределенности в оценки неопределенности для итоговых национальных нетто выбросов и тенденции.

#### 3.1.1 Общий обзор анализа неопределенностей

Оценки неопределенности – существенный элемент полного кадастра выбросов и поглощений парникового газа. Они должны быть получены как для национального уровня, так и для оценки тенденции, так же как и для их составляющих частей, таких как коэффициенты выбросов, данные о деятельности и другие параметры оценки для каждой категории. Поэтому, это руководство разрабатывает структурированный подход к оценке неопределенности кадастра. Он включает методы, позволяющие достичь следующих целей:

- Определение неопределенности в индивидуальных переменных, используемых в кадастре (например, оценки выбросов от определенных категорий, коэффициентов выбросов, данных деятельности);
- Соединение составляющих неопределенности в полный кадастр;
- Определение неопределенности в тенденции; и
- Определение существенных источников неопределенности в кадастре, способствующая улучшению кадастра с помощью расположения собрания данных и усилий по улучшению кадастра по приоритетам.

В то время как описанные ниже методы предназначены для оценки неопределенностей в национальном кадастре, важно признать, что могут существовать некоторые неопределенности, которые не установлены статистическими средствами. Сюда относятся неопределенности, которые являются результатом упущений или двойного учета, или других концептуальных ошибок, или неполного понимания процессов, которое может привести к погрешностям в оценках, сделанных на основании моделей.

Анализ неопределенности должен рассматриваться, прежде всего, как средство, способствующее расположению по приоритетам национальных усилий по уменьшению неопределенности кадастров в будущем, он должен направлять решения относительно методологического выбора. По этой причине, методы для оценки значений неопределенности, должны быть практичными, научно обоснованными, достаточно устойчивыми для применения к широкому диапазону категорий выбросов из источников и абсорбции поглотителями, а также методов и национальных обстоятельств; и они должны быть представлены способами, понятными пользователям кадастра. Для более детальной и более теоретической информации по темам, рассматриваемым в этой главе, представлен раздел ссылок.

Количественный анализ неопределенности выполнен, оценивая 95-процентный доверительный интервал оценок выбросов и поглощений для индивидуальных категорий и для полного кадастра. Определение 95-процентного доверительного интервала дается в разделе 3.1.3 (Ключевые концепции и терминология).

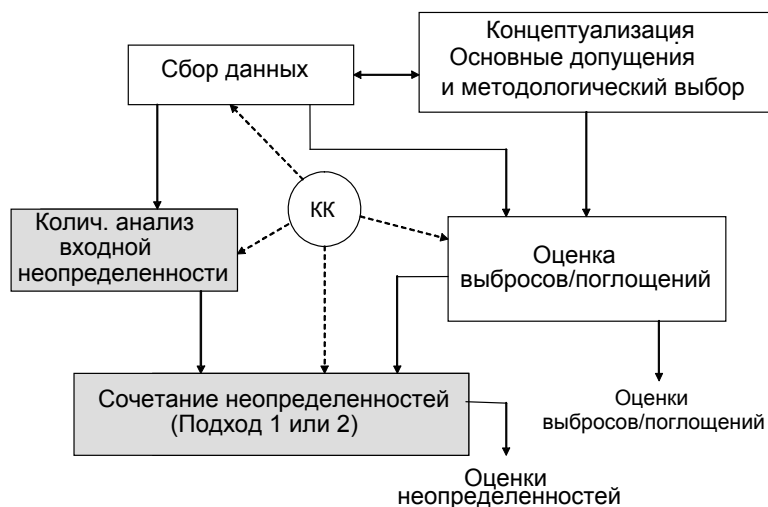
#### 3.1.2 Общая структура анализа неопределенностей

Данный раздел представляет краткий обзор общей структуры анализа неопределенности, как показано на рисунке 3.1. Оценки выбросов/поглощений основаны на: (1) концептуализации; (2) моделях; и (3) исходных данных и предположениях (например, коэффициент выбросов и данные о деятельности). Каждый из этих трех способов может быть источником неопределенности. Анализ начинается с *концептуализации*. Это – набор предположений относительно структуры кадастра или сектора. Эти предположения обычно включают масштаб географической области, среднюю временную составляющую, категории, процессы выброса или поглощения, и газы, которые включены.

Предположения и методологический выбор определяют потребности в данных и информации. Может присутствовать некоторое взаимодействие между данными и предположениями и методологическим выбором, обозначенное двухсторонней стрелкой на рисунке. Например, способность, к разукрупнению категорий, которые могут быть необходимы для более высоких методологий уровня, может зависеть от готовности данных. Данные, будь то эмпирические или основанные на экспертной оценке, должны подвергнуться соответствующему сбору данных и процедурам КК, как это детализировано в главе 2 (Подходы к сбору данных) и главе 6 (Обеспечение качества / контроль качества и проверка достоверности).

Модели могут быть настолько просты как, например, арифметическое умножение деятельности и коэффициентов выбросов для каждой категории и последующее суммирование по всем категориям, но они могут также включать сложные модели процесса, специфические для отдельных категорий. Данные и информация, полученные от сбора данных становятся входными к более определенной базе знаний данных и суждений по неопределенности, как показано на рисунке и как обсуждено подробно в разделе 3.2.1 (Источники данных и информации). Специфические причины неопределенности в концептуализации, моделях, и данных обсуждены в разделе 3.2.1, а методы определения количества неопределенности во входных данных изложены в разделе 3.2.2. Эти необходимые данные включают оценки неопределенности процента и подчеркивание плотностей распределения вероятности (ПРВ – рассматриваются в разделе 3.1.4) для входных данных к анализу неопределенности кадастра выбросов. Методы комбинирования входных неопределенностей для получения оценок неопределенности для отдельных категорий и полного результата кадастра детализированы в разделе 3.2.3. Для комбинирования неопределенностей предлагаются два подхода. Подход 1 – относительно простая процедура вычисления на основе крупноформатной таблицы, основанная на некоторых предположениях, чтобы упростить вычисления. Подход 2 базируется на моделировании Монте-Карло и может применяться более широко. Каждый подход обеспечивает оценку всех неопределенностей, связанных с полным кадастром парниковых газов.

Рисунок 3.1 Структура общего анализа неопределенностей



Примечание: Затененные блоки рассматриваются в данной главе.

### 3.1.3 Ключевые концепции и терминология

Определения, связанные с проведением анализа неопределенности включают *неопределенность*, *точность*, *погрешность* и *изменчивость*. Эти термины иногда используются свободно и могут быть неправильно истолкованы. Они имеют фактически четкие статистические определения, которые должны использоваться, чтобы ясно выражать то, что определяется количественно и включается в отчет. Несколько определений даются здесь, в алфавитном порядке:

**Точность:** Совпадение между истинным значением и средним числом повторенных взвешенных наблюдений или оценок переменной. В точном измерении или предсказании отсутствуют погрешности измерения или, что то же самое, систематические ошибки.

**Отклонение:** Недостаток точности. Отклонение (систематическая ошибка), может произойти из-за невозможности учета всех релевантных процессов, или из-за того, что доступные данные недостаточно репрезентативны для всех реальных ситуаций, или из-за ошибки измерительных приборов.

**Доверительный интервал:** Истинное значение количества, для которого интервал должен быть оценен, является фиксированной, но неизвестной константой, такой как ежегодные полные выбросы в данном году для данной страны. Доверительный интервал – это диапазон, который включает истинное значение этого неизвестного фиксированного количества с указанной достоверностью (вероятностью). Как правило, 95-процентный доверительный интервал используется в материальных запасах парникового газа. От традиционной статистической перспективы, 95-процентный доверительный интервал имеет 95-процентную вероятность включения истинного, но неизвестного значения количества. Альтернативная интерпретация – доверительный интервал является диапазоном, который может безопасно быть объявлен согласованным с данными или информацией наблюдений. 95-процентный доверительный интервал заключен между 2.5-ым и 97.5-ым перцентилями ПРВ.

**Погрешность:** Совпадение между повторенными измерениями одной и той же переменной. Лучшая прецизионность (меньшая погрешность) указывает на меньшую случайную ошибку. Погрешность не зависит от точности.

**Плотность распределения вероятности (ПРВ):** ПРВ описывает диапазон и относительную вероятность возможных значений. ПРВ может использоваться, чтобы описать *неопределенность* в оценке количества, которое является установленной константой, значение которой точно не известно, также она может использоваться, чтобы описать собственную *изменчивость*. Цель анализа неопределенности для кадастра выбросов состоит в том, чтобы определить количество *неопределенности* в неизвестном установленном значении полных выбросов, так же как выбросов и деятельности, имеющих отношение к определенным категориям. Таким образом, везде по тексту данной главы предполагается, что ПРВ используется для оценки неопределенности, а не изменчивости, если это специально не определено иначе.

**Случайные ошибки:** Случайное изменение выше или ниже среднего значения. Случайная ошибка является обратно пропорциональной к погрешности. Обычно, случайная ошибка определена количественно относительно среднего значения, но среднее могло быть смещенным или несмещенным. Таким образом, случайная ошибка – это более четкое понятие по сравнению с систематической ошибкой.

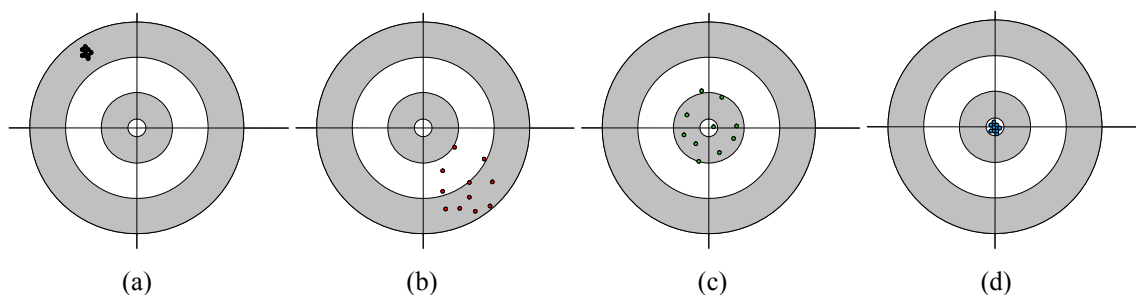
**Систематическая ошибка:** Еще один термин для *отклонения*, который относится к недостатку точности.

**Неопределенность:** Недостаток знания истинного значения переменной, которая может быть описана как плотность распределения вероятности (ПРВ), характеризующий диапазон и вероятность возможных значений. Неопределенность зависит от состояния знания аналитика, которое в свою очередь зависит от качества и количества применимых данных, так же как и от знания основных процессов и методов вывода.

**Изменчивость:** Неоднородность переменной во времени, пространстве или членах совокупности (Morgan и Henjon, 1990; Cullen и Frey, 1999). Изменчивость может возникнуть, например, из-за различий в проекте от одного эмиттера к другому (межзаводская или пространственная изменчивость) и в эксплуатационных условиях от одного времени к другому у одного эмиттера. Изменчивость - собственное свойство системы или природы, а не аналитика.

### Рисунок 3.2 Иллюстрация точности и погрешности

а) низкая точность но малая погрешность; (b) низкая точность и большая погрешность; (c) высокая точность но большая погрешность; и (d) высокая точность и малая погрешность.





Кадастры должны быть точны в том смысле, что они не содержат ни завышенных, ни заниженных оценок, насколько об этом можно судить, и должны иметь минимальные погрешности в том смысле, что неопределенности сокращены насколько это реально возможно. Рисунок 3.2 демонстрирует концептуальное сравнение точности и погрешности. Точный кадастр не содержит отклонений, но он может быть прецизионным или непрецизионным. Прецизионный кадастр, может выглядеть как имеющий низкую неопределенность, но если кадастр неточен, то кадастр систематически переоценивает или недооценивает истинные выбросы или поглощения. Погрешность, или отклонение, может произойти из-за неспособности охватить все соответствующие выбросы или поглощения, или из-за того, что имеющиеся данные недостаточно репрезентативны для реальных ситуаций. Нет никакого предопределенного уровня погрешности, частично из-за собственной изменчивости некоторых категорий.

### 3.1.4 Основа для анализа неопределенностей

Глава использует два основных статистических понятия – плотность распределения вероятности (ПРВ) и доверительный интервал, определенный в предыдущем разделе. В то время как эта глава сосредотачивается на аспектах неопределенности, которые поддаются количественному анализу, также существуют типично неизмеримые неопределенности. Количественный анализ неопределенности имеет тенденцию работать, прежде всего, со случайными ошибками, основанными на собственной изменчивости системы и конечного объема выборки доступных данных, случайных составляющих ошибок измерения, или выводах относительно случайной составляющей неопределенности, полученных из экспертной оценки. Напротив, систематические ошибки, которые могут возникнуть из-за недостатков в концептуализации, моделях, методах измерения, или других системах, предназначенных для того, чтобы регистрировать данные или делать выводы из них, могут быть намного более сложными для количественного определения. Как упомянуто в разделе 3.5 (Отчетность и документация), для потенциальных источников неопределенности, которые не были определены количественно, *Эффективная практика* является описанием, особенно относительно концептуализации, моделей, и данных, а также приложение усилий к их последующему количественному определению.

*Эффективная практика* требует, чтобы отклонения в концептуализации, моделях и входных элементах в модели были предотвращены там где это возможно, например, посредством соответствующих процедур ОК/КК. В случаях, когда отклонения не могут быть предотвращены, *эффективная практика* заключается в определении и корректировке их при составлении средних оценок для кадастра. В частности, точечная оценка, используемая для отчета по кадастру, должна быть свободна от отклонений насколько это практически приемлемо и возможно. Как только отклонения будут максимально исправлены, анализ неопределенности можно будет сосредоточить на количественном определении случайных ошибок в отношении средней оценки.

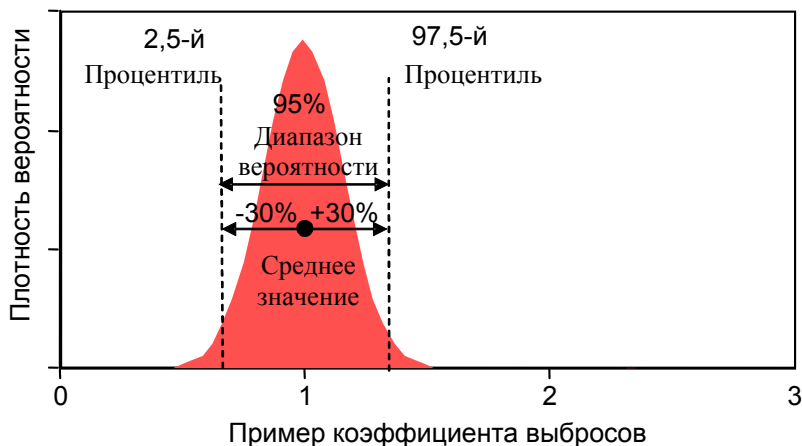
Для количественного определения случайных ошибок *эффективная практика* требует использовать 95-процентный доверительный интервал. Это может также быть выражено в процентном отношении центральной оценки. В случаях, когда ПРВ симметрична, доверительный интервал может быть удобно выражен как плюс или минус половина ширины доверительного интервала, разделенная на оцененное значение переменной (например,  $\pm 10\%$ ). Если ПРВ не симметрична, то верхний и нижний пределы доверительного интервала должны быть указаны по отдельности (например, (e.g., -30%,+50%).

Если диапазон неопределенности для неотрицательной переменной является достаточно малым относительно среднего значения, то неопределенность часто может быть описана как симметричный диапазон относительно среднего значения, как показано на рисунке 3.3 (a). Например, если средние выбросы – 1,0 единицы, 2,5-ый перцентиль неопределенности – 0,7 единицы, и 97,5-ый перцентиль неопределенности – 1,3 единицы, то диапазон неопределенности мог быть описан как 1,0 единицы  $\pm 30\%$ . Однако, когда относительный диапазон неопределенности велик, и если неопределенность касается переменной, которая не должна быть отрицательной (например, коэффициента выбросов), тогда диапазон неопределенности становится асимметричным относительно среднего значения, как показано на рисунке 3.3 (b). Например, если средние выбросы – 1,0 единицы, 2,5-ый перцентиль неопределенности – 0,5 единицы, и 97,5-ый перцентиль неопределенности – 2,0 единицы, то диапазон неопределенности может быть описан как 1,0 единицы -50 % к +100 %. В ситуациях подобных последней, часто удобнее подвести итог неопределенности мультипликативным, а не аддитивным способом. В данном специфическом примере более низкий конец 95-процентного диапазона вероятности является половиной среднего значения, а верхний конец – больше среднего значения вдвое. Такой диапазон обычно резюмируется как «коэффициент 2.» Неопределенность “коэффициента n” относится к диапазону, ограниченному снизу значением (среднее/n) и сверху значением (среднее×n). Таким образом, неопределенность с коэффициентом 10 будет иметь диапазон  $0,1 \times \text{среднее}$  к  $10 \times \text{среднее}$ . Неопределенность с коэффициентом

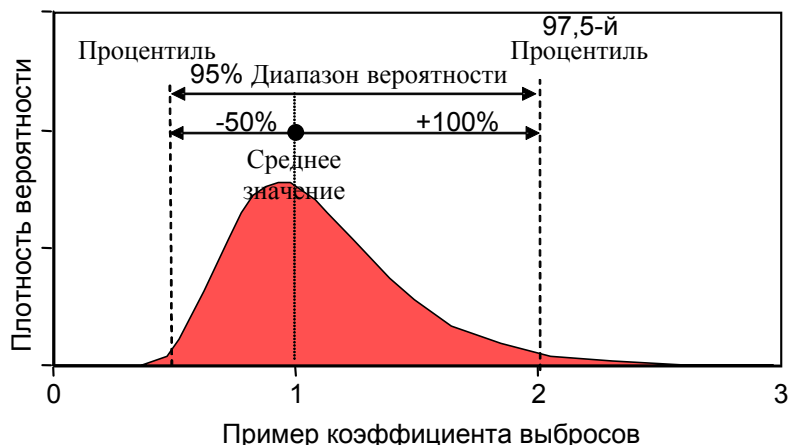
10 также часто называют «порядком величины». Более высокие степени 10 обозначаются как «порядки величины», например, коэффициент  $10^3$  назывался бы как три порядка величины.

**Рисунок 3.3** Примеры симметричных и асимметричных неопределенностей в коэффициенте выбросов

(а) Пример симметричной неопределенности  $\pm 30\%$  относительно среднего значения



(б) Пример асимметричной неопределенности от  $-50\%$  до  $+100\%$  относительно среднего значения или больше в два раза



### 3.1.5 Причины неопределенности

Оценки кадастра выбросов и поглощений отличаются от истинного основного значения по многим причинам. Некоторые причины неопределенности (например, ошибки выборки или ограничения на приборную точность) могут произвести четкие, легко описываемые оценки диапазона потенциальной неопределенности. Другие причины неопределенности (например, отклонения) могут быть намного труднее идентифицированы и количественно определены (Rypdal и Winiwarter, 2001). *Эффективная практика* состоит в том, чтобы отчитываться, в максимально возможной степени, по всем причинам неопределенности в анализе неопределенности и ясно документировать, если некоторые причины неопределенности не были включены.

Составитель кадастра должен рассмотреть восемь широких причин неопределенности<sup>1</sup>:

<sup>1</sup> Дальнейшее рассмотрение изложено в работах Morgan и Henrion (1990) и Cullen и Frey (1999)

- *Недостаток полноты:* Это случай, когда измерение или другие данные не доступны, либо потому что процесс еще не признан, либо потому, что соответствующий метод измерения еще не существует. Как правило, эта причина может привести к неполной концептуализации, которая приводит к отклонениям, но может также способствовать случайной ошибке, в зависимости от ситуации.
- *Модель:* Модели могут быть простыми, как постоянный множитель (например, коэффициент выбросов) но сложность может увеличиваться, например, в моделях сложных процессов. Использование моделей, для оценки выбросов и поглощений парникового газа, по ряду причин может ввести неопределенность, включающую как отклонение, так и случайную ошибку:
  - (i) Модели представляют собой упрощение реальных систем и поэтому не являются точными. Например, программирование компьютера может включить ошибки или приближения; разрешающая способность модели может не быть репрезентативной, или пространственное и временное покрытие, может быть недостаточно репрезентативным;
  - (ii) Интерполяция является применением модели в пределах диапазона входов, для которых модель, как считается, действительна. Однако, в некоторых случаях, может произойти 'скрытая экстраполяция', когда модель оценивается на основании комбинаций значений ее входов, для которых проверка правильности еще не была произведена (Cullen и Frey, 1999).
  - (iii) Экстраполяция (применение модели вне домена, для которого модельный прогноз известен как действительный), может привести к неопределенности;
  - (iv) Альтернативные построения модели могут привести к различным оценкам; и
  - (v) Модельные входы, включая данные и параметры деятельности, обычно аппроксимируются на основании ограниченной информации, что создает дополнительную неопределенность за пределами построения модели.
- *Недостаток данных:* В некоторых ситуациях, просто могут отсутствовать доступные данные, которые были бы необходимы для того, чтобы характеризовать специфический выброс или поглощение. В этих ситуациях, общим подходом является использование вспомогательных (или суррогатных) данных, касающихся аналогичных или подобных категорий или использовать интерполяцию или экстраполяцию как основу для оценки.
- *Недостаток репрезентативности данных:* Этот источник неопределенности связан с отсутствием полного соответствия между условиями, связанными с доступными данными и условиями, связанными с реальными мировыми выбросами/поглощениями или деятельностью. Например, данные выбросов могут быть доступны в ситуациях, в которых завод работает на полную мощность, но не для ситуаций, запуска или изменения мощности. В этом случае, данные только частично соответствуют желательной оценке выбросов. Недостаток репрезентативности обычно ведет к отклонениям.
- *Статистическая ошибка случайной выборки:* Этот источник неопределенности связан с данными, которые являются случайной выборкой конечного размера, и обычно зависят от дисперсии<sup>2</sup> совокупности, из которой извлекается (экстрагируется) выборка и непосредственно размер выборки (число пунктов (точек) данных). Она часто может быть снижена, увеличением числа независимых выборок. Здесь *эффективная практика* состоит в том, чтобы должным образом провести различие между *изменчивостью* и *неопределенностью*, как это ранее было определено. Для целей анализа неопределенности кадастров, обычно заинтересованы в неопределенностях в ежегодном среднем числе в национальном уровне, а не полном диапазоне изменчивости, которая могла бы произойти за более короткие периоды времени или в малых географических масштабах. Большие объемы выборки не будут снижать собственную изменчивость, но будут вести к более узким доверительным интервалам, которые являются основой для оценки случайной составляющей неопределенности.
- *Ошибка измерения:* ошибка измерения, может быть случайной или систематической. Она может происходить из-за ошибок в измерении, регистрации и передаче информации; ограниченной разрешающей способности приборов; неточных значений эталонов и справочных материалов; неточных значений констант и других параметров, полученных из внешних источников и используемых в алгоритме предварительной обработки данных (например, значений по умолчанию из *Руководящих принципов МГЭИК*); из-за приближений и предположений включенных в метод

<sup>2</sup> *Дисперсия целой совокупности значений* – среднее число квадрата различия между индивидуальными значениями в совокупности и среднем значении. *Дисперсия выборки, оттянутой от совокупности* - сумма квадратов различий между значениями в выборке и средней из выборки, разделенная числом значений в выборке меньше 1.

измерения и процедуру оценки; и/или из-за изменения в повторенных наблюдениях выброса или поглощения или связанной переменной под очевидно идентичными условиями.

- *Неверное представление в отчете или ошибочная классификация*: Неопределенность здесь может произойти из-за неполного, неясного, или дефектного определения выброса или поглощения. Эта причина неопределенности обычно приводит к отклонениям.
- *Отсутствие данных*: Неопределенность может возникнуть, если измерения были предприняты, но не были доступны значения. В качестве примера могут служить измерения, лежащие ниже предела обнаружения. Эта причина неопределенности может привести, как к отклонениям, так и к случайной ошибке. Когда взвешенные значения ниже предела обнаружения, то может быть оценен верхний предел неопределенности. Есть строгие статистические методы для того, чтобы работать с необнаруженными данными, так же как другими типами отсутствующих данных, типа произвольно отсутствующих данных (Kohen и Whitten, 1998; Gelfand, 1996; Zhao и Frey, 2004b). Эти методы могут включить оценку или использование расчетных данных в частях распределения, где данные не доступны.

Особенно по вопросу об экстраполяции, неопределенность происходит при экстраполировании из недавнего источника и данных слива ради оценки кадастра в течение определенного года, для которого данные еще не доступны (см. также главу 5 (Последовательность временного ряда)). Как правило, об экстраполируемых оценках сообщают как о «предварительных» оценках и затем они обновляются, когда соответствующие данные становятся доступными. Однако, пока модернизация не произошла, может использоваться предварительный кадастр. Дополнительная неопределенность, связанная с экстраполяцией представляет собой тип модельной неопределенности. Ошибки, связанные с экстраполяцией могут быть систематическими, случайные, или и тем и другим. Если есть история экстраполяции и последующего исправления, то возможно разработать данные относительно распределения ошибок, которые наблюдались в прошлом. Если есть отклонение в предварительных оценках, то средняя из этого распределения не будет нулевой, и отклонения могут быть определены количественно. Это распределение продемонстрирует ошибку в способности предсказания фактических потоков в источниках и поглотителях, основанного на методах экстраполяции, использованных в прошлом. Если методы экстраполяции изменятся, то для определения количества неопределенности может использоваться экспертная оценка.

В случаях, когда ПРВ для среднего значения может быть идентифицирована, различные причины неопределенности могут быть количественно определены статистическими средствами. Как отмечено в разделе 3.2, неопределенность может быть определена количественно статистическим анализом эмпирических данных, представлением (количественным определением) экспертной оценки в форме ПРВ, или комбинациями обоих методов. Однако может существовать структурная неопределенность, которая не легко включается в количественный анализ неопределенности в форме ПРВ. Примеры структурной неопределенности включают возможное ошибочное дешифрирование или неправильную спецификацию системы, которая будет проанализирована, так же как возможные проблемы, связанные с моделями, которые используются, например, несоответствия моделей, или модельные ошибки. Эти последние типы ситуаций обычно находятся вне области статистики (ISO 1993)<sup>3</sup>, хотя вероятностные методы для работы с модельной неопределенностью и были предложены (например, Evans и другие, 1994). Например, экспертная оценка может использоваться, для придания веса альтернативным моделям.

Таблица 3.1 показывает, как можно анализировать различные причины неопределенности. Некоторые причины неопределенности (например, ошибочные сведения/ошибочная классификация) могут быть сокращены или исключены с помощью процедур ОК/КК и уточнений в сборе данных, и/или методологиях при определении.

---

<sup>3</sup>Есть возможности для работы с такими источниками неопределенности. Например, к неопределенности, связанной с модельной ошибкой, по крайней мере частично можно обратиться, сравнивая моделируемый выход с взвешенными значениями. В зависимости от того, как моделируемые выходы сравниваются с измерениями, можно идентифицировать погрешности измерения, связанные с моделью, которые могут изменяться в зависимости от типа моделируемой системы.

**Таблица 3.1**  
**Типичные стратегии для работы с различными причинами неопределенностей**

Причины неопределенности	Стратегия			Прочие комментарии <sup>1</sup>
	Оцененная концептуализация и формулировка модели	Эмпирическая и статистическая	Экспертная оценка	
Недостаток полноты	√			Были ли пропущены ключевые компоненты системы? Если так, то каково измеримое или неизмеримое влияние на систематическую ошибку? Соответствующие меры ОК/КК должны помочь избежать этого.
Модель (отклонение и случайные ошибки)	√	√	√	Является ли формулировка модели полной и точной? Какова неопределенность в модельных прогнозах, основанных на проверке корректности модели? Какова оценка точности и погрешности модели, основанная на экспертной оценке, если отсутствуют данные статистической проверки?
Недостаток данных			√	Если данные отсутствуют, может ли использоваться экспертная оценка для получения заключений, основанных на аналоговых (суррогатных, косвенных) данных или теоретических соображений? Может относиться к недостатку полноты и модельной неопределенности.
Недостаток репрезентативности данных	√	√	√	
Ошибка статистической случайной выборки		√		Например, статистическая теория для оценки доверительных интервалов на основании изменчивости данных и размера выборки.
Ошибка измерения: случайный компонент		√	√	
Ошибка измерения: систематический компонент (отклонение)	√		√	ОК/КК и проверка достоверности может позволить глубже разобраться в этом.
Неверное представление в отчете или ошибочная классификация		√	√	Соответствующие меры ОК/КК должны помочь избежать этого.
Отсутствие данных		√	√	Статистические или основанные на заключениях подходы к оценке неопределенности из-за неустановленных измерений или других видов отсутствующих данных.

<sup>1</sup> *Эффективная практика* заключается в применении процедур ОК/КК и проверки достоверности до или в комбинации с разработкой оценок неопределенностей согласно указаниям, изложенным в главе 6. Процедура ОК/КК и проверки достоверности обеспечивает полезную основу для предотвращения ошибок и для выявления (предпочтительно корректировки) отклонений. Кроме того, мероприятия ОК/КК должны предотвратить или способствовать выявлению или корректировке ошибок представления в отчете или классификации, и должно быть повторение между анализом неопределенности и ОК/КК, если применение методов неопределенности не охватывает потенциальные проблемы ОК/КК.

### 3.1.6 Уменьшение неопределенности

Неопределенности необходимо сокращать, насколько это возможно в процессе составления кадастра, и особенно важно обеспечить, чтобы модель и собранные данные являлись достоверным отображением реального мира. Сосредотачивая усилия на уменьшении неопределенностей, приоритет следует давать тем входным элементам кадастра, которые оказывают наибольшее воздействие на общую

неопределенность кадастра, в отличие от входных элементов, имеющих малую или незначительную важность для оценки, как описано в главе 4 (Методологический выбор и определение ключевых категорий). Инструментальные средства для расположения по приоритетам там, где неопределенность должна быть сокращена, включают анализ *ключевых категорий* (см. главу 4) и оценку вклада неопределенностей в определенных категориях в общую неопределенность в кадастре (см. раздел 3.2.3). В зависимости от причины возникновения неопределенностей, они могут быть сокращены семью расширенными способами:

- *Улучшение концептуализации:* Улучшение содержательности выбранных структурных предположений может уменьшить неопределенность. Примером может служить лучшая обработка последствий сезонности, которая ведет к более точным ежегодным оценкам выбросов или поглощений для сектора СХЛХДВЗ.
- *Улучшение моделей:* Улучшение модельной структуры и параметризации может привести к лучшему пониманию и определению характеристик систематических и случайных ошибок, так же как и к уменьшению этих причин неопределенности.
- *Улучшение репрезентативности:* Может включать стратификацию или другие стратегии выборки, как изложено в разделе 3.2.1.2. Это особенно важно для категорий сектора сельского хозяйства, лесного хозяйства и землепользования в кадастре, но также имеет другие применения, к примеру, везде, где различные технологии работают в пределах одной категории. Например, системы непрерывного мониторинга выбросов (CEMS) могут использоваться для уменьшения неопределенностей по некоторым источникам и газам до тех пор, пока гарантируется репрезентативность. Системы CEMS дают репрезентативные данные по предприятиям, на которых они используются, но для того, чтобы быть репрезентативными для всей категории источников, данные CEMS должны быть доступны для случайной выборки или полного комплекта отдельных предприятий, которые составляют категорию. При использовании CEMS как концентрация, так и поток будут меняться, одновременно требуя осуществления выборки по обоим признакам.
- *Использование более точных методов измерения:* Ошибка измерения может быть уменьшена посредством использования более точных методов измерения, избегая упрощения предположений, и обеспечивая соответствующее использование и калибровку технологий измерения. См. главу 2 (Подходы к сбору данных).
- *Сбор большего количества данных измерений:* Неопределенность, связанная с ошибкой случайной выборки может быть сокращена посредством увеличения объема выборки. Как отклонение, так и случайная ошибка могут быть сокращены путем заполнения пробелов в данных. Это касается и измерений и обследований.
- *Исключение известного риска отклонения:* Достигается обеспечением должной установки и калибровки аппаратуры (см. раздел 2.2 главы 2), тем, что модели или другие процедуры оценки являются подходящими и репрезентативными, как указано в схемах принятия решений и других рекомендациях по методологическому выбору в секторальных томах, а также систематическим применением экспертных оценок.
- *Улучшение состояния знаний:* Как правило, улучшение понимания категорий и процессов, ведущих к выбросам и поглощениям, может помочь в обнаружении и корректировке проблем неполноты. *Эффективная практика* в непрерывном улучшении оценок выбросов и поглощений, основанных на новых знаниях (см. главу 5 (Последовательность временного ряда)).

### 3.1.7 Последствия выбора методологии

Выбор методологического уровня для оценки выбросов и поглощений, может воздействовать на анализ неопределенности двумя различными способами. Во-первых, перемещаясь в более высокие уровни кадастра, метод должен обычно уменьшать неопределенность, если методы более высокого уровня хорошо реализованы, т.к. они должны уменьшать отклонение и лучше представлять сложность системы. Во-вторых, обращение к методам более высокого уровня, может привести к увеличенным оценкам неопределенности в некоторых обстоятельствах. Часто, это увеличение в оцененной неопределенности фактически не отражает уменьшение знания; скорее, оно обычно показывает более реалистичное подтверждение ограничений существующего знания. Это может произойти там, где был неполный учет выбросов парниковых газов методом более низкого уровня, или где повторное использование более высоких методов уровня показывает дополнительную сложность и неопределенность, которая не была полностью допустима в методе нижнего уровня. Это действительно означает, что неопределенность была ранее недооценена, и обращение к методу более высокого уровня в действительности дает более

точную оценку неопределенности. В некоторых случаях, рост неопределенности может произойти для одного метода составления кадастра в ущерб другому, потому что каждый метод имеет различные требования к данным. Например, иногда обобщенные оценки выбросов более точны, потому что они основываются на легко измеряемых значениях, или могут быть сравнены с ними, тогда как разукрупненные оценки могут требовать дополнительных предположений, для которых данные или производительность проверки оценок, не столь легко доступны. Соответствующий уровень разукрупнения может различаться в пределах категорий или между ними.

## 3.2 КОЛИЧЕСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ

После определения причин неопределенности, связанной с оценками кадастра, составитель кадастра должен собрать соответствующую информацию для разработки национальных конкретных для категорий оценок неопределенности в 95-процентном доверительном интервале. В идеальном случае, оценки выбросов и поглощений и диапазоны неопределенности должны быть получены из конкретных для категорий данных измерений. Так как может быть практически нецелесообразно измерять этим способом каждую категорию источников выбросов или поглощения, могут потребоваться другие методы для того, чтобы определять количество неопределенности. Прагматический подход к количественным оценкам неопределенности должен использовать лучшие имеющиеся оценки, которые часто являются комбинацией данных измерения, опубликованной информации, модельных выходных данных, и экспертных оценок. Секторальные руководящие указания в томах 2 - 5 настоящих *Руководящих принципов* обеспечивают оценки неопределенности по умолчанию для использования с методами, описанными в этой главе.

Хотя неопределенности, определенные с помощью данных измерений, часто воспринимаются как более строгие, чем оценки неопределенности, основанные на моделях, и точно так же основанные на модели оценки часто воспринимаются как более строгие, чем те, которые основываются на экспертной оценке, фактическая иерархия зависит от категории и/или условий конкретной страны. В частности, *эффективная практика* состоит в обеспечении того, чтобы неопределенности были репрезентативны для использования в кадастре и в национальных условиях, и включали все причины неопределенности, перечисленные в таблице 3.1.

Данный раздел разбит на три главных подраздела, связанных друг с другом. Раздел 3.2.1 рассматривает источники данных и информации, которые могут быть использованы для идентификации и, где возможно, количественного определения неопределенности. Раздел 3.2.2 рассматривает методы предотвращения или исправления отклонений или определения количества случайной составляющей неопределенности во входных элементах моделей. Раздел 3.2.3 предлагает два подхода к объединению неопределенностей во входных элементах для получения оценок неопределенности по отдельным категориям выбросов и поглощений и для общего кадастра выбросов.

### 3.2.1 Источники данных и информации

Этот раздел определяет источники данных и информации для получения количественных оценок неопределенности. Есть три обширных источника данных и информации: информация, содержащаяся в моделях; эмпирические данные, связанные с измерениями выбросов, данные о деятельности из обследований и переписи; и количественно определенные оценки неопределенности основанные на экспертной оценке.

#### 3.2.1.1 НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ, АССОЦИИРОВАННЫЕ С МОДЕЛЯМИ

Модель представляет собой отображение реальной существующей системы. Моделирование обычно включает выбор того, что необходимо включить против того, что нужно исключить, так же как и выбор уровня детальности для тех явлений, которые включены в модель. Таким образом, модель обычно не точно подражает реальной системе. О структуре модели часто думают в терминах используемых уравнений и в терминах входов и выходов модели (Kirchner, 1990). В более общем смысле, о модели можно думать как о гипотезе того, как ведет себя реальная система. Таким образом, есть два ключевых соображения в модельной неопределенности: (1) определена ли верная, наиболее уместная реальная система, и построены ли концептуализации тем способом, который хорошо послужат основой для формирования модели; и (2) – является ли модель точным отображением выбранной системы.

*Неопределенность концептуализации* описывает недостаток надлежащей идентификации системы, для которой должна быть разработана модель и соответствующая концептуализация. *Модельная неопределенность* описывает недостаток надлежащего формирования модели относительно намеченной системы и концептуализации.

**Неопределенность концептуализации:** Неудача в верном определении подходящих и уместных структурных допущений кадастра, называется неопределенностью концептуализации (Cullen и Frey, 1999) и обычно приводит к отклонению в оценках. Причины неопределенности концептуализации обычно включают описательные ошибки, ошибки в профессиональной оценке, и неполную спецификацию предположений (EPA, 1997).

**Модельная неопределенность:** Неопределенность является результатом недостатков в том, как моделируются выбранные концептуализации. Иногда эти недостатки происходят из-за ограничений доступных данных. Модель может иметь другие источники структурных ошибок, такие как не учет чувствительности выбросов к окружающим условиям или другим коэффициентам. Моделирование может быть основой для оценки выбросов или поглощений для определенных категорий, так же как для руководящих данных в полном кадастре. В некоторых случаях, модельная неопределенность может быть значительна. Она обычно плохо характеризуется и может быть не характеризуется вообще.

### 3.2.1.2 ЭМПИРИЧЕСКИЕ ДАННЫЕ ПО ИСТОЧНИКАМ И ПОГЛОТИТЕЛЯМ, И О ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

Этот раздел описывает источники эмпирических данных, и их значения для неопределенности, и касается данным измерений выбросов, данных, полученных из литературы, и данных о деятельности.

#### ОЦЕНКИ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ, ПОЛУЧЕННЫЕ ОТ ИЗМЕРЕННЫХ ДАННЫХ О ВЫБРОСАХ/ПОГЛОЩЕНИЯХ

Раздел предполагает, что *эффективная практика* используются для получения данных, как изложено в главе 2 и главе 6 (Проверка качества / контроль качества и проверка достоверности). При оценке неопределенности от данных измерения выбросов, соображения включают: (а) репрезентативность данных и потенциала отклонения; (b) погрешность и точность измерений; (с) объем выборки и межиндивидуальную изменчивость в измерениях, а также их значение для неопределенности в средних ежегодных выбросах/поглощениях; (d) межгодовая изменчивость в выбросах/поглощениях, и тот факт, базируются ли оценки на среднем значении за несколько лет или за один отдельный год.

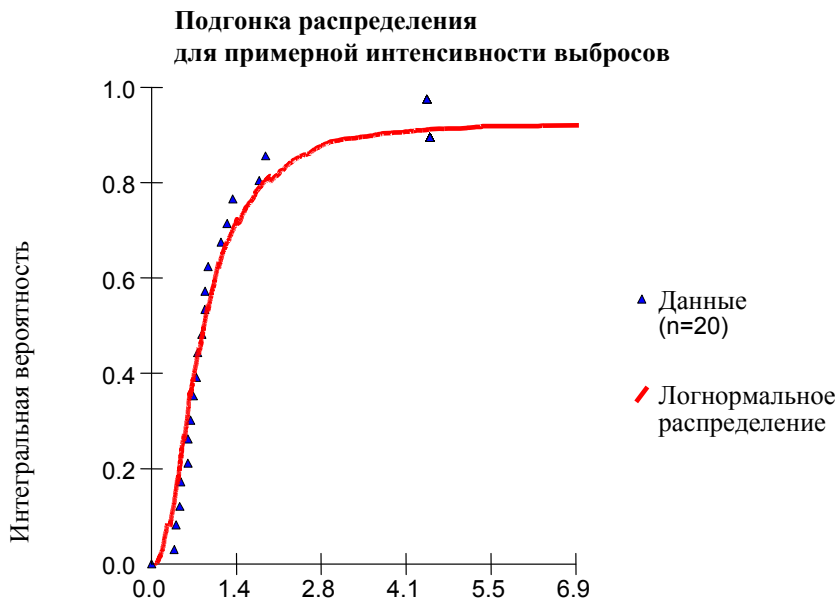
Репрезентативная выборка (или план выборки) подразумевает, что измерения выполнены для типичных характеристик системы, эксплуатационных условий, интервалов времени, и/или соответствующих географических областей. Погрешность и точность индивидуальных измерений будет зависеть от оборудования и протоколов, использовавшихся при этом. Размер выборки часто будет определяться компромиссом между стремлением к большему количеству данных и стоимостью проведения измерений. В некоторых случаях, например для непрерывного мониторинга, размер выборки может быть достаточно большим, для того, чтобы эффективно служить в качестве переписи, а не для частичной выборки данных. Вообще изменчивость в данных от одного непродолжительного периода (например, часа, дня, неделя) к другому будет зависеть от характеристик категории. Если цель состоит в том, чтобы разработать оценку ежегодных средних выбросов или поглощений, то может потребоваться оценка того, являются ли измерения, проводимые в короткий срок, достаточно репрезентативными для более длинных интервалов времени и, в противном случае, может ли программа измерения быть расширена на дополнительные интервалы времени. Например, измерения потока (данные относительно коэффициентов выбросов) должны представлять весь год. В секторе СХЛХДВЗ это чрезвычайно важно, так как выбросы сильно зависят от климатических условий, которые обычно различаются в весенний и зимний периоды.



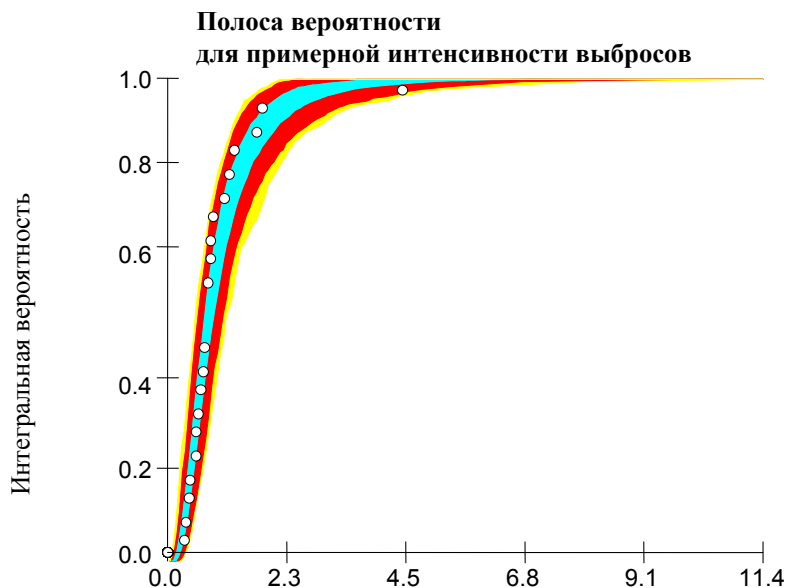
**Рисунок 3.4** Пример неопределенности в измерениях выбросов и средней интенсивности выбросов

- (а) Подогнанное распределение для межэлементной изменчивости в выбросах;  
 (б) Неопределенность в подогнанном распределении из-за малого размера выборки ( $n=20$ );  
 (с) Неопределенность среднего значения интенсивности выбросов.

**(а) Межэлементная изменчивость**



**(б) Неопределенность в распределении изменчивости**



**(с) Неопределенность среднего значения**

В качестве второго примера предположим, что мы желаем оценить неопределенность в национальных ежегодных выбросах для специфической категории, например, выбросов от работающих на бензине пассажирских автомобилей. Интенсивность выбросов изменяется от одного индивидуального транспортного средства к другому, что проиллюстрировано изменчивостью между единицами, показанной на рисунке 3.4 (а). Поскольку распределение для изменчивости между транспортными средствами оценено, исходя из малой, конечной выборки данных, которая могла быть подвержена ошибке случайной выборки, есть неопределенность относительно того, каково могло бы быть истинное, но неизвестное распределение совокупности для изменчивости между транспортными средствами, как это показано на рисунке 3.4 (b). Существует также изменчивость внутри единиц в выбросах на протяжении какого-то времени для любого конкретного транспортного средства. Однако, для целей национальной ежегодной оценки, основное внимание уделяется объединенному вкладу всех таких транспортных средств в общее количество выбросов в длительных рамках года. В этом случае нас интересует не диапазон изменчивости между транспортными средствами, а скорее диапазон неопределенности за среднюю эмиссионную норму среди всех таких транспортных средств (например, рисунок 3.4(c)). Часто, диапазон неопределенности заметно меньше чем для межтранспортной изменчивости (или, в более общем смысле, изменчивости между единицами) (например, Frey и Zheng, 2002). Поэтому, когда цель анализа требует, чтобы оценка базировалась на неопределенность в среднем, а не на изменчивость среди отдельных единиц, важно должным образом сосредоточить анализ на первой. В том случае, если это не будет сделано, может произойти обманчивая завышенная оценка диапазона неопределенности.

В случае непрерывного мониторинга точечных выбросов, или периодического плана выборки, охватывающего типичные схемы деятельности, можно получить адекватные и репрезентативные эмпирические данные, позволяющие основывать оценку неопределенности на средних ежегодных выбросах. Например, если имеются данные за несколько таких лет, то средние ежегодные выбросы могут быть определены количественно, и распределение ежегодных выбросов может быть использовано для того, чтобы оценить 95-процентный доверительный интервал в ежегодном среднем числе. При условии, что ежегодное среднее число опирается на данные от многих индивидуальных категорий, маловероятно, что возникнет корреляция ошибок между годами. Это имеет значения для оценки неопределенности в тенденциях, как обсуждено в разделе 3.3 (Неопределенность и временная автокорреляция). Однако, для рассеянных категорий, таких как сельскохозяйственные зерновые культуры, могут быть высокие автокорреляции, если они определены климатом, и это может воздействовать на репрезентативность данных для специфической оценки.

В случаях, когда непрерывные измерения выбросов недоступны, может иметься возможность выполнить периодические измерения, по которым оценивается неопределенность. Если эти измерения можно увязать с репрезентативными данными о производственной деятельности, которые, разумеется, имеют решающее значение, то есть возможность определить коэффициент выбросов для конкретной точки

проведения измерений наряду с ассоциированной ПРВ для представления ежегодных выбросов. Это может быть сложной задачей. Для достижения репрезентативности может оказаться необходимым расчленить (или стратифицировать) данные для отражения типовых условий эксплуатации. Например:

- Ввод в эксплуатацию и закрытие предприятия могут дать различные интенсивности выбросов по отношению к данным о производственной деятельности. В этом случае данные должны быть расчленены с отдельными коэффициентами выбросов и плотностью распределения вероятности, определенными для условий устойчивого функционирования, ввода в эксплуатацию и закрытия предприятия.
- Коэффициенты выбросов могут зависеть от нагрузки. В этом случае оценку суммарных выбросов и анализ неопределенностей необходимо будет стратифицировать с целью учета нагрузки, выраженной, например, в виде процента от полной мощности. Это можно сделать посредством регрессивного анализа и графиков разброса интенсивности выбросов в зависимости от вероятного изменения основной переменной (например, выбросы в зависимости от нагрузки) при этом нагрузка становится частью необходимых данных о деятельности.
- Измерения, произведенные для другой цели, могут оказаться нерепрезентативными. Например, измерения метана, произведенные по соображениям безопасности на угольных шахтах и мусорных свалках, могут не отражать суммарных выбросов, так как они возможно производились только в тех случаях подозрений на повышенные выбросы метана, в качестве проверки соответствия. В таких случаях для анализа неопределенностей следует оценить соотношение между измеренными данными и суммарными выбросами.
- Систематические краткосрочные измерения могут неадекватно представлять выборку эпизодических событий (таких как дождевые осадки), инициирующие значительные кратковременные потоки, которые могут тем не менее являться причиной большей части годовых выбросов. Если в стратегии выборки отсутствует существенная доля таких событий, то оценка среднегодовых выбросов может быть значительно смещена. В этот класс могут попасть выбросы закиси азота из сельскохозяйственных почв.

Если размер выборки данных достаточно велик, то можно использовать стандартный статистический критерий согласия в сочетании с экспертной оценкой для оказания помощи в принятии решения о том, какую использовать ПРВ для описания изменчивости в данных (если необходимо, расчлененных) и как ее параметризовать. Однако во многих случаях количество измерений, на основании которых можно сделать заключение относительно неопределенности, будет небольшим. Теоретически, коль скоро имеется три или более точек данных и если эти данные являются случайной репрезентативной выборкой переменной величины, представляющей интерес, имеется возможность применить статистические методы для оценки величин параметров многих двухпараметровых распределений (например, нормальное, логарифмически нормальное), которые могут быть использованы для описания изменчивости в комплекте данных (Cullen и Frey, 1999 г., стр. 116-117). Хотя и общепринято, что необходимо иметь приблизительно 8 или 9 точек данных, и даже больше, в качестве основы для подгонки распределения к данным, более фундаментальное и ключевое предположение, которое должно быть сделано для того, чтобы подогнать распределение к данным, заключается в том, что данные являются случайной репрезентативной выборкой. Если это предположение действительно, то размер выборки влияет на ширину доверительных интервалов для любой статистики, оцениваемой по ней. В преимущественном порядке, многие аналитики могут предпочесть минимальный размер выборки, однако такое предпочтение не относится к ключевому вопросу репрезентативности. Данные не становятся более репрезентативными только благодаря увеличению размера выборки.

При малых размерах выборки будут иметь место крупные неопределенности в отношении оценок параметров, что следует отразить в количественной оценке неопределенностей для использования в кадастре выбросов. Кроме того, как правило, не имеется возможности положиться на статистические методы для того, чтобы различить критерии согласия альтернативных параметрических распределений, когда размеры выборки очень малы (Cullen и Frey, 1999 г., стр. 158-159). В связи с этим, при выборе соответствующего параметрического распределения, согласовывающегося с очень малым комплектом данных, требуется экспертная оценка. В ситуациях, когда коэффициент изменчивости (среднеквадратическое отклонение, разделенное на среднюю величину) меньше приблизительно 0,3, обоснованным предположением может быть нормальное распределение (Robinson, 1989 г.). При большом коэффициенте изменчивости и неотрицательном значении искомой переменной величины может быть уместным положительное асимметричное распределение, такое как логарифмически нормальное. Руководящие указания по выбору распределений подробно рассматриваются ниже в разделах 3.2.2.2 и 3.2.2.4.

В случаях больших комплектов данных, неопределенность среднего значения может часто оцениваться как плюс или минус 1,96 (или приблизительно 2) крат стандартной ошибки, где стандартная ошибка – это среднеквадратическое отклонение выборки разделенное на квадратный корень размера выборки. Расчет основан на предположении нормального распределения. Однако, в случаях небольшого количества выборок/измерений, которые будут часто иметь место при определении коэффициентов выбросов, множитель 1,96 заменяется «коэффициентом охвата»  $k$ , получаемым из  $t$ -распределения Стьюдента. Для малых размеров выборки,  $k$  превышает 1,96 для 95% интервала, но асимптотически приближается к 1,96 с увеличением размера выборки до приблизительно 30 или более. Однако, в тех случаях, где неопределенность среднего значения не является симметричным распределением, числовые методы, такие как метод замещения (бутстрап), могут использоваться вместо этого для получения доверительного интервала для среднего значения.

Там, где ежегодная оценка основана на средней величине за период в несколько лет, неопределенность среднего значения представляет неопределенность в среднем году, а не межгодовую изменчивость. Если цель состоит в оценке неопределенности в потоках источников или поглотителей в течение определенного года, то *эффективная практика* заключается в том, чтобы выполнить наилучшую оценку суммарной годовой величины и произвести количественный анализ неопределенности, ассоциированной с используемыми моделями и данными, согласованно с временным периодом одного года. Если вместо этого используется усредненная ежегодная оценка, то неопределенность в оценке при применении к определенному году будет описываться межгодовой изменчивостью (включая ошибки измерения) относительно среднего значения, тогда как при применении к среднему году это будет доверительный интервал среднего значения.

## **ОЦЕНКА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ДЛЯ КОЭФФИЦИЕНТОВ ВЫБРОСОВ И ДРУГИХ ПАРАМЕТРОВ, ПОЛУЧЕННЫХ ИЗ ОПУБЛИКОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ**

Если данные для конкретного места недоступны, кадастры должны, по возможности, основываться на коэффициентах выбросов, полученных из опубликованных исследований, соответствующих условиям этой страны. Там, где достаточная информация по стране недоступна, информация может быть получена из других публикаций, если эти исследования отражают условия в стране, либо коэффициенты выброса, или другие параметры оценки могут быть получены из секторных томов 2 – 5 настоящих *Руководящих принципов*. Коэффициенты, указанные в секторных томах, были получены для обстоятельств, которые считаются типичными. Есть неопределенности, связанные с первоначальными измерениями, так же как с использованием коэффициентов в обстоятельствах, не связанных с первоначальными измерениями.

Там, где используются опубликованные коэффициенты выбросов или другие параметры оценки, связанные с ними неопределенности должны оцениваться, исходя из:

- *Самостоятельных исследований, включая данные по конкретной стране:* Для коэффициентов выбросов, основанных на измерениях, данные от программы самостоятельных измерений или экспериментов могут позволить произвести оценку неопределенности и, возможно, ПРВ. Хорошо подготовленные программы измерений и эксперименты обеспечат данные выборки, которые охватывают номенклатуру типов предприятий и их эксплуатацию, размеры и возраст, с тем чтобы можно было непосредственно использовать коэффициенты и их неопределенности. В других случаях, принимая во внимание причины неопределенности, указанные в таблице 3.1, будут необходимы экспертные оценки для экстраполяции измерений на всю совокупность предприятий в этой конкретной категории (процесс получения экспертной оценки подробно рассматривается в разделе 3.2.1.3).
- *Значения по умолчанию из Руководящих принципов:* Для большинства коэффициентов выбросов и других параметров оценки секторальные руководящие указания предоставляют устанавливаемые по умолчанию оценки неопределенностей, которые следует использовать при отсутствии другой информации. Если не имеется четких доказательств обратного, предполагается что ПРВ имеет нормальное распределение. Однако, составителям кадастров следует оценить репрезентативность этих значений по умолчанию для их собственных национальных условий. Если значения по умолчанию считаются нерепрезентативными и эта категория источников важна для кадастра, то следует разработать улучшенные предположения, основанные на экспертных оценках, при предположении невозможности достаточных самостоятельных исследований для получения коэффициентов выбросов для конкретной страны или других параметров оценки.

Методы по умолчанию представляют собой компромисс между уровнем детализации, который был бы необходим, чтобы создать самые точные оценки для каждой страны, и входных данных вероятно доступных или легко доступных в большинстве стран. Методы по умолчанию часто являются упрощением, и могут ввести большую неопределенность в национальную оценку. В рамках многих методов по умолчанию предлагаются различные дополнительные уровни детализации, чтобы отразить,

обладают ли пользователи детализированными данными для их национальной ситуации или они должны положиться строго на общие значения по умолчанию. Возможна значительная изменчивость в том, насколько хорошо общие значения по умолчанию отражают условия фактической совокупности деятельности в конкретной стране. Например, неопределенность, связанная с коэффициентами выбросов углерода по умолчанию для глобальной совокупности ископаемых топливных источников сгорания, может быть характеризована как весьма низкая (5-10 процентов) в методологии МГЭИК; но национальные эксперты по конкретной стране могут знать, что характеристики такого топлива в их стране отличаются от глобальных средних значений. В такой стране использование значений по умолчанию привело бы к большой неопределенности, и таким образом *эффективная практика* состоит в использовании оценок, соответствующих этой стране там, где это возможно. Таким образом, применимость значений неопределенности по умолчанию всегда следует принимать во внимание.

Другой пример заключается в использовании значений по умолчанию для оценки выбросов и поглощений отдельной страны в секторе СХЛХДВЗ. Неопределенность может быть высокой, если не известно соответствие доступных параметров по умолчанию обстоятельствам страны. Повторное использование данных по умолчанию в стране или регионе, имеющем характеристики, весьма отличающиеся от характеристик данной категории, может привести к большим систематическим ошибкам (отклонениям) в оценках выбросов или поглощений.

### НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ, СВЯЗАННЫЕ С ДАННЫМИ О ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

Данные о деятельности часто более тесно увязываются с экономической деятельностью, чем коэффициенты выбросов. Однако, в отличие от данных о коэффициентах выбросов, обычно отсутствуют легко доступные статистические выборки альтернативных оценок данных о деятельности, способных согласовать распределения и оценить неопределенность. Часто существуют хорошо обоснованные ценовые стимулы и финансово бюджетные требования в отношении точного учета экономической деятельности. Поэтому, данные о деятельности имеют обычно более низкую неопределенность и более низкую корреляцию между годами, чем данные по коэффициентам выбросов. Данные о деятельности часто собираются и регулярно публикуются национальными статистическими учреждениями, которые, возможно, уже оценили неопределенность, связанную с их данными, в рамках их процедур по сбору данных. Предварительно оцененные неопределенности могут использоваться для формирования ПРВ. Эта информация не обязательно будет издана, так что желательно непосредственно связаться со статистическими учреждениями. Так как данные об экономической деятельности обычно собираются не ради оценки выбросов и поглощений парниковых газов, *эффективная практика* заключается в том, чтобы оценить применимость оценок неопределенности перед их использованием.

Существует несколько подходов, которые могут быть полезны в оценке неопределенности данных о деятельности в конкретных обстоятельствах:

**Данные о деятельности, основанные на полных выборках (переписи):** Данные переписи представляют собой данные о деятельности, основанные, в принципе, на подсчете каждого примера конкретной деятельности. Перепись обычно включает как систематические, так случайные ошибки. Систематические ошибки возникают из-за систематического неполного учета или двойного учета. Случайные ошибки – это обычно сумма диапазона всех банальных ошибок. От случайных ошибок следует ожидать нормального распределения и отсутствия серийной корреляции. Поскольку данные о деятельности обычно собираются одними и теми же людьми, использующими одни и те же процессы, для каждого наблюдения, систематические ошибки, вероятно, будут иметь приблизительно одинаковое значение каждый год. Есть несколько подходов к определению потенциальной неопределенности в данных о деятельности для полных выборок. Эти подходы часто являются неотъемлемой частью плана ОК/КК:

- Для того чтобы проверить размер случайных ошибок, проведите поиск колебаний в ходе времени, и дифференциальные колебания в сериях, которые должны хорошо коррелироваться с интересующими данными.
- Для того чтобы обнаружить отклонения, сравните по разным источникам интересующие вас данные со связанной информацией. Можно было, например, посмотреть вверх и вниз по цепи поставки топлива, сравнивая производство угля, импорт/экспорт угля, и документированное потребление. Или можно было бы изучить деятельность, для которой данные собираются независимо, но которая должна хорошо коррелироваться с интересующими данными, например, отчетное поступление топлива сравнить с выходом электричества. Можно также посмотреть на данные о деятельности различной частоты (например, ежемесячные, ежегодные), если они собираются с использованием различных подходов.
- Интерпретация статистических различий, в пределах, например, национальных данных об энергетике – это пример перепроверки по разным источникам. Сравнение энергетических выбросов

двуокиси углерода, полученных благодаря эталонному подходу МГЭИК, является официальной перекрестной проверкой с оценками выбросов, полученными из других источников.

Данные о деятельности на основе переписи часто «прецизионны, но не точны» по таксономии, показанной на рисунке 3.2, случайные ошибки незначительны, но могут появляться большие отклонения. Перекрестная проверка может предложить верхний и нижние пределы для возможных отклонений, и иногда будет позволять оценивать их фактически. Возможное отклонение, лежащее в пределах этих границ, может часто характеризоваться как усеченное равномерное распределение: перекрестная проверка показывает, что ненаблюдаемое истинное значение должно лежать в пределах специфического диапазона, но нет причин думать, что какая-либо точка в пределах этого диапазона более или менее вероятна. Однако, вследствие того, что ошибки в данных о деятельности, вероятно, будут высоко коррелированными, различие между значением, включенным в отчет, и неизвестным истинным значением, по всей вероятности, будет одним и тем же каждый год, и эту характеристику необходимо принимать во внимание при оценке тенденции неопределенности.

**Данные о деятельности, основанные на случайных выборках:** Некоторые виды данных о деятельности получены из обследований выборки, например опросы потребителей, исследования землепользования или обзоры лесного покрова. В этих случаях данные подвержены ошибкам выборки, которые нормально распределены и некоррелированы в ходе времени. Учреждение, проводящее выборку, как правило, имеет возможность сообщить об ошибке выборки. Если эта информация недоступна, то можно идентифицировать или вывести размеры выборки и совокупности и рассчитать ошибку непосредственно.

### 3.2.1.3 ЭКСПЕРТНАЯ ОЦЕНКА КАК ИСТОЧНИК ИНФОРМАЦИИ

Во многих ситуациях, соответствующие эмпирические данные не доступны по источникам, поглотителям, или входным элементам деятельности для кадастра. В таких ситуациях, практическим решением, позволяющим справиться с отсутствием адекватных данных, будет получение информационно наполненные заключения экспертов в этой области, касающиеся наилучших оценок и неопределенностей входных элементов кадастра. В главе 2 (Подходы к сбору данных) рассматривается основа официальных протоколов о заключениях экспертов. В частности, раздел 2.2, и приложение 2А.1 знакомит с общей обработкой экспертных заключений. Приложение 2А.1 содержит подробности, касающиеся протокола составления заключения эксперта. В разделе 3.2.2.3 данной главы приводятся рекомендации по методам представления информации о неопределенностях на основании экспертных оценок.

## 3.2.2 Методы количественного анализа неопределенностей

В данном разделе рассматриваются ключевые методы количественного анализа неопределенностей, полагаясь на источники данных и информации, описанные в предыдущем разделе. Раздел посвящен неопределенности в моделях, статистическому анализу эмпирических данных, определению и выбору ПРВ и методам представления информации об экспертной оценке неопределенности.

### 3.2.2.1 НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЬ В МОДЕЛЯХ

Работать с концептуализацией и модельной неопределенностью может быть труднее, чем с неопределенностью во входных элементах модели. Наиболее значительная проблема с концептуализацией и модельной неопределенностью заключается в том, что они имеют потенциал для создания значительных отклонений в оценках поглощения и выбросов. Подходы, позволяющие справиться с этими причинами неопределенности должны, следовательно, стремиться оценивать и исправлять известные или подозреваемые отклонения.

Очевидно, что надлежащая спецификация концептуализации установлена *Руководящими принципами 2006 г.*, интерпретация которых зависит от вкладов экспертов и организаторов, знакомых с системами, для которых должны быть оценены выбросы или поглощения. Концептуализация должна быть полной, в рамках, охватываемых *настоящими Руководящими принципами*, и заключаться в перечислении всех ключевых компонентов, не приводящем к избыточности или частичному совмещению. Кроме того, она должна быть применима к географической области охвата, интервалу времени, и согласованному набору парниковых газов.

Модельная неопределенность обычно рассматривается несколькими способами. Один подход состоит в простом признании ограниченности используемых моделей, и в качественном обсуждении значения для неопределенности оценок, полученных при использовании модели. Однако, качественные разъяснения бесполезны при обеспечении количественной оценки возможной величины неопределенности, и не считаются *эффективной практикой*. Существует по крайней мере три основных подхода к оценке неопределенности: (1) сравнение модельных результатов с независимыми данными с целью верификации; (2) сравнение прогнозов альтернативных моделей; и (3) экспертная оценка величины модельной неопределенности. Эти подходы можно использовать и в комбинации.

Сравнение модельных прогнозов с независимыми данными может использоваться для оценки погрешности и точность модели, оно является важным составляющей верификации, как указано в главе 6. Такие сравнения могут показать, насколько предсказания модели систематически превосходят или недобирают в интересующих нас количествах. Однако, может быть трудно получить данные для прямой проверки модели. Тем не менее, иногда эти типы сравнений оказываются лучшими или единственно доступными, и могут помочь в идентификации необъясненных несогласованностей, которые, в свою очередь, могут указать на отклонение модели, которую можно исправить выбором параметра.

В других случаях могут присутствовать альтернативные модели, которые могут использоваться для прогнозирования одних и тех же интересующих количеств. До той степени, что альтернативные модели основываются на различных данных или теоретических предположениях, сравнение модельных предсказаний может предоставить полезные данные о величине расхождения. Тот факт, что две или более модели не сходятся, не может быть окончательным доказательством того, что одна из моделей ошибочна, так как ошибочными могут быть обе или даже все модели.

Исходя из результатов сравнения модели, используемой для составления кадастра, с независимыми данными и/или альтернативными моделями, может возникнуть необходимость исправить модельные предположения или параметры с целью уменьшения отклонений. Остающаяся неопределенность может тогда быть количественно оценена посредством экспертной оценки о том, как комбинируются неопределенности в данных, использовавшихся для модели, и модельные параметры, либо более формально, с помощью метода Монте-Карло.

### 3.2.2.2 СТАТИСТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ЭМПИРИЧЕСКИХ ДАННЫХ

Статистический анализ эмпирических данных представляет собой подход, который можно применить для количественного анализа неопределенности в кадастрах, коэффициентах выбросов и других параметрах оценки. Он может быть представлен как ряд следующих основных этапов (например, Frey и Zheng, 2002):

- Этап 1: Компиляция и оценка базы данных по коэффициентам выбросов, данным о деятельности и другим параметрам оценки. Такие данные обычно отражают изменчивость.
- Этап 2: Визуализация данных с помощью формирования функций эмпирического распределения (в которых данные представлены вертикально, согласно их положению в разряде, и горизонтально – согласно их числовому значению – см. детали в Cullen и Frey, 1999) для отдельных видов деятельности и коэффициентов выбросов.
- Этап 3: Подгонка, оценка и выбор альтернативных моделей ПРВ для представления изменчивости в данных о деятельности и данных о коэффициенте выбросов.
- Этап 4: Характеризация неопределенности в среднем значении распределений для изменчивости. Если стандартная ошибка среднего значения достаточно мала (как рассматривается в разделе 3.2.1.2), то предположение о нормальности может быть сделано независимо от размера выборки или асимметрии данных. Если стандартная ошибка среднего значения велика, то может быть сделано либо логарифмически нормальное предположение, либо использованы другие методы (например, метод замещения) для оценки неопределенности в среднем значении. В последнем случае могут помочь публично доступные инструментальные средства программного обеспечения.
- Этап 5: Как только неопределенность соответствующим образом определена, она может использоваться в качестве входных данных для вероятностного анализа с целью оценки неопределенности в итоговых выбросах.
- Этап 6: Рекомендуется проводить анализ чувствительности для определения того, какая из входных неопределенностей к кадастру вносит наибольший вклад в общую неопределенность, и установки приоритетов усилий по разработке хороших оценок этих ключевых неопределенностей (см. главу 4 (Методологический выбор и определение ключевых категорий)).

Этап 3 обычно включает такие компоненты как: определение потенциальных параметрических ПРВ, удовлетворяющих данным, оценка параметров таких распределений, и оценка степени согласия (например, Cullen и Frey, 1999). Строгие методы могут применяться к комплектам данных, которые содержат значения ниже предела чувствительности метода измерения, называемые *неопределяемыми* (например, Zhao и Frey, 2004a). Распределения могут использоваться в комбинациях, даже если данные содержат две или больше подгрупп, которые не могут быть отделены иначе (например, Zheng и Frey, 2004).

### 3.2.2.3 МЕТОДЫ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ ИНФОРМАЦИИ ЭКСПЕРТНЫХ ОЦЕНОК

В случаях, когда эмпирические данные отсутствуют или не считаются в полной мере репрезентативными для всех случаев неопределенности (таблица 3.1), для оценки неопределенности может потребоваться экспертная оценка. Данный раздел сосредоточен на методах представления (количественного анализа) экспертных оценок относительно неопределенности в форме ПРВ. Представление – это процесс преобразования экспертной оценки относительно неопределенности в количественную ПРВ. В главе 2 изложены руководящие указания по определению эксперта, соображения при выборе эксперта (экспертов), источники возможных ошибок в экспертной оценке и способы их избежания, а также рекомендуемый протокол составления заключения эксперта. В контексте неопределенности, ключевая цель заключения эксперта состоит в том, чтобы характеризовать состояние знания по возможным значениям конкретной переменной. Поэтому, нет ни необходимости, ни желательности в том, чтобы пытаться добиться согласия среди экспертов; скорее, более полезно принять во внимание полный диапазон значений при получении заключений двух или более экспертов для одной и той же переменной.

В этом случае задача процесса получения экспертных оценок заключается в определении ПРВ с учетом соответствующей информации, такой как:

- Является ли данная категория подобной другим? Как данную неопределенность можно будет сравнить?
- Насколько глубоко изучен процесс выбросов или поглощений? Определены ли все возможные источники или поглотители выбросов?
- Существуют ли физические пределы того, насколько широко может меняться коэффициент выбросов или другой параметр оценки? Соображения баланса массы или другие данные о процессе могут установить верхний предел интенсивности выбросов или поглощений.
- Согласуются ли оценки выбросов и поглощений с независимыми данными, которые могли бы использоваться для оказания помощи в верификации кадастра.

Ключевую важность при составлении заключения эксперта представляет преодоление типичных эвристических ошибок *наличия*, *репрезентативности*, а также *закрепления* и *корректировки* (как описано в главе 2, приложение 2A.1 (Протокол составления заключения эксперта) для того, чтобы избежать потенциальной проблемы получения «самоуверенной» оценки неопределенности. «Самоуверенность» относится к ситуации, в котором оцененный диапазон неопределенности слишком узок. Желательно избегать чрезмерной самоуверенности с тем, чтобы не занижать истинной неопределенности. *Эффективная практика* заключается в использовании официального протокола о заключении эксперта, такого как протокол Stanford/SRI, подробно описанный в главе 2, приложение 2A.1. В частности, эти протоколы включают в себя несколько этапов перед фактическим этапом представления информации для ознакомления эксперта с целями и методами получения заключения и предложения ему продумать все соответствующие данные, модели, теории и другие подходы к составлению заключения. Исходя из этого, эксперт находится в лучшем положении для того, чтобы выполнить безошибочную оценку неопределенности.

Методы, которые следует использовать на этапе представления информации, должны зависеть от познаний эксперта в области ПРВ. Некоторыми наиболее часто применяемыми методами являются:

- Фиксированная величина: Оценить вероятность, как находящуюся выше (или ниже) произвольно выбранной величины и повторить, как правило, три или пять раз. Например, какова вероятность того, что коэффициент выбросов будет меньше 100?
- Фиксированная вероятность: Оценить величину, ассоциированную с определенной вероятностью, как более высокую (или низкую). Например, каков коэффициент выбросов при условии, что имеется лишь 2,5-процентная вероятность (или 1 на 40 случаев) того, что коэффициент выбросов может быть ниже (или выше) этой величины.



- Метод интервалов: Этот метод имеет в центре внимания медиану и квартили. Например, эксперту может быть поручено выбрать величину коэффициента выбросов таким образом, чтобы была равная вероятность того, что истинный коэффициент выбросов будет выше или ниже данной величины. Это дает в результате медиану. Затем эксперт делит нижний диапазон на два элемента таким образом, чтобы вероятность того, что коэффициент выбросов по его или ее мнению будет с одинаковой вероятностью в одном из этих элементов (вероятность 25 процентов) и это будет повторено для другого конца распределения. Наконец, может быть использован метод либо фиксированной вероятности, либо фиксированной величины для получения заключения об экстремальных величинах.
- Графическая информация: Эксперт вычерчивает свои собственные графики распределения. Этот метод следует использовать с осторожностью, поскольку некоторые эксперты чересчур самоуверенны в отношении своих знаний в области ПРВ.

Пример составления заключения эксперта, результатом которого является представление (количественный анализ) ПРВ, приводится в блоке 3.1.

Иногда единственная представленная экспертная оценка будет заключаться в указании разброса величин, приводимого, возможно, вместе с наиболее вероятной величиной. При таких условиях *Эффективная практика* считаются следующие правила:

- Когда эксперты представляют лишь верхний и нижний пределы величины, предположить, что плотность распределения вероятностей является однородной и что этот диапазон соответствует 95% доверительному интервалу.
- Когда эксперты предоставляют также наиболее вероятную величину (которая часто по всей вероятности точно такая же, как точечная оценка, использованная при составлении кадастра), предположить плотность распределения вероятностей треугольной формы, используя наиболее вероятные величины в качестве мода и предполагая, что как верхний, так и нижний пределы величины исключают 2,5% всей совокупности. Распределение не обязательно должно быть симметричным. Другие приемлемые выборы распределения, такие как нормальное логарифмически нормальное, могут приняты с учетом соответствующих обоснований.

Некоторые другие источники информации о составлении заключений экспертов включают: Spetzler и von Holstein (1975 г.), Morgan и Henrion (1990 г.), Merkhofer (1987 г.), Hora и Iman (1989 г.) и NCRP (1996 г.).

Субъективный характер экспертных оценок увеличивает необходимость в процедурах обеспечения качества и контроля качества для повышения сравнимости оценок неопределенностей между странами. В связи с этим экспертные оценки должны быть документированы в качестве части национального процесса архивации, а составителям кадастров предлагается применять процедуры ОК/КК к экспертным оценкам, особенно в отношении *ключевых категорий* источников (см. главу 6).

Требования к документации по экспертным оценкам рассматриваются в приложении 2А.1 к главе 2.

### Блок 3.1

#### КРАТКИЙ ПРИМЕР ДЕТАЛЬНОЙ ЭКСПЕРТНОЙ ОЦЕНКИ

Предположим, что составитель кадастра, определил эксперта по вопросам выбросов  $\text{CH}_4$  от тепловых электростанций и желает получить его оценку относительно неопределенности среднегодовых выбросов для этой категории источников. В качестве части этапа мотивации заказчик пояснил эксперту общую цель анализа и протокол составления заключения эксперта, который должен для этого использоваться. На этапе структуризации заказчик работает с экспертом для составления конкретного протокола. Например, хотя все составители кадастров, могут желать получить оценку среднегодовой неопределенности, тем не менее эксперт может заявить заказчику, что он предпочитает предоставить оценки отдельно для ввода предприятия в эксплуатацию, его работы при частичной и полной нагрузке и что эти три оценки должны быть взвешены, с тем чтобы прийти к совокупной неопределенности для среднегодовой величины. После структуризации проблемы заказчик рассматривает информацию эксперта, относящуюся к оценке, такую как измерения, которые могли быть произведены на аналогичных типах электростанций или других источниках выбросов от сжигания топлива. На этапе составления заключения заказчик может запросить эксперта сообщить ему такое верхнее значение, чтобы имелся лишь один шанс из сорока (вероятность 2,5 процента) получения более высокой величины. После получения этой величины заказчик просит эксперта пояснить логическую основу этой оценки, например, сценарий эксплуатации станции, который может привести к такой высокой интенсивности выбросов. Затем этот процесс может повторяться для нижнего

конца диапазона и, возможно, для медианы, 25-го перцентиля и 75-го перцентиля. Может быть использовано сочетание представления фиксированной величины и фиксированной вероятности. Заказчик должен нанести эти величины на график с тем, чтобы можно было выявить и исправить любые несоответствия за время работы, выделенное эксперту. На этапе проверки достоверности заказчик обеспечивает, чтобы эксперта устраивало хорошее представление их оценки. Заказчик может также проверить реакцию эксперта на возможность иметь величины за пределами интервала, для которого представлены оценки, с тем чтобы убедиться, что эксперт не является чересчур самоуверенным.

### 3.2.2.4 РУКОВОДСТВО ПО ЭФФЕКТИВНОЙ ПРАКТИКЕ ДЛЯ ВЫБОРА ПЛОТНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ВЕРОЯТНОСТЕЙ (ПРВ)

До выбора ПРВ, *эффективная практика* заключается в учете отклонений данных по мере возможности. Как отмечалось ранее, сбор данных и мероприятия по ОК/КК могут помочь в предотвращении или корректировке отклонений. Например, если национальные статистические данные о лесозаготовках существуют, но предполагается, что эти данные имеют отклонения в 5 процентов, то средняя оценка может быть скорректирована на 5 процентов перед оценкой случайных компонентов неопределенности. *Эффективная практика* предусматривает внесение изменений в отклонения во время точечной оценки кадастра выбросов. Другое соображение заключается в том, что величина отклонения может меняться со временем, по мере изменений в измерении данных или процедурах их сбора, или изменения как географического, так и временного масштаба сбора данных. Таким образом, корректировки отклонений могут быть различными для разных лет.

Однако, в пределах отклонений, существование которых предполагается, либо о существовании которых в данных известно даже после выполнения мероприятий по ОК/КК, могут быть применены эмпирические либо экспертные методы для учета отклонения. Видимые отклонения могут возникнуть при вероятностном анализе, по крайней мере, по двум причинам: (1) установленное подобранное распределение может иметь значение, которое отличается от наиболее вероятного значения, используемого при точечной оценке кадастра (например, неравномерное треугольное распределение, основанное на экспертной оценке); и (2) среднее значение прогнозов по нелинейной модели, с неопределенностью входящих данных, может отличаться от точечной оценки, полученной при помощи той же модели, если используются только точечные оценки средних значений входных данных. Таким образом, есть несколько типов отклонений, которые могут быть выявлены только после выполнения анализа неопределенности.

#### ТИПЫ ПЛОТНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ВЕРОЯТНОСТЕЙ

Существует множество ПРВ, описанных в статистической литературе, которые часто представляют собой отдельные реальные ситуации. Выбор конкретного типа ПРВ зависит, по крайней мере, частично, от области определения функции (например, она может принимать одновременно как положительные, так и отрицательные значения, либо только отрицательные значения), от множества значений функции (например, является ли область значений узкой или покрывает ли она порядок величин), от формы (например, симметрии), и процессов получения данных (например, аддитивный, мультипликативный). Эти соображения приводятся ниже в кратком обсуждении многих широко используемых распределений практического значения. Примерами таких задач и ситуаций являются<sup>4</sup>:

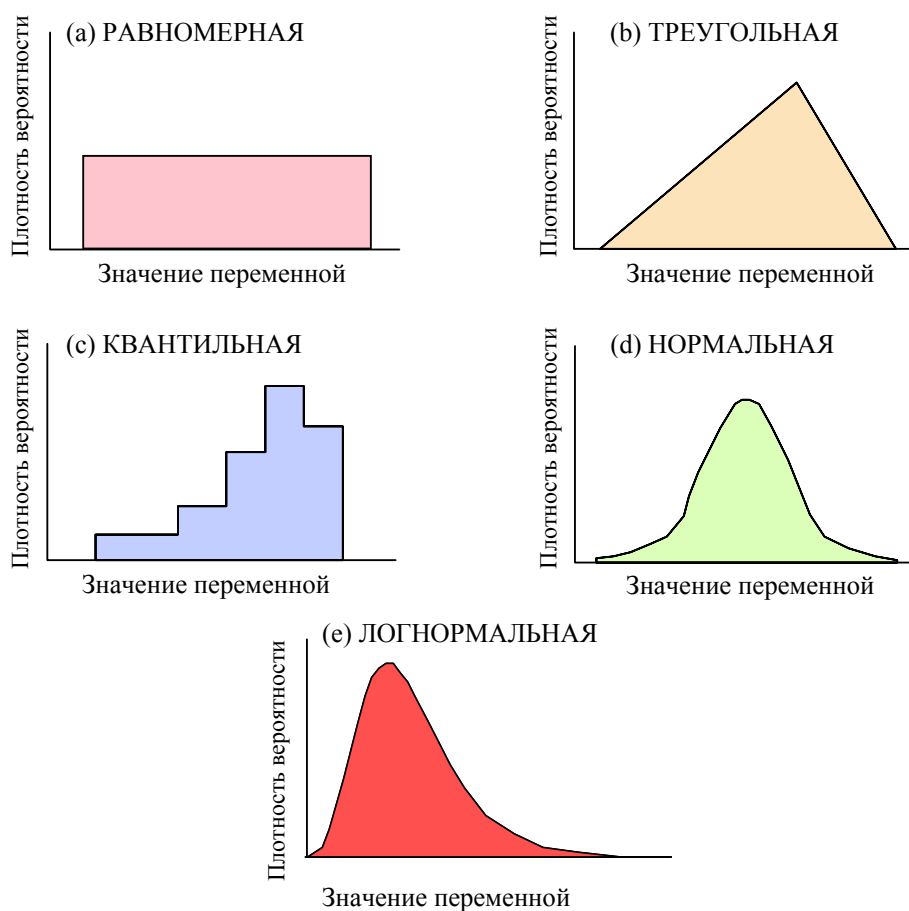
- *Нормальное распределение* является наиболее подходящим, если диапазон неопределенности невелик, и симметричен по отношению к среднему значению. Нормальное распределение возникает в ситуациях, когда многие отдельные входные значения вносят вклад в общую неопределенность, и в которых ни один из отдельных факторов неопределенности не превосходит общую неопределенность. Аналогично, если кадастр является совокупностью многих неопределенностей отдельных категорий, ни одна из которых, однако, не доминирует над общей неопределенностью, то общая неопределенность, вероятно, будет нормальной. Предположение о нормальности зачастую

<sup>4</sup> Дополнительная информация о методах оценки распределения на основе статистического анализа данных описана и иллюстрирована в работах Cullen и Frey (1999). Другие полезные библиографические источники включают: Hahn и Shapiro (1967 г.), Ang и Tang (1975 г.), D'Agostino и Stephens (1986 г.), Morgan и Henrion (1990 г.) и ООС США (1996 г., 1997 г., 1999 г.). Некоторые примеры вероятностных анализов используемых для кадастров выбросов приводятся в работах Frey и Zheng (2002) и Frey и Zhao (2004).

пригодно для многих категорий, для которых относительный диапазон неопределенности невелик, например, для коэффициентов выбросов ископаемого топлива и данных о деятельности.

- *Логнормальное распределение* может быть уместным в том случае, когда неопределенности велики неотрицательных переменных и известно, что они имеют положительный сдвиг. Коэффициенты выбросов закиси азота в удобрениях, вносимых в почву, показывают типичный кадастровый пример. Если перемножается много неопределенных переменных, результат асимптотически приближается к логарифмической нормальности. Так как концентрации являются результатом смешивания процессов, которые, в свою очередь, являются мультипликативными, данные о концентрации имеют тенденцию к распределению, аналогичному логнормальному. Однако в реальных условиях данные могут быть не быть такими «обремененными тылами», как логнормальное распределение. Распределения Вейбулла и гамма-распределение имеют приблизительно аналогичные логнормальному распределению свойства, но являются менее «обремененными тылами» и, следовательно, иногда лучше соответствуют данным по сравнению с логнормальным распределением.
- *Равномерное распределение* описывает равную вероятность получения любого значения в заданном диапазоне. Иногда равномерность распределения полезна для представления физически обозначенных количеств (например, относительное количество, которое должно варьироваться между 0 и 1), или для представления экспертной оценки, когда эксперт в состоянии определить верхний и нижний пределы. Равномерное распределение – частный случай бета-распределения.
- *Треугольное распределение* является целесообразным в том случае, если верхний и нижний пределы и предпочтительное значение предоставлено экспертами, но нет другой информации о ПРВ. Треугольное распределение может быть асимметричным.
- *Квантильное распределение* - это вид эмпирического распределения, в котором делаются оценки об относительной вероятности различных диапазонов значений переменных, таких, как показанные на рисунке 3.5. Такой вид распределения иногда полезен при представлении экспертного заключения относительно неопределенности.

**Рисунок 3.5** Примеры некоторых широко используемых моделей плотности распределения вероятностей (напр. по Фрею и Рубину, 1991 г.)



## ВОПРОСЫ, КАСАЮЩИЕСЯ ВЫВЕДЕНИЯ ПЛОТНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ВЕРОЯТНОСТИ

Ниже следует описание того, как составители кадастра могут сообразить принципы сопоставимости, согласованности и прозрачности кадастров выбросов при выборе ПРВ:

- Если эмпирические данные имеются в наличии, первым вопросом является: будет ли нормальное распределение уместным для определения неопределенности. Если переменная должна быть неотрицательной, то стандартное отклонение нормального распределения не должно превышать 30 процентов от среднего значения для того, чтобы избежать недопустимо высокой вероятности ошибок, это необходимо для упреждения негативных значений. Усечения нижнего хвоста нормального распределения следует избегать, поскольку это влечет за собой изменение и других статистических значений распределения. Как правило, лучшей альтернативой усечению является поиск распределения, более подходящего для данных. Так, например, для положительно смещенных данных, которые должны быть неотрицательным, логнормальное распределение, распределении Вейбулла или гамма-распределение зачастую могут оказаться приемлемыми вариантами; однако, также может использоваться эмпирическое распределение данных;
- В случае использования экспертной оценки, выбранная функция распределения может, как правило, быть нормальной или логнормальной, дополненной треугольным или квантильным распределением соответственно;
- Прочие виды распределения могут использоваться тогда, когда в пользу их использования существуют неопровержимые доводы, на основании либо эмпирических наблюдений, либо экспертной оценки, подтвержденной теоретическими аргументами.

Вопрос о том, какая функция лучше подходит для комплекта данных, может быть довольно сложен. Один из подходов заключается в использовании площади смещения и эксцесса для поиска функциональных форм, соответствующих данным (Cullen и Frey, 1999). Эксцесс и смещение должны

применяться лишь в том случае, если имеется достаточно данных, позволяющих оценить эти значения. Далее функция подгоняется к данным с помощью метода наименьших квадратов, или другими способами. Существуют критерии оценки согласия, включая критерий хи-квадрата и др. (Cullen и Frey, 1999). Во многих случаях несколько функций будут удовлетворительно соответствовать данным в определенных пределах вероятности. Эти различные функции могут иметь радикально разные распределения в крайней степени, в тех случаях, когда существует недостаток, а то и отсутствие ограничивающих их данных, и выбор одной функции вместо другой может систематически изменить результаты анализа неопределенности. Cullen и Frey (1999) подтверждают рекомендации предыдущих авторов для таких случаев: *необходимо знание об основных физических процессах, определяющих выбор функции вероятности*. Существуют критерии, в свете этого физического знания являющиеся рекомендацией к решению о том, является ли данная функция соответствующей данным или нет.

Для того чтобы использовать данные в качестве основы для определения ПРВ первый критический этап состоит в том, чтобы определить, являются ли данные случайной репрезентативной выборкой в случае выборки из совокупности. Несколько основных вопросов, на которые следует ответить в отношении этих данных, включают:

- Являются ли эти данные репрезентативными для условий, определяющих коэффициенты выбросов или данные о деятельности, с учетом национальной специфики? Например, в секторе СХЛХДВЗ, являются ли данные репрезентативными для практики управления или других национальных условий?
- Являются ли эти данные случайной выборкой?
- Каково время усреднения для комплекта данных и является ли оно таким же, что и для оценки (которая относится к суммарным выбросам за конкретный год)? Например, данные о выбросах могли бы быть измерены в течение короткого периода времени, а не за весь год. Таким образом, экспертная оценка может потребоваться для экстраполяции краткосрочных данных на более долгосрочную основу.

Если данные являются случайной репрезентативной выборкой, то распределение может быть установлено непосредственно, используя классические статистические методы, даже если размер выборки небольшой. В идеале имеющиеся данные должны отражать среднегодовые величины, однако может оказаться необходимым преобразовать их, используя соответствующее время усреднения. Для нормальных распределений 95% доверительный интервал будет плюс или минус двукратным оцененному среднеквадратическому отклонению совокупности. В других случаях данные могут представлять собой исчерпывающий перечень суммы всех видов деятельности (например, суммарное энергетическое использование для конкретного вида топлива). В этом случае основой для оценки неопределенностей будет информация об ошибках в измерительных приборах либо в средствах обследования. Диапазон неопределенности в данных о деятельности может быть ограничен путем использования независимых методов либо проверок на согласованность. Например, данные о потреблении топлива можно сравнить с оценками производства, включая оценки производства с помощью различных методов.

Существует различие между неопределенностью в среднем и изменчивостью данных в ситуациях, в которых данные представляют изменчивость в категории внутри страны. Поскольку цель заключается в оценке среднегодовых выбросов на уровне отдельных стран, данные, которые отражают изменчивость внутри страны, должны быть усреднены по всему географическому региону страны, и неопределенность этих средних показателей следует оценивать и использовать в качестве основы для кадастра. И наоборот, если имеются в наличии международные данные на обобщенном уровне, без вспомогательных сведений о том, как такие данные могут быть разукрупнены по стране, существует несоответствие в масштабах, которое гораздо труднее исправить. Как правило, в этом случае неопределенность имеет тенденцию к увеличению при уменьшении географического масштаба, например, если число включенных категорий уменьшается, и если зависящие от места данные о выбросах отсутствуют. Таким образом, диапазоны неопределенности, разработанные для обобщенных данных, могут быть расширены для применимости к отдельным странам. В отсутствие какой-либо эмпирической базы для оценки относительной степени неопределенности на уровне стран, в сопоставлении с обобщенным международным уровнем, может быть использована экспертная оценка.

Для выборки из основной совокупности, необходимость состоит в том, чтобы оценить, являются ли данные случайными и репрезентативными для этой совокупности. Если так, то для определения распределения можно использовать классические статистические методы. Если нет, то потребуется некоторое сочетание анализа данных и заключения эксперта о распределениях. В первом случае Cullen и Frey (1999 г.) предлагают изучить комплект данных, используя итоговую статистику и графики для оценки важных особенностей (например, центральная тенденция, диапазон изменений, асимметрия).

Понимание, достигнутое при изучении данных, в сочетании со знаниями процессов, которые порождают эти данные, должны учитываться при выборе математического или численного представления распределения для введения в подходы 1 или 2 (см. раздел 3.2.3.)

Если параметрическое распределение выбрано в качестве кандидата для подгонки к комплекту данных, можно оценить параметры распределения, используя такие методики, как "оценка максимального правдоподобия"<sup>5</sup> или "метод согласования моментов"<sup>6</sup>. Степень согласия распределения можно оценить различными путями, включая сравнение эмпирически подобранной интегральной функции распределения (ИФР) с первоначальным комплектом данных, составление графиков вероятностей и проверку степени согласия (см. Cullen и Frey, 1999 г.). Важно, чтобы выбор параметрического распределения для представления комплекта данных основывался не только лишь на проверке степени согласия, но также на подобии процессов, которые привели к формированию данных, с теоретической основой для распределения (например, Hahn и Shapiro, 1967 г.).

Если данные усредняются за период меньше одного года, то может оказаться необходимым экстраполировать неопределенность на данный год. Рассмотрим пример, в котором комплект данных отражает изменчивость в среднесуточных измерениях выбросов для конкретной категории источников. Один метод, подробно описанный Frey и Rhodes (1996 г.), заключается в подгонке параметрического распределения к комплекту данных суточной изменчивости, использовании численного метода, известного как метод замещения, для оценки неопределенности в параметрах распределения и использование метода Монте-Карло для моделирования рандомизированных ежегодных средних величин коэффициента выбросов. Используя метод замещения (бутстрап), можно смоделировать неопределенность в распределении выборки для параметров подогнанного распределения (см. Efron и Tibshirani, 1993 г.; Frey и Rhodes, 1996 г.; Frey и Vammi, 2002 г.).

## **ЗАВИСИМОСТЬ И КОРРЕЛЯЦИЯ МЕЖДУ ВХОДНЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ**

В данном разделе дается краткий обзор вопросов, относящихся к зависимости и корреляции между входными элементами. Более подробную информацию по данной теме можно найти в работах Morgan и Henrion (1990 г.), Cullen и Frey (1999 г.), Smith и др. (1992).

При проведении вероятностного анализа предпочтительно определить модель таким образом, чтобы входные элементы были бы максимально статистически независимы. Например, вместо того, чтобы пытаться оценить данные о деятельности по многим подкатегориям, для которых данные определены по крайней мере частично на основании различий, лучше будет присвоить неопределенности более известным совокупным мерам деятельности. Например, использование топлива в жилых районах можно оценить как разницу между суммарным потреблением и использованием в секторах транспорта, промышленности и торговли. В этом случае оценка неопределенности в использовании топлива в жилых районах отрицательно коррелируется с неопределенностями в использовании топлива в других подкатегориях и может быть даже очень большой по сравнению с неопределенностью в суммарном потреблении. Таким образом, вместо того, чтобы пытаться оценить неопределенности отдельно по каждой подкатегории, с практической точки зрения будет более разумно оценить неопределенность для суммарного потребления, для которого могут иметься хорошие оценки и перекрестные проверки.

Зависимости, если таковые существуют, не во всех случаях могут быть важными для оценки неопределенностей. Зависимости между входными элементами будут иметь смысл только тогда, когда эти зависимости существуют между двумя входными элементами, к которым неопределенность в кадастре является чувствительной и, когда эти зависимости достаточно сильны. В отличие от этого слабые зависимости между входными элементами или сильные зависимости между входными элементами, к которым неопределенность в кадастре не чувствительна, окажут относительно небольшое влияние на результат анализа. Конечно, некоторые взаимозависимости представляют важность, и если их не учитывать, то это может привести к обманчивым результатам. Положительные корреляции между входными элементами имеют тенденцию к увеличению диапазона неопределенности на выходе, тогда как отрицательные корреляции стремятся к его уменьшению. Однако, положительные корреляции в неопределенности при сравнении двух лет в качестве части анализа тенденции уменьшат неопределенность в тенденции.

---

<sup>5</sup> Метод максимального правдоподобия выбирается в качестве оценок те значения параметров, при которых данные результаты наблюдения наиболее вероятны (например, Holland и Fitz-Simons, 1982 г.).

<sup>6</sup> Метод моментов находит статистическую оценку для неизвестных параметров распределения путем приравнивания соответствующих выбранных моментов к соответствующим моментам распределения. Метод прост в применении и дает согласованную формулу оценки. Во многих случаях оценки метода моментов являются смещенными (Wackerly, Mendenhall III и Scheaffer, 1996 ; стр. 395-397).

Для включения зависимостей в анализ могут рассматриваться нижеследующие методы:

- расслоение или объединение категорий для минимизации эффекта зависимостей;
- моделирование явной зависимости;
- симуляция взаимоотношения с помощью строгих парных методов (которые включены во многие пакеты прикладных программ);
- использование технологий повторной выборки в случаях, когда доступны многомерные комплекты данных;
- рассмотрение случаев связывания или чувствительности (например, один случай предполагает независимость, а другой – полную положительную корреляцию); и
- для анализа или симуляции временной автокорреляции могут использоваться методики временных рядов.

В качестве простого примера, Zhao и Frey (2004a) оценили последствия решения о том, следует ли неопределенность оценки коэффициента выбросов для различных категорий, полученных от одного и того же источника данных, рассматривать как зависимые или независимые между категориями, и обнаружили, что это не имеет значения для общей неопределенности кадастра. Конечно, этот результат характерен для отдельных рассмотренных случаев и должен проверяться в других приложениях. В качестве более сложного примера, приведенного в блоке 3.2, Ogle *и др.* (2003) рассмотрели зависимости факторов управления почвами, которые оценены для общего комплекта данных в рамках единой модели регрессионного типа, путем определения ковариации<sup>7</sup> между факторами редуцированной обработки почв и отсутствия обработки, а затем использовали эту информацию для оценки значений фактора управления с помощью соответствующей корреляции моделирования методом Монте-Карло<sup>8</sup>. Следует рассмотреть возможность корреляции среди входных переменных и сосредоточиться на тех, которые наиболее вероятно будут иметь наибольшие зависимости (например, применение факторов управления на практике одним и тем же способом в разные кадастровые годы или корреляции между деятельностью по обработке из года в год).

### Блок 3.2

#### ПРИМЕР ОЦЕНКИ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ МЕТОДОМ МОНТЕ-КАРЛО С КОРРЕЛЯЦИЯМИ

В работе Ogle *и др.* (2003) выполнен анализ методом Монте-Карло для оценки неопределенности кадастра уровня 2, связанной с изменениями количества C в почвах по причинам землепользования и обработки сельскохозяйственных земель в Соединенных Штатах. Факторы обработки были оценены примерно по 75 процентам опубликованных исследований с использованием линейных моделей смешанных эффектов. ПРВ базировались на данных об эффекте обработки на глубине 30 см в течение 20 лет после ее выполнения. Соответствующие запасы были оценены с использованием Национальной базы данных об обследовании почвенных свойств, в которой содержатся данные, собранные Министерством сельского хозяйства Соединенных Штатов (USDA). ПРВ были основаны на средних значениях и разнице примерно для 3700 педонов, с учетом пространственной автокорреляции мест их расположения вследствие скученного характера распределения. Данные о землепользовании и о деятельности по обработке были зафиксированы в кадастре природных ресурсов USDA, в котором отслеживается деятельность по обработке сельскохозяйственных земель более чем для 400,000 точек на территории Соединенных Штатов, вместе с дополнительными данными о приемах механической обработки, эти данные предоставляются Информационным центром по почвозащитным методам (СТИС). Анализ с помощью метода Монте-Карло был осуществлен с использованием коммерческого программного обеспечения, код которого разработан аналитиками США. Их анализ учитывает зависимости между оцениваемыми параметрами, полученными из общих комплектов данных. Например, факторы использования сельскохозяйственных земель в

<sup>7</sup> Ковариация между двумя переменными величинами ( $x$  и  $y$ ) измеряет их взаимную зависимость. Ковариация выборки, состоящей из  $n$  пар значений, является общей суммой произведений отклонения отдельных значений  $x$  от среднего значения  $x$  и отклонения соответствующего отдельного значения  $y$  от среднего значения  $y$ , разделенной на  $(n-1)$ .

<sup>8</sup> Более подробное рассмотрение и примеры этих типов методов изложены в работах Cullen и Frey (1999), Morgan и Henjion (1990), и USEPA (1996). Эти документы также содержат справочные ссылки на соответствующую литературу.

иных целях и изменения в землепользовании между состояниями «культивируется» и «не культивируется» были получены из одного регрессионного анализа с использованием индикаторной переменной для использования сельскохозяйственных земель в иных целях, и следовательно, являются взаимосвязанными. Их анализ также учел зависимости в области землепользования и данных о деятельности по обработке. При имитации входных величин, факторы были признаны полностью зависимыми от базового и текущего кадастрового года, поскольку относительное влияние обработки почвы на количество С в почве было принято одним и тем же, вне зависимости от года, когда была внедрена практика. Таким образом, факторы были смоделированы с идентичным случайным значением. Напротив, соответствующие накопления углерода для различных видов почв в каждом климатическом регионе были смоделированы независимо, с различными случайными значениями, поскольку запасы для каждого региона были оценены по отдельным независимым комплектам данных. Аналитики США решили использовать 50000 циклов для анализа методом Монте-Карло. Это количество является достаточным, поскольку имеющиеся значения точны только до десятых долей, и результаты моделирования были признаны относительно стабильным на этом уровне значимости. Ogle и др. (2003) установили, что для минеральных почв верно среднее значение  $10.8 \text{ Tg C yr}^{-1}$  в период с 1982 по 1997 года при 95% доверительном интервале, при колебании значения в пределах от 6.5 до  $15.3 \text{ Tg C yr}^{-1}$ . Напротив, органические обрабатываемые почвы теряли в среднем  $9.4 \text{ Tg C yr}^{-1}$ , в пределах от 6.4 до  $13.3 \text{ Tg C yr}^{-1}$ . Кроме того, Ogle и др. (2003) обнаружили, что изменчивость фактора обработки вносит до 90 процентов вклада в общую неопределенность окончательной оценки изменений количества углерода в почве.

### 3.2.3 Методы объединения неопределенностей

После определения неопределенностей данных о деятельности, коэффициентов выбросов или выбросов по категориям, они могут быть объединены для получения оценки неопределенности для всего кадастра за любой год и тенденции общей неопределенности кадастра с течением времени. Результаты теории выборочного метода, как описано в разделе 2.5.1 (Кадастры уровня 3, основанные на моделях) главы 2 тома 4 сектора СХЛХДВЗ, могут использоваться в случаях, когда выборка применяется для прямого измерения, например, для изменения запасов углерода. В этих условиях, теория выборочного метода позволяет оценить неопределенность выбросов/поглощений для данной категории без необходимости отдельной характеристики фактора деятельности и выбросов

Два подхода для оценки комбинированной неопределенности представлены в следующих разделах: подход 1 использует простые уравнений, подверженные распространению ошибок, а подход 2 использует метод Монте-Карло или аналогичные методы. Каждый подход может использоваться для источников или накопителей выбросов, с учетом допущений и ограничений для каждого подхода и наличия ресурсов. Дополнительное пошаговое разъяснение методов статистических расчетов подходов приводится в разделах 3.7.1 и 3.7.2

Отклонения должны быть учтены до применения подхода 1 или 2, как указано в разделе 3.2.2.1. Например, как указано в разделе 3.2.2.1, следует осуществлять оценку отклонений и потенциальной несогласованности моделирующих подходов, а также любые действия по улучшению кадастровой оценки. Подходы 1 и 2 направлены на количественную оценку случайных компонентов неопределенности результатов кадастра, при том, что известные источники отклонений устранены. Кадастровые оценки могут включать неизвестные отклонения, и в процессе анализа принимается, что все ошибки проявляют себя как случайные (Winiwarter и Rypdal, 2001).

#### 3.2.3.1 ПОДХОД 1: РАСПРОСТРАНЕНИЕ ОШИБОК

Подход 1 базируется на основе распространения ошибок и используется для оценки неопределенности отдельных категорий, для кадастра в целом и для тенденций между интересующим годом и годом базовым. Основные допущения, требования и процедуры, описываются здесь.

Подход 1 должны применяться с использованием таблицы 3.2 (Расчет неопределенности подхода 1), которую можно перенести в электронные таблицы коммерческого программного обеспечения. Таблица завершается на уровне категорий, с использованием диапазонов неопределенности для данных о



деятельности и коэффициентов выбросов в соответствии с секторальным руководством по *эффективной практике*<sup>9</sup>. Различные газы должны вводиться отдельно в эквиваленте CO<sub>2</sub>.

## ОСНОВНЫЕ ДОПУЩЕНИЯ ПОДХОДА 1

Неопределенность выбросов или поглощений при подходе 1 может быть передаваться в неопределенности данных о деятельности, коэффициентов выбросов и других параметров оценки из-за использования уравнения, подверженного распространению ошибок (Mandel, 1984, Bevington и Robinson, 1992). Если корреляции существуют, то они могут быть включены напрямую, либо данные могут быть обобщены до приемлемого уровня, так, чтобы эти корреляции стали менее значительными. Подход 1 также теоретически требует, чтобы стандартное отклонение, поделенное на среднее значение, было менее 0,3. На практике, однако, подход даст содержательный результат, даже если этот критерий соблюдается не строго и некоторые корреляции сохраняются. Подход 1 предполагает, что относительные диапазоны неопределенности выбросов и факторов деятельности одинаковы для базового года и года *t*. Это предположение часто корректно, либо относительно корректно. Если любое из ключевых предположений подхода 1 не применяется, вместо него может использоваться либо разработанная альтернативная версия подхода 1 (например, см. раздел 3.4) либо подход 2.

Если стандартное отклонение, поделенное на среднее значение, превышает 0,3, надежность подхода 1 может быть увеличена. В параграфе «Работа с крупными и асимметричными неопределенностями результатов подхода 1» данного раздела описывается, как это сделать.

## КЛЮЧЕВЫЕ ТРЕБОВАНИЯ ПОДХОДА 1

Для количественной оценки неопределенности с использованием подхода 1, требуются оценки среднего и стандартного отклонения для всех входных данных, а также уравнение, посредством которого все входные данные комбинируются для оценки результата. Простейшие уравнения включают статистически независимые (некоррелированные) входные данные.

После выявления неопределенностей по категориям источников их можно объединить для проведения оценок неопределенностей для всего кадастра за любой год и неопределенности временной тенденции во всем кадастре. Как рассматривается ниже, эти оценки неопределенности могут быть объединены с помощью двух удобных правил для объединения некоррелированных неопределенностей с помощью сложения и умножения.

## ПРОЦЕДУРА ПОДХОДА 1

Анализ подхода 1 оценивает неопределенности с использованием уравнения, подверженного распространению ошибок, в два шага. Во-первых, уравнение аппроксимации 3.1 используется для объединения коэффициента выбросов, данных о деятельности и других оценочных параметров по категориям и парниковым газам. Во-вторых, уравнение аппроксимации 3.2 используется для расчета общей неопределенности национальных выбросов и тенденции выбросов от базового года к году текущему.

## Неопределенность ежегодной оценки

Подверженное распространению ошибок уравнение<sup>10</sup> дает два удобных правила для объединения некоррелированных неопределенностей с помощью сложения и умножения:

- В случаях, когда неопределенные величины должны объединяться с помощью умножения, среднее квадратическое отклонение суммы будет равняться квадратному корню из суммы квадратов среднее квадратических отклонений добавленных величин, при всех среднее квадратических отклонениях выраженных как коэффициенты изменчивости, которые являются соотношением таких

<sup>9</sup> В случаях, когда оценки получены из моделей, введите неопределенность, ассоциированную с данными о деятельности, использованными для определения модели, и введите неопределенность, ассоциированную с модельными параметрами вместо неопределенности коэффициента выбросов. Может возникнуть необходимость в проведении экспертной оценки или расчетов распространения неопределенности, связанных со структурой модели. Если практически нецелесообразно разделять оценку неопределенности, полученную по модели для категории, на отдельные компоненты деятельности и коэффициентов выбросов, то введите общую неопределенность для категории в колонке коэффициента выбросов и присвойте нулевую неопределенность в колонке коэффициента деятельности.

<sup>10</sup> Как более расширенно изложено в приложении 1 к *Руководящим указаниям по эффективной практике и учету факторов неопределенности (РУЭП2000, МГЭИК, 2000)*, и в приложении 1 к *Пересмотренным руководящим принципам МГЭИК 1996 г.* (Инструкции по отчетности) (*Руководящие принципы МГЭИК 1996 г., МГЭИК, 1997*).

отклонений к соответствующим средним значениям. Это правило является приближенным для всех случайных переменных. В обычных условиях оно является достаточно точным, если коэффициент изменчивости не превышает 0,3. Это правило не применяется в отношении деления.

Теперь можно вывести простое уравнение (уравнение 3.1) для неопределенности произведения, выраженной в процентном отношении:

**УРАВНЕНИЕ 3.1**  
**ОБЪЕДИНЕНИЕ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ – ПОДХОД 1 – УМНОЖЕНИЕ**

$$U_{\text{общ.}} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + \dots + U_n^2}$$

Где:

$U_{\text{общ.}}$  = неопределенности в процентах произведения величин (половина 95% доверительного интервала разделенная на сумму и выраженная в процентах);

$U_i$  = неопределенности в процентах, связанные с каждой величиной.

- В случаях, когда неопределенные величины должны объединяться с помощью сложения, среднее квадратическое отклонение суммы будет равно квадратному корню из суммы квадратов среднее квадратических отклонений величин, которые складываются, причем все среднее квадратические отклонения выражаются в абсолютном исчислении (это правило верно для некоррелируемых переменных величин).

Используя эту интерпретацию можно вывести простое уравнение (уравнение 3.2) для неопределенности суммы, выраженной в процентах:

**УРАВНЕНИЕ 3.2**  
**ОБЪЕДИНЕНИЕ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ – ПОДХОД 1 – СЛОЖЕНИЕ И ВЫЧИТАНИЕ**

$$U_{\text{общ.}} = \frac{\sqrt{(U_1 \cdot x_1)^2 + (U_2 \cdot x_2)^2 + \dots + (U_n \cdot x_n)^2}}{|x_1 + x_2 + \dots + x_n|}$$

Где:

$U_{\text{общ.}}$  = неопределенности в процентах суммы величин (половина 95% доверительного интервала, разделенная на сумму (т.е. средняя величина) и выраженная в процентах). Термин «неопределенность», таким образом, базируется на 95% доверительном интервале;

$x_i$  и  $U_i$  = соответственно неопределенные величины и связанных с ними неопределенности в процентах.

Кадастр парниковых газов в большинстве случаев является суммой произведений коэффициентов выбросов, данных о деятельности и других параметров оценки. В связи с этим, уравнения 3.1 и 3.2 можно использовать многократно для оценки неопределенности суммарного. На практике неопределенности, обнаруженные в кадастре по категориям источников, варьируются от нескольких процентов до порядков величины и могут быть скоррелированы. Это не согласуется с предположениями уравнений 3.1 и 3.2 о том, что переменные некоррелированы, и с предположениями уравнения 3.2 о том, что коэффициент изменчивости составляет менее 30 процентов, но в этих условиях уравнения 3.1 и 3.2 могут использоваться для получения приблизительного результата.

### Неопределенность в тенденциях

Неопределенности тенденций оцениваются с использованием чувствительности двух типов:

- *Чувствительность типа А:* Чувствительность типа А: выраженное в процентах, изменение разности общих выбросов между базовым годом и текущим годом в результате 1 % увеличения выбросов или поглощений данной категории источника и газа как в базовый год, так и в текущий год.
- *Чувствительность типа В:* изменение различия общих выбросов между базовым годом и текущим годом, выраженное в процентах, в результате 1 % увеличения выбросов или поглощений данной категории источника и газа только в текущий год.

Типы чувствительности А и В являются лишь промежуточными переменными, упрощающими процедуру расчета. Результаты анализа не ограничиваются изменением только на один процент, но зато зависят от степени неопределенности для каждой категории.

Концептуально, чувствительность типа А вытекает из неопределенностей выбросов или поглощений, которые одинаково затрагивают как базовый, так и текущий год, а чувствительность типа В вытекает из неопределенностей, которые затрагивают только выбросы или поглощения в текущий год. Неопределенности, которые полностью коррелируются между годами, будут ассоциироваться с чувствительностью типа А, а неопределенности, которые не коррелируются между годами, будут ассоциироваться с чувствительностью типа В. Неопределенности коэффициента выбросов (и другие оценочные параметры) имеют тенденцию к чувствительности типа А, а неопределенности данных о деятельности имеют тенденцию к чувствительности типа В. Однако, это отношение не всегда соблюдается, и возможно применение чувствительности типа А к данным о деятельности, а чувствительности типа В к коэффициентам выбросов, для отображения некоторых национальных условий. Чувствительности типа А и типа В являются упрощениями, вводимыми для анализа корреляции.

После того, как рассчитаны неопределенности, вводимые в национальный кадастр по типам чувствительности А или В, они могут быть просуммированы, используя уравнения распространения ошибки (уравнение 3.1) для получения общей неопределенности в тенденции.

### Рабочий формуляр для Подхода 1 – Расчет неопределенности

Колонки таблицы 3.2 (Подход 1 – Расчет неопределенности) помечены буквами от А до М и содержат следующую информацию, из которой вывод ключевых уравнений приводится в разделе 3.7.1 раздела 3.7 (Базовая техническая информация).

- А и В показывают категорию МГЭИК и парниковый газ.
- С и D являются оценками кадастра соответственно в базовый год и в текущий год<sup>11</sup> для категории источника и газа, определенных в колонках А и В, выраженными в эквиваленте CO<sub>2</sub>.
- Е и F содержат неопределенности соответственно для данных о деятельности и коэффициентов выбросов, полученные из сочетания эмпирических данных и экспертных оценок, как ранее описано в настоящей главе, введенные в качестве половины 95% доверительного интервала, разделенной на среднюю величину и выраженной в процентах. Причина деления пополам 95% доверительного интервала состоит в том, что величина, введенная в колонки Е и F, затем соответствует знакомым величинам плюс и минус, когда неопределенности приближенно упоминаются как "плюс или минус х%", поэтому экспертные оценки этого типа могут быть непосредственно введены в таблицы для расчета. Если известно, что неопределенность имеет сильно асимметричный характер, вводится более крупное процентное различие между средней величиной и границей доверительного интервала.
- данных в колонках Е и F, с использованием уравнения распространения ошибки (уравнение 3.2). Поэтому данные колонки G представляют собой квадратный корень из суммы квадратов показателей в колонках Е и F.
- Н показывает неопределенность в колонке G в виде процента от суммарных национальных выбросов за текущий год. Показатель в каждом ряду колонки Н представляет собой квадрат показателя в колонке G, умноженный на квадрат показателя в колонке D, разделенный на итоговую величину внизу колонки D. Итоговая величина внизу колонки Н представляет собой оценку неопределенности суммарных национальных выбросов за текущий год в процентах, рассчитанную на основе вышеприведенных показателей, используя уравнение 3.1. Эта итоговая величина получена путем суммирования показателей в колонке Н и извлечения квадратного корня из суммы.
- I показывает, как изменяется разность выбросов в процентах между базовым годом и текущим годом в ответ на однопроцентное увеличение выбросов/поглощений из категории источников как в базовом, так и в текущем году. Колонка показывает чувствительность тенденции выбросов к систематической неопределенности в оценках выбросов (т.е. корреляцию между базовым годом и текущим годом). Это – чувствительность типа А, как определено выше.
- J показывает, как изменяется разность выбросов в процентах между базовым годом и текущим годом в ответ на однопроцентное увеличение выбросов/поглощений из категории источника только в текущем году. Колонка демонстрирует чувствительность тенденции выбросов к случайной ошибке в оценке выбросов (т.е. чувствительность, которая не коррелируется между базовым годом и текущим годом). Это – чувствительность типа В, как описано выше.

<sup>11</sup> Текущий год - это самый недавний год, для которого имеются данные кадастра.

- К использует информацию в колонках I и F для демонстрации неопределенности, вводимой в тенденцию выбросов неопределенностью коэффициента выбросов, исходя из предположения, что неопределенность в коэффициентах выбросов коррелируется между годами. Если пользователь решает, что неопределенности коэффициентов выбросов не коррелируются между годами, то вместо колонки I должны использоваться показатели в колонке J, а результат должен умножаться на  $\sqrt{2}$ .
- L использует информацию в колонках J и E для демонстрации неопределенности, вводимой в тенденцию выбросов неопределенностью данных о деятельности, исходя из предположения, что неопределенность в данных о деятельности не коррелируется между годами. Если пользователь решает, что неопределенности данных о деятельности коррелируются между годами, то вместо колонки J должны использоваться показатели в колонке I, а коэффициент  $\sqrt{2}$  не применяется.
- M представляет собой оценку неопределенности, вводимой в тенденцию национальных выбросов рассматриваемой категорией источника. При уровне 1 этот показатель выводится из данных в колонках K и L, используя уравнение 3.2. Таким образом, показатель в колонке M является квадратным корнем из суммы квадратов величин в колонках K и L. Итоговая величина внизу этой колонки является оценкой суммарной неопределенности тенденции, рассчитанной на основе величин, приведенных выше, используя уравнение распространения ошибки. Эта итоговая величина получена путем суммирования показателей в колонке M и извлечения квадратного корня из суммы. Неопределенность тенденции является диапазоном *процентного пункта* по отношению к тенденции в кадастре. Например, если выбросы текущего года на 10% превышают выбросы базового года, и если отчетная неопределенность тенденции внизу колонки M равна 5%, то неопределенность тенденции составляет  $10\% \pm 5\%$  (или увеличение от 5% до 15%) для выбросов текущего года относительно выбросов базового года.
- Пояснительные сноски приводятся в нижней части таблицы и содержат документальные ссылки на данные о неопределенности (включая данные измерений) или другие соответствующие комментарии.

Пример крупноформатной таблицы, в которую внесены все численные данные, содержится в разделе 3.6 (Подход 1 – Пример расчета неопределенностей). Подробности этого подхода изложены в разделе 3.7.1 а вывод неопределенности тенденции – в разделе 3.7.2.

**ТАБЛИЦА 3.2**  
**ПОДХОД 1 К РАСЧЕТУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ**

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год	Выбросы или поглощения в год <i>t</i>	Неопределенность данных о деятельности	Неопределенность коэффициентов выбросов/ параметров оценки	Объединенная неопределенность	Вклад в изменчивость по категориям в год <i>t</i>	Чувствительность типа А	Чувствительность типа В	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности	Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов
		Входные данные	Входные данные	Входные данные Прим. А	Входные данные Прим. А	$\sqrt{E^2 + F^2}$	$\frac{(G \cdot D)^2}{(\sum D)^2}$	Прим. В	$\left  \frac{D}{\sum C} \right $	I • F Примечание С	J • E • $\sqrt{2}$ Примечание D	$K^2 + L^2$
		Гг эквивалента CO <sub>2</sub>	Гг эквивалента CO <sub>2</sub>	%	%	%		%	%	%	%	%
Например, 1.А.1. Энергетика Промышленность, Топливо 1	CO <sub>2</sub>											
Например, 1.А.1. Энергетика Промышленность, Топливо 2	CO <sub>2</sub>											
И т.д....	...											
Итого		$\sum C$	$\sum D$				$\sum H$					$\sum M$
					Процент неопределенности в суммарном кадастре:		$\sqrt{\sum H}$				Неопределенность тенденции:	$\sqrt{\sum M}$

Примечание А: Если для какой-либо категории источников известна лишь суммарная неопределенность (не отдельно для коэффициента выбросов и для данных о деятельности) то:

- Если неопределенность коррелируется между годами, внести неопределенность в колонку F и внести 0 в колонку E;
- Если неопределенность не коррелируется между годами, внести неопределенность в колонку E, и внести 0 в колонку F.

Примечание В: Абсолютное значение:

$$\frac{0.01 \cdot D_x + \sum D_i - (0.01 \cdot C_x + \sum C_i)}{(0.01 \cdot C_x + \sum C_i)} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

Где:

$C_x, D_x$  = величина ряда  $x$  таблицы из соответствующей колонки, представляющей определенную категорию

$\sum C_i, \sum D_i$  = Сумма по всем категориям (рядам) кадастра соответствующей колонки

Примечание С: В случае, когда предполагается отсутствие корреляции между коэффициентами выбросов, должна использоваться чувствительность типа В, а результат умножаться на  $\sqrt{2}$ :

$$K_x = J_x \cdot F_x \cdot \sqrt{2}$$

Примечание D: В случае, когда предполагается корреляция между данными о деятельности, должна использоваться чувствительность типа А, а умножать результат на  $\sqrt{2}$  не требуется:

$$L_x = I_x \cdot E_x$$

## УЧЕТ БОЛЬШИХ И АССИМЕТРИЧНЫХ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ

В разделе 3.7.3 приводится детальная информация о том, как можно интерпретировать результаты подхода 1, если относительный диапазон неопределенности для величин, которые должны быть неотрицательными, слишком велик. Метод распространения ошибки, являющийся базовым для подхода 1 работает хорошо если неопределенности относительно невелики, подразумевается, что стандартное отклонение, поделенное на среднее значение дает результат менее 0,3. Если неопределенности больше, можно продолжать использовать подход 1, и получать при этом содержательные результаты. Однако без корректировки этот подход имеет тенденцию к недооценке неопределенности с точки зрения мультипликативности (или частного). Более того, если относительные неопределенности больше неотрицательных величин, то диапазоны неопределенности обычно асимметричны, и подход 1 не определяет эту асимметрию. Вторым способом является использование подхода 2, однако, это может быть не всегда осуществимо. Третьим способом является использование подхода 1 с поправками. К примеру, как более детально описано далее, в разделе 3.7.3, неопределенность от -65% до +126% относительно среднего значения может быть оценена просто как плюс или минус 100 процентов. Этот пример может быть использован должным образом, с некоторыми поправками, к результатам подхода 1. Преимуществом использования поправок к подходу 1 (если это возможно), а не подхода 2, является использование относительно простых табличных методов расчетов и отсутствие необходимости применения специализированного программного обеспечения для моделирования с помощью метода Монте-Карло.

### 3.2.3.2 ПОДХОД 2: МОДЕЛИРОВАНИЕ МЕТОДОМ МОНТЕ-КАРЛО

Анализ с помощью метода Монте-Карло подходит для детализированных оценок неопределенности «от категории к категории», в частности, если неопределенности велики, распределение ненормально, алгоритмы являются сложными функциями и/или существуют корреляции между некоторыми из комплектов данных о деятельности, коэффициентами выбросов или и теми и другими.

При моделировании методом Монте-Карло генерируются псевдослучайные выборки входных данных согласно ПРВ, определенных для каждого входного значения. Выборки называются «псевдослучайными» потому, что они генерируются особым алгоритмом, известным как генератор

псевдослучайных чисел (ГПСЧ), он выдает воспроизводимые ряды чисел (согласно случайным входным значениям) но любая из таких рядов обладает качеством произвольности. Подробности можно получить из других источников (например, Vargu, 1996). Если у модели два или более входа, тогда случайные выборки генерируются ГПСЧ для каждого из входов, и одно случайное число для каждого вводимого значения вводится в модель для получения оценки на выходе. Этот процесс повторяется желаемое количество раз для получения множества оценок на выходе модели. Множество оценок является выборкой значений ПРВ для выходной информации. С помощью анализа выборок ПРВ для выходной информации модели могут быть получены: среднее значение, стандартное отклонение, 96-процентный доверительный интервал и прочие параметры выходных данных ПРВ. Так как моделирование методом Монте-Карло является численным методом, точность результатов обычно улучшается при увеличении количества итераций. Более подробно о методологии моделирования с помощью метода Монте-Карло, а также о прочих подобных технических приемах, таких, как выборка методом латинского гиперкуба (МЛГ), можно узнать из работ Hahn и Shapiro (1967); Ang и Tang (1984); и Morgan и Henrion (1990).

## КЛЮЧЕВЫЕ ПРЕДПОЛОЖЕНИЯ ПОДХОДА 2

При подходе 2, упрощающие предположения, требуются для подхода 1, могут быть опущены. Таким образом, числовые статистические технические приемы, в особенности приемы, использующие метод Монте-Карло, в силу широкого использования, являются более подходящими, чем подход 1, при оценке неопределенности выбросов/поглощений (от неопределенностей мероприятий по деятельности и коэффициентов выбросов/характеристик выбросов) когда:

- неопределенности велики;
- их распределение не является гауссовым;
- алгоритмы являются сложными функциями;
- происходят корреляции между некоторыми из комплектов данных, коэффициентами выбросов или и теми и другими;
- неопределенности различны для разных кадастровых лет.

## КЛЮЧЕВЫЕ ТРЕБОВАНИЯ ПОДХОДА 2

Моделирование методом Монте-Карло требует от аналитика определения ПРВ (см. Fishman, 1996), что вполне корректно представляет все входные данные модели, для которых определена неопределенность. ПРВ могут быть получены различными методами, как описано в разделе 3.2.2.4, включая статистический анализ данных или выводы эксперта. Основное условие состоит в том, чтобы определить распределения вероятностей для входных элементов таким образом, чтобы все они основывались на одних и тех же основополагающих предположениях относительно времени усреднения, локализации и других обуславливающих факторов, относящихся к конкретной оценке (например, климатологические условия, влияющие на выбросы парниковых газов от сельского хозяйства)

Анализ методом Монте-Карло позволяет обращаться с плотностями распределения вероятностей любой физически возможной формы и ширины, а также обрабатывать изменяющиеся степени корреляции (как во времени, так и между категориями источников/поглотителей). Анализ методом Монте-Карло позволяет обращаться с простыми моделями (например, кадастрами выбросов, которые являются суммой источников и поглощений, каждый из которых оценивается с помощью мультипликативных множителей) а также с более сложными моделями (например, с убыванием первого порядка для  $\text{CH}_4$  из мест хранения отходов).

## ПРОЦЕДУРЫ ПОДХОДА 2

Принцип анализа методом Монте-Карло состоит в выборе случайных величин коэффициентов выбросов, данных о деятельности и других параметров оценки в пределах их индивидуальных плотностей распределения вероятностей и в расчете соответствующих величин выбросов. Эта процедура повторяется много раз, используя компьютер, а результаты каждого тура вычислений создают всеобъемлющую плотность распределения вероятностей выбросов. Анализ метода Монте-Карло можно проводить на уровне категории источника, для укрупненных категорий или для кадастра в целом. Имеется прямой доступ к

пакетам статистического программного обеспечения – некоторые из которых включают удобные для пользователя алгоритмы метода Монте-Карло<sup>12</sup>.

Подобно всем методам, анализ методом Монте-Карло дает удовлетворительные результаты только в случае правильного применения. Это требует от аналитика научно-технических знаний о кадастре. Разумеется, результаты будут оправдываться лишь в той степени, в какой надежны входные данные, включая любые экспертные оценки.

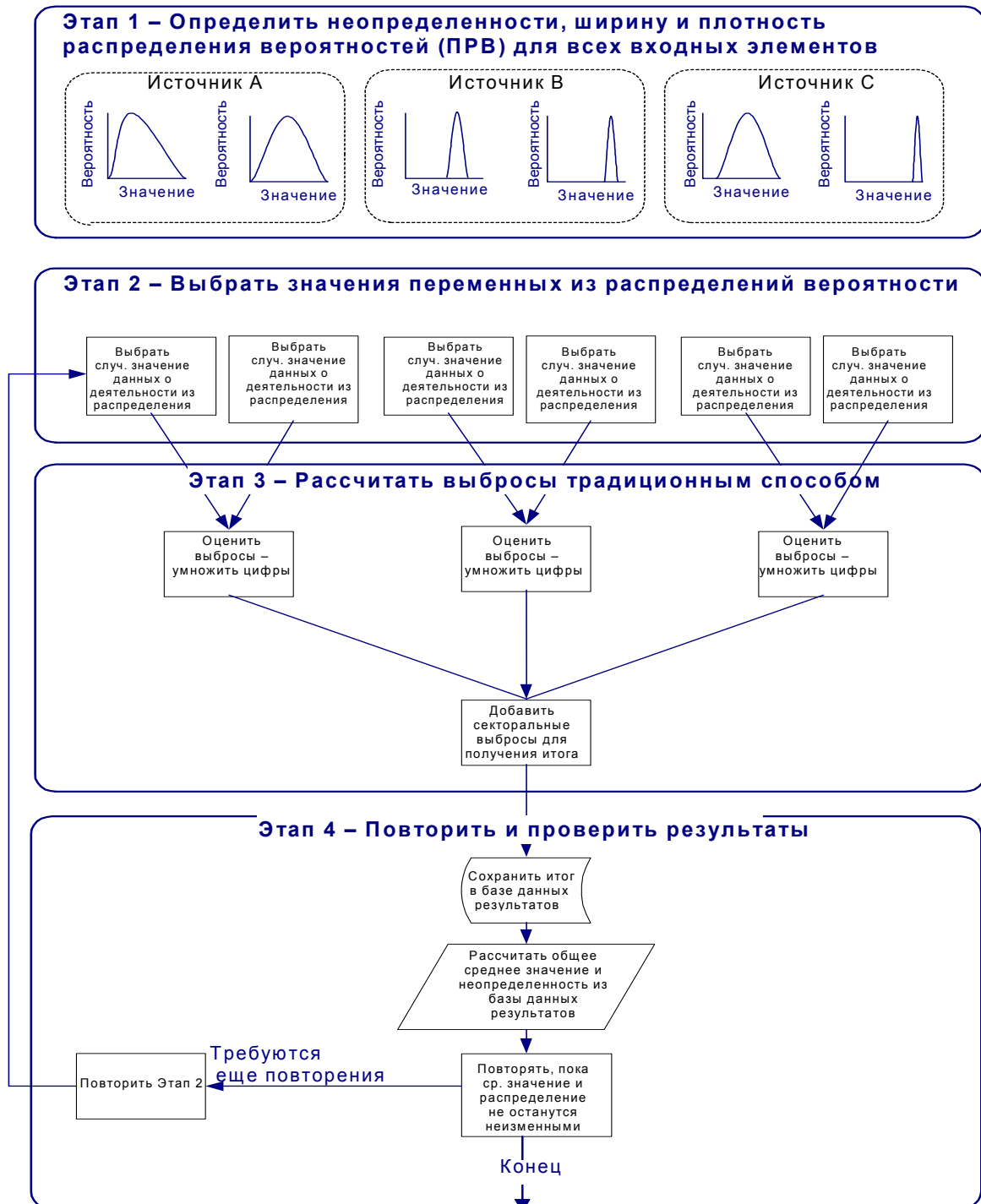
Метод Монте-Карло состоит из четырех четко определенных этапов, показанных на рисунке 3.7. Только первый из них требует усилий со стороны пользователя, остальная часть выполняется программой математического обеспечения. Расчеты кадастра выбросов, ПРВ и величины корреляции должны быть введены в программу математического обеспечения метода Монте-Карло. Последующие этапы программа математического обеспечения выполняет автоматически. В некоторых случаях составитель кадастра может решить подготовить свою собственную программу моделирования по методу Монте-Карло; это может быть достигнуто с помощью статистического программного обеспечения. Представленный ниже раздел «Выбор метода моделирования и размера выборки» содержит краткий обзор различных программных пакетов.

---

<sup>12</sup> Winiwarter и Rypdal (2001 г.), Игглестон *и др.* (1998 г.) и Монни *и др.* (2004 г.) приводят пример анализа методом Монте-Карло, применяемого для национального кадастра парниковых газов и используемого для оценки неопределенностей как в суммарных выбросах, так и в тенденциях выбросов. Другой пример использования анализа методом Монте-Карло содержится в работе МакКанна *и др.* (1994 г.). Более подробно описание и применение данного метода представлено в работах Бевингтона и Робинсона (1992 г.), Манли (1997 г.), Morgan и Хенриона (1990 г.), а также Каллена и Фрея (1999 г.). Краткий пример применения анализа методом Монте-Карло приводится в блоке 3.2, основанном на работе Огла *и др.* (2003 г.).



Рисунок 3.6 Иллюстрация метода Монте-Карло



**Этап 1: Определить неопределенности категорий.** Сюда входят параметры оценки и данные о деятельности, ассоциируемые с ними средние величины и ПРВ, и любые корреляции. Неопределенности могут быть оценены следуя руководящим указаниям, изложенным в разделах 3.2.1 и 3.2.2. Руководство по оценке корреляций см. в параграфе «Зависимость и корреляция между входными элементами» и в блоке 3.2.

**Этап 2: Отобрать случайные переменные величины.** Отобрать входные величины. Входные величины представляют собой оценки, применяемые при расчетах кадастра. Это начало процесса повторения итерации. Для каждого элемента входных данных выбирается случайное число из ПРВ этой переменной.

**Этап 3: Оценить выбросы и поглощения** Переменные, отобранные на этапе 2, используются для оценки ежегодных выбросов и поглощений, исходя из входных величин. Легко ввести корреляции в 100%, а хорошие программы математического обеспечения метода Монте-Карло позволяют ввести и другие корреляции. Поскольку расчеты выбросов должны быть такими же, как и для оценки национального кадастра, процесс Монте-Карло может быть полностью интегрирован в оценки ежегодных выбросов.

**Этап 4: Повторение и мониторинг результатов.** Повторение и мониторинг результатов. Рассчитанная на этапе 3 суммарная величина вводится в память, а затем процесс повторяется, начиная с этапа 2. Результаты повторений используются для вычисления среднего значения и ПРВ.

## ПОДХОД 2 - НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ В ТЕНДЕНЦИЯХ

Метод Монте-Карло подхода 2 может использоваться для оценки неопределенностей в тенденции, а также в абсолютной величине выбросов в данный год. Процедура состоит в простом расширении того, что описано в предыдущем разделе.

В этом случае тенденция определяется как процентное различие<sup>13</sup> между базовым годом и годом, представляющим интерес (год  $t$ ). Поэтому необходимо провести анализ методом Монте-Карло для одновременной оценки обоих лет. Следующие этапы показывают процедуру.

**Этап 1: Определить неопределенности категорий источников/поглотителей.** Определить плотности распределения вероятностей для коэффициентов выбросов, данных о деятельности и других параметров оценки. Это тот же самый процесс, который описан выше, за исключением того, что его необходимо провести как для базового года, так и для текущего года, и рассмотреть взаимосвязь между данными. Для многих категорий источников будет использоваться один и тот же коэффициент выбросов для каждого года (т.е. коэффициенты выбросов для обоих лет коррелируются на 100%). В этих случаях описывается одно распределение и выбранная из него величина используется для каждого года на этапе 3. Изменения в технологиях или практике будут менять коэффициенты выбросов во времени. В этом случае следует воспользоваться двумя коэффициентами выбросов, которые имеют более низкую или нулевую корреляцию. Если эти коэффициенты выбросов содержат случайный элемент или непредсказуемо варьируются от года к году, то следует также воспользоваться отдельными коэффициентами выбросов (например, в отношении содержания углерода в ископаемом топливе, которое может меняться в зависимости от рыночных поставок топлива и также содержит свою собственную неопределенность). В большинстве случаев предполагается, что интенсивность деятельности не коррелируется между годами, поэтому необходимо вводить два распределения, даже если их параметры одни и те же, с тем чтобы на этапе 3 было проведено два различных случайных отбора из этих распределений. Используемая программа компьютерного математического обеспечения может с успехом ввести другие корреляции, и эти возможности можно будет использовать при наличии достаточной информации. Однако это, вероятно, окажется необходимым лишь в нескольких случаях.

**Этап 2: Отобрать случайные переменные величины.** Компьютерная программа будет действовать, как описано ранее, с учетом любой корреляции между плотностями распределения вероятностей (ПРВ). На рисунке 3.7 ниже показана схема расчета для анализа тенденции.

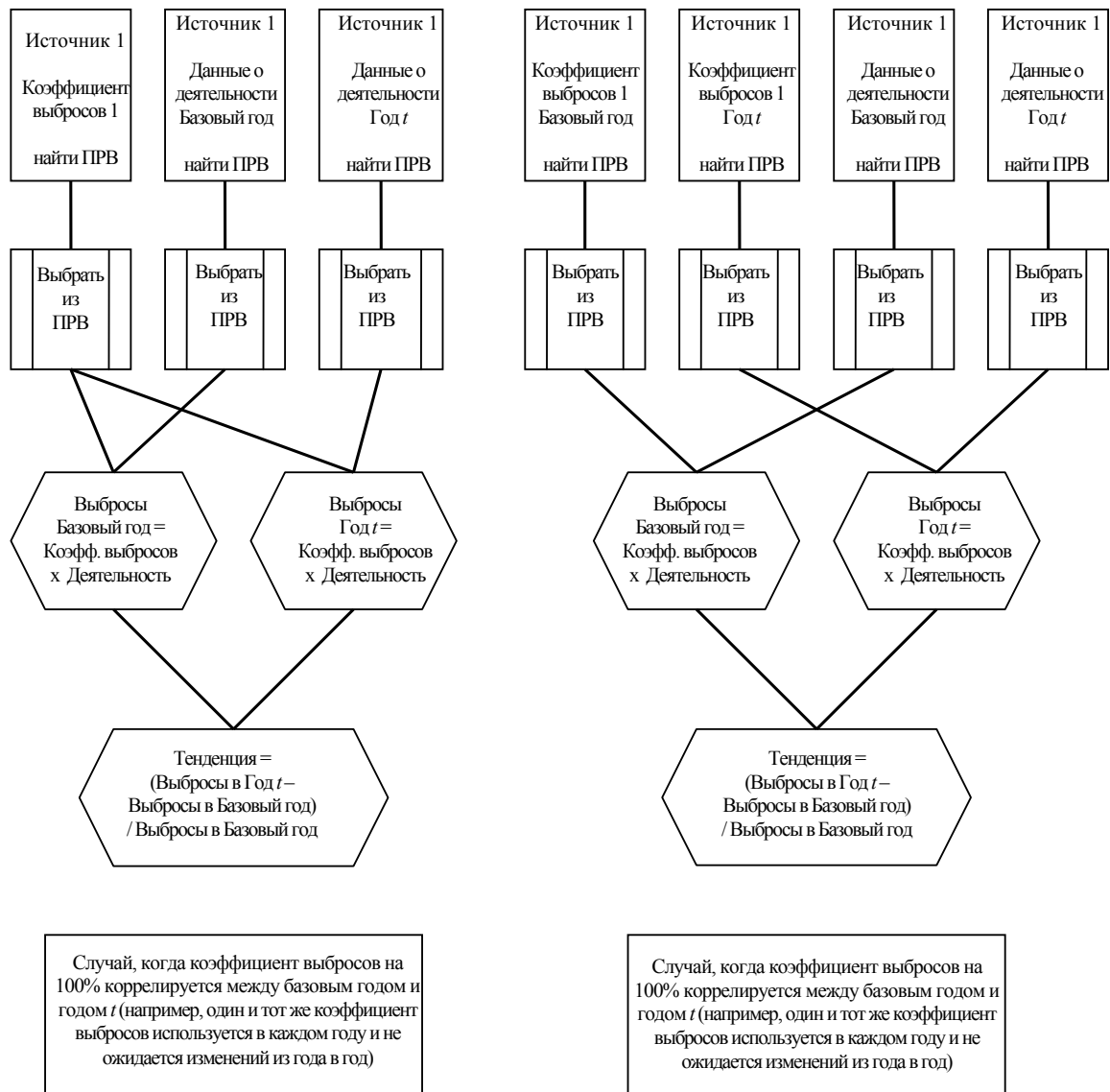
**Этап 3: Оценить выбросы.** Как и в предыдущем описании, переменные величины, отобранные на этапе 2, будут использованы для оценки суммарных выбросов.

**Этап 4: Результаты.** Рассчитанная на этапе 3 величина суммарных выбросов, хранится в файле данных. Затем процесс повторяется, начиная с этапа 2, до тех пор, пока не будет достигнута достаточная сходимость результатов. Соображения для этого такие же, как описано выше. Диапазон результатов оценивается одновременно, включая суммарные и секторальные выбросы/поглощения для базового года, суммарные и секторальные выбросы/поглощения для года  $t$  и процентные различия (тенденции) между этими годами в отношении суммарных выбросов и любых секторов, представляющих интерес.

---

<sup>13</sup> процентная разность = (значение в году  $t$  – значение в базовом году) / значение в базовом году

**Рисунок 3.7** Схема расчета для анализа методом Монте-Карло абсолютных значений выбросов и тенденции отдельной категории источников, оцениваемых как произведение коэффициента выбросов на интенсивность деятельности



## ВЫБОР МЕТОДА МОДЕЛИРОВАНИЯ И РАЗМЕРА ВЫБОРКИ

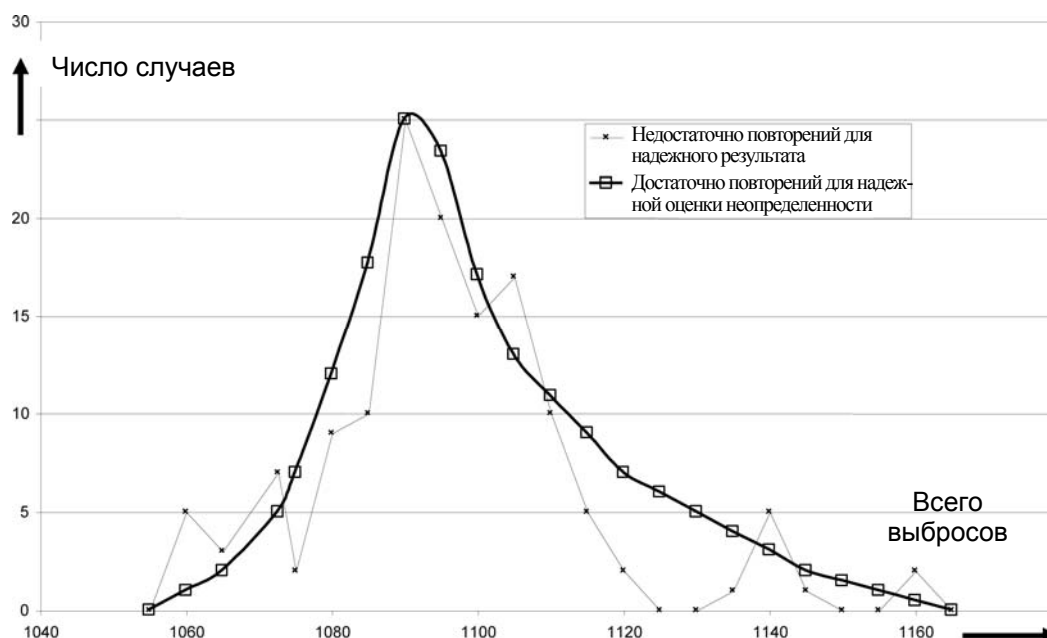
Существует несколько коммерческих программ математического обеспечения, которые можно использовать для выполнения моделирования методом Монте-Карло. Эти инструменты могут быть автономными или использоваться в качестве дополнений к широко применяемым программам табличных вычислений. Многие программы математического обеспечения предлагают несколько различных альтернативных методов выборки, включая случайное моделирование методом Монте-Карло и изменчивости Выборочного контроля методом латинских гиперкубов (МЛГ), который может создать более "сглаженное" распределение выходной информации модели для размеров выборки лишь в несколько сотен образцов. Недостаток использования МЛГ состоит в том, что нужно заранее принимать решение о том, сколько использовать повторений. Это объясняется тем, что два или несколько моделирований МЛГ нельзя объединить, так как они будут использовать частично совпадающие страты, что приводит к трудностям в интерпретации результатов. В некоторых случаях МЛГ может привести к занижению более высоких моментов ПРВ, поскольку метод стратификации также может не позволить разбить совокупность на группы очень высоких или очень низких величин, которые могут иметь место в случайных комплектах данных. В целом предложение состоит в использовании случайного

моделирования Монте-Карло в качестве метода по умолчанию, поскольку в нем заложена необходимая гибкость для продолжения случайного моделирования со все более и более крупными размерами выборки при моделировании до тех пор, пока распределение выходных элементов модели не сойдется<sup>14</sup>.

Количество повторений можно определить либо установив количество прогонов модели, априорно, например 10,000, позволяя моделированию продолжаться до достижения установленного числа, либо позволив среднему значению достигнуть относительно устойчивой точки перед завершением процесса моделирования. Например, когда определяется оценка с 95% доверительным интервалом в пределах  $\pm 1\%$ , то находится достаточно стабильный результат. Это может быть проверено путем составления частотного графика оценок выбросов. График должен быть достаточно гладким (см. рисунок 3.8).

Другая альтернатива заключается в оценке погрешности текущего числа повторений, исходя из стандартных ошибок процентилей, используемых для построения 95% доверительных интервалов. Если диапазон доверительных интервалов для каждого процентиля (2,5 и 97,5) меньше чем включенная в отчет погрешность, то число повторений должно быть адекватным (например, выбросы представляют собой отраженные в отчете величины с точностью до одной десятой, а процентиль доверительных интервалов – менее 0,1, например 0,005). Следовательно процентильные оценки по методу Монте-Карло вряд ли изменятся в отчетных цифрах для других моделей с тем же количеством повторений.

**Рисунок 3.8** Пример частотных графиков результатов моделирования с помощью метода Монте-Карло



### 3.2.3.3 Гибрид комбинаций подходов 1 и 2

Для некоторых кадастров, может быть возможным использовать подход 1 для большинства, но не для всех категорий источников и поглотителей. К примеру, многие источники и поглотители могут быть количественно оценены с помощью коэффициентов выбросов и данных о деятельности, но для некоторых необходимо использовать модель или более сложную процедуру расчета. Кроме того, зависимости могут быть важными для некоторых категорий, но не для других, либо диапазон неопределенностей может быть больше для некоторых, но не для других, категорий. В этих случаях, анализ методом Монте-Карло является более гибким и обычно дает лучшие результаты.

<sup>14</sup> Каллен и Фрей (1999 г.) предоставляют дополнительную информацию о сравнении моделирования МЛГ и Монте-Карло (стр. 207-213).

Если составитель кадастра применил подход 2 только для одного комплекта категорий, результаты могут быть скомбинированы с подходом 1 для получения оценки неопределенности итоговых национальных выбросов, а также тенденции. Это может быть достигнуто путем ввода информации на более детальном уровне, если корреляции не запрещают этого, в подход 1. Если имеются значительные корреляции между подмножеством категорий, то подмножество может применяться индивидуально для подхода 2, но как совокупность категорий в подходе 1. В последнем случае, общие суммарные выбросы для обобщения подмножества в базовом году и в году  $t$  заносятся в колонки C и D таблицы подхода 1. Результаты анализа неопределенности суммарных выбросов за год  $t$  подхода 2 будут вводиться в колонку G, а результаты анализа участия в тенденции национальных суммарных выбросов подхода 2 будут вводиться в колонку M. Неопределенный вклад соответствующих категорий может быть скомбинирован с таковым для других категорий с помощью правил распределения ошибки для подхода 1.

В некоторых случаях, большая часть неопределенностей категории в кадастре может быть оценена с помощью подхода 2, с относительно небольшим участием подхода 1. Возможно объединение оценок неопределенности подхода 1 для некоторых категорий в методологию подхода 2 для комбинирования неопределенностей для общего кадастра. Это делается с помощью половины диапазона неопределенности, полученного из подхода 1 для определения подходящей модели ПРВ для представления неопределенности для каждой категории как части моделирования с помощью метода Монте-Карло. Обычно, нормальное распределение считается правильным выбором если диапазон неопределенности достаточно мал, а логнормальное распределение часто подходит если диапазон неопределенности велик. Смотрите также параграф «Учет больших и ассиметричных неопределенностей в результатах подхода 1» в разделе 3.2.3.1 для получения дополнительной информации о предположениях нормального распределения в сравнении с логнормальным.

### 3.2.3.4 СРАВНЕНИЕ МЕЖДУ ПОДХОДАМИ

Представлены два подхода к анализу неопределенности:

- *Подход 1:* Оценка неопределенностей по категориям источников с использованием уравнений 3.1 и 3.2, и простое сочетание неопределенностей по категориям для оценки общей неопределенности за один год и неопределенности в тенденции.
- *Подход 2:* Оценка неопределенностей по категориям с использованием анализа методом Монте-Карло, после чего метод Монте-Карло применяется для оценки общей неопределенности за один год и неопределенности в тенденции.

Анализ методом Монте-Карло можно также использовать ограниченным образом в рамках уровня 1 для объединения неопределенностей данных о деятельности и коэффициентов выбросов, которые имеют очень широкое или ненормальное распределение вероятностей или и для того, и для другого. Этот подход может также помочь разобраться с категориями источников в рамках уровня 1, которые оцениваются с помощью моделей процесса, а не с помощью классических расчетов «умножения коэффициентов выбросов на данные о деятельности». Выбор между подходами описан в разделе 3.2.3.5 ниже.

Использование любого из подходов дает возможность гораздо глубже, чем с помощью ранее имевшихся средств, разобраться, в какой степени отдельные категории источников и парниковые газы участвуют в неопределенности суммарных выбросов за любой год и тенденции суммарных выбросов между годами.

Применение метода уровня 2 к кадастру Великобритании (Baggott и др., 2005 г.) предполагает, что 95 % доверительный интервал является ассиметричным и лежит примерно между 6 % ниже и 17 % выше средней величины за 2003 год. Результат для кадастра Великобритании учитывает большой относительный диапазон неопределенности выделения  $N_2O$  из почвы, а также значительное участие в общих выбросах от сжигания ископаемых видов топлива. Применение подхода 1 к одному и тому же кадастру дает неопределенность примерно в  $\pm 17\%$ . Для тенденции, между 1990 и 2003, общие выбросы Великобритании в эквиваленте  $CO_2$  оценены как снизившиеся на 13%. Применение подхода 2 предполагает, что доверительный интервал в 95 процентов грубо симметричен и лежит в пределах от -11% до -16%. Соответствующий результат подхода 1 дает диапазон около  $\pm 2\%$  (например, -11% to -15%). Так что оба метода дают схожие величины неопределенности в тенденции.

В случае Финляндии, как показано в разделе 3.6, неопределенность для 2003 года (включая как источники, так и поглотители парниковых газов) составляла от -14 до +15% согласно подходу 2, и  $\pm 16\%$  согласно подходу 1. Для Финляндии, изменения запасов углерода в разделе ППИП являются доминирующими источниками неопределенности, в то время как участие ископаемых видов топлива является наибольшим для общих выбросов. Поскольку аппроксимации, присущие подходу 1, означают,

что он не может иметь дело с асимметрией, это сравнение является обнадеживающим. С физической точки зрения, причина асимметрии, определенной в уровне 2, состоит в том, что диапазон неопределенностей некоторых очень неопределенных категорий источников ограничивается знанием того, что их выбросы не могут быть меньше нуля. В методе подхода 2 можно воспользоваться этим дополнительным знанием, а в методе подхода 1 - нет. В случае тенденций за период с 1990 по 2003 годы неопределенность для Финляндии составляла от -18 до +23% (процентные точки) для подхода 2 и  $\pm 19\%$  (процентные точки) для подхода 1.

Различные оценки подходов 1 и 2 при исследовании проблемы основываются на синтетических кадастровых данных, показывающих прекрасную согласованность, если использовался один набор входных предположений и если неопределенности относительно невелики (Freu, 2005). К примеру, при исследовании проблемы, когда подход 1 дал оценку в  $\pm 6\%$  для текущего кадастрового года и  $\pm 10\%$  для тенденции (в процентных точках относительно значения процентного изменения), результаты подхода 2 для тех же входных предположений дали, по сути, тот же результат. Если диапазоны неопределенности дублируются для коэффициентов выбросов и данных о деятельности, неопределенность базовой оценки продолжает оставаться хорошо согласующейся с подходами 1 и 2, и равняться примерно  $\pm 13\%$  от общего значения выбросов. Неопределенность в тенденции составила примерно  $\pm 20\%$  (процентных точек) в обоих случаях. Однако, неопределенность в тенденции была слегка ассиметричной для результат подхода 2, и составляла от -19% до +22%. Таким образом, так как диапазон неопределенности увеличивается, как и ожидалось, подход 2 будет более правильно характеризовать диапазон и ассиметрию неопределенностей, чем подход 1.

Хотя подходы 1 и 2 сосредоточены на распространении случайных компонентов неопределенности сквозь модель, *эффективная практика* заключается в комбинировании методов учета неопределенности модели при обоих подходах. Пример того, как следует учитывать неопределенность модели в контексте уровня 3 приведен в блоке 3.3.

Кроме того, хотя подход 1 базируется на основных упрощающих предположениях, возможно увеличить гибкость этого подхода с помощью увеличения сложности уравнения распространения ошибки. К примеру, уравнения распространения ошибки, содержащие дополнительные члены, могут более аккуратно передавать неопределенность для мультипликативных и факторных моделей, если неопределенности ассиметричны.

### Блок 3.3

#### УЧЕТ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ МОДЕЛИ ПРИ ВЕРОЯТНОСТНОМ АНАЛИЗЕ

Моделирующий подход уровня 3 разработан для гибкости, так, чтобы национальный кадастр мог быть проведен с использованием более уточненной модели, представляющей национальные условия, чем для уровней 1 и 2. В частности, *эффективная практика* заключается в рассмотрении неопределенностей, относящихся к входным элементам и структуре модели. Входная неопределенность связана с данными о деятельности и, возможно, с другой дополнительной информацией, необходимой для описания экологической обстановки, такой как климатические и почвенные характеристики в кадастре для сектора ПИИП. Неопределенность в структуре модели относится к несовершенству алгоритмов и параметризации. Эмпирические подходы часто используются для оценки структурных неопределенностей (Monte и др. 1996). Этот подход подразумевает сравнение смоделированных оценок выбросов с измерениями, полученными экспериментально или из национальных сетей мониторинга, которые разработаны для проверки корректности кадастров, основанных на моделях, и предназначены как для отклонений, так и для расхождений смоделированных значений (Falloon и Smith 2003).

Статистически полученное взаимоотношение может использоваться для количественной оценки неопределенностей в структурных ошибках модели для кадастра уровня 3, адресуясь к неточностям, основанным на расхождении оценок, либо на схожих измерениях, таких как среднеквадратичная оценка, также связанных с отклонениями на базе статистически значимых расхождений между смоделированными и измеренными значениями (Falloon и Smith 2003). На практике, смоделированные выбросы следует откорректировать по отклонениям для того, чтобы более точно представить выбросы в целях отчетности. Далее, статистически определенная взаимосвязь даст в результате измерение расхождения для каждого условия, которое может ассоциироваться со смоделированными значениями, так же как неопределенности, связанные с коэффициентами выбросов для подходов уровней 1 и 2. Для выполнения оценки, неопределенности входных значений модели, таких как данные о деятельности, должны быть скомбинированы со структурной неопределенностью модели с помощью уравнения распространения ошибки или подхода с использованием метода Монте-Карло.

### 3.2.3.5 РУКОВОДСТВО ПО ВЫБОРУ ПОДХОДА

Если условия применения соответствуют (относительно низкая неопределенность, нет корреляций между источниками кроме явно связанных с подходом 1), подходы 1 и 2 дадут идентичные результаты. Однако, и возможно парадоксально, эти условия скорее всего будут отвечать требованиям там, где методы уровней 2 и 3 широко используются и правильно применяются при составлении кадастра, потому что эти методы должны дать более безошибочные и, возможно, более точные результаты. Следовательно, не существует прямой теоретической связи между выбором подхода и выбором уровня. На практике, когда используются методы уровня 1, подход 1 обычно используется там, где возможность применения подхода 2 более желательна при использовании методов уровней 2 и 3, кроме того, для количественной оценки неопределенности выбросов/поглощений для сложных систем, таких как из сектора ПШИП.

Если выбран подход 2, в качестве части мероприятий по КК/ОК кадастровым агентствам также рекомендуется использовать подход 1, по причине понимания, которое он дает, и потому, что это не требует значительного количества дополнительной работы. Если используется подход 1, его оценка общей неопределенности является предпочтительной при отчетности о неопределенностях (см. раздел 3.2.3.3).

## 3.3 НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЬ И ВРЕМЕННАЯ АВТОКОРРЕЛЯЦИЯ

Если коэффициенты выбросов, данные об источниках и деятельности, либо методы оценки расходятся с временными рядами, соответствующие источники неопределенности также могут измениться. Подход 2 способен точно учесть это при установке компонента ПРВ. При подходе 1, текущий процент неопределенностей должен вводиться в таблицу, а если изменения на всем протяжении временных рядов означают, что предположения о хорошей корреляции неопределенности коэффициентов выбросов между годами более не действительны, следует использовать чувствительность типа А вместо типа В. Если годовые данные автокоррелированы, разница при сравнении данных за два года обычно меньше, чем если данные не автокоррелированы, при допущении, что автокорреляция положительна.

Вопрос «временных рядов» може относиться к сравнению годовых выбросов года  $t$  с базовым годом, как это изложено в таблице 3.2 и в общей отчетной таблице 3.3, либо к более широкому набору статистических методологий для учета временной автокорреляции. С учетом поздней интерпретации, методики статистических временных рядов могут использоваться для более аккуратного учета временных автокорреляций для снижения оценки неопределенности. Например, если выбросы меняются на краткосрочной основе, как выбросов от силовых установок, выбросы за данный период времени часто зависят от того, какие выбросы наличествовали непосредственно перед рассматриваемым периодом времени, а также от выбросов в предыдущей точке цикла. К примеру, силовые установки могут требовать некоторого количества времени для достижения значительных изменений в загрузке. Таким образом, выбросы на данный час в некоторой степени ограничены в зависимости от того, какие выбросы наличествовали в прошлом часу. Кроме того, силовые установки могут быть подвержены ежедневным колебаниям загрузки, которые одинаковы день ото дня. Следовательно, выбросы на данный час дня могут коррелировать с таковыми на данный час предыдущего дня. Подобным образом, могут существовать долгосрочные сезонные циклы, к примеру от года к году, которые могут порождать временную корреляцию. Методы статистических временных рядов могут быть пригодными для адекватных выборок эмпирических данных для того, чтобы объяснить эти временные корреляции. Необъясненная часть поведения модели считается случайной или порожденной белым шумом. Белым шумом называют показания неопределенности, не позволяющие предсказать выходные данные для выбросов. Детальный пример использования моделей временных рядов для оценки выбросов приводится Abdel-Aziz и Frey (2003).

## 3.4 ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДРУГИХ ПОДХОДЯЩИХ МЕТОДОВ

Предложенные здесь руководящие указания не служат препятствием для использования усовершенствованных методов по мере их появления. К примеру, при использовании подхода 1, составитель кадастра может пожелать получить схожий подход из обобщенного уравнения распространения ошибки для учета более комплексных корреляций либо расхождений в диапазонах

неопределенность для года  $t$  в сравнении с базовым годом. Такие улучшения согласуются с *эффективной практикой* настолько, насколько правильно они документированы и подтверждены. Более того, здесь не охвачены все ситуации, с которыми может столкнуться аналитик. В связи с этим, составителю кадастра предлагается обратиться к приведенному ниже библиографическому списку за дополнительными идеями о том, как выполнять анализ неопределенностей.

### 3.5 ОТЧЕТНОСТЬ И ДОКУМЕНТАЦИЯ

Много усилий может быть потрачено на сбор информации и данных для количественной оценки неопределенности и применения модели для комбинирования неопределенностей по параметрам, категориям и всему кадастру. Однако, все эти усилия могут дать небольшой результат для кадастра страны если не предприняты шаги по отчетности и документированию получения оценки неопределенности, что может привести к реальным улучшениям качества собранных данных и кадастра в целом. Усилия по объединению оценок неопределенности для стран с использованием исследований качества данных с помощью системы КК/ОК могут помочь решить эту проблему.

Оперирую большим количеством входных данных и предположений необходимо документировать анализ неопределенности, ведь отчетность по всей информации неосуществима. Информация отчетности должна быть достаточной для получения основных предположений, выбора методов и детальных результатов. В целом, документация должна быть достаточной для поддержки оценок и позволять дубликацию оценок неопределенности. В частности, документация должна затрагивать следующие вопросы (свойственные некоторым переменным):

- Какие случаи неопределенности рассматриваются (см. таблицу 3.1).
- Какие методы касающиеся неопределенности использовались (см. таблицу 3.1).
- Что является источником любых данных или моделей, использованных в качестве основы для оценки неопределенности.
- Для оценки отклонения, объяснить величину ошибки, выраженная на относительной или абсолютной основе в необходимых случаях (указать какая и дать соответствующие единицы).
- Если неопределенность оценивалась на основе данных, объяснить, как неопределенность отличается от изменчивости и как соответствующие географические величины, время усреднения (например, год) и другие репрезентативные соображения использовались при выборе и анализе данных. Составить краткую сводку о самих данных, включая среднее значение, стандартное отклонение выборки и размер выборки. Привести соответствующие дополнительные детали, если данные были стратифицированы или содержат иные компоненты неопределенности (например, точность и аккуратность методов измерений, использованных при получении данных).
- Для оценки случайных ошибок в виде диапазона или распределения, предоставить достаточно информации для того, чтобы однозначно определить диапазон (например, положительное или отрицательное колебание среднего значения или параметра ПРВ).
- Для оценок неопределенности на основании экспертной оценки, должна быть задокументирована и заархивирована следующая информация:
  - (i) справочный номер оценки;
  - (ii) дата;
  - (iii) имя привлеченного эксперта (экспертов);
  - (iv) сведения об эксперте (рекомендации, должности и т.д.);
  - (v) оцениваемая величина;
  - (vi) логическая основа для оценки, включая любые данные, принимаемые во внимание. Сюда должно входить обоснование для верхнего, нижнего и центрального значения любого распределения неопределенности;
  - (vii) полученная ПРВ или диапазон и наиболее вероятная величина, а также принятое вследствие этого ПРВ;
  - (viii) сообщение о каких-либо внешних рецензентах;
  - (ix) результаты любой внешней рецензии;



- (х) одобрение составителя кадастра, с указанием даты и фамилии подписавшего лица.
- Объяснение любых учетных корреляций или зависимостей между двумя и более входными или по отношению к автокорреляции.
  - Объяснение всех особых соображений, которые могут быть однозначными для отдельной страны или ситуации, таких как использование статистических методик для обращения с неопределяемыми, смешанными распределениями, экстраполяциями и так далее.
  - Объяснение различий результатов подходов 1 и 2.

В дополнение к документации относительно оценок неопределенностей для входных данных кадастра, следует предоставить документацию относительно общего использованного подхода, независимо от того, какой подход доминирует, подход 1 или 2. Любые изменения данных подходов должны объясняться и правильно обосновываться.

Отчетность о неопределенностях также требует обсуждения ограничений и предостережений относительно всех сделанных количественных оценок неопределенности, которые подозреваются в неполной репрезентативности для всех случаев неопределенности. В процессе сбора информации о входных данных для оценки неопределенности (например, эмпирическая или экспертная оценка как основа для ПРВ, характеристика концептуализации и неопределенности модели), выявленные правдоподобные причины различных неопределенностей – включая потенциальные отклонения – должны документироваться. Данные правдоподобные причины должны документироваться независимо от того, определены ли они количественно и включают ли они какие-либо особые рекомендации относительно того, как они могут быть ослаблены.

Аналогично, при отчетности и интерпретировании результатов количественной оценки неопределенности, важно хранить в уме ограничения подхода, использованного для комбинирования неопределенностей. К примеру, хотя подход 1 может относиться к нескольким причинам корреляции, любые возможные отклонения, связанные с другими причинами корреляции, которые могут существовать (например, между категориями), выявленные при оценке неопределенности, должны быть документированы.

Таблица 3.3 представляет собой обобщенную таблицу отчетности о неопределенности кадастра, независимо от подхода. Если точечная оценка и средняя оценка выбросов/поглощения не являются одним и тем же значением, *эффективная практика* для диапазонов неопределенности, приведенных в колонках E, F, G и J, заключается в оценке относительно точечных оценок, использованных при отчетности по национальному кадастру. Если точечная оценка и среднее значение различаются, рекомендуется выяснить почему они различаются и, возможно, пересмотреть точечную оценку для того, чтобы выявить и учесть отклонение.

**TABLE 3.3**  
**ОБЩАЯ ОТЧЕТНАЯ ТАБЛИЦА ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ**

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K		
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %			
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год	Выбросы или поглощения в год <i>t</i>	Гг эквивалента CO <sub>2</sub>	Гг эквивалента CO <sub>2</sub>	Неопределенность данных о деятельности	Неопределенность коэффициентов выбросов/параметров оценки (объединенная, если использовалось более одного параметра оценки)	Объединенная неопределенность	Вклад в изменчивость по категориям в год <i>t</i>	(доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год <i>t</i> по отношению к базовому году	(% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году	(-) %	(+) %	Подход и комментарии
Например, 1.A.1. Энергетика Промышленность, Топливо 1	CO <sub>2</sub>															
Например, 1.A.1. Энергетика Промышленность, Топливо 2	CO <sub>2</sub>															
И т.д....	...															
Итого										1,000						

Примечания:

**Колонка С:**Выбросы базового года в Гг, в эквиваленте CO<sub>2</sub> по категории и газу.

**Колонка D:**Выбросы года  $t$  в Гг, в эквиваленте CO<sub>2</sub> по категории и газу. Год  $t$  – это интересующий год или текущий год.

**Колонки E и F:** Неопределенности данных о деятельности и оценок коэффициентов выбросов (колонки E и F) следует включать в отчет где это возможно, но надо понимать, что некоторые методы расчетов для некоторых категорий могут не поддаваться данному виду отчетности. Таким образом, при отсутствии информации, элемент таблицы можно оставить пустым.

**Колонка G:**Следует отчитываться об оценке неопределенности для каждой категории, относительно средней оценки, даже если неопределенности не могут быть далее детализированы до деятельности и коэффициента выброса в отдельном случае. В нижней части таблицы находится неопределенность всего кадастра в целом. Ее следует получать из расчетов подходов 1 или 2, она не может быть определена простым суммированием количественных значений колонок.

**Колонка H:**Отчет о «распределении-неопределенности». Оценивается с помощью деления изменчивости каждой категории на общую изменчивость кадастра ( $\sigma_x^2 / \sum \sigma_x^2$ ). Если использовался подход 1, рассчитывается с помощью деления каждого значения в ячейках колонки H таблицы 3.2 на значение в той же колонке, в строке «Итого» таблицы 3.2. Общая методология должна применяться при использовании подхода 2 в случае, и если неопределенность ассиметрична, как показано в разделе 3.2.3.

**Колонка I:** Отчет о тенденции кадастра, оценивается так:

$$\text{Средняя тенденция (\%)} = \left( \frac{\text{Выбросы в год } t - \text{Выбросы в базовый год}}{\text{Выбросы в базовый год}} \right) \cdot 100 .$$

Отчет составляется отдельно для каждой категории построчно, а для кадастра в целом – в нижней части колонки.

**Колонка J:** Это неопределенность в тенденции по категории. В строке «Всего» внизу таблицы, должна приводиться общая неопределенность в тенденции для кадастра в целом. Неопределенность в тенденции основана на *процентных точках* с учетом тенденции кадастра. К примеру, если тенденция кадастра составляет -5%, и при 95% вероятностном диапазоне тенденция составляет от -8% до -3%, то неопределенность тенденции сообщается равной от -3% до +2%.

**Колонка K:**Указать, какой из подходов использован, 1 или 2, а также включить любые другие комментарии, которые могут помочь пояснить методологию или информационные источники.

**Общие комментарии к колонкам E, F, G и J:** Для каждой из этих колонок имеются две подколонки, призванные облегчить отчетность об ассиметричных диапазонах неопределенности. Например, если диапазон неопределенности составляет от -50% до +100%, то значение «50» заносится в одна подколонка с заголовком «(-)%», а значение «100» - в другую колонку с заголовком «(+)%».

## 3.6 ПРИМЕРЫ

В этом разделе представлены два примера оценки неопределенности для кадастра, оба они основаны на финском кадастре парниковых газов за 2003 год. Эти примеры являются зависимыми от страны и приведены здесь только для того, чтобы проиллюстрировать процедуры и для общего ознакомления. Отдельные оценки неопределенности и результаты будут различаться по странам.

Пример из таблицы 3.4 основан на подходе 1, и показан в общем формате таблицы подхода 1 (таблица 3.2). Результаты показывают, что общие выбросы за год  $t$ , в данном примере это 2003 год, составляют 67,730 Гг в эквиваленте CO<sub>2</sub> с неопределенностью  $\pm 15.9\%$ , что соответствует 95-процентному вероятностному диапазону от 56,970 до 78,490 Гг в эквиваленте CO<sub>2</sub>. Исходя из общих значений кадастров для базового года и года  $t$ , приведенных в таблице, средняя тенденция составляет 42-процентное увеличение выбросов с 1990 по 2003 годы. Неопределенность в тенденции составляет  $\pm 19\%$  (процентные точки), что соответствует 95-процентному вероятностному диапазону тенденции от 24% до 61% с учетом выбросов за базовый год.

Пример из таблицы 3.5 основан на подходе 2, и показан в формате таблицы общей отчетности о неопределенности 3.3. Результаты показывают, что общие выбросы за год  $t$  составляют 67,730 Гг в эквиваленте CO<sub>2</sub> с неопределенностью от -14 до +15 процентов, что соответствует 95-процентному

вероятностному диапазону от 58,490 до 78,130 Гг в эквиваленте CO<sub>2</sub>. Исходя из общих значений кадастров для базового года и года  $t$ , приведенных в таблице, средняя тенденция составляет 42-процентное увеличение выбросов с 1990 по 2003 годы. Неопределенность в тенденции составляет от -18 до +23% (процентные точки), что соответствует 95-процентному вероятностному диапазону тенденции от 25% до 65% с учетом выбросов за базовый год.

Эти примеры показывают, что результаты подходов 1 и 2 могут быть очень схожими, если общая неопределенность относительно мала. Однако, подход 2 является более гибким подходом, позволяющим количественно оценить асимметрию вероятностных диапазонов, как в кадастре за год  $t$ .

**Таблица 3.4**  
**ПРИМЕР АНАЛИЗА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 1 для Финляндии (на основании статистики Финляндия, 2005 г.)**

Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

А	В	С	Д	Е	Ф	Г	Н	И	Ж	К	Л	М
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности  %	Неопределенность коэффициентов выбросов/параметров оценки  %	Объединенная неопределенность  %	Вклад в изменчивость по категориям в год <i>t</i>	Чувствительность типа А  %	Чувствительность типа В  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности  %	Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов  %
<b>1.А Деятельность связанная со сжиганием топлива</b>												
Жидкость	CO <sub>2</sub>	27 232	27 640	2%	2%	3%	0,0001	0,2320	0,5806	0,46%	1,64%	0,03%
Твердое вещество	CO <sub>2</sub>	15 722	22 753	2%	3%	3%	0,0001	0,0080	0,4780	0,02%	1,08%	0,01%
Газ	CO <sub>2</sub>	5 073	9 350	1%	1%	1%	0,0000	0,0447	0,1964	0,04%	0,28%	0,00%
Торф	CO <sub>2</sub>	5 656	10 676	4%	5%	7%	0,0001	0,0552	0,2243	0,28%	1,36%	0,02%
<b>1.А.1 Энергетика</b>												
Жидкость	CH <sub>4</sub>	6	7	2%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	26	30	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0006	0,01%	0,00%	0,00%
Твердое вещество	CH <sub>4</sub>	9	16	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0003	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	85	162	2%	50%	50%	0,0000	0,0009	0,0034	0,04%	0,01%	0,00%
Газ	CH <sub>4</sub>	4	9	1%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0002	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	18	51	1%	50%	50%	0,0000	0,0005	0,0011	0,03%	0,00%	0,00%
Биомасса	CH <sub>4</sub>	2	31	20%	50%	54%	0,0000	0,0006	0,0006	0,03%	0,02%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	10	80	20%	150%	151%	0,0000	0,0014	0,0017	0,21%	0,05%	0,00%
Торф	CH <sub>4</sub>	5	7	5%	50%	50%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	141	226	5%	150%	150%	0,0000	0,0005	0,0047	0,08%	0,03%	0,00%
<b>1.А.2 Производственные отрасли и строительство</b>												
Жидкость	CH <sub>4</sub>	9	7	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	39	41	2%	75%	75%	0,0000	0,0003	0,0009	0,02%	0,00%	0,00%
Твердое вещество	CH <sub>4</sub>	4	2	2%	75%	75%	0,0000	0,0001	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	108	90	2%	50%	50%	0,0000	0,0013	0,0019	0,07%	0,01%	0,00%

Таблица 3.4 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)

## ПРИМЕР АНАЛИЗА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 1 ДЛЯ ФИНЛЯНДИИ (НА ОСНОВАНИИ СТАТИСТИКИ ФИНЛЯНДИЯ, 2005 Г.)

Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

А	В	С	Д	Е	Ф	Г	Н	И	Ж	К	Л	М
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год	Выбросы или поглощения в год <i>t</i>	Неопределенность данных о деятельности	Неопределенность коэффициентов выбросов/ параметров оценки	Объединенная неопределенность	Вклад в изменчивость по категориям в год <i>t</i>	Чувствительность типа А	Чувствительность типа В	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности	Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов
		Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	%	%	%						
Газ	CH <sub>4</sub>	5	6	1%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	17	19	1%	50%	50%	0,0000	0,0001	0,0004	0,01%	0,00%	0,00%
Биомасса	CH <sub>4</sub>	20	19	15%	50%	52%	0,0000	0,0002	0,0004	0,01%	0,01%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	111	81	15%	150%	151%	0,0000	0,0016	0,0017	0,24%	0,04%	0,00%
Торф	CH <sub>4</sub>	4	3	5%	50%	50%	0,0000	0,0001	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	56	29	5%	150%	150%	0,0000	0,0011	0,0006	0,16%	0,00%	0,00%
<b>1.А.3 Транспорт</b>												
а. Гражданская авиация	CH <sub>4</sub>	0,4	0,3	5%	100%	100%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	4	4	5%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
б. Наземный транспорт												
Бензин	CH <sub>4</sub>	78	40	1%	50%	50%	0,0000	0,0015	0,0008	0,07%	0,00%	0,00%
Автомобили с каталит. дожигателями выхл. газов	N <sub>2</sub> O	32	410	1%	378%	378%	0,0005	0,0076	0,0086	2,89%	0,01%	0,08%
Автомобили без каталит. дожигателей выхл. газов	N <sub>2</sub> O	59	22	1%	259%	259%	0,0000	0,0013	0,0005	0,34%	0,00%	0,00%
Дизельное топливо	CH <sub>4</sub>	12	6	1%	50%	50%	0,0000	0,0002	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	68	84	1%	158%	158%	0,0000	0,0003	0,0018	0,04%	0,00%	0,00%
Природный газ	CH <sub>4</sub>	0,0	2	1%	50%	50%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	0,0	0,0	1%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
с. Железная дорога	CH <sub>4</sub>	0,2	0,2	5%	110%	110%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	2	1	5%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%

Таблица 3.4 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)

## ПРИМЕР АНАЛИЗА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 1 ДЛЯ ФИНЛЯНДИИ (НА ОСНОВАНИИ СТАТИСТИКИ ФИНЛЯНДИЯ, 2005 Г.)

Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
<b>Категория МГЭИК</b>	<b>Газ</b>	<b>Выбросы или поглощения в базовый год</b>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	<b>Выбросы или поглощения в год t</b>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	<b>Неопределенность данных о деятельности</b>  %	<b>Неопределенность коэффициентов выбросов/параметров оценки</b>  %	<b>Объединенная неопределенность</b>  %	<b>Вклад в изменчивость по категориям в год t</b>	<b>Чувствительность типа А</b>  %	<b>Чувствительность типа В</b>  %	<b>Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки</b>  %	<b>Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности</b>  %	<b>Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов</b>  %
<b>d. Водный транспорт</b>												
Остаточные нефтепродукты & Газ/Дизельное топливо	CH <sub>4</sub>	0,5	1	10%	100%	100%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	2	3	10%	150%	150%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
Бензин	CH <sub>4</sub>	7	4	20%	100%	102%	0,0000	0,0001	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	0,4	0,6	20%	150%	151%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
<b>e. Другие виды транспорта</b>												
Бензин&Дизтопливо	CH <sub>4</sub>	5	6	30%	50%	58%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,01%	0,00%
Бензин	N <sub>2</sub> O	1	1	30%	150%	153%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
Дизельное топливо	N <sub>2</sub> O	4	4	30%	150%	153%	0,0000	0,0000	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
<b>1.A.4 Другие секторы</b>												
Жидкость	CH <sub>4</sub>	19	15	3%	75%	75%	0,0000	0,0002	0,0003	0,02%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	56	47	3%	75%	75%	0,0000	0,0007	0,0010	0,05%	0,00%	0,00%
Твердое вещество	CH <sub>4</sub>	2	0,6	10%	75%	76%	0,0000	0,0001	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	0,5	0,3	10%	50%	51%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
Газ	CH <sub>4</sub>	0,1	0,3	5%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	1	1	5%	50%	50%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
Биомасса	CH <sub>4</sub>	282	307	15%	150%	151%	0,0000	0,0020	0,0064	0,30%	0,14%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	56	61	15%	150%	151%	0,0000	0,0004	0,0013	0,06%	0,03%	0,00%
Торф	CH <sub>4</sub>	1	1	25%	50%	56%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	1	2	25%	150%	152%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%

Таблица 3.4 (продолжение)

## ПРИМЕР АНАЛИЗА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 1 ДЛЯ ФИНЛЯНДИИ (НА ОСНОВАНИИ СТАТИСТИКИ ФИНЛЯНДИЯ, 2005 Г.)

Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности  %	Неопределенность коэффициентов выбросов/параметров оценки  %	Объединенная неопределенность  %	Вклад в изменчивость по категориям в год <i>t</i>	Чувствительность типа А  %	Чувствительность типа В  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности  %	Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов  %
<b>A.5 Неопределенные</b>												
Жидкость	CH <sub>4</sub>	2	2	7%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	6	9	7%	75%	75%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
Газ	CH <sub>4</sub>	0,3	0,4	13%	75%	76%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
	N <sub>2</sub> O	1	2	13%	50%	52%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
<b>1.В Летучие выбросы от топлива</b>												
<b>1.В.2 Нефть и природн. газ</b>												
a.ii. Нефть – Сж. в факелах	CO <sub>2</sub>	123	63	50%	0%	50%	0,0000	0,0024	0,0013	0,00%	0,09%	0,00%
a.iii.4 Нефть – Очистка	CH <sub>4</sub>	8	10	2%	90%	90%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
b.iii.4 Природный газ - Транспортировка и хранение	CH <sub>4</sub>	4	12	3%	0%	3%	0,0000	0,0001	0,0003	0,00%	0,00%	0,00%
b. iii.5 Природный газ - Распределение	CH <sub>4</sub>	0	40	5%	0%	5%	0,0000	0,0008	0,0008	0,00%	0,01%	0,00%
<b>2 Промышленные процессы и использование продукции</b>												
2.А.1 Производство цемента	CO <sub>2</sub>	786	500	2%	5%	5%	0,0000	0,0130	0,0105	0,06%	0,03%	0,00%
2.А.2 Производство извести	CO <sub>2</sub>	383	513	2%	3%	4%	0,0000	0,0007	0,0108	0,00%	0,03%	0,00%
2.А.3 и 2.А.4 Исполыз. известняка и доломита	CO <sub>2</sub>	99	148	7%	9%	11%	0,0000	0,0002	0,0031	0,00%	0,03%	0,00%
2.А.3 and 2.А.4 Исполыз. кальцинированной соды <sup>1</sup>	CO <sub>2</sub>	18	20	7%	2%	7%	0,0000	0,0001	0,0004	0,00%	0,00%	0,00%
2.В.2 Производство азотной кислоты	N <sub>2</sub> O	1 595	1 396	5%	100%	100%	0,0004	0,0184	0,0293	1,84%	0,21%	0,03%
2.В.8.б Этилен	CH <sub>4</sub>	4	5	5%	20%	21%	0,0000	0,0000	0,0001	0,00%	0,00%	0,00%
2.В.10 Прочее	CO <sub>2</sub>	60	147	12%	5%	13%	0,0000	0,0013	0,0031	0,01%	0,05%	0,00%



ТАБЛИЦА 3.4 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)

ПРИМЕР АНАЛИЗА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 1 ДЛЯ ФИНЛЯНДИИ (НА ОСНОВАНИИ СТАТИСТИКИ ФИНЛЯНДИЯ, 2005 Г.)

Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности  %	Неопределенность коэффициентов выбросов/параметров оценки  %	Объединенная неопределенность  %	Вклад в изменчивость по категориям в год <i>t</i>	Чувствительность типа А  %	Чувствительность типа В  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности  %	Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов  %
2.C.1 Производство чугуна и стали	CH <sub>4</sub>	5	9	3%	20%	20%	0,0000	0,0000	0,0002	0,00%	0,00%	0,00%
2.D Неэнергетические продукты от использования топлива и растворителей	CO <sub>2</sub>	640	830	50%	5%	50%	0,0000	0,0017	0,0174	0,01%	1,23%	0,02%
2.F.1 Охлаждение и кондиционирование воздуха	HFCs	0	578	26%	0%	26%	0,0000	0,0121	0,0121	0,00%	0,45%	0,00%
2.F.2 Пенообразующие вещества	HFCs	0	25	24%	0%	24%	0,0000	0,0005	0,0005	0,00%	0,02%	0,00%
2.F.4 Аэрозоли	HFCs	0	63	10%	0%	10%	0,0000	0,0013	0,0013	0,00%	0,02%	0,00%
2.G.1 Электрооборудование	SF <sub>6</sub>	87	22	88%	0%	88%	0,0000	0,0021	0,0005	0,00%	0,06%	0,00%
2.G.3.a Медицинское применение	N <sub>2</sub> O	62	40	30%	20%	36%	0,0000	0,0010	0,0008	0,02%	0,04%	0,00%
2.H.3 Другие виды (сгруппированные данные по f-газам)	HFCs, PFCs, SF <sub>6</sub>	8	21	38%	0%	38%	0,0000	0,0002	0,0004	0,00%	0,02%	0,00%
<b>3 СХЛХДВЗ</b>												
3.A.1 Энтеральная ферментация	CH <sub>4</sub>	1 868	1 537	0%	31%	31%	0,0000	0,0235	0,0323	0,72%	0,00%	0,01%
3.A.2 Хранение и использование навоза	CH <sub>4</sub>	215	222	0%	16%	16%	0,0000	0,0018	0,0047	0,03%	0,00%	0,00%
3.A.2 Хранение и использование навоза	N <sub>2</sub> O	623	461	0%	83%	83%	0,0000	0,0089	0,0097	0,74%	0,00%	0,01%
<b>3.B.1.a Лесные площади, остающиеся лесными площадями</b>												
изменение запаса углерода в биомассе	CO <sub>2</sub>	-23 798	-21 354	0%	35%	35%	0,0122	0,2640	0,4486	9,24%	0,00%	0,85%

**ТАБЛИЦА 3.4 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)**  
**ПРИМЕР АНАЛИЗА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 1 ДЛЯ ФИНЛЯНДИИ (НА ОСНОВАНИИ СТАТИСТИКИ ФИНЛЯНДИЯ, 2005 Г.)**

Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
<b>Категория МГЭИК</b>	<b>Газ</b>	<b>Выбросы или поглощения в базовый год</b>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	<b>Выбросы или поглощения в год t</b>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	<b>Неопределенность данных о деятельности</b>  %	<b>Неопределенность коэффициентов выбросов/параметров оценки</b>  %	<b>Объединенная неопределенность</b>  %	<b>Вклад в изменчивость по категориям в год t</b>	<b>Чувствительность типа А</b>  %	<b>Чувствительность типа В</b>  %	<b>Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки</b>  %	<b>Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности</b>  %	<b>Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов</b>  %
<b>3.В.2.а Возделываемые земли, остающиеся возделываемыми землями</b>												
нетто изменение запасов углерода в минеральных почвах	CO <sub>2</sub>	-535	-1 113	0%	100%	100%	0,0003	0,0074	0,0234	0,74%	0,00%	0,01%
нетто изменение запасов углерода в органических почвах	CO <sub>2</sub>	1 813	1 324	20%	90%	92%	0,0003	0,0264	0,0278	2,37%	0,79%	0,06%
<b>3.В.3.а Пастбищные угодья, остающиеся пастбищными угодьями</b>												
нетто изменение запасов углерода в минеральных почвах	CO <sub>2</sub>	-1 181	2 907	0%	100%	100%	0,0018	0,0964	0,0611	9,64%	0,00%	0,93%
нетто изменение запасов углерода в органических почвах	CO <sub>2</sub>	109	67	30%	90%	95%	0,0000	0,0019	0,0014	0,17%	0,06%	0,00%
<b>3.В.4.аi Торфяники, остающиеся торфяниками</b>	CO <sub>2</sub>	503	547	15%	208%	208%	0,0003	0,0036	0,0115	0,74%	0,08%	0,01%
<b>3.В.4.аi Торфяники, остающиеся торфяниками</b>	CH <sub>4</sub>	5	6	15%	208%	208%	0,0000	0,0000	0,0001	0,01%	0,00%	0,00%
<b>3.С.1.а Сжигание биомассы на лесных площадях</b>	CO <sub>2</sub>	180	91	10%	70%	71%	0,0000	0,0035	0,0019	0,24%	0,03%	0,00%
<b>3.С.1.а Сжигание биомассы на лесных площадях</b>	CH <sub>4</sub>	16	8	10%	70%	71%	0,0000	0,0003	0,0002	0,02%	0,00%	0,00%
<b>3.С.1.а Сжигание биомассы на лесных площадях</b>	N <sub>2</sub> O	2	1	10%	70%	71%	0,0000	0,0000	0,0000	0,00%	0,00%	0,00%
<b>3.С.2 Известкование</b>	CO <sub>2</sub>	618	277	20%	20%	28%	0,0000	0,0127	0,0058	0,25%	0,16%	0,00%
<b>3.С.4 Пр. выбросы N<sub>2</sub>O из упр. земель: Пахотные почвы</b>	N <sub>2</sub> O	3 486	2 608	0%	227%	227%	0,0077	0,0494	0,0548	11,23%	0,00%	1,26%

Таблица 3.4 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)

ПРИМЕР АНАЛИЗА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 1 ДЛЯ ФИНЛЯНДИИ (НА ОСНОВАНИИ СТАТИСТИКИ ФИНЛЯНДИЯ, 2005 Г.)

Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i>  Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности  %	Неопределенность коэффициентов выбросов/параметров оценки  %	Объединенная неопределенность  %	Вклад в изменчивость по категориям в год <i>t</i>	Чувствительность типа А  %	Чувствительность типа В  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью коэффициента выбросов / параметра оценки  %	Неопределенность тенденции национальных выбросов, вводимая неопределенностью данных о деятельности  %	Неопределенность, вводимая в тенденцию суммарных национальных выбросов  %
3.C.4 Пр. выбросы N <sub>2</sub> O из упр. земель: Исп. азотных удобрений, Лесные площади	N <sub>2</sub> O	27,0	11,3	10%	380%	380%	0,0000	0,0006	0,0002	0,22%	0,00%	0,00%
3.C.5 Непрямые выбросы N <sub>2</sub> O из управляемых земель	N <sub>2</sub> O	735	592	0%	334%	334%	0,0009	0,0095	0,0124	3,18%	0,00%	0,10%
<b>4 Отходы</b>												
4.A Удаление тв. отходов	CH <sub>4</sub>	3 678	2 497	0%	43%	43%	0,0003	0,0574	0,0525	2,47%	0,00%	0,06%
<b>4.D.1 Очистка и сброс бытовых сточных вод</b>												
редконаселенные районы	CH <sub>4</sub>	118	95	15%	32%	35%	0,0000	0,0015	0,0020	0,05%	0,04%	0,00%
густонаселенные районы	CH <sub>4</sub>	12	13	5%	104%	105%	0,0000	0,0001	0,0003	0,01%	0,00%	0,00%
редконаселенные районы	N <sub>2</sub> O	21	18	10%	380%	380%	0,0000	0,0002	0,0004	0,09%	0,01%	0,00%
густонаселенные районы	N <sub>2</sub> O	84	66	5%	380%	380%	0,0000	0,0011	0,0014	0,43%	0,01%	0,00%
4.D.2 Очистка и сброс пром. сточных вод	CH <sub>4</sub>	22	19	10%	104%	105%	0,0000	0,0003	0,0004	0,03%	0,01%	0,00%
4.D.2 Очистка и сброс пром. сточных вод	N <sub>2</sub> O	28	17	5%	380%	380%	0,0000	0,0005	0,0004	0,17%	0,00%	0,00%
4.E Прочее: Добавление N от рыбоводства	N <sub>2</sub> O	8	3	10%	380%	380%	0,0000	0,0002	0,0001	0,07%	0,00%	0,00%
<b>Итого</b>		<b>47 604</b>	<b>67 730</b>				<b>0,0252</b>					<b>0,0349</b>
					Процент неопределенности в полном кадастре		<b>15,9%</b>				Неопределенность тенденции	<b>18,7%</b>

<sup>1</sup> Оценка неопределенности была произведена на уровне агрегации, используемом Финляндией в кадастре 2003 года, и поэтому производство стекла не могло рассматриваться отдельно.

Таблица 3.5

## ПРИМЕР ОТЧЕТА ПО АНАЛИЗУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 2, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОБЩЕЙ ОТЧЕТНОЙ ТАБЛИЦЫ ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

Выбросы, поглощения и неопределенности из национального кадастра Финляндия за 2003 год (Статистические данные Финляндии, 2005 г.). Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i> Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности		Неопределенность коэффициентов выбросов		Объединенная неопределенность		Вклад в изменчивость в год <i>t</i> (доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год <i>t</i> по отношению к базовому году (% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году		Подход и комментарии  Подход 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
<b>1.A Деятельность связанная со сжиганием топлива</b>														
Жидкость	CO <sub>2</sub>	27 232	27 640	2	2	2	2	3	3	0,0061	1	-3	3	
Твердое вещество	CO <sub>2</sub>	15 722	22 753	2	2	3	3	3	3	0,0061	45	-3	3	
Газ	CO <sub>2</sub>	5 073	9 350	1	1	1	1	1	1	0,0002	84	-3	3	
Торф	CO <sub>2</sub>	5 656	10 676	4	4	5	5	6	7	0,0050	89	-11	11	
<b>1.A.1 Энергетика</b>														
Жидкость	CH <sub>4</sub>	6	7	2	2	75	10	75	12	0,0000	18	-32	39	
	N <sub>2</sub> O	26	30	2	2	75	10	75	12	0,0000	15	-30	39	
Твердое вещество	CH <sub>4</sub>	9	16	2	2	75	10	75	12	0,0000	91	-43	59	
	N <sub>2</sub> O	85	162	2	2	50	50	50	50	0,0001	91	-23	25	
Газ	CH <sub>4</sub>	4	9	1	1	75	10	76	11	0,0000	140	-57	87	
	N <sub>2</sub> O	18	51	1	1	50	50	51	50	0,0000	188	-37	39	
Биомасса	CH <sub>4</sub>	2	31	20	20	50	50	52	57	0,0000	1 370	-398	544	
	N <sub>2</sub> O	10	80	20	20	70	150	71	154	0,0001	729	-260	374	
Торф	CH <sub>4</sub>	5	7	5	5	50	50	50	50	0,0000	37	-18	21	
	N <sub>2</sub> O	141	226	5	5	70	150	70	148	0,0007	60	-33	41	
<b>1.A.2 Производственные отрасли и строительство</b>														
Жидкость	CH <sub>4</sub>	9	7	2	2	75	10	75	12	0,0000	-19	-21	27	
	N <sub>2</sub> O	39	41	2	2	75	10	75	12	0,0000	4	-25	30	

Таблица 3.5 (Продолжение)

## ПРИМЕР ОТЧЕТА ПО АНАЛИЗУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 2, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОБЩЕЙ ОТЧЕТНОЙ ТАБЛИЦЫ ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

Выбросы, поглощения и неопределенности из национального кадастра Финляндия за 2003 год (Статистические данные Финляндии, 2005 г.). Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год t Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности		Неопределенность коэффициентов выбросов		Объединенная неопределенность		Вклад в изменчивость в год t (доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год t по отношению к базовому году (% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году		Подход и комментарии  Подход 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
Твердое вещество	CH <sub>4</sub>	4	2	2	2	75	10	74	12	0,0000	-44	-13	20	
	N <sub>2</sub> O	108	90	2	2	50	50	50	50	0,0000	-17	-11	12	
Газ	CH <sub>4</sub>	5	6	1	1	75	10	75	11	0,0000	35	-35	45	
	N <sub>2</sub> O	17	19	1	1	50	50	50	50	0,0000	13	-14	16	
Биомасса	CH <sub>4</sub>	20	19	15	15	50	50	51	53	0,0000	-7	-20	26	
	N <sub>2</sub> O	111	81	15	15	70	150	70	151	0,0001	-28	-20	27	
Торф	CH <sub>4</sub>	4	3	5	5	50	50	50	50	0,0000	-29	-9	11	
	N <sub>2</sub> O	56	29	5	5	70	150	70	150	0,0000	-49	-11	14	
<b>1.A.3 Транспорт</b>														
a. Гражданская авиация	CH <sub>4</sub>	0,4	0,3	5	5	57	100	57	100	0,0000	-12	-12	15	
	N <sub>2</sub> O	4	4	5	5	70	150	70	148	0,0000	-1	-17	21	
b. Наземный транспорт														
Бензин	CH <sub>4</sub>	78	40	1	1	50	50	50	50	0,0000	-49	-6	6	
Автомобили с каталитическими дожигателями выхл. газов	N <sub>2</sub> O	32	410	1	1	94	378	94	392	0,0174	1 176	-446	643	
Автомобили без каталитических дожигателей выхл. газов	N <sub>2</sub> O	59	22	1	1	86	259	86	259	0,0000	-63	-11	16	
Дизельное топливо	CH <sub>4</sub>	12	6	1	1	50	50	50	50	0,0000	-51	-5	5	
	N <sub>2</sub> O	68	84	1	1	99	158	99	157	0,0001	23	-59	94	
Природный газ	CH <sub>4</sub>		2	1	1	50	50	49	50					
	N <sub>2</sub> O		0,0	1	1	70	150	70	149					
c. Железная дорога	CH <sub>4</sub>	0,2	0,2	5	5	60	110	60	110	0,0000	-30	-11	13	
	N <sub>2</sub> O	2	1	5	5	70	150	70	149	0,0000	-30	-13	17	

<b>ТАБЛИЦА 3.5 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)</b>														
<b>ПРИМЕР ОТЧЕТА ПО АНАЛИЗУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 2, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОБЩЕЙ ОТЧЕТНОЙ ТАБЛИЦЫ ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ</b>														
Выбросы, поглощения и неопределенности из национального кадастра Финляндия за 2003 год (Статистические данные Финляндии, 2005 г.). Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.														
A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i> Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности		Неопределенность коэффициентов выбросов		Объединенная неопределенность		Вклад в изменчивость в год <i>t</i> (доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год <i>t</i> по отношению к базовому году (% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году		Подход и комментарии  Подход 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
<b>d. Водный транспорт</b>														
Остаточные нефтепродукты & Газ/Дизельное топливо	CH <sub>4</sub>	1	1	10	10	57	100	57	99	0,0000	2	-19	22	
	N <sub>2</sub> O	2	3	10	10	70	150	70	149	0,0000	36	-30	39	
Бензин	CH <sub>4</sub>	7	4	20	20	57	100	59	104	0,0000	-42	-16	22	
	N <sub>2</sub> O	0,4	1	20	20	70	150	71	154	0,0000	56	-49	71	
<b>e. Другие виды транспорта</b>														
Бензин&Дизтопливо	CH <sub>4</sub>	5	6	30	30	50	50	54	63	0,0000	15	-43	67	
Бензин	N <sub>2</sub> O	1	1	30	30	70	150	72	156	0,0000	9	-41	67	
Дизельное топливо	N <sub>2</sub> O	4	4	30	30	70	150	72	158	0,0000	-5	-37	60	
<b>1.A.4 Другие секторы</b>														
Жидкость	CH <sub>4</sub>	19	15	3	3	75	10	74	13	0,0000	-19	-18	20	
	N <sub>2</sub> O	56	47	3	3	75	10	76	13	0,0000	-15	-21	25	
Твердое вещество	CH <sub>4</sub>	2	1	10	10	75	10	76	20	0,0000	-72	-6	8	
	N <sub>2</sub> O	0,5	0,3	10	10	50	50	51	52	0,0000	-27	-12	14	
Газ	CH <sub>4</sub>	0,1	0,3	5	5	75	10	75	15	0,0000	132	-49	62	
	N <sub>2</sub> O	1	1	5	5	50	50	50	50	0,0000	124	-27	32	
Биомасса	CH <sub>4</sub>	282	307	15	15	70	150	71	151	0,0013	9	-28	38	
	N <sub>2</sub> O	56	61	15	15	70	150	71	150	0,0000	9	-28	38	
Торф	CH <sub>4</sub>	1	1	25	25	50	50	53	60	0,0000	1	-32	46	
	N <sub>2</sub> O	1	2	25	25	70	150	71	155	0,0000	13	-38	57	
<b>1.A.5 Неопределенные</b>														
Жидкость	CH <sub>4</sub>	2	2	7	7	75	10	75	17	0,0000	43	-31	46	

ТАБЛИЦА 3.5 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)

## ПРИМЕР ОТЧЕТА ПО АНАЛИЗУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 2, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОБЩЕЙ ОТЧЕТНОЙ ТАБЛИЦЫ ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

Выбросы, поглощения и неопределенности из национального кадастра Финляндия за 2003 год (Статистические данные Финляндии, 2005 г.). Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i> Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности		Неопределенность коэффициентов выбросов		Объединенная неопределенность		Вклад в изменчивость в год <i>t</i> (доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год <i>t</i> по отношению к базовому году (% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году		Подход и комментарии  Подход 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
	N <sub>2</sub> O	6	9	7	7	75	10	75	17	0,0000	45	-33	43	
Газ	CH <sub>4</sub>	0,3	0,4	13	13	75	10	75	23	0,0000	64	-41	55	
	N <sub>2</sub> O	1	2	13	13	50	50	51	52	0,0000	64	-31	37	
<b>1.В Летучие выбросы от топлива</b>														
<b>1.В.2 Нефть и природн. газ</b>														
a.ii. Нефть – Сж. в факелах	CO <sub>2</sub>	123	63					50	50	0,0000	-49	-29	85	b
a.iii.4 Нефть – Очистка	CH <sub>4</sub>	8	10	2	2	90	90	90	90	0,0000	27	-41	53	
b.iii.4 Природный газ - Транспортировка и хранение	CH <sub>4</sub>	4	12					3	3	0,0000	236	-113	334	b
b. iii.5 Природный газ - Распределение	CH <sub>4</sub>	0	40					5	5	0,0000				b,c
<b>2 Промышленные процессы</b>														
2.A.1 Производство цемента	CO <sub>2</sub>	786	500	2	2	5	5	5	5	0,0000	-36	-2	2	
2.A.2 Производство извести	CO <sub>2</sub>	383	513	2	2	3	3	4	4	0,0000	34	-4	4	
2.A.3 и 2.A.4 Использование известняка и доломита	CO <sub>2</sub>	99	148	4	7	9	5	10	10	0,0000	50	-13	14	d
2.A.3 and 2.A.4 Использование кальцинированной соды <sup>1</sup>	CO <sub>2</sub>	18	20	4	7	2	1	5	7	0,0000	10	-9	10	d
2.B.2 Производство азотной кислоты	N <sub>2</sub> O	1 595	1 396	5	5	57	100	57	100	0,0126	-13	-7	8	
2.B.8.b Этилен	CH <sub>4</sub>	4	5	5	5	20	20	20	21	0,0000	32	-9	10	
2.B.10 Прочее	CO <sub>2</sub>	60	147	8	12	5	5	10	13	0,0000	145	-35	40	
2.C.1 Производство чугуна и стали	CH <sub>4</sub>	5	9	3	3	20	20	20	20	0,0000	85	-8	8	
2.D Неэнергетические продукты от использования топлива и растворителей	CO <sub>2</sub>	640	830	50	50	5	5	50	50	0,002	30	-71	156	
2.F.1 Охлаждение и кондиционирование воздуха	HFCs, PFCs	0	578					11	26	0,0001	4 584 122	-519 745	1 206 234	b

ТАБЛИЦА 3.5 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)

## ПРИМЕР ОТЧЕТА ПО АНАЛИЗУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 2, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОБЩЕЙ ОТЧЕТНОЙ ТАБЛИЦЫ ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

Выбросы, поглощения и неопределенности из национального кадастра Финляндия за 2003 год (Статистические данные Финляндии, 2005 г.). Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год t Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности		Неопределенность коэффициентов выбросов		Объединенная неопределенность		Вклад в изменчивость в год t (доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год t по отношению к базовому году (% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году		Подход и комментарии  Подход 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
2.F.2 Пенообразующие вещества	HFCs		25					24	24	0,0000				b,c
2.F.4 Аэрозоли	HFCs		63					10	10	0,0000				b,c
2.G.1 Электрооборудование	SF <sub>6</sub>	87	22					88	88	0,0000	-75	-22	41	b
2.G.3.a Медицинское применение	N <sub>2</sub> O	62	40	30	30	20	20	34	38	0,0000	-36	-23	35	
2.H.3 Другие виды (сгруппированные данные по f-газам)	HFCs, PFCs, SF <sub>6</sub>	8	21					38	38	0,0000	164	-123	292	b
<b>3 СХЛДВЗ</b>														
3.A.1 Энтеральная ферментация	CH <sub>4</sub>	1 868	1 537					20	31	0,0015	-18	-3	3	b
3.A.2 Хранение и использование навоза	CH <sub>4</sub>	215	222					16	16	0,0000	3	-4	5	b
3.A.2 Хранение и использование навоза	N <sub>2</sub> O	623	461					83	27	0,0006	-26	-15	17	b
<b>3.B.1.a Лесные площади, остающиеся лесными площадями</b>														
изменение запаса углерода в биомассе	CO <sub>2</sub>	-2 3798	-2 1354					35	35	0,5662	-10	-19	25	b
<b>3.B.2.a Возделываемые земли, остающиеся возделываемыми землями</b>														
нетто изменение запасов углерода в минеральных почвах	CO <sub>2</sub>	-535	-1 113					99	101	0,0125	108	-242	393	b
нетто изменение запасов углерода в органических почвах	CO <sub>2</sub>	1 813	1 324	20	20	90	90	89	95	0,0152	-27	-32	54	
<b>3.B.3.a Пастбищные угодья, остающиеся пастбищными угодьями</b>														
нетто изменение запасов углерода в минеральных почвах	CO <sub>2</sub>	-1 181	2 907					99	100	0,0852	-346	-2223	1067	b
нетто изменение запасов углерода в органических почвах	CO <sub>2</sub>	109	67	30	30	90	90	90	103	0,0000	-39	-29	50	



ТАБЛИЦА 3.5 (ПРОДОЛЖЕНИЕ)

## ПРИМЕР ОТЧЕТА ПО АНАЛИЗУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 2, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОБЩЕЙ ОТЧЕТНОЙ ТАБЛИЦЫ ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

Выбросы, поглощения и неопределенности из национального кадастра Финляндия за 2003 год (Статистические данные Финляндии, 2005 г.). Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год t Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности		Неопределенность коэффициентов выбросов		Объединенная неопределенность		Вклад в изменчивость в год t (доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год t по отношению к базовому году (% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году		Подход и комментарии  Подход 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
3.В.4.ai Торфяники, остающиеся торфяниками	CO <sub>2</sub>	503	547	15	15	80	208	80	212	0,0074	9	-32	48	
3.В.4.ai Торфяники, остающиеся торфяниками	CH <sub>4</sub>	5	6	15	15	80	208	80	208	0,0000	6	-32	46	
3.С.1.a Сжигание биомассы на лесных площадях	CO <sub>2</sub>	180	91	10	10	70	70	71	71	0,0000	-50	-12	15	
3.С.1.a Сжигание биомассы на лесных площадях	CH <sub>4</sub>	16	8	10	10	70	70	70	71	0,0000	-49	-12	15	
3.С.1.a Сжигание биомассы на лесных площадях	N <sub>2</sub> O	2	1	10	10	70	70	70	72	0,0000	-50	-11	15	
3.С.2 Известкование	CO <sub>2</sub>	618	277	20	20	20	3	25	22	0,0000	-55	-11	15	
3.С.4 Прямые выбросы N <sub>2</sub> O из управляемых земель: Пахотные почвы	N <sub>2</sub> O	3 486	2 608					76	227	0,2170	-25	-19	29	b
3.С.4 Прямые выбросы N <sub>2</sub> O из управляемых земель: Использование азотных удобрений, Лесные площади	N <sub>2</sub> O	27	11	10	10	94	380	94	386	0,0000	-58	-17	32	
3.С.5 Непрямые выбросы N <sub>2</sub> O из управляемых земель	N <sub>2</sub> O	735	592					81	334	0,0303	-19	-19	25	b
<b>4 Отходы</b>														
.А Удаление твердых отходов	CH <sub>4</sub>	3 678	2 497					43	43	0,012	-32	-14	16	b
<b>4.D.1 Очистка и сброс бытовых сточных вод</b>														
редконаселенные районы	CH <sub>4</sub>	118	95	15	15	32	20	34	27	0,000	-20	-16	20	
густонаселенные районы	CH <sub>4</sub>	12	13					60	109	0,000	9	-16	20	b
редконаселенные районы	N <sub>2</sub> O	21	18	10	10	94	380	94	378	0,000	-13	-29	40	
густонаселенные районы	N <sub>2</sub> O	84	66	5	5	94	380	94	378	0,000	-21	-25	34	
4.D.2 Очистка и сброс промышленных сточных вод	CH <sub>4</sub>	22	19					61	109	0,000	-15	-17	22	b

Таблица 3.5 (Продолжение)

## ПРИМЕР ОТЧЕТА ПО АНАЛИЗУ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ПОДХОДА 2, С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ОБЩЕЙ ОТЧЕТНОЙ ТАБЛИЦЫ ПО НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ

Выбросы, поглощения и неопределенности из национального кадастра Финляндии за 2003 год (Статистические данные Финляндии, 2005 г.). Уровень обобщения и оценки неопределенности даны конкретно для Финляндии, и не представляют рекомендованные неопределенности или уровень обобщения для других стран.

A	B	C	D	E		F		G		H	I	J		K
Категория МГЭИК	Газ	Выбросы или поглощения в базовый год Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Выбросы или поглощения в год <i>t</i> Экв-т CO <sub>2</sub> , Гг	Неопределенность данных о деятельности		Неопределенность коэффициентов выбросов		Объединенная неопределенность		Вклад в изменчивость в год <i>t</i> (доля)	Тенденция кадастра в увеличении национальных выбросов за год <i>t</i> по отношению к базовому году (% базового года)	Неопределенность, вводимая в тенденцию общих национальных выбросов по отношению к базовому году		Подход и комментарии  Подход 2
				(-) %	(+) %	(-) %	(+) %	(-) %	(+) %			(-) %	(+) %	
4.D.2 Очистка и сброс промышленных сточных вод	N <sub>2</sub> O	28	17	5	5	94	380	94	388	0,000	-37	-19	27	
4.E Прочее: Добавление N от рыбоводства	N <sub>2</sub> O	8	3	10	10	94	380	94	391	0,000	-62	-12	18	
<b>Итого</b>		47 604	67 730					14	15		42	-18	23	

<sup>a</sup> Значения в колонке H получены с помощью деления изменчивости каждой категории (полученной методом Монте-Карло) на общую изменчивость кадастра.

<sup>b</sup> Используется более сложный метод оценки неопределенности, и поэтому ячейки неопределенности данных о деятельности и коэффициентов выбросов оставлены пустыми. Итоговая неопределенность указана в колонке G.

<sup>c</sup> Тенденция не рассчитана для случаев, когда выбросы базового года равны нулю.

<sup>d</sup> Оценка неопределенности произведена на уровне обобщения, используемом Финляндией в кадастре 2003 года, и поэтому производство стекла не могло рассматриваться отдельно.

## 3.7 БАЗОВАЯ ТЕХНИЧЕСКАЯ ИНФОРМАЦИЯ

### 3.7.1 Переменные и уравнения подхода 1

В этом разделе рассматриваются исходные положения для методов статистических расчетов, использованных в подходе 1, в качестве дополнительной информации к разделу 3.2.3.1, подход 1: «Распространение ошибки» и таблице 3.2, подход 1, «Расчет неопределенности». Также определены ключевые переменные и уравнения, использованные для расчета.

#### Экспликация переменных

$C_x$  = величина, записанная в колонке C и ряду  $x$ , выбросы или поглощения каждой категории базового кадастрового года.

$\sum C_i$  = сумма выбросов и поглощений по всем категориям (рядам) базового кадастрового года

$D_x$  = Значение ячейки колонки D и строки  $x$ , выбросы или поглощения каждой категории кадастрового года  $t$ .

$\sum D_i$  = Сумма выбросов и поглощений по всем категориям (рядам) кадастрового года  $t$

#### Колонки А-Е

Входные данные о выбросах и поглощениях, данные о деятельности и неопределенности коэффициента выбросов для каждой категории

#### Колонка G:

Объединенная неопределенность, полученная посредством использования уравнения распространения ошибки. См. уравнение 3.1 в разделе 3.2.3.1.

$$G_x = \sqrt{E_x^2 + F_x^2}$$

#### Колонка H:

Участие в неопределенности. См. также уравнение 3.2 в разделе 3.2.3.1.

$$H_x = \frac{(G_x \cdot D_x)^2}{(\sum D_i)^2}$$

Общая неопределенность выбросов, полученная с помощью уравнения распространения ошибки:

$$\frac{\sqrt{\sum (G_i \cdot D_i)^2}}{\sum D_i} = \sqrt{\sum H_i}$$

#### Колонка I:

Значения колонки I показывают, как изменяется разность выбросов между базовым годом и годом  $t$  в ответ на однопроцентное увеличение выбросов из категории источников  $x$  как в базовый год, так и в год  $t$ . Колонка показывает чувствительность тенденции выбросов к систематической неопределенности в оценке выбросов, т.е. чувствительность, которая коррелируется базовым годом и годом  $t$ . Эта чувствительность описана как чувствительность типа А.

$I_x$  = тенденция в процентах, если категория источника  $x$  увеличивается на один процент в обоих годах – тенденция в процентах без увеличения

$$= \frac{0.01 \cdot D_x + \sum D_i - (0.01 \cdot C_x + \sum C_i)}{(0.01 \cdot C_x + \sum C_i)} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

#### Колонка J

Величины, записанные в колонке J, показывают, как изменяется разность выбросов между базовым годом и годом  $t$  в ответ на однопроцентное увеличение выбросов из категории источников  $x$  только в год  $t$ . Колонка показывает чувствительность тенденции выбросов к случайной ошибке неопределенности в

оценке выбросов, т.е. чувствительность, которая не коррелируется между базовым годом и годом  $t$ . Эта чувствительность описана как чувствительность типа В.

$J_x$  = тенденция в процентах, если категория источника  $x$  увеличивается на один процент в год  $t$  – тенденция в процентах без увеличения

$$= \frac{0.01 \cdot D_x + \sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \cdot 100$$

$$= \frac{D_x}{\sum C_i}$$

#### Колонка К

Исходя из предположения, что в обоих годах используется один и тот же коэффициент выбросов и что фактические коэффициенты выбросов полностью коррелируются, вводимая им ошибка в процентах одинакова в оба года. Поэтому формула для неопределенности, вводимой коэффициентом выбросов в тенденцию, имеет вид:

$$K_x = \text{чувствительность А} \cdot \text{неопределенность коэффициентов выбросов}$$

$$= I_x \cdot F_x$$

В случае предположения об отсутствии корреляции между коэффициентами выбросов, следует использовать чувствительность В, а результаты необходимо увеличить на  $\sqrt{2}$  по причинам, приведенным ниже, в основном выводе для колонки L:

$$K_x = \text{чувствительность В} \cdot \text{неопределенность коэффициента выбросов} \cdot \sqrt{2}$$

$$= J_x \cdot F_x \cdot \sqrt{2}$$

#### Колонка L

Тенденция равная разнице между выбросами в базовый год и год  $t$ . Поэтому должна быть принята во внимание неопределенность данных о деятельности в базовый год и год  $t$ . Эти две неопределенности объединяются в одну с использованием уравнения распространения ошибки и исходя из предположения, что неопределенность одинакова в базовый год и в год  $t$ :

$$= \sqrt{(\text{неопределенность (данные о деятельности, базовый год)})^2 + (\text{неопределенность (данные о деятельности, год } t)})^2}$$

$$\approx \sqrt{(\text{неопределенность (данные о деятельности, год } t)})^2 \cdot 2}$$

$$= E_x \cdot \sqrt{2}$$

Поскольку предполагается, что данные о деятельности в оба года независимы, показатели колонки L вычисляются по формуле:

$$L_x = \text{чувствительность В} \cdot \text{объединенная неопределенность данных о деятельности за оба года}$$

$$= J_x \cdot E_x \cdot \sqrt{2}$$

В случае, если предполагается корреляция между данными о деятельности, то должна использоваться чувствительность типа А, а коэффициент  $\sqrt{2}$  не применяется.

$$L_x = I_x \cdot E_x$$

#### Колонка М

Неопределенность, привнесенная в тенденцию неопределенностью данных о деятельности и неопределенностью коэффициентов выбросов, рассчитывается так:

$$M_x = K_x^2 + L_x^2$$

Показатели  $M_i$  в колонке М объединяются для получения суммарной неопределенности тенденции, используя уравнение распространения ошибки:

Итого неопределенность тенденции =  $\sqrt{\sum M_i}$

### 3.7.2 Подход 1 – детали уравнений для неопределенности в тенденции

Следующие шаги показывают, как рассчитать неопределенность в тенденции с использованием чувствительностей типа А и В (также, см. раздел 3.2.3.1).

1) Метод оценки уровня неопределенности для года  $Y$  предполагает, что категории и газы не коррелируют, либо являются агрегированными до тех пор, пока обобщенные категории не смогут обрабатываться как некоррелирующие.

2) Неопределенность в тенденции общих выбросов для страны (количественное значение в нижней части колонки  $M$ ) оценивается как:

$$U_T = \sqrt{\sum_{i=1}^N U_i^2}$$

где  $U_T$  – неопределенность в тенденции общих выбросов для страны, а  $U_i$  – неопределенность, приведенная в  $U_T$  категорией  $i$  и газом.

3) Берем

$$U_i = \sqrt{(U_{E,i}^2 + U_{A,i}^2)}$$

где  $U_{E,i}$  – неопределенность, приведенная в  $U_i$  неопределенностью, связанной с коэффициентом выбросов категории  $i$  и газа, а  $U_{A,i}$  – неопределенность, приведенная в  $U_i$  неопределенностью, связанной с данными о деятельности категории  $i$  и газа.

4) Из колонок Е и F нам известны значения неопределенностей, связанных с данными о деятельности и коэффициентами выбросов для категории  $i$  и газа в процентном отношении, но мы пока не знаем, как эти неопределенности влияют на тенденцию общих выбросов, что необходимо для получения  $U_{E,i}$  и  $U_{A,i}$ . Поэтому мы пишем

$$U_{E,i} = A_i u_{e,i} \quad \text{и} \quad U_{A,i} = B_i u_{a,i}$$

Где  $A_i$  – это чувствительность типа А, связанная с категорией  $i$  и газом, а  $u_{e,i}$  – это процентная доля неопределенности, связанной с коэффициентов выброса в колонке F, а  $B_i$  – это чувствительность типа В, связанная с категорией  $i$  и газом, процентная доля неопределенности, связанной с данными о деятельности из колонки Е. По существу, чувствительности типа А и типа В являются эластичностями относящие соответственно процентную долю автокоррелированной разницы между базовым годом и годом  $Y$ , и некоррелированной разницы, к процентной доле изменения общих выбросов. Метод позволяет обратить это предположение, либо для коэффициента выбросов и данных о деятельности для достижения автокорреляции между годами, либо ни для одного из них, исключая автокорреляцию.

5) Чувствительности типа А и типа В вычисляются по формулам для тенденции в виде сумм по категориям и газам для базового года и года  $Y$ . Дополнительный коэффициент  $\sqrt{2}$  вводится потому, что некоррелируемая неопределенность может повлиять либо на базовый год, либо на год  $Y$ . Текущая формулировка предполагает, что чувствительность типа В выбросов года  $Y$  не слишком отличается от таковой для базового года; если это не так, нам нужно ввести отдельное предположение о некоррелируемых неопределенностях для базового года и года  $Y$ , вместо использования коэффициента  $\sqrt{2}$ .

#### ВЫВОД ТИПА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ

Тенденция может быть описана как (предполагая, что 1990 год – базовый):

$$100 \bullet \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Если категория  $i$  и газ постоянно увеличиваются на один процент (это согласуется с предположением о том, что чувствительность типа А охватывает эффект неопределенностей, коррелирующих между годами), тенденция становится такой:

$$100 \bullet \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \left( \sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990} \right)}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990}} \right)$$

а чувствительность  $A_i$  становится такой:

$$100 \bullet \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \left( \sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990} \right)}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990} + 0.01 e_{i,1990}} \right) - 100 \bullet \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Это то же выражение, что дано для чувствительности типа А в примечании В на странице 6.18 РУЭП2000.

### ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ ТИПА В

Для чувствительности типа В мы предполагаем, что категория  $i$  и газ увеличиваются на 1 процент только в году  $y$ : В этом случае чувствительность становится такой:

$$100 \bullet \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

А чувствительность  $B_i$ , соответственно, такой:

$$100 \bullet \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} + 0.01 e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right) - 100 \bullet \left( \frac{\sum_{i=1}^N e_{i,y} - \sum_{i=1}^N e_{i,1990}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}} \right)$$

Все значения числителя в скобках сокращены, кроме  $0.01 e_{i,y}$ , который становится  $e_{i,y}$  после умножения

на 100. Поэтому выражение для  $B_i$  упрощается до  $\frac{e_{i,y}}{\sum_{i=1}^N e_{i,1990}}$  - а оно является выражением в верхней

части колонки J на странице 6.16 РУЭП2000.

## 3.7.3 Учет больших и ассиметричных неопределенностей в результатах подхода 1

В данном разделе содержится руководство по корректировке отклонений больших оценок неопределенности подхода 1 и преобразованию диапазонов в ассиметричный 95-процентный вероятностный диапазон на основе логнормального распределения.

**Корректировка оценки неопределенности для больших неопределенностей:** Приблизительный метод распространения ошибки для подхода 1 дает оценку половины диапазона неопределенности (U), выраженную в процентном отношении к среднему значению результатов кадастра. Так как неопределенность в общей неопределенности кадастра становится больше, подход распределения ошибки систематически недооценивает неопределенность до тех пор, пока модель не становится исключительно дополнительной. Однако, большинство кадастров оценивается на основании суммы членов, каждый из которых является произведением (например, коэффициент выбросов и данные о

деятельности). Подход распространения ошибки не является точным для таких мультипликативных членов. Результаты эмпирических исследований показывают, что в некоторых случаях неопределенность, оцененная с использованием подхода 1 может быть недооцененной; аналитики могут использовать корректировочный коэффициент, к примеру, предложенный в работе Frey (2003). Автор оценил производительность аналитического подхода при комбинировании неопределенности в сравнении с моделированием с использованием метода Монте-Карло к большим выборкам для многих случаев, включающих различные диапазоны неопределенности для аддитивных, мультипликативных и коэффициентных моделей. Смоделированные с помощью методов распространения ошибки и Монте-Карло оценки полудиапазона неопределенности выходных данных модели хорошо согласованы для значений менее, чем 100 процентов. Так как общая неопределенность кадастра увеличивается до более высоких уровней, существует систематическая недооценка общей неопределенности кадастра при подходе с применением распространения ошибки. Связь между оценками, полученными с помощью моделирования, и оценками, полученными методом распространения ошибок, признана корректной. Таким образом, поправочный коэффициент выводится из сравнения того, что он применим при большом значении  $U$  для общей неопределенности кадастра (например, более 100 процентов) и имеет следующий вид:

**УРАВНЕНИЕ 3.3**  
**ПОПРАВОЧНЫЙ КОЭФФИЦИЕНТ ДЛЯ ПОЛУДИАПАЗОНА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ**

$$F_C = \left[ \frac{(-0.720 + 1.0921U - 1.63 \cdot 10^{-3} U^2 + 1.11 \cdot 10^{-5} U^3)}{U} \right]^2$$

**Примечание:** Использовать, если  $U > 100\%$  и если модель содержит мультипликативные или коэффициентные члены

Может быть ненадежным при  $U > 230\%$

Не обязательно для исключительно аддитивных моделей.

Где:

- $U$  = полудиапазон для неопределенности, оцененной с помощью распространения ошибки, в процентных единицах
- $F_C$  = Поправочный коэффициент для аналитической оценки изменчивости, безразмерного соотношения откорректированной и не откорректированной неопределенности

Эмпирический поправочный коэффициент принимает значения от 1.06 до 1.69 в то время как  $U$  – от 100% до 230%. Поправочный коэффициент используется для получения новой, откорректированной оценки полудиапазона общей неопределенности кадастра,  $U_{corrected}$ , которая, в свою очередь используется для получения доверительных интервалов.

**УРАВНЕНИЕ 3.3**  
**ОТКОРРЕКТИРОВАННЫЙ ПОЛУДИАПАЗОН НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ**

$$U_{коррект.} = U \cdot F_C$$

Где:

- $U_{коррект.}$  = Откорректированный полудиапазон неопределенности оцененной с помощью распространения ошибки, в процентных единицах

Ошибки в аналитической оценке изменчивости в целом невелики для полудиапазонов неопределенности ( $U$ ), либо они менее, чем примерно 100 процентов. Если поправочный коэффициент применяется при  $U > 100\%$  для значений  $U$  до 230%, типичная ошибка оценки  $U$  будет равна плюс-минус 10 процентам для большинства случаев. Поправочный коэффициент не обязательно должен быть достоверным для больших неопределенностей, так как он калиброван по диапазону от 10% до 20%.

**Расчет ассиметричных доверительных интервалов для больших неопределенностей:** Для расчета доверительных интервалов выходных данных модели, основанной только на среднем значении и полудиапазоне неопределенности, следует вынести предположение о распределении. Для исключительно аддитивных моделей, и для тех, у которых полудиапазон неопределенности менее примерно 50 процентов, нормальное распределение часто является более надежным предположением для формы выходных элементов модели. В этом случае следует сделать предположение о симметричном диапазоне неопределенности, когда речь идет о среднем значении. Для мультипликативных моделей, или если неопределенность велика для переменных, которые должны быть неотрицательными, логнормальное

распределение обычно является надежным предположением для формы выходных элементов модели. В таких случаях, диапазон неопределенности не является симметричным, если речь идет о среднем значении, даже изменчивость для общего кадастра может быть оценена правильно с помощью подхода 1. В данной работе мы приводим практическую методологию расчета приблизительных асимметричных диапазонов неопределенности на основе результатов распространения ошибки, основанную на методологии, разработанной Frey (2003). Ключевой характеристикой 95-процентного доверительного интервала является его приблизительная симметричность для маленьких диапазонов неопределенности и позитивного смещение для больших диапазонов неопределенности. Последний результат необходим для неотрицательной переменной.

Параметры логнормального распределения могут быть определены несколькими способами, например, с точки зрения геометрического среднего значения и геометрического стандартного отклонения. Геометрическое среднее значение может быть оценено на основании арифметического среднего значения и арифметического стандартного отклонения:

**УРАВНЕНИЕ 3.5**  
**АСИММЕТРИЧНЫЕ ДОВЕРИТЕЛЬНЫЕ ИНТЕРВАЛЫ – ГЕОМЕТРИЧЕСКОЕ СРЕДНЕЕ ЗНАЧЕНИЕ**

$$\mu_g = \exp\left\{\ln(\mu) - \frac{1}{2} \ln\left(1 + \left[\frac{U}{200}\right]^2\right)\right\}$$

Где:

$\mu_g$  = геометрическое среднее значение

$\mu$  = арифметическое среднее значение

Геометрическое среднеквадратическое отклонение рассчитывается так:

**УРАВНЕНИЕ 3.6**  
**АСИММЕТРИЧНЫЕ ДОВЕРИТЕЛЬНЫЕ ИНТЕРВАЛЫ – ГЕОМЕТРИЧЕСКОЕ**  
**СРЕДНЕКВАДРАТИЧЕСКОЕ ОТКЛОНЕНИЕ**

$$\sigma_g = \exp\left\{\sqrt{\ln\left(1 + \left[\frac{U}{200}\right]^2\right)}\right\}$$

Где:

$\sigma_g$  = геометрическое среднеквадратическое отклонение

Доверительный интервал может быть оценен на основании геометрического среднего значения, геометрического среднеквадратического отклонения и инверсного распределения накопленной вероятности стандартного нормального распределения (с логарифмическим преобразованием):

**УРАВНЕНИЕ 3.7**  
**НИЖНИЙ/ВЕРХНИЙ ПОЛУДИАПАЗОН НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ОТ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ОШИБКИ**

$$U_{\text{нижн}} = \left(\frac{\exp\{\ln(\mu_g) - 1.96 \ln(\sigma_g)\} - \mu}{\mu}\right) \times 100$$

$$U_{\text{верх}} = \left(\frac{\exp\{\ln(\mu_g) + 1.96 \ln(\sigma_g)\} - \mu}{\mu}\right) \times 100$$

Где:

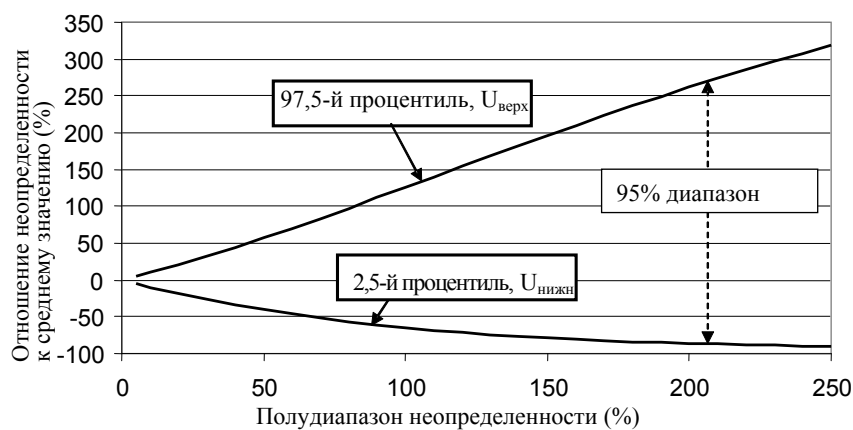
$U_{\text{нижн}}$  = Нижний полудиапазон оцененной с помощью распространения ошибки неопределенности, в процентных единицах

$U_{\text{верх}}$  = Верхний полудиапазон оцененной с помощью распространения ошибки неопределенности, в процентных единицах



Для иллюстрации использования этих уравнений, рассмотрим образец. Предположим, что среднее значение равно 1,0 и полудиапазон неопределенности оценен с помощью распространения ошибки в 100 процентов. В этом случае, геометрическое среднее значение составляет 0,89, а геометрическое стандартное распределение равно 1,60. Диапазон вероятности равен 95 процентам, так как процентная доля относительно среднего значения представлена интервалом от  $U_{low}$  до  $U_{high}$  уравнения 3.7. Например, результат равен от -65% до +126%. Напротив, если нормальное распределение использовалось как базис для оценки неопределенности, диапазон должен быть оценен примерно в  $\pm 100\%$  и тогда существует вероятность, примерно в два процента, получения отрицательных значений. На рисунке 3.9 иллюстрируется чувствительность нижней и верхней границ 95-процентного вероятностного диапазона, которые равны 2,5му и 97,5му процентиллям соответственно, с расчетом при предположении о логнормальном распределении, основанном на оцененном с помощью распространения ошибок полудиапазоне неопределенности. Диапазон неопределенности является примерно симметричным относительно среднего значения, вплоть до полудиапазона неопределенности примерно от 10 до 20 процентов. Так как полудиапазон неопределенности,  $U$ , становится больше, 95-процентный диапазон неопределенности, показанный на рисунке 3.9 становится больше и асимметричной. Например, если  $U$  равно 73 процентам, то оцененный диапазон неопределенности равняется примерно от -50% до +100%, или удвоенному значению.

**Рисунок 3.9** Оценки асимметричных диапазонов неопределенности в отношении среднего арифметического, при предположении о логнормальном распределении, основанном на оцененном с помощью распространения ошибок полудиапазоне



### 3.7.4 Методология расчета участия в неопределенности

Методология расчета участия в неопределенности основана на распределении изменчивости кадастра по изменчивости каждой категории.

Если неопределенность симметрична, то изменчивость оценивается на базе категорий следующим образом:

**УРАВНЕНИЕ 3.8**  
**УЧАСТИЕ КАТЕГОРИИ X – ИЗМЕНЧИВОСТЬ ДЛЯ СИММЕТРИЧНОЙ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ**

$$\sigma_x^2 = \left( D_x \frac{U_x}{200} \right)^2$$

Где:

- $U_x$  = полудиапазон неопределенности для категории  $x$ , в процентных единицах;
- $D_x$  = общие выбросы или поглощения для категории  $x$ , соответствующие значениям в колонке D таблицы 3.5.
- $\sigma_x^2$  = непостоянство выбросов или поглощений для категории  $x$ .

Даже если неопределенность асимметрична, непостоянство может быть оценено на базе арифметического стандартного отклонения или коэффициента изменчивости. Изменчивость является просто квадратом арифметического отклонения. Изменчивость для категории может быть оценена с помощью коэффициента изменчивости,  $v_x$ , следующим образом:

**УРАВНЕНИЕ 3.8****УЧАСТИЕ КАТЕГОРИИ X – НЕПОСТОЯНСТВО ДЛЯ АСИММЕТРИЧНОЙ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ**

$$\sigma_x^2 = (D_x v_x)^2$$

Как только изменчивость для категории известна, изменчивости следует просуммировать по всем категориям. Результатом является приблизительная общая изменчивость кадастра. Однако, этот результат не совсем согласуется с результатом моделирования методом Монте-Карло для кадастра как минимум по одной, а может и более, причине: (1) по причине вариаций выборок при моделировании методом Монте-Карло, оценка методом Монте-Карло изменчивости может в некоторой степени отличаться от реального значения; (2) аналитический расчет базируется на предположении о нормальности или логнормальности распределения комбинированной неопределенности для отдельных категорий, тогда как моделирование методом Монте-Карло может нести широкую изменчивость предположений о распределении; и (3) моделирование методом Монте-Карло может учитывать нелинейности и зависимости, которые не принимаются в расчет при аналитических расчетах участия в изменчивости. Если расчеты кадастра выбросов линейны или примерно линейны, без каких-либо фундаментальных корреляций, то результат должен согласовываться безупречно. Кроме того, методы оценки «участия в изменчивости» для метода Монте-Карло являются приблизительными. Для таких методов, которые потенциально могут учесть все степени участия в изменчивости (например, метод Соболя, проба на чувствительность амплитуды Фурье), измерения чувствительности являются более сложными (например, Mokhtari *и др.*, 2006). Следовательно, методология, описанная здесь, является практическим компромиссом.

## Ссылки

- Abdel-Aziz, A., and Frey, H.C. (2003). 'Development of Hourly Probabilistic Utility NO<sub>x</sub> Emission Inventories Using Time Series Techniques: Part I-Univariate Approach', *Atmospheric Environment*, 37:5379-5389 (2003).
- Ang, A. H-S., and Tang, W.H., (1984). *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 2: Decision, Risk, and Reliability*. John Wiley and Sons, New York .
- Ang, A. H-S., and Tang, W.H., (1975). *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 1*. John Wiley and Sons, New York.
- Baggott, S.L., Brown, L., Milne, R., Murrells, TP., Passant, N., Thistlethwaite, G., Watterson, J.D. (2005) "UK Greenhouse Gas Inventory, 1990 to 2003: Annual Report for submission under the Framework Convention on Climate Change", April 2005. pub AEA Technology, UK ref AEAT/ENV/R/1971, ISBN 0-9547136-5-6.
- Barry, T.M. (1996), Recommendations on the testing and use of pseudo-random number generators used in Monte Carlo analysis for risk assessment, *Risk Assessment*, 16(1):93-105.
- Bevington, P.R. and Robinson, D.K. (1992). *Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences*. McGraw-Hill: New York.
- Cohen A.C. and Whitten B. (1998). *Parameter Estimation in Reliability and Life Span Models*, M. Dekker: New York.
- Cullen, A.C. and Frey, H.C. (1999), *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*, Plenum: New York.
- D'Agostino, R.B. and Stephens, M.A. (eds.) (1986). *Goodness-of-Fit Techniques*, Marcel Dekker, New York.
- Efron, B. and Tibshirani, R.J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*, Chapman and Hall, New York.
- Eggleston, S., et al. (1998). Treatment of Uncertainties for National Greenhouse Gas Emissions, Report AEAT 2688-1 for DETR Global Atmosphere Division, AEA Technology, Culham, UK.
- Evans, J.S., Graham J.D., Gray, G.M., and Sielken Jr, R.L. (1994). "A Distributional Approach to Characterizing Low-Dose Cancer Risk," *Risk Analysis*, 14(1):25-34 (February 1994).
- Falloon, P. and Smith, P. (2003). Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. *Soil Use and Management*, 19, 265-269.
- Frey, H.C. and Rubin, E.S. (1991). *Development and Application of a Probabilistic Evaluation Method for Advanced Process Technologies*, Final Report, DOE/MC/24248-3015, NTIS DE91002095, Prepared by Carnegie-Mellon University for the U.S. Department of Energy, Morgantown, West Virginia, April 1991, 364p.
- Frey, H.C. and Rhodes, D.S. (1996). "Characterizing, Simulating, and Analyzing Variability and Uncertainty: An Illustration of Methods Using an Air Toxics Emissions Example," *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 2(4):762-797 (December 1996).
- Frey, H.C. and Bammi, S. (2002). Quantification of Variability and Uncertainty in Lawn and Garden Equipment NO<sub>x</sub> and Total Hydrocarbon Emission Factors, *J. Air & Waste Manage. Assoc.*, 52(4), 435-448.
- Frey, H.C., Zheng, J., Zhao, Y., Li, S., and Zhu, Y. (2002). Technical Documentation of the AuvTool Software for Analysis of Variability and Uncertainty, Prepared by North Carolina State University for the Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. February 2002.
- Frey, H.C. and Zheng, J. (2002). "Probabilistic Analysis of Driving Cycle-Based Highway Vehicle Emission Factors," *Environmental Science and Technology*, 36(23):5184-5191 (December 2002).
- Frey, H.C. (2003), "Evaluation of an Approximate Analytical Procedure for Calculating Uncertainty in the Greenhouse Gas Version of the Multi-Scale Motor Vehicle and Equipment Emissions System," Prepared for Office of Transportation and Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency, Ann Arbor, MI, May 30, 2003.
- Frey, H.C. (2005), "Comparison of Approach 1 and Approach 2," January 2005, unpublished analysis done for this Chapter.

- Gelfand, A. E. (1996). *Gibbs Sampling, The Encyclopedia of Statistical Sciences* (editors: Kotz J., Reed C. and Banks D.), John Wiley and Sons, New York, 283-292.
- Hahn, G.J., and Shapiro, S.S. (1967) *Statistical Models in Engineering*, Wiley Classics Library, John Wiley and Sons, New York.
- Holland, D.M and Fitz-Simons, T. (1982) "Fitting statistical distributions to air quality data by the maximum likelihood method," *Atmospheric Environment*, 16(5):1071-1076.
- Hora, S.C. and Iman, R.L. (1989). Expert opinion in risk analysis: The NUREG-1150 methodology, *Nuclear Science and Engineering*, 102:323-331.
- IPCC (1997). Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (2000). Penman, J., Kruger, D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Emmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K., and Tanabe, K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- ISO (1993). "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM)" prepared by ISO, IEC, BIPM, IFCC, OIML, IUPAC, IUPAP and published by ISO, Switzerland in 1993.
- Kirchner, T.B. (1990). Establishing modeling credibility involves more than validation, Proceedings, On the Validity of Environmental Transfer Models, Biospheric Model Validation Study, Stockholm, Sweden, October 8-10.
- Manly, B.F.J. (1997). *Randomization, Bootstrap, and Monte Carlo Methods in Biology, Second Edition*, Chapman and Hall.
- McCann, T.J. and Associates, and Nosal, M. (1994). Report to Environmental Canada Regarding Uncertainties in Greenhouse Gas Emission Estimates, Calgary, Canada.
- Merkhofer, M.W. (1987). Quantifying judgmental uncertainty: Methodology, experiences, and insights, *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*. 17(5):741-752.
- Mokhtari, A., Frey H.C. and Zheng J. (2006). "Evaluation and recommendation of sensitivity analysis methods for application to Stochastic Human Exposure and Dose Simulation (SHEDS) models," *Journal of Exposure Assessment and Environmental Epidemiology*, Accepted December 2, 2005, In press.
- Monni, S., Syri, S. and Savolainen I. (2004). 'Uncertainties in the Finnish greenhouse gas emission inventory' *Environmental Science and Policy* 7, pp.87-98.
- Monte, L, Hakanson, L., Bergstrom, U., Brittain, J. and Heling, R. (1996). Uncertainty analysis and validation of environmental models: the empirically based uncertainty analysis. *Ecological Modelling*, 91, 139-152.
- Morgan, M.G., and Henrion, M. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York.
- NARSTO (2005). Improving Emission Inventories for Effective Air Quality Management Across North America, NARSTO, June 2005.
- NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements). (1996). A Guide for Uncertainty Analysis in Dose and Risk Assessments Related to Environmental Contamination, NCRP Commentary No. 14, Bethesda, MD.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D. and Paustian, K. (2003). Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* 9:1521-1542.
- Smith, A.E, Ryan, P.B. and Evans J.S. (1992). The effect of neglecting correlations when propagating uncertainty and estimating the population distribution of risk, *Risk Analysis*, 12:467-474.
- Spetzler, C.S., and von Holstein, S. (1975). Probability Encoding in Decision Analysis, *Management Science*, 22(3).
- Statistics Finland. (2005). *Greenhouse gas emissions in Finland 1990-2003. National Inventory Report to the UNFCCC*, 27 May 2005.
- USEPA (1996). Summary Report for the Workshop on Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-96/010, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- 
- USEPA (1997). Guiding Principles for Monte Carlo Analysis, EPA/630/R-97/001, Risk Assessment Forum. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USEPA (1999). Report of the Workshop on Selecting Input Distributions for Probabilistic Assessments, EPA/630/R-98/004, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, January 1999. <http://www.epa.gov/ncea/input.htm>
- Wackerly, D.D., Mendenhall III, W. and Scheaffer, R.L. (1996). *Mathematical Statistics with Applications*, Duxbury Press: USA.
- Winiwarter, W. and Rypdal K. (2001). "Assessing the uncertainty associated with national greenhouse gas emission inventories: a case study for Austria," *Atmospheric Environment*, 35(22):5425-5440.
- Zhao, Y. and Frey, H.C. (2004a). "Development of Probabilistic Emission Inventory for Air Toxic Emissions for Jacksonville, Florida," *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(11):1405-1421.
- Zhao, Y., and Frey, H.C. (2004b). "Quantification of Variability and Uncertainty for Censored Data Sets and Application to Air Toxic Emission Factors," *Risk Analysis*, 24(3):1019-1034 (2004).
- Zheng, J. and Frey H.C. (2004). "Quantification of Variability and Uncertainty Using Mixture Distributions: Evaluation of Sample Size, Mixing Weights and Separation between Components," *Risk Analysis*, 24(3):553-571 (June 2004).