

Категория		Название
НО:	3.D	Растениеводство и сельскохозяйственные почвы
ИНЗВ:	100101 100102 100103 100104 100105 100101	Многолетние культуры Пахотные культуры Рисовое поле Товарное огородничество Луг Вспашка под пар
Версия	Руководство 2013	

Основные авторы

Николас Хатчингс, Джим Уэбб, Барбара Эймон

Соавторы (включая лиц, внесших свой вклад в разработку предыдущих версий данной главы)

Ульрих Дэмнген, Торстен Хинц, Клаас Ван Дер Хок, Райнер Штейнбрехер, Том Мизельбрук, Кентаро Хайяши, Аннетт Фрайбауер, Пьер Целльер, Клаус Буттербах-Баль, Марк Саттон, Уте Скиба, Кэролин Крезе, Брайан Пейн, Уилфред Винуортер, Джузеппе Бонацци, Ингрид Сведингер, Дэвид Симпсон, Стеен Гюльденкерне, Рикке Альбректсен, Метте Х. Миккельсен

Оглавление

1	Общие сведения	3
2	Описание источников	4
2.1	Описание процесса.....	4
2.2	Выбросы	6
2.3	Средства регулирования	8
3	Методы	9
3.1	Выбор метода.....	9
3.2	Подход Уровня 1 по умолчанию.....	10
3.3	Технологический подход Уровня 2	12
3.4	Моделирование выбросов Уровня 3 и использование объектных данных.....	16
4	Качество данных	17
4.1	Полнота	17
4.2	Предотвращение двойного учета с другими секторами	17
4.3	Проверка достоверности.....	18
4.4	Разработка согласованных временных рядов и пересчет	18
4.5	Оценка неопределенности	18
4.6	Обеспечение/контроль качества инвентаризации ОК/КК	19
4.7	Координатная привязка	19
4.8	Отчетность и документация	20
5	Список цитированной литературы	20
5.1	Библиографический указатель	23
6	Наведение справок	23
	Приложение А1 Аммиак	24
	Приложение А2 Оксид азота	31
	Приложение А3 НМЛОС	34
	Приложение А4 Твердые частицы	38
	Приложение А5 Сводка поправок	42
	Список цитированной литературы	43

Дополнительная информация представлена в Приложении под соответствующими заголовками, например, А1 в Приложении относится к Разделу 1 в основной части данной главы.

1 Общие сведения

Выбросы аммиака (NH_3) приводят к окислению и эвтрофикации естественных экосистем. Аммиак также может участвовать в образовании посторонних твердых частиц (ТЧ). Оксид азота (NO) и неметановые летучие органические соединения (НМЛОС) участвуют в образовании озона, который у поверхности Земли может оказывать неблагоприятное влияние на здоровье человека и рост растений. Выбросы частиц также могут оказывать неблагоприятное влияние на здоровье человека.

Данная глава описывает методы подсчета выбросов NH_3 , NO, НМЛОС и ТЧ от растениеводства и сельскохозяйственных почв. Глава включает в себя описания выбросов как от земель, на которых применяются азотсодержащие удобрения, так и от почв, обрабатываемых для растениеводства, а также лугов, на которых не используются азотные удобрения.

Хотя потери NH_3 от азотных удобрений, применяющихся на растительности для пастушего домашнего скота, сложно отделить от последующих выбросов NH_3 из мочи, оставляемой пасущимися животными, эти два выброса рассчитываются отдельно. В этой главе рассчитываются выбросы от применения азотных удобрений и осадка сточных вод. Однако, те выбросы, что образуются от унавоживания земли домашним скотом и испражнений пасущихся животных, рассчитываются в Главе 4.В. Животноводческие хозяйства и использование навоза. Это объясняется тем, что методика, разработанная для расчета выбросов NH_3 от животноводства, рассматривает данные выбросы лишь как этап в последовательности событий, поэтому мы можем оценивать влияния любых факторов, вызывающих выбросы NH_3 на одной стадии использования навоза, на последующие выбросы NH_3 (см. Приложение А1 Главы 4.В Животноводческие хозяйства и использование навоза). Тем не менее, выбросы от выпаса должны быть причислены к категории NFR 3.D.2.c. Постоянные органические загрязняющие вещества должны описываться в 4.G Другое сельское хозяйство, так как на данный момент, не разработано ни одной надежной методики.

Мы считаем, что на данный момент недостаточно данных, для обоснования разницы между различными культурами при оценке выбросов NH_3 , даже если очевиден тот факт, что выбросы NH_3 на рисовых полях существенно отличаются от выбросов NH_3 от других культур. Выбросы от неудобряемых культур, за исключением бобовых, как правило, считаются несущественными.

Растениеводство и сельскохозяйственные почвы составляют приблизительно 10% от общего объема источников выбросов в соответствии с Европейским показателем выбросов NH_3 (Европейский центр экотоксикологии и токсикологии химических веществ (ЕСЕТОС), 1994) и NO (Skiba et al., 1997), хотя их доля широко варьируется в государствах ЕС. Выбросы различных видов газообразного азота в растениеводстве и сельскохозяйственных почвах, как правило, соответствуют количеству применяемых азотных удобрений. Дальнейшая информация по NO представлена в Приложении А2.1.

Выбросы от растениеводства и сельскохозяйственных почв в настоящее время оцениваются как <1 % от общего выброса НМЛОС, и поэтому, для них по-прежнему не требуются отдельные методы расчета. Тем не менее, на данный момент существует неопределенность в части значимости выбросов НМЛОС от сельскохозяйственных культур, в этой главе приводится некоторая информация с тем, чтобы обеспечить общие сведения и инструмент подсчета порядка значимости этих выбросов, а также подчеркнуть текущие значения неопределенности.

Твердые частицы, выделяемые в атмосферу, определяются в соответствии с их размером или площадью распространения. В различных соглашениях частицы разделяют на категории от общей пыли до ультрамелких частиц (см. определения в Приложении А4). Выбросы от возделанной земли оцениваются приблизительно в 10% от выбросов сельскохозяйственных твердых частиц TЧ_{10} , и в первом приближении оценивать составляют от 1 до 4 % от общих национальных выбросов ТЧ.

Выбросы, возникающие при передвижении сельскохозяйственного транспорта по немошеным дорогам, потребления топлива, а также выбросы от распространения пестицидов, сюда не включаются. Пыльца и разносимые ветром частицы от культивируемых почв, не возникающие напрямую от полевых работ, относятся к естественным выбросам. Дальнейшая информация по ТЧ приводится в Приложении А4.1.

Таблица 1-1 Доля выбросов газов только от испражнений домашнего скота и применения удобрений: оценка за 2005 год взята с <http://webdab.emep.in> для ЕС-27

	NH ₃ ¹	NO _x	НМЛОС	ТЧ _{2,5}	ТЧ ₁₀	ОКВЧ ²
Общее Гг год ⁻¹	3 554	9 776	8 288	1 234	1 930	3 453
Растениеводство и сельскохозяйственные почвы	745	0	28	0	0	0
Гг год ⁻¹						
Растениеводство и сельскохозяйственные почвы	21.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0

Примечание:

1. Оценка выбросов NH₃ включает выбросы от выпаса, описываемые в разделе 3.D. Растениеводство и сельскохозяйственные почвы, и рассчитываемые в 4.B. Животноводческие хозяйства и использование навоза.
2. ОКВЧ = общее число взвешенных твердых частиц (ОВЧ).

2 Описание источников

Существует четыре основных источника выбросов от растениеводства и сельскохозяйственных почв:

- применение удобрений (NH₃)
- микробная активность в почве (NO)
- процессы развития культуры (NH₃ и НМЛОС)
- обработка почв и сбор урожая (ТЧ).

2.1 Описание процесса

2.1.1 Аммиак

Испарение аммиака происходит, когда NH₃ в растворе попадает в атмосферу. Расстояние, на которое распространяется NH₃, зависит от химического состава раствора (включая концентрацию NH₃), температуры раствора (He et al., 1999), поверхности распространения и сопротивления NH₃, передаваемого в атмосферу.

Хотя азотные удобрения, как правило, применяются в твердом виде, в почве или воздухе обычно присутствует достаточно влаги для растворения. Высокий показатель рН способствует испарению NH₃ из многих азотных удобрений, таким образом, если почва кислая (значение рН менее 7), испарение будет незначительным. Когда почва, напротив, щелочная, возможное испарение будет выше. Сильное взаимодействие между удобрением и почвой может изменить изначальный показатель рН, так что испарение зависит как от типа почвы, так и от вида удобрения. Непосредственные выбросы NH₃ происходят только от удобрений, содержащих N, таких как аммоний (NH₄⁺), или таких, как мочевины, которые быстро разлагаются до NH₄⁺. Удобрения с содержанием N в качестве нитрата (NO₃) не являются прямыми источниками NH₃, но могут увеличивать его выбросы через листву культуры.

Выбросы NH₃ от культур происходят, главным образом, ввиду роста концентрации N в листьях культур, удобряемых азотными удобрениями. Выбросы NH₃ из культур

представляют собой сложный процесс, так как зависят как концентрации NH_3 в воздухе и условий окружающей среды.

Дальнейшую информацию см. в Приложении А1.2.1.

2.1.2 Оксид азота

В сельскохозяйственных почвах, в которой показатель рН вероятно выше 5,0, нитрификация считается главным источником выбросов NO (Remde and Conrad, 1991; Skiba et al., 1997; Venterea et al., 2005). Нитрификация - это процесс, с помощью которого микроорганизмы окисляют $\text{NH}_4^+\text{-N}$ до $\text{NO}_3^-\text{-N}$. Определяющие факторы получения NO в растениеводстве и сельскохозяйственных почвах - это концентрация минерального N, температура, концентрация углерода в почве и влажность почвы.

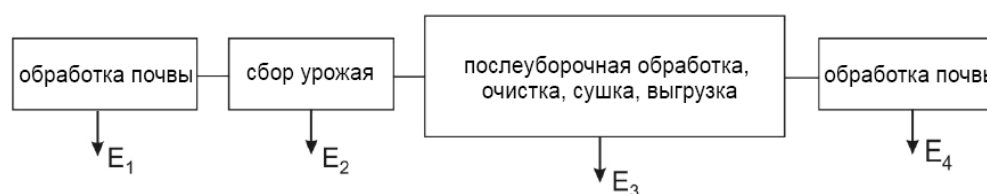
Возрастающая нитрификация, вероятнее всего, является результатом использования удобрений, содержащих NH_4^+ , обработкой почвы и внесением остатков культур (Aneja et al., 1997). Такие виды деятельности как обработка почвы и внесение предположительно увеличивают выбросы NO в 4 раза (Skiba et al., 1997; Skiba and Ball, 2002; Civerolo and Dickerson, 1998) за период от одной до трех недель.

2.1.3 НМЛОС

Выбросы от культур могут привлекать опыляющих насекомых, уничтожать отходы или использоваться как средство избавления от избыточной энергии. Выброс этена возрастает, когда растения находятся в стрессовых условиях. Так же, как и выбросы НМЛОС от лесов, биогенные выбросы с пастбищ включают множество видов, в том числе изопрен, монотерпены, (α -пинен, лимонен и т.д.) и другие летучие органические соединения (ЛОС). Другие виды ЛОС (ДЛОС) состоят из большого числа окисленных соединений (спирты, альдегиды и т.д.) и представляют трудности при их измерении в атмосферных пробах. Факторы, влияющие на выбросы НМЛОС, включают в себя температуру и интенсивность светового излучения, стадию роста растений, недостаток воды, загрязнение воздуха и старение.

2.1.4 ТЧ

Основные источники выбросов ТЧ - обработка почв и сбор урожая, которые вместе составляют > 80 % от всех выбросов TCH_{10} с обработанной земли. Эти выбросы образуются на тех местах, где работают трактора и другие машины, и должны состоять из смеси органических остатков культур и почвенных минералов, а также органического вещества. Отмечены значительные осадения пыли вблизи от источников и вымывание мелких частиц крупными. Полевые работы могут также привести к повторному появлению взвеси уже осевшей пыли (повторный захват). Выбросы ТЧ зависят от климатических условий.



$$\text{выброс, характерный для данного участка: } \frac{n4}{E} = \sum_{j=1} E_j$$

Рисунок 2-1 Схема процесса выбросов ТЧ от растениеводства и сельскохозяйственных почв

2.2 Выбросы

2.2.1 Аммиак

Общий обзор и оценка образования NH_3 из удобрений были проведены Asman (1992), ЕСЕТОС (1994), Sutton et al. (1995b), Schjørring and Mattsson (2001) и Harrison and Webb (2001). Точки зрения авторов сходятся на том, что выбросы NH_3 из мочевины имеют самые разнообразные источники и колеблются в диапазоне от 6 до 47% от используемого N, а также зависят от таких факторов, как тип почвы, погодные условия и норма внесения удобрений. В противоположность этому, описанные выбросы от нитрата аммония (AN) (и кальциевого AN, кальций-аммиачной селитры (CAN)) были значительно меньше и не превышали 4 % от используемого азота. Исследований в отношении других удобрений, таких как сульфат аммиака (AS) и двуаммониевый фосфат (DAP), меньше. Изменения в выбросах имеют место ввиду разницы в типе почвы и времени применения. Вообще, предполагается, что выбросы от других удобрений меньше, чем из мочевины, за исключением AS и DAP на известковых или прочих щелочных почвах. Результаты полевых экспериментов, изученные Harrison and Webb (2001), показали, что выбросы растворов аммиака мочевины и аммиачной селитры (UAN) являются промежуточными между выбросами из мочевины и гранул AN, однако, это сложно утверждать с определенной уверенностью, основываясь лишь на эффекте применения одного раствора.

В нескольких экспериментах были обнаружены негативные выбросы аммиака после применения удобрения (Velthof et al. 1990, Weber et al. 2001, Chadwick et al. 2005) для удобрений с низким потенциалом выбросов. Это объясняется высокими концентрациями аммиака в воздухе, который способствует интенсивному восходящему и нисходящему перемещению аммиака из воздуха в растение, что делает сложным отделение потока аммиака от использования удобрения.

Van der Weerden and Jarvis (1997), а впоследствии Harrison and Webb (2001), проанализировали данные полевых измерений потерь NH_3 после применения азотных удобрений на пастбищах и пахотных землях, и пришли к выводу, что потери NH_3 от азотных удобрений на пастбищах в два раза больше. Тем не менее, дальнейшие измерения не показали большой разницы (Bouwman et al. 2002b; Chadwick et al. 2005), поэтому различия в коэффициентах выбросов при использовании азотных удобрений на пахотных землях или пастбищах теперь не рассматриваются. Зависимость между температурой и потерей NH_3 обнаруживаются в основном в лабораториях при четко определенных условиях. Однако, проверить это в полевых экспериментах, где другие факторы также влияют на выбросы, трудно (см. Приложение A1.2.1).

Потери NH_3 при последующих применениях азотных удобрений на затопленных рисовых почвах изначально предполагаются большими, чем от других систем культурных растений (Fenn and Hossner 1985). Vlek and Crasswell (1979) измерили потери NH_3 и получили значение до 50 % от используемого азота мочевины, и до 60 % от AS-N. Более поздние исследования выбросов NH_3 , возникающих после применения мочевины на затопленных почвах, показали потери в диапазоне 8–56 % от азота мочевины, и средние потери 30 %. Многие из этих исследований использовали методики микрометеорологии. Обзор Patel et al. (1989) приходит к выводу, что ранние исследования с использованием камер переоценили потери NH_3 в поле.

Подтверждение прямых выбросов от листвы растений и поглощение их листвой растений также достаточно надежное (Whitehead and Lockyer, 1989; Schjørring and Mattsson, 2001; Sutton et al., 1993). Хотя оценки выбросов компонентов от листвы культур уже были сделаны (Denmead et al., 1978; Nemitz et al., 2000), на практике часто оказывается сложным разделить выбросы непосредственно от удобрений и выбросы от растений, так как и те, и другие являются результатом применения азотного удобрения, и во многих экспериментах измеряется общее количество выбросов.

Выбросы от культур, по-видимому, довольно малы в расчете на площадь; например, Schjørring и Mattsson, (2001) обнаружили выбросы N 1-2 кг га⁻¹ в начале сезона. Это

означает, что сложно получить точные оценки выбросов от культур, и текущие данные имеют слишком высокую неопределенность, чтобы установить коэффициенты выбросов по умолчанию для этого источника. В методиках Уровней 1 и 2, описанных в настоящем документе, коэффициенты выбросов от использованных удобрений включают прямой выброс от удобрения и выброс от листвы, происходящий сразу после применения. Единственным исключением является выброс от культивируемых бобовых культур; здесь, можно приблизительно предугадать коэффициент выбросов по умолчанию.

Дальнейший выброс может произойти от злаковых культур в период налива зерна, или если культура заражена (Schjørring and Mattsson, 2001). Как бы то ни было, для определения коэффициента выбросов по умолчанию данных все еще недостаточно. Если пользователи владеют достаточной информацией для оценки выбросов от культур, то это будет рассматриваться как подход Уровня 3. В данном случае, пользователям также будет необходимо откорректировать коэффициенты выбросов для удобрений, иначе возникнет элемент двойного счета.

В Asman (1992) сделан вывод в отношении того, что осадок сточных вод является источником выбросов NH_3 , но данные выбросы достаточно неопределенны и не очень важны.

Дальнейшая информация по NH_3 представлена в Приложении А1.

2.2.2 Оксид азота

Обзор глобальных данных по измерениям NO на 189 сельскохозяйственных полях, на которых, однако, оказали влияние промышленно развитые страны, показал, что выбросы NO тесно связаны с количеством применяемого N . Разбросное внесение азотного удобрения влияет на увеличение выбросов NO больше, чем смешивание с азотным удобрением или применение его в качестве раствора. Почвы с содержанием органического $\text{C} > 3\%$ показывают ощутимо большее количество выбросов NO , чем почвы с содержанием органического $\text{C} < 3\%$, хороший дренаж, грубый гранулометрический состав почвы и нейтральный pH способствуют увеличению выбросов NO . Удобрение и тип культуры, по-видимому, не оказывают столь значительного влияния на выбросы NO (Bouwman et al., 2002; Stehfest and Bouwman, 2006).

В Stehfest and Bouwman (2006) предположили, что в Европе 1,2 % N , используемого на пахотных землях и удобряемых пастбищах, повторно выделяется в качестве NO (включая внесение навоза). Ранее Freibauer and Kaltschmitt (2000) предположили, что 1,0 % используемого N используют в коэффициенте выбросов. Коэффициент выбросов 0,66 % совсем недавно использовался при оценке выбросов с почв азиатских возвышенностей (Yan et al., 2003). Bouwman et al. (2002) указал средние значения 0,5 % для навоза и 1 % для азотного удобрения, хотя между этими показателями нет существенной разницы.

Дальнейшая информация представлена в Приложении А2.

2.2.3 НМЛОС

Hewitt and Street (1992) сообщили, что были изучены только приблизительно 700 видов растений, главным образом из Северной Америки, в качестве источников выделения изопрена или монотерпена. Лишь немногие из них относились к сельскохозяйственным культурам, и количественные данные можно было использовать только для малого количества видов. Многие измерения были сделаны при температуре превышающей ту, что преобладает в Северной и Западной Европе. Тем не менее, основываясь на этих ограниченных данных, можно сделать предварительную оценку порядка значимости выбросов от растительных культур.

Выбросы НМЛОС от растений, как правило, ассоциируются с лесистой местностью, для которой, главным образом, типично выделение изопрена и терпенов (König et al., 1995). Hewitt and Street (1992) провели качественные измерения основных дикорастущих и культурных видов в Соединенном Королевстве (за исключением ячменя, *Hordeum vulgare*). Единственным культурным растением, вырабатывающим значительные выбросы, оказалась

черная смородина (*Ribes nigrum*). Тем не менее, в данных исследованиях приведено предостережение о классификации растений как «не выделяющих выбросы» на основании ограниченных измерений, так как при определении выбросов стадия роста растения, как было показано, является важным фактором. Необходимо изучить роль почвы как источника или приемника ЛОС.

Достигнуты успехи в определении количества ДЛОС от растительности Европы (König et al., 1995, Lamb et al., 1993), хотя прежде чем будут сделаны надежные попытки инвентаризации определенных ДЛОС, потребуется получить гораздо больше данных измерений.

Дальнейшая информация о том, как была разработана методология, представлена в Приложении АЗ.

2.2.4 ТЧ

Выбросы от растениеводства обусловлены обработкой почвы и сбором урожая, при этом сбор урожая является главным источником. Мощность источника зависит от культуры, типа почвы, метода обработки и погодных условий до выполнения работы и во время нее. Общие выбросы пыли содержат только небольшие части ТЧ₁₀ и ТЧ_{2,5}.

2.3 Средства регулирования

2.3.1 Аммиак

Гарантия того, что применение азотного удобрения не превышает уровень, необходимый для получения оптимальной урожайности, полностью принимая во внимание азот, получаемый от отходов культур, органических удобрений, предыдущего использования азотного удобрения и минерализации почвенного азота, может привести к снижению всех выбросов N, включая выбросы от NH₃ и NO. Применение удобрения должно быть своевременным, чтобы соответствовать требованию культуры.

Выбросы аммиака от мочевины могут быть уменьшены при соблюдении Системы консультационных норм Европейской экономической Комиссии ООН в отношении сельскохозяйственной практики для уменьшения выбросов аммиака (<http://www.unece.org/env/documents/2001/eb/wg5/eb.air.wg.5.2001.7.e.pdf>) и Руководство по предотвращению и сокращению выбросов аммиака от сельскохозяйственных источников (http://www.clrtap-tfrn.org/webfm_send/379), а также связанными с ними правилами, например, непосредственное внесение мочевины после применения. Однако большинство азотных удобрений применяются на растущих злаковых культурах или траве, где внесение является редкостью. Добавлению ингибитора уреазы приписывают значительное улучшение характеристик уреазы, так что образование сухого вещества и потребление азота становится практически таким же, как при применении CAN (например, Watson et al., 1998). Несмотря на это, выбор другого азотного удобрения может быть более эффективным решением, если условия климата, почвы и культуры неблагоприятны для применения мочевины. Это может уменьшить выбросы NH₃ до 90 %, в зависимости от замещающего удобрения, климатических и почвенных условий.

Выбросы аммиака также могут быть уменьшены размещением гранул удобрения в почве на той же глубине, что и семян (примерно 7-8 см.). Это может быть применимо только для культур, высеваемых весной (в отличие от травы, пересеваемой осенью). После размещения удобрений в почву, выбросы NH₃ оцениваются как незначительные (принимая во внимание то, что соблюдены нормы внесения азота). Глубокое размещение гранул удобрения является типичной практикой и используется уже много лет в Финляндии (Auga, 1967). Внесение азотного удобрения, предшествующее посадке риса, или задержка применения до образования метелок способствует уменьшению выбросов NH₃ с рисовых полей (Humphreys et al., 1988). Это уже стало стандартной практикой в США (Vacon et al., 1988). Кроме намерения уменьшить выбросы NH₃, одновременное применение удобрения и обработка почвы могут использоваться также и по другим причинам (например, сокращение потребности в рабочей силе).

Применение азотного удобрения в прохладную и влажную погоду, или непосредственно перед возможными осадками, уменьшает выбросы NH_3 . В целом, возрастающая эффективность использования N в нужное время и подбор удобрения в соответствии с культурой, уменьшит использование всех азотных удобрений, что приведет не только к уменьшению выбросов NH_3 , но также и к потерям при выщелачивании N_2O , NO и NO_3 . Так как выбросы NH_3 являются результатом применения азота, другим фактором, требующим регулирования, является использование видов культур, требующих меньше азота.

Необходимо отметить, что до настоящего времени в разных странах применялись лишь немногие из этих изменений, например, расчет предела выбросов NH_3 , поэтому для обеспечения более детальной оценки значимости этих возможностей необходима дальнейшая работа. Если эти методы используются, важно рассмотреть возможность более широкого применения, нежели в масштабах поля. Например, если применение метода сокращает урожай кормовых культур на животноводческой ферме, фермер производит подкормку в большем количестве. Подобные действия могут свести на нет достигнутое уменьшение и привести к другим негативным побочным эффектам.

2.3.2 NO

Для выбросов NO от удобренных культур не предложено никаких возможных мер регулирования, но тема обсуждается в Приложении A2.

2.3.3 НМЛОС

Для выбросов НМЛОС с удобренных культур не предложено никаких возможных мер регулирования.

2.3.4 ТЧ

Для выбросов ТЧ от процессов обработки почвы не предложено никаких возможных мер регулирования. Выбросы могут быть уменьшены во время уборки урожая инкапсулированием источника выбросов/использованием пылеуловителя.

3 Методы

3.1 Выбор метода

Рисунок 3-1 предлагает схему решений для данной категории источника. Начиная от левого верхнего угла пользователю указывается направление наиболее подходящего метода.

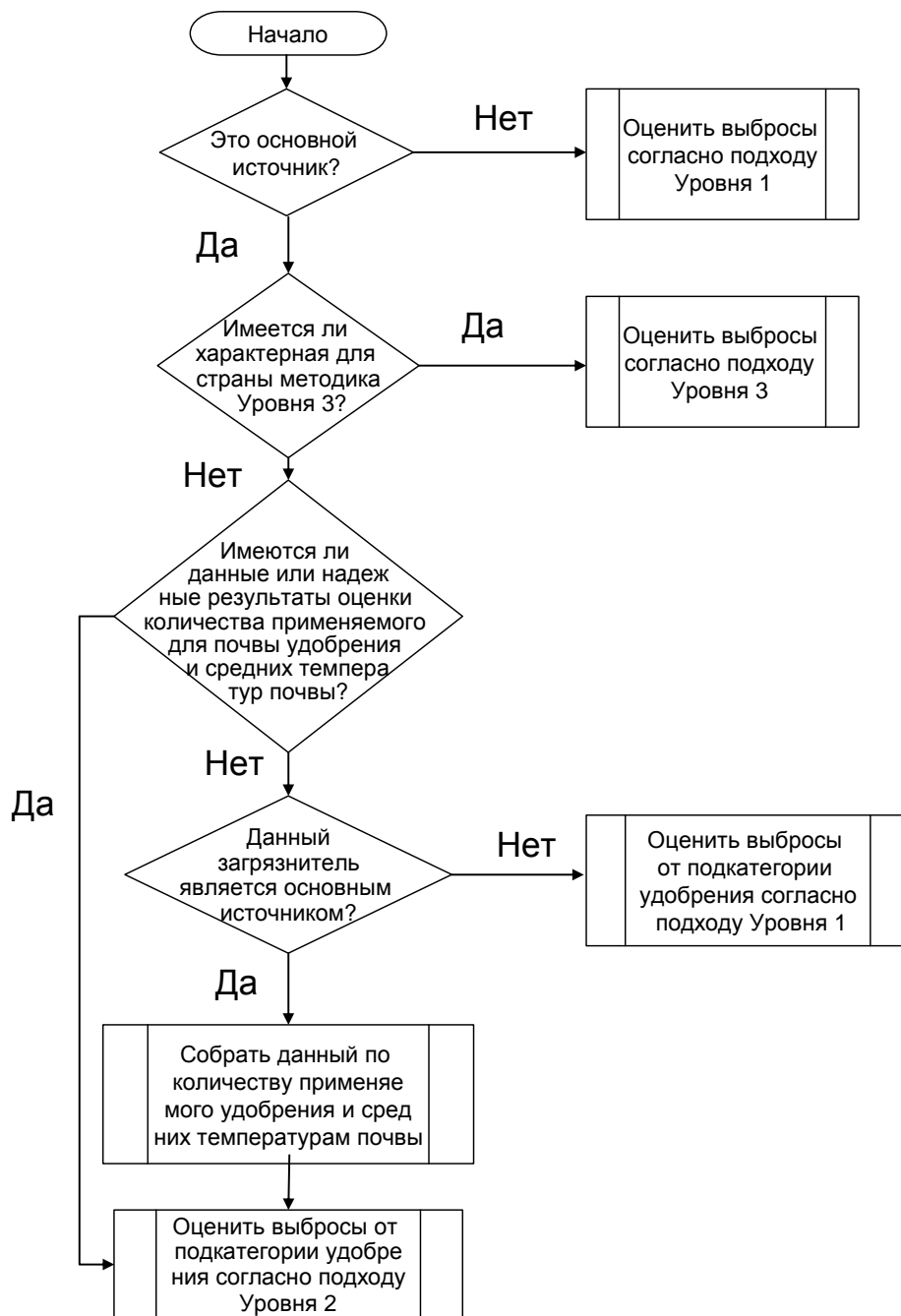


Рисунок 3-1 Дерево решений для категории источника 3.D Растениеводство и сельскохозяйственные почвы

3.2 Подход Уровня 1 по умолчанию

3.2.1 Алгоритм

В подходе Уровня 1 для расчета выбросов NH_3 и NO от растениеводства и сельскохозяйственных культур используется общая формула

$$E_{\text{загрязнитель}} = AR_{\text{удобрение_применяемое}} \cdot EF_{\text{загрязнитель}} \quad (1)$$

где:

$$E_{\text{загрязнитель}} \text{ (кг год}^{-1}\text{)},$$

$$AR_{\text{удобрение_применяемое}} = \text{количество применяемого азота (кг год}^{-1}\text{)},$$

$$EF_{\text{загрязнитель}} = \text{коэффициент выбросов загрязняющих веществ (кг кг}^{-1}\text{)}.$$

Данная формула применяется на государственном уровне с использованием годовых государственных показателей общего использования азота в виде удобрений.

В подходе Уровня 1 для выбросов НМЛОС и ТЧ от растениеводства и сельскохозяйственных почв используется общая формула

$$E_{\text{загрязнитель}} = AR_{\text{площадь}} \cdot EF_{\text{загрязнитель}} \quad (2)$$

где:

$$E_{\text{загрязнитель}} \text{ (кг год}^{-1}\text{)},$$

$$AR_{\text{площадь}} = \text{площадь, занимаемая культурой (га)},$$

$$EF_{\text{загрязнитель}} = \text{EF загрязняющих веществ (кг га}^{-1}\text{ год}^{-1}\text{)}.$$

Важно отметить, что под выбросами ТЧ, рассчитываемыми в данном случае, подразумевается количество выбросов, обнаруженных в непосредственной близости от полевых работ. Значительная часть этих выбросов обычно располагается на небольшом расстоянии от места образования.

3.2.2 Коэффициенты выбросов по умолчанию

Коэффициент выбросов NH₃ по умолчанию Уровня 1 получен как среднее значение коэффициентов выбросов по умолчанию для отдельных азотных удобрений, вес которых указан в соответствии с их использованием в Европе в 2010 г., указанном в IFA (www.fertilizer.com). Более подробную информацию по основным формулам и положениям к данным значениям по умолчанию см. в Приложениях А1-А4.

Таблица 3-1 Коэффициенты выбросов Уровня 1 для категории источника 3.D растениеводство и сельскохозяйственные почвы

Коэффициенты выбросов по умолчанию Уровня 1					
	Код	Название			
Категория источника НО	3.D.1	Synthetic N-fertilizers			
Топливо	NA				
Не применяется					
Не оценено					
Загрязнитель	Значение	Единицы	95% доверит. интервал		Ссылки
			Нижний	Верхний	
НМЛОС	0.86	кг кг-1 удобр. использ.N	0.22	3.44	König et al. (1995), Lamb et al. (1993)
NH ₂	0.081	кг кг-1 удобр. использ.N	0.06	0.1	See Appendix 1.2.1
ТЧ10	1,56	кг га-1	0,78	7,8	van der Hoek & Hinz (2007)
ТЧ2,5	0,06	кг га-1	0,03	0,3	van der Hoek & Hinz (2007)
NO	0,026 ¹	кг кг-1 удобр. использ.N	0,005	0,104	Steinbrecher et al. (2008)

¹ В KB NO не различаются выбросы от минерального удобрения или животного навоза.

Коэффициент выбросов NO рассчитан на основании данных для Европы в таблице 6 Stehfest and Bouwman (2006) как средневзвешенное значение коэффициентов выбросов для пахотных земель и пастбищ. Подробную информацию в отношении получения коэффициента выброса для НМЛОС см. в Приложении А3. Значения для ТЧ не включают выбросы от удобрения, пестицидов или от пастбищ, т.е. сенокоса. Данные выбросы

образуются главным образом от сбора урожая комбайном и обработки почвы. В Приложении А4 представлена дальнейшая информация по оценке выбросов ТЧ. В отсутствие конкретных данных по получению коэффициентов выбросов от осадка сточных вод можно использовать приблизительное значение коэффициента выбросов для животных удобрений, о чем указано в Главе 4.В Животноводческие хозяйства и использование навоза. Для жидкого осадка можно использовать коэффициент выбросов от жидкого свиного навоза (0.40, Таблица 3–5), в то время как для твердого осадка используется коэффициент выбросов от твердого навоза свиней (0.81, Таблица 3–5). Оба коэффициента выбросов выражаются как часть от общего аммиачного азота (TAN) в используемом навозе и выражаются в кг NH₃-N.

3.2.3 Данные по осуществляемой деятельности

Требуется информация о ежегодном потреблении азотного удобрения на уровне государства в пропорции к общему количеству. Данные по ежегодному потреблению удобрения могут быть получены из официальной статистики по странам, часто представляемой в виде продаж удобрения и/или отечественного производства и импорта. В отсутствие конкретных данных по странам, использовать данные Международной ассоциации производителей удобрений (www.fertilizer.org/) по использованию удобрения в соответствии с типом культуры или данные Продовольственной и сельскохозяйственной организации ООН (FAO, <http://faostat.fao.org/>) по потреблению минеральных удобрений. Также необходимо учитывать количество и типы осадков сточных вод, относящихся к участкам земли. Для подсчета выбросов необходимы также данные по NO, наряду с данными по азоту в навозе и испражнениях. Методы оценки выбросов NO от использования навоза и испражнений во время выпаса скота приводятся в Главе 4.В Животноводческие хозяйства и использование навоза.

3.3 Технологический подход Уровня 2

3.3.1 Алгоритм

3.3.1.1 Аммиак

Отмечая взаимозависимость непосредственных выбросов от внесения удобрений и последующих выбросов от листвы и разлагающихся остатков удобренной растительности, можно рассматривать выбросы как единый общий термин. Данные выбросы оцениваются как пропорциональные потери от использования азотного удобрения в каждой из основных категорий удобрений. Выбросы от неудобряемых культур считают равными нулю. Был сделан анализ 368 количественных оценок выбросов аммиака из 30 различных научных статей, охватывающих период с 1976 по 2012 г. Более одной трети доступных количественных оценок выбросов происходит от мочевины. Общий анализ данных показан в Приложении 1.2.1.

Методы измерения могут включать от лабораторных до полевых, от пассивных образцов до микрометеорологических методов. Разница в методах может приводить к различным результатам. Было показано, что большая часть используемых полевых методов: аэродинамическая труба и микрометеорологические методы дают такой же результат, если поток воздуха в аэродинамических трубах настроен правильно (Ryden и Locker, 1985, Van der Weerden et al. 1996).

Хотя известно, что увеличение температуры приводит к увеличению выброса, невозможно проверить это предположение для Европы на основе анализа литературы. Возможно, что другие параметры кроме температуры, например, осадки, также оказывают большое влияние.

КВ, приведенные в таблице 3-2, основаны на количественных оценках выбросов от большого набора удобрений, что является наиболее распространенным методом. Для жидкий аммиак предполагается впрыск.

Шаг 1 состоит в использовании модели в таблице 3–2 для оценки выбросов от каждого типа азотного удобрения в каждом климатическом районе. Выброс от каждого типа удобрения для каждого района рассчитывается как произведение массы удобрения данного типа, примененного в данном районе, на коэффициент выброса для данного типа удобрения в этом районе. Выбросы NH₃ от удобрения, применяемого для травы, скашиваемой для сена или силоса, могут быть рассчитаны с помощью коэффициентов, применяемых для пахотных земель и других культур. Кроме того, посредством применения коэффициента с учетом значений для различных площадей учитывается влияние карбонатных почв.

$$E_{fert_NH3} = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J (m_{fert_i_j} \cdot EF_{i_j} \cdot (1 - p_{alk_j} \cdot (1 - c_i))) \quad (3)$$

где:

E_{fert_NH3}	=	поток выбросов (кг год ⁻¹ NH ₃),
$m_{fert_i_j}$	=	масса использованного азотного удобрения i-го типа в j-ом районе (кг год ⁻¹ , N),
EF_{i_j}	=	коэффициент выбросов для удобрения i-го типа в j-ом районе (кг NH ₃ (кг N) ⁻¹),
p_{alk_j}	=	доля j-ого района с показателем рН почвы > 7.0,
c_i	=	рН коэффициент почвы для удобрения i-го типа.

Шаг 2 состоит в подсчете выброса аммиака от подножного корма, потребляемого пасущимся домашним скотом (E_{graz_NH3} ; кг год⁻¹ NH₃):

$$E_{graz_NH3} = E_{graz} \cdot 17/14 \quad (4)$$

где

E_{graz} (кг год⁻¹, NH₃-N) рассчитывается в Шаге 14 метода расчета выброса аммиака по Уровню 2 из Главы 4.В. Животноводческие хозяйства и использование навоза.

Шаг 3 состоит в подсчете общего выброса аммиака от почвы (E_{NH3} ; кг год⁻¹ NH₃):

$$E_{NH3} = E_{fert_NH3} + E_{graz_NH3} \quad (5)$$

Для применения осадка сточных вод подход Уровня 2 отсутствует.

3.3.1.2 Оксид азота

Методология Уровня 2 отсутствует; используйте Уровень 1, предложенные подходы см. в Приложении А2.

3.3.1.3 НМЛОС

Методология Уровня 2 отсутствует, используйте Уровень 1.

3.3.1.4 ТЧ

Выбросы должны быть подсчитаны умножением обрабатываемой площади, занимаемой каждой культурой, на коэффициент выбросов и на количество раз выполнения операций, приводящих к выбросам.

$$E_{PM} = \sum_{i=1}^I \sum_{n=0}^{N_{i-k}} EF_{PM_i_k} \cdot A_i \cdot n \quad (6)$$

где

$E_{TЧ}$	выброс $TЧ_{10}$ или $TЧ_{2,5}$ от i -ой культуры в $кг\ год^{-1}$,
I	количество выросших культур,
A_i	ежегодно засеваемая площадь i -ой культуры в га,
N_{i-k}	количество k -ых операций на i -ой культуре, в $год^{-1}$,
$EF_{TЧ_i_k}$	коэффициент выбросов от k -ой операции на i -ой культуре, в $кг\ га^{-1}$.

Значения коэффициента выбросов по умолчанию приведены в таблицах с 3–3 по 3–6.

Важно отметить, что выбросы $TЧ$, рассчитанные в данном случае, отображают количество тех выбросов в непосредственной близости от места проведения полевых работ.

Значительная часть этих выбросов, как правило, располагается на небольшом расстоянии от места образования.

3.3.2 Коэффициенты выбросов, характерные для технологии

3.3.2.1 Аммиак

Для удобства пользования коэффициенты выбросов NH_3 суммируются ниже в единой таблице.

Таблица 3-2 Коэффициенты выбросов для общих выбросов NH_3 от почв из-за улетучивания удобрения с N и листовых выбросов. Низкий рН почвы - это $pH < 7,0$, высокий рН почвы – это $pH > 7,0$ Получено из изучения литературы (См. Приложение А1.2.1).

Тип удобрения	КВ _i уровня 2, $кг\ NH_3\ кг\ N^{-1}$	
	Низкий рН почвы	Высокий рН почвы
Нитрат аммония (AN)	0,037	0,037
Жидкий аммиак	0,011	0,011
Фосфат аммония (MAP и DAP)	0,113	0,293
Сульфат аммония (AS)	0,013	0,270
Кальций-аммиачная селитра (CAN)	0,022	0,022
Кальциевая селитра (CN)	0,009	0,009
Растворы аммония (AN)	0,037	0,037
Растворы аммония (мочевина AN)	0,125	0,125
мочевина сульфат аммония (UAS)	0,195	0,195
Мочевина	0,243	0,243
Другие NK и NPK	0,037	0,037

3.3.2.2 Оксид азота

На данный момент никаких методов не предусмотрено.

3.3.2.3 НМЛОС

На данный момент никаких методов не предусмотрено.

3.3.2.4 ТЧ

Условия сухого климата = средиземноморский климат, условия влажного климата = все другие климаты

Таблица 3–3 Коэффициенты выбросов Уровня 2 для сельскохозяйственных работ с культурами, в кг га⁻¹ ТЧ₁₀, условия влажного климата

Культура	Обработка почвы		Сбор урожая	Очистка	Осушение
	I	1			
			2	3	4
			К		
Пшеница	1	0,25	0,49	0,19	0,56
Рожь	2	0,25	0,37	0,16	0,37
Ячмень	3	0,25	0,41	0,16	0,43
Овес	4	0,25	0,62	0,25	0,66
Другие пахотные	5	0,25	Нет данных	Нет данных	Нет данных
Трава	6	0,25	0,25	0	0

Примечание: трава включена только для сенокоса.

Таблица 3–4 Коэффициенты выбросов Уровня 2 для сельскохозяйственных работ с культурами, в кг га⁻¹ ТЧ₁₀, условия сухого климата

Культура	Обработка почвы		Сбор урожая	Очистка	Осушение
	I	1			
			2	3	4
			k		
Пшеница	1	2,25	2,45	0,19	0
Рожь	2	2,25	1,85	0,16	0
Ячмень	3	2,25	2,05	0,16	0
Овес	4	2,25	3,10	0,25	0
Другие пахотные	5	2,25	Нет данных	Нет данных	Нет данных
Трава	6	2,25	1,25	0	0

Примечание: трава включена только для сенокоса.

Таблица 3–5 Коэффициенты выбросов Уровня 2 для сельскохозяйственных работ с культурами, в кг га⁻¹ ТЧ_{2,5}, условия влажного климата

Культура	Обработка почвы		Сбор урожая	Очистка	Осушение
	I	1			
			2	3	4
			k		
Пшеница	1	0,015	0,02	0,009	0,168
Рожь	2	0,015	0,015	0,008	0,111
Ячмень	3	0,015	0,016	0,008	0,129
Овес	4	0,015	0,025	0,0125	0,198
Другие пахотные	5	0,015	Нет данных	Нет данных	Нет данных
Трава	6	0,015	0,01	0	0

Примечание: трава включена только для сенокоса.

Таблица 3–6 Коэффициенты выбросов Уровня 2 для сельскохозяйственных работ с культурами, в $\text{кг га}^{-1} \text{TCH}_{2,5}$, условия сухого климата

Культура	Обработка почвы				
	I	1	2	3	4
Пшеница	1	0,12	0,098	0,0095	0
Рожь	2	0,12	0,074	0,008	0
Ячмень	3	0,12	0,082	0,008	0
Овес	4	0,12	0,125	0,0125	0
Другие пахотные	5	0,12	Нет данных	Нет данных	Нет данных
Трава	6	0,12	0,05	0	0

Примечание: трава включена только для сенокоса.

Источник коэффициентов выбросов по умолчанию - Van der Hoek and Hinz (2007).

3.3.3 Данные по осуществляемой деятельности

Требуемая информация о ежегодном национальном потреблении разных типов азотных удобрений представлена в таблице 3–2. Данные по ежегодному потреблению удобрений можно получить из официальной статистики по странам, часто представляемой в виде продаж удобрения и/или отечественного производства и импорта. В отсутствие конкретных данных по странам, можно использовать данные Международной ассоциации производителей удобрений (www.fertilizer.org) по общему использованию удобрения согласно типу и культуре или данные Продовольственной и сельскохозяйственной организации ООН (FAO, <http://faostat.fao.org/>) по потреблению минеральных удобрений. Использование удобрения для основных культур также необходимо разбить по типам удобрения и климатическим районам. Кроме того, если сульфат аммония или двуаммониевый фосфат являются значительными источниками, тогда необходима информация о количестве этих удобрений, применяемых на почвах с показателем pH < и > 7.0. Необходимо отметить, что большинство источников информации (включая FAO) могут ограничиваться данными о сельскохозяйственном использовании азота, хотя также возможно применение на лесных массивах, в поселениях или других землях. Этот не учитываемый азот, как правило, занимает небольшую часть от общего количества выбросов. Тем не менее, странам рекомендуется по возможности найти эту дополнительную информацию.

В случае, когда требуются подробная инвентаризация выбросов от удобрённых культур с территориальным делением (см. подраздел 4.7 настоящей главы), можно использовать информацию о территориальном размещении различных типов культур и среднем расходе азотного удобрения на каждый тип культуры. В отсутствие данных по использованию различных удобрений для разных типов культур средний расход азотного удобрения может соотноситься со средним коэффициентом выбросов NH_3 для оцениваемой страны: общий выброс NH_3 /общее потребление азотного удобрения.

3.4 Моделирование выбросов Уровня 3 и использование объектных данных

3.4.1 Алгоритм

Методы Уровня 3 - это такие методы, которыми обеспечивают получение более точной оценки выбросов, чем при использовании методов Уровня 2. Они могут включать использование альтернативных коэффициентов выбросов, основанных на местных измерениях, использование более подробных данных по осуществляемой деятельности и коэффициентов выбросов или использование моделей на основании процессов. Пользователям рекомендуется использовать методы Уровня 3 по возможности. Если

предпринимаются меры для уменьшения выбросов, такие как упомянутые выше в подразделе 2.4, то для учета воздействия на выбросы нужно использовать методы Уровня 3. Например, непосредственное внесение минерального удобрения могло бы уменьшить непосредственные выбросы, таким образом, потребуется откорректировать коэффициент выбросов для выбранного типа удобрения. Уменьшение использования удобрения путем сбалансированного применения удобрений для каждой культуры напротив не потребует использования подхода Уровня 3, так как влияние упомянутого отражается изменениями данных по деятельности.

Для оценки выбросов NH_3 по методам Уровня 3 модели на основе процессов полезны тем, что в соответствующих формах они могут соотносить переменные почвы и окружающей среды, ответственные за выбросы NH_3 , с размерами этих выбросов. Эти соотношения могут быть использованы с тем, чтобы прогнозировать выбросы в целых странах или областях, для которых невозможно использовать экспериментальные измерения. Модели следует использовать только после их валидации экспериментальными измерениями.

Пример простой модели на основе процесса для оценки выбросов NH_3 от применения удобрения к сельскохозяйственной земле представлен в источнике Misselbrook et al. (2004). Это было включено в состав модели UK NARSES и использовано для учета выбросов NH_3 в Соединенном Королевстве. Важные переменные, включенные в данную модель, - это тип азотного удобрения, pH почвы, использование земли, норма внесения удобрения, осадки и температура. Каждый тип удобрения связан с максимальным потенциальным выбросом (EF_{\max}), который определяется функциями, относящимися к другим переменным (pH почвы, использование земли и т.д.), что дает коэффициент выбросов в следующей последовательности:

$$EF = EF_{\max} \cdot RF_{\text{pH почвы}} \cdot RF_{\text{использование земли}} \cdot RF_{\text{норма}} \cdot RF_{\text{осадки}} \cdot RF_{\text{температура}} \quad (7)$$

где

RF - коэффициент уменьшения, выраженный через пропорцию, связанную с переменной.

Моделирование на основе процесса также может быть использовано для оценки выбросов от бобовых и неудобряемых покосов. Методы Уровня 3 для выбросов NH_3 от бобовых могут включать альтернативные, эмпирически полученные значения нормы усвоения азота или коэффициент выбросов, использованный в формуле 3.

3.4.2 Данные по осуществляемой деятельности

Обычно потребуются данные для определения типа применяемого азотного удобрения, pH почвы, использования земли, нормы внесения удобрения, осадков и температуры. Данные по осуществляемой деятельности для использования модели могут быть получены из баз данных разных стран, торговых ассоциаций (предпочтительно) или, если в отсутствие таких данных, они могут быть найдены в различных международных базах данных: Международный исследовательский институт по разработке продовольственной политики (МИИПП) и Международный Информационно-справочный центр по почвам (ИСРИК) в г. Вагенингене, Нидерланды (www.isric.org); ЕВРОСТАТ (<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>); база данных CAPRI (www.agp.uni-bonn.de/agpo/rsrch/capri/capri_e.htm).

4 Качество данных

4.1 Полнота

Должны быть включены все азотсодержащие удобрения и все засеянные культурами земли. См. Приложения А3.4.1 и А4.4.1 для НМЛОС и ТЧ.

4.2 Предотвращение двойного учета с другими секторами

При расчетах необходимо проявить особенное внимание, чтобы избежать возможного двойного учета выбросов от удобрений/листвы с лугов, описываемых в подразделе 2.1.1. В случае наличия данных только о разделении общей площади лугов, потребуется выполнить оценку части, приходящейся на пастбища, помимо этого также учитывают временное

совпадение выбросов от пастбищ и почв.

4.3 Проверка достоверности

Не существует прямых методов определения общей инвентаризационной оценки выбросов NH_3 с пахотных земель, для их подтверждения необходимо проведение лабораторных и полевых микрометеорологических исследований выбросов в условиях примеров ситуаций. Многие исследования в большей степени сосредоточены на лабораторных измерениях, поэтому необходимо проводить длительные полевые измерения с использованием микрометеорологических методов для оценки потоков NH_3 , в зависимости от типов культур в разных климатических условиях.

Выбросы NO , НМЛОС и ТЧ могут быть подтверждены только полевыми исследованиями выбросов в условиях примеров ситуаций.

4.4 Разработка согласованных временных рядов и пересчет

В идеале в течение полных временных рядом используется один и тот же метод. Тем не менее, подробная информация и разделение оценок выбросов от данной категории источника со временем может изменяться. В случае отсутствия некоторых статистических данные может возникнуть необходимость их получения из других источников или наборов данных. Может потребоваться получение оценки части азотных удобрений, используемых на почвах с $\text{pH} > 7,0$, на основании экспертной оценки. Пока не будут предприняты мероприятия по снижению, межгодовые изменения коэффициента выбросов не учитываются. Данные коэффициенты могут быть изменены только при надлежащем обосновании и при наличии соответствующей документации. Если благодаря последующим исследованиям получают данные по умолчанию для любой из этих переменных, инвентаризационные организации должны выполнить перерасчет своих данных по выбросам. Важно то, что используемые методы отражают результаты мероприятий, проводимых для снижения выбросов, и то, что эти методы и результаты полностью подтверждены документами. В случае проведения политических мероприятий таким образом, что оказывается непосредственное влияние на данные по осуществляемой деятельности (например, возросшая эффективность использования удобрения приводит к уменьшению потребления удобрения), влияние данных мероприятий на выбросы будет очевидно при условии, что данные по осуществляемой деятельности точно подтверждены документами. В случаях, когда проводимые мероприятия косвенно влияют на данные по осуществляемой деятельности или коэффициент выбросов (например, изменение времени применения азотного удобрения), поступающие инвентаризационные данные должны отражать это влияние. Текст по инвентаризации должен всесторонне обосновать влияние проведенных мероприятий на исходные данные.

4.5 Оценка неопределенности

Главная неопределенность лежит в обобщении коэффициента выбросов, а не площадей обрабатываемых культур под обработку, что для большинства стран, возможно, обеспечивает точность выше $\pm 10\%$. Среднеквадратическое отклонение измерений NH_3 от минерального удобрения находится на том же уровне, как и среднее значение измеренного выброса в процентах. Точность при использовании метода общих выбросов, возможно, не выше $\pm 50\%$.

Относительный доверительный интервал 95% для оценки выбросов NO может быть рассмотрен в диапазоне от -80% до $+406\%$, как предлагается в Stehfest and Bouwman (2006), таким образом, общая неопределенность может считаться коэффициентом четыре. См. также Приложение А2.4.5.

Для НМЛОС неопределенность в потенциальных выбросах от видов растений насчитывает около половины от общей неопределенности в виде коэффициента четыре, например, для ежегодной инвентаризации выбросов в Великобритании (Stewart et al., 2003). См. также Приложение А3.4.5.

Для первых оценок выбросов ТЧ нельзя привести неопределенность, но она, возможно, будет находиться в диапазоне одного порядка значений в зависимости от больших

колебаний коэффициентов выбросов и данных по осуществляемой деятельности.

4.5.1 Неопределенности в данных по осуществляемой деятельности

Применение азотного удобрения может быть оценено с точностью до $\pm 10\%$; другие факторы, такие как возврат азота в виде навоза, могут быть оценены с точностью до $\pm 25\%$. Что касается национальных данных по площади культур, предполагается неопределенность $< 5\%$ с нормальным распределением.

4.6 Обеспечение/контроль качества инвентаризации ОК/КК

Руководство по проверкам оценок выбросов, которое следует использовать лицами, ответственными за подготовку инвентаризации, представлены в Общем руководстве Глава 6, Управление инвентаризацией. Некоторые особо значимые вопросы приведены в настоящем документе.

Обзор коэффициентов выбросов

Составитель инвентаризации должен учитывать коэффициенты выбросов по умолчанию и документацию, обеспечивающую логическое обоснование для выбора определенных значений. При использовании коэффициентов, характерных для определенной страны, составитель инвентаризации должен сравнивать их с коэффициентам выбросов по умолчанию, указанными в настоящем документе. Также, по возможности, соотносить коэффициенты выбросов, характерные для определенной страны, используемые другими странами, с сопоставимыми условиями. Разница между коэффициентами выбросов, характерными для определенной страны, и коэффициентами по умолчанию или коэффициентами других стран должны быть объяснены и подтверждены документами.

Обзор непосредственных измерений

При использовании коэффициентов, основанных на непосредственных измерениях, составитель инвентаризации должен просмотреть измерения, чтобы убедиться в том, что они отражают фактический диапазон условий окружающей среды и использования, межгодовую изменчивость климата, а также то, что они получены в соответствии с существующими стандартами (IAEA, 1992). Также необходимо проверить действующий на площадках протокол ОК/КК, при этом сравнивают результаты по разным площадкам и с оценками по умолчанию.

Проверка данных по осуществляемой деятельности

Составитель инвентаризации должен сравнивать данные, характерные для определенной страны, по потреблению минеральных удобрений с данными по использованию удобрений, полученными в ИФА, и оценками потребления минеральных удобрений FAO. Данные национальной статистики растениеводства следует сравнить со статистикой растениеводства FAO.

4.7 Координатная привязка

Выбросы от применения азотного удобрения могут быть разбиты как по территории, так и по времени, посредством использования данных переписи по распространению различных культур, статистических данных по применению и по способу внесения азотного удобрения на культуры, а также информации о климатических условиях, приведенной в Приложениях A1.4.7 и A2.4.7.

В отсутствие точных данных по выбросам НМЛОС от различных сельскохозяйственных культур, на данный момент едва ли существует достаточно широкий диапазон для территориального разделения выбросов НМЛОС. Выбросы НМЛОС различаются в зависимости от типа культуры, стадии роста культуры, типа почвы, обработки и погодных условий. Некоторое временное разделение может быть возможно в случае, если для удобряемых культур возможно предположение о сезонных изменениях выбросов от

несельскохозяйственных растений.

Удельная урожайность - один из факторов, который может влиять на выбросы ТЧ во время сбора урожая. Более важными являются климатические условия и состав почвы, в особенности в районах произрастания зерновых. Это важно потому, что в зависимости от свойств почвы и климата, а также требований конечного потребителя в растениеводстве существуют значительные региональные различия.

4.8 Отчетность и документация

Общее руководство по отчетности и документации представлено в Общем руководстве, Глава 6, Управление инвентаризацией.

Основная дополнительная документация, необходимая для принятия оценок в данной главе, - это подробные данные по национальному потреблению азотного удобрения. Приблизительные временные характеристики при обработке почвы, включая внесение остатков культур, также будут полезными. При выполнении оценки с разбивкой необходима подробная информация по нормам внесения азота на культуры и территориальная разбивка распространения культуры.

Использование температуры и данных, зависящих от pH почвы, предполагает знание и документальное подтверждение весенней температуры воздуха по регионам и значения pH почвы.

5 Список цитированной литературы

Aneja, V.P., Holbrook, B., Robarge, W.P. (1997). 'Nitrogen Oxide Flux from an Agricultural Soil during winter fallow in the Upper Coastal Plain of North Carolina, USA', *Journal of the Air and Waste Management Association*, 47, pp. 800–805.

Asman, W.A.H. (1992). Ammonia emission in Europe: updated emission and emission variations. RIVM report 228471008. RIVM, Bilthoven, Netherlands.

Aura, E. (1967). 'Effect of the placement of fertiliser on the development of spring wheat', *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland*, 39, pp. 148–155.

Bacon, P.E., Houlton, E.H., Lewin, L.G., McGarity, J.W. (1988). 'Ammonia volatilization from drill sown rice bays', *Fertiliser research*, 16, pp. 257–272.

Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H. (2002a). 'Modelling global annual N₂O and NO emissions from fertilised fields', *Global Biogeochemical Cycles*, 16, pp. 1080.

Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H. (2002b). 'Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilisers and animal manure applied to arable lands and grasslands', *Global Biogeochemical Cycles*, 16, pp. 1024.

Chadwick, D., Misselbrook, T., Gilhespy, S., Williams, J., Bhogal, A., Sagoo, L., Nicholson, F., Webb, J., Anthony, S. and Chambers, B. (2005). WP1b Ammonia emissions and crop N use efficiency. Component report for Defra Project NT2605 (CSA 6579)

Civerolo, K.L., Dickerson, R.R. (1998). 'Nitric oxide emissions from tilled and untilled cornfields', *Agriculture Forest Meteorology*, 90, pp. 307–311.

Denmead, O.T., Nulsen, R., Thurtell, G.W. (1978). 'Ammonia exchange over a corn crop', *Soil Science Society of America Journal*, 42, pp. 840–842.

ECETOC (1994). 'Ammonia emissions to air in western Europe'. Technical report 62. European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brussels. FAO <http://faostat.fao.org/>

FAO, 2012: Statistics available at the internet: <http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>). Nov. 2012

FAO Production Yearbook, <http://faostat.fao.org/>. FAO Statistical Yearbooks 2005/2006. www.fao.org/economic/ess/publications-studies/statistical-yearbook/fao-statistical-yearbook-2005-2006/en/

Fenn, L.B., Hossner, L.R. (1985). 'Ammonia volatilization from ammonium or ammonium-forming fertilisers', *Advances in Soil Science*, 1, pp. 123–169.

Freibauer, A., Kaltschmitt, M., eds. (2000). 'Emission Rates and Emission Factors of Greenhouse Gas Fluxes in Arable and Animal Agriculture'. Project report Task 1. EU Concerted Action 'Biogenic Emissions of Greenhouse Gases Caused by Arable and Animal Agriculture' (FAIR3-CT96-1877). Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, pp. 375.

Harrison, R., Webb, J. (2001). 'A Review of the effect of N fertiliser form on gaseous N emissions', *Advances in Agronomy*, 73, pp. 65–108.

He, Z.L., Alva, A.K., Calvert, D.V., Banks, D.J. (1999). 'Ammonia volatilization from different fertiliser sources and effects of temperature and soil pH', *Soil Science*, 164, pp. 750–758.

Hewitt, C.N., Street, R.A. (1992). 'A qualitative assessment of the emission of non-methane hydrocarbons from the biosphere to the atmosphere in the U.K: Present knowledge and uncertainties', *Atmospheric Environment*, 26A, pp. 3069–3077.

Humphreys, E., Freney, J.R., Muirhead, W.A., Denmead, O.T., Simpson, J.R., Leuning, R., Trevitt, A.C.F., Obcemea, W.N., Wetselaar, R., Cai G-X. (1988). 'Loss of ammonia after application of urea at different times to dry-seeded irrigated rice', *Fertiliser Research*, 16, pp. 47–58.

IAEA (1992). 'Manual on measurement of methane and nitrous oxide emissions from agriculture', IAEA-TECDOC-674, pp. 91.

IFIA — International Fertiliser Industry Association (2002). World fertiliser consumption statistics. International Fertiliser Industry Association Limited, Paris. www.fertiliser.org/ifa/statistics.asp and sources mentioned therein.

König, G., Brunda, M., Puxbaum, H., Hewitt, C. N., Duckham, S.C., Rudolph, J. (1995). 'Relative contribution of oxygenated hydrocarbons to the total biogenic VOC emissions of selected mid-European agricultural and natural plant species', *Atmospheric Environment*, 29, pp. 861–874.

Lamb, B., Gay, D. & Westberg, H., 1993: A biogenic hydrocarbon emission inventory for the U.S.A. using a simple forest canopy model. *Atmospheric Environment* Vol. 27A, No. 11, pp. 1673-1690.

Misselbrook, T.H., Sutton, M.A., Scholefield, D. (2004). 'A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertiliser applications', *Soil Use and Management* 20, pp. 365–372.

Nemitz, E., Sutton, M.A., Gut, A., San José, R., Husted, S., Schjørring, J.K. (2000). 'Sources and sinks of ammonia within an oilseed rape canopy', *Agriculture and Forest Meteorology*, 105, pp. 385–404.

Patel, S.K., Panda, D., Mohanty, S.K. (1989). 'Relative ammonia loss from urea-based fertilisers applied to rice under different hydrological situations', *Fertiliser Research*, 19, pp. 113–120.

- Remde, A., Conrad, R. (1991). 'Role of nitrification and denitrification for NO metabolism in soils', *Biogeochemistry*, 12, pp. 189–205.
- Rösemann, C., Haenel, H.-D., Poddey, E., Dämmgen, U., Döhler, H., Eurich-Menden, B., Laubach, P., Dieterle, M. & Osterburg B., 2011: Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990–2009. *Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research. Sonderheft 342*.
- Schjørring, J.K., Mattsson, M. (2001). 'Quantification of ammonia exchange between agricultural cropland and the atmosphere: Measurements over two complete growth cycles of oilseed rape, wheat, barley and pea', *Plant and Soil*, 228, pp. 105–115.
- Sintermann, J., Neftel, A., Ammann, C. Häni, C., Hensen, A., Loubet, B., Flechard, C.R., 2012, Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories? *Biogeosciences*, 9, 1611–1632, 2012
- Skiba, U., Ball, B. (2002). 'The influence of tillage on NO and N₂O fluxes under spring and winter barley', *Soil Use and Management*, 18, pp. 340–345.
- Skiba, U., Fowler, D., Smith, K.A. (1997). 'Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: Sources, controls and mitigation options', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, pp. 75–90.
- Sommer, S.G., Schjørring, J.K., Denmead, O.T. (2004). 'Ammonia Emission from mineral fertilizers and fertilized crops'. *Advances in Agronomy*, 82, pp. 557-662.
- Stehfest, E., Bouwman, L. (2006). 'N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, pp. 1385–1314.
- Stewart, E.H., Hewitt, C.N., Bunce, R.G.H., Steinbrecher, R., Smiatek, G., Schoenemeyer, T., (2003). 'A highly spatially and temporally resolved inventory for biogenic isoprene and monoterpene emissions — Model description and application to Great Britain', *Journal of Geophysical Research* D108 (20), pp. 4644.
- Steinbrecher, R., Smiatek, G., Köble, R., Seufert, G., Theloke, J., Hauff, K., Ciccioli, P., Vautard, R. (2009). Intra- and inter-annual variability of VOC emissions from natural and semi-natural vegetation in Europe and neighbouring countries. *Atmospheric Environment* 43, 1380-1391
- Sutton, M.A., Pitairn, C.E.R., Fowler, D. (1993). 'The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities', *Advances in Ecological Research*, 24, pp. 301–393.
- Sutton, M.A., Place, C.J., Eager, M., Fowler, D., Smith, R.I. (1995b). 'Assessment of the magnitude of ammonia emissions in the United Kingdom', *Atmospheric Environment*, 29, pp. 1393–1411.
- van der Hoek, K., Hinz, T. (2007). 'Particulate matter emissions from arable production-a guide for UNECE emission inventories'. In: Hinz, T., Tamoschat-Depolt, K. (Eds). *Particulate Matter in and from Agriculture*. Special Issue 308, pp. 15–19. Landbauforschung Völkenrode.
- Venterea, R.T., Rolston, D.E.E., Cardon, Z.G. (2005). 'Effects of soil moisture, physical, and chemical characteristics on abiotic nitric oxide production', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72, pp. 27–40.
- Vlek, P.L.G., Craswell, E.T. (1979). 'Effect of Nitrogen Source and Management on Ammonia Volatilization Losses from Flooded Rice-Soil Systems', *Soil Science Society of America Journal*, 43, pp. 352–358.

Watson, C.J., Poland, P., Allen, M.B.D. (1998). 'The efficacy of repeated applications of the urease inhibitor N-(n-butyl) thiophosphoric triamide for improving the efficiency of urea fertiliser utilization on temperate grassland', *Grass and Forage Science* 53, pp. 137–145.

Weerden van der, T.J., Jarvis, S.C. (1997). 'Ammonia emission factors for N-fertilisers applied to two contrasting grassland soils', *Environmental Pollution*, 95, pp. 205–211.

Whitehead, D.C., Lockyer, D.R. (1989). 'Decomposing grass herbage as a source of ammonia in the atmosphere', *Atmospheric Environment*, 23, pp. 1867–1869.

Winer, A.M., Arey, J., Atkinson, R., Aschmann, S.M., Long, W.D., Morrison, C.L. & Olszyk, D.M., 1992: Emission rates of organics from vegetation in California's central valley. *Atmospheric Environment* Vol. 26A, No. 14, pp. 2647-2659.

Williams, E.J., Guenther, A., Fehsenfeld, F.C. (1992). 'An inventory of nitric oxide emissions from soils in the United States', *Journal of Geophysical Research*, 97, pp. 7511–7519.

Yan, X., Akimoto, H., Ohara, T. (2003). 'Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia', *Global Change Biology*, 9, pp. 1080–1096.

5.1 Библиографический указатель

В особенности обратите внимание на следующее: Asman (1992), Bouwman (1996), ECETOC (1994), Holtan-Hartwig and Bøckman (1994), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)/ Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (1995), Skiba et al. (1997), Sutton et al. (1995b), and Harrison and Webb (2001).

6 Наведение справок

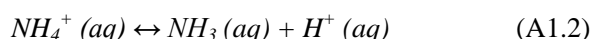
Все вопросы по данной главе следует направлять соответствующему руководителю (руководителям) экспертной группы по транспорту, работающей в рамках Целевой группы по инвентаризации и прогнозу выбросов. О том, как связаться с сопредседателями ЦГИПВ вы можете узнать на официальном сайте ЦГИПВ в Интернете (www.tfeip-secretariat.org/).

Приложение А1 Аммиак

А1.2 Описание источников

А1.2.1 Описание процесса

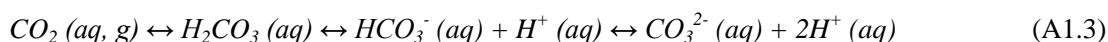
Испарение аммиака - это физико-химический процесс, который происходит в результате следствием равновесия (описано законом Генри) между газообразной фазой NH_3 и раствором NH_3 (уравнение А1.1), раствор NH_3 в свою очередь сохраняется благодаря равновесию между аммонием (NH_4^+) и NH_3 (уравнение А1.2):



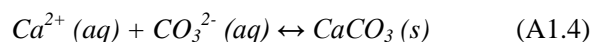
Высокий уровень рН (то есть, низкий $[\text{H}^+ (aq)]$) поддерживает правую часть уравнения (А1.2), что приводит к увеличению концентрации NH_3 в растворе, а также в газообразной фазе. Таким образом, если в почве образуется уровень рН менее порядка 7, преобладающей формой аммиачного азота (NH_x) будет NH_4^+ , при этом возможность испарения будет невысокой. В противоположность этому, в почвах с более высоким уровнем рН, преобладающей формой NH_x будет NH_3 , при этом возможность испарения будет высокой, хотя другие равновесия химической реакции могут как увеличить его, так и уменьшить.

В то время как выбросы NH_3 , как правило, увеличивают уровень рН почвы, существует сильная взаимосвязь между удобрением и жидкой фазой почвы, которая может (как, например, для мочевины) скорректировать начальное значение рН почвы посредством гидролиза и реакций осаждения. В этом отношении важным представляется эффект емкости поглощения почвы (СЕС); большие значения СЕС почвы (в особенности, высокое удержание NH_4^+), как правило, приводят к уменьшению испарения NH_3 , снижая концентрацию NH_4^+ в почвенном растворе посредством поглощения NH_4^+ на участках обмена.

Внешнее значение рН почвы приводит к установлению равновесия двууглекислой соли - углекислой соли с растворенной двуокисью углерода (CO_2):



В кислых почвах это равновесие находится слева, таким образом, концентрация свободных ионов углекислой соли весьма незначительна. Тем не менее, в щелочных (известковых) почвах, важную роль также играет равновесие растворимости CaCO_3 :



Очевидно, что добавление растворимого Ca^{2+} сместит это равновесие (А1.4) вправо, уменьшая концентрацию CO_3^{2-} в растворе и способствуя, таким образом, образованию дополнительных ионов H^+ (то есть, снижая рН) посредством равновесия (А1.3). Далее, добавление любых других ионов, которые формируют умеренно растворимые соли с Ca^{2+} (например, сульфат) будет действовать наоборот, уменьшая $[\text{Ca}^{2+}]$ и, поэтому, увеличивая $[\text{CO}_3^{2-}]$ (А1.4). Это сместит равновесие (А1.3) вправо и уменьшит $[\text{H}^+]$ (то есть, увеличит рН).

Также оказывают влияние метеорологические условия и время применения по отношению к нарастанию растительного покрова (Holtan-Hartwig and Vøckmann, 1994; Générmont, 1996).

Обычно выбросы NH_3 увеличиваются с увеличением температуры и скорости ветра.

Однако существует множество других факторов, которые влияют на выбросы в полевых условиях, температурные зависимости часто трудно проверить во время полевых измерений.

За последние 10 лет было опубликовано небольшое количество исследований выбросов аммиака от минеральных удобрений. Самое объемное исследование было выполнено в Великобритании (Chadwick et al. 2005) с аэродинамическими трубами, в котором описывается большинство используемых минеральных удобрений. Другие исследования фокусируются на выбросе от мочевины с помощью микрометеорологических методов в сочетании с медленно высвобождающимися продуктами или ингибиторами нитрификации.

Во время полевых исследований наблюдаемая разница в выбросах часто является значительной, см. рисунок А.1.1. Значительная разница проявляется из-за разницы в условиях почвы (емкость катионного обмена, pH, активность уреазы, влажность почвы, количество атмосферных осадков, тип урожая (покрытие, высота), скорость ветра, метод применения, метод измерения и т.д.). Вероятно, наиболее точным методом измерения является микрометеорологический подход, основанный на равновесии материалов, который включает метод горизонтального потока (Denmead et al., 1977), однако самым распространенным методом измерения является аэродинамическая труба на поле. Аэродинамические трубы относительно легко использовать, однако высокая скорость ветра, проходящего через трубы, может увеличить измеренный выброс по сравнению с естественными условиями из-за более низкой граничной поверхности. Поэтому измеренные значения необходимо интерпретировать перед использованием в национальном кадастре. В таблице А1-1 приведен простой анализ собранных данных вместе со среднеквадратическими отклонениями. Как видно, часто существует небольшая разница между аэродинамическими трубами и микрометеорологическими методами. Однако, между различными техниками и различными публикациями для того же соединения могут существовать большие отличия.

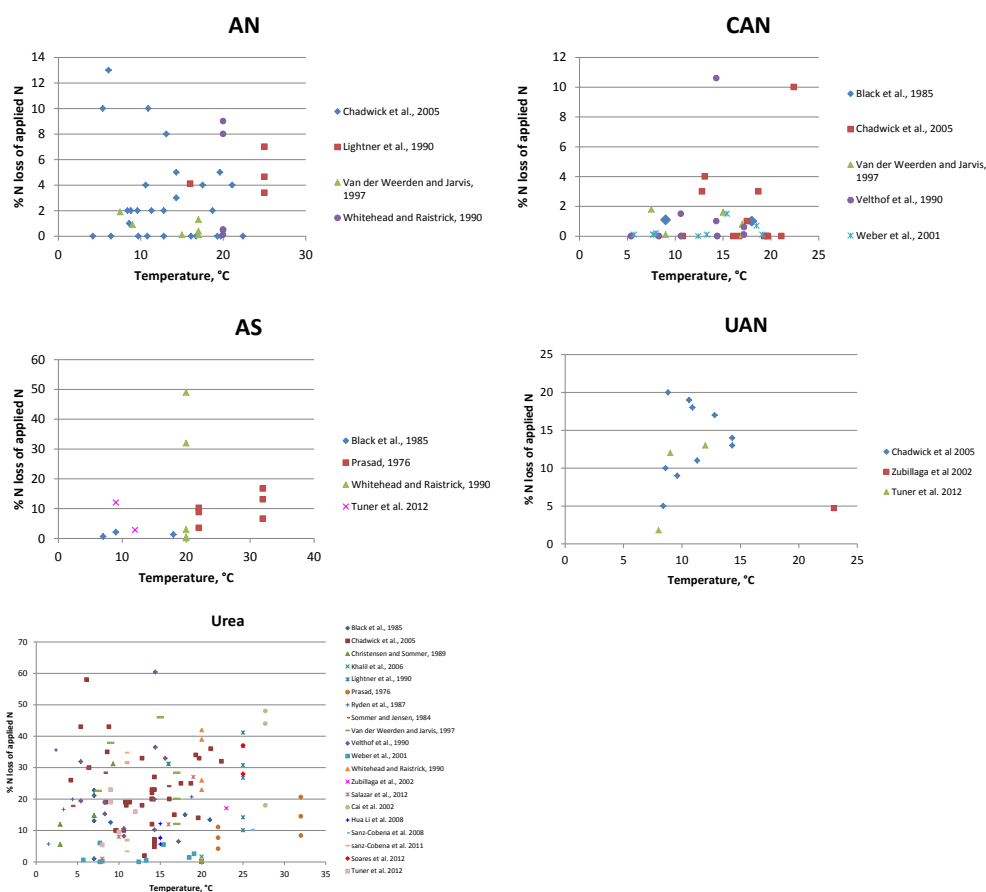
В настоящей версии руководства поправка коэффициентов выбросов на температуру не делается. При заданных условиях часто наблюдается температурная зависимость, что приводит к увеличению выбросов при увеличении температуры. Однако, т.к. многие другие параметры оказывают влияние на выброс, использование более высоких коэффициентов выбросов в более теплых районах региона ЕМЕП не может быть оправдано. Вероятно, выбросы мочевины больше всего зависят от температуры среди удобрений. Однако ее выбросы также зависят от активности уреазы в почве.

Таблица А-1. Собранные данные из литературы, разделенные по типу удобрения и методу измерения. Среднее значение выброса дается в процентном отношении потери N, применяемом со среднеквадратическим отклонением и набором наблюдений в среднем.

Процентное отношение потери, кг N кг N ⁻¹ , (Стнд.) и количество измерений						
Тип удобрения	pH почвы	Закрытая камера	Пассивный отбор проб	Вентилируемая камера	Аэродинамическая труба	Микрометеорологическое измерение
AN	Все	5,9 (± 2,6) (n=10)		3,8 (± 4) (n=6)	3 (± 3,4) (n=29)	
Жидкий аммиак	Высокий					0,9 (± 0) (n=2)
AP	Высокий			24,1 (± 23,9) (n=4)		
AP	Низкий			4,2 (± 3,2) (n=10)	14,4 (± 4,5) (n=5)	
AS	Высокий	27,6 (± 17,7) (n=14)		31,7 (± 17,5) (n=3)		7,4 (± 6,5) (n=2)
AS	Низкий			1,1 (± 1) (n=8)		
CAN	Все			0,5 (± 0,5) (n=11)	3,2 (± 3,8) (n=11)	
CN	Низкий				0,8 (± 0,8) (n=6)	
UAN	Все	3,3 (± 1,6) (n=3)	8,8 (± 2,3) (n=6)		11,7 (± 6,3) (n=12)	8,9 (± 6,2) (n=3)
UAS	Все				16,1 (± 7,8) (n=15)	
Мочевина	Все	14,6 (± 13,4) (n=24)	17,8 (± 5,1) (n=3)	13,3 (± 12,2) (n=28)	21,4 (± 12,5) (n=77)	18,6 (± 14,1) (n=13)

Предложенный коэффициент выбросов уровня 2 в основном основан на среднем значении выброса от микрометеорологических измерений и измерений в аэродинамической трубе. Если доступных данных нет, используются данные из вентилированной камеры и пассивного отбора проб.

Рисунок A1-1. Наблюдаемый выброс NH₃ в зависимости от температуры, процентное соотношение потери N. Цифры приводятся из разных технологий измерения, разных pH почв, влажности, количества осадков, емкости катионного обмена и урожая. Простой зависимости выброса от температуры не наблюдается.



Коэффициент выбросов уровня 1 основан на данных потребления для 2010 г. для западной, центральной, восточной и центральной Азии из IFA (www.fertilizers.org), где данные по продажам умножены на коэффициент выбросов уровня 2. Продажа аммиака, который отвечает за большое количество выбросов, не включена в оценку уровня 1, т.к. предполагается, что это количество используется в продукции минеральных удобрений. Данные по продажам приводятся в таблице A1-2.

Таблица A1-2. Данные по продажам из IFA (www.fertilizers.org) за 2010 г., 1000 тонн N

3.D Растениеводство и сельскохозяйственные почвы

7	8	9	10	11	12	Итого					
		Западная Европа	Центральная Европа	Восточная Европа и Центральная Азия							
13	Кол-во	14	Мочевина	15	3865	16	1085	17	1698	18	6648
19		20	AN	21	5100	22	3002	23	10633	24	18735
25		26	Аммиак	27	10979	28	4456	29	14092	30	29527
31		32	CAN	33	2351	34	577	35	54	36	2983
37		38	AS	39	602	40	162	41	186	42	949
43		44	Итого	45	22897	46	9282	47	26663	48	58842
49		50		51		52		53		54	
55		56		57		58		59		60	
61	Процентов	62	Мочевина	63	17 %	64	12 %	65	6 %	66	11 %
67		68	AN	69	22 %	70	32 %	71	40 %	72	32 %
73		74	Аммиак	75	48 %	76	48 %	77	53 %	78	50 %
79		80	CAN	81	10 %	82	6 %	83	0 %	84	5 %
85		86	AS	87	3 %		2 %		1 %		2 %
			Итого		100 %		100 %		100 %		100 %

Выбросы могут быть уменьшены в случае сильных осадков во время периода испарения, в основном, в первые 10 дней после применения удобрения (Sommer et al., 2004, Misselbrook *et al.*, 2004, Sanz-Cobena et al. 2011).

Выбросы могут быть уменьшены в случае сильных осадков во время периода испарения, в основном, в первые 10 дней после применения удобрения (Misselbrook et al., 2004).

Также необходимо отметить временные рамки, на протяжении которых оцениваются выбросы. Выбросы удобрения наибольшие в дни применения удобрений, но в отдельных случаях (например, применение мочевины в сухих условиях, приводящее к медленному гидролизу) выброс удобрения может продолжаться больше месяца после применения (Sutton et al., 1995a). Для фоновых выбросов (помимо начальных потерь удобрения) в период роста растений большая часть выброса происходит косвенно через листву. Прямые выбросы NH_3 , которые были измерены на культурах, объясняются обогащением апопласта NH_4^+ после добавления азотного удобрения (Sutton et al., 1995a). Однако, выбросы и осаждения, наряду с влиянием концентрации воздуха и условий окружающей среды, происходят в течение суточных циклов.

Выбросы от листвы однолетних злаковых культур предположительно больше, чем от удобряемых сельскохозяйственных пастбищ, так как значительная часть выбросов может происходить во время созревания зерен и увядания растительности (Schjørring, 1991). Напротив, в случае, когда проводится сельскохозяйственных пастбищ или иных культур, и далее их оставляют на длительное время в поле, разложение может привести к выбросам в том же объеме. Выбросы из данного источника исключительно неопределенные и, возможно, сильно варьируются от года в год в зависимости от условий окружающей среды и урожайности. Ограниченная экспериментальная работа (Whitehead and Lockyer, 1989) обнаружила выбросы только от травяной листвы с большим содержанием азота в случаях, когда применялось большое количество азотного удобрения. Данное исследование ограничивалась лабораторными измерениями, которые могут дать завышенную оценку выбросов. Измерения также показали значительные выбросы NH_3 от разлагающихся капустных листьев, особенно после их срезания (Sutton et al., 2001; Husted et al., 2000).

А1.1.2 Дополнительное обоснование методик и коэффициентов выбросов

Аммиак

Прямой выброс после применения азотного удобрения – самый понятный источник выбросов NH_3 от растениеводства и сельскохозяйственных почв. Выбросы происходят от поверхностного слоя почвы и уменьшаются по мере поглощения ионов NH_4^+ коллоидами почвы или нитрифицирования. Отсюда следует, что быстро вводимый азот удобрений не будет источником выбросов NH_3 .

Главные факторы, управляющие испарением NH_3 - это тип применяемого азотного удобрения, скорость гидролиза для удобрения на основе мочевины, а также изменения pH почвы после применения удобрений (Whitehead and Raistrick, 1993; ЕСЕТОС, 1994; Harrison and Webb, 2001). После применения азота в виде мочевины почва быстро гидролизуется внеклеточными ферментами уреазы (которая повсеместно встречается в почве) до карбоната аммония $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$, а ионы NH_4^+ становятся главным источником NH_3 . Кроме того, гидролиз мочевины высвобождает CO_2 , который увеличивает pH и способствует испарению NH_3 (уравнение А1.2). В то время как потери NH_3 из AS и диммонийфосфата (DAP) явно увеличиваются с ростом pH (например, Whitehead and Raistrick, 1993), потери NH_3 из мочевины в меньшей степени зависят от начального уровня pH почвы ввиду мгновенного роста pH примерно до 9,2 вокруг гранул удобрения из-за гидролиза мочевины (Fenn, 1988). Более того, реакция с ионами кальция уменьшает потенциальное испарение $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$, образующееся из-за гидролиза мочевины (Fenn and Hossner, 1985). По сравнению с другими азотными удобрениями потери NH_3 от мочевины не увеличиваются последовательно со значением pH и не становятся больше на известковой почве (Whitehead and Raistrick, 1990). Это происходит, предположительно, благодаря различиям в емкости катионного обмена (СЕС). Whitehead and Raistrick (1990) также обнаружили, что потери NH_3 из мочи крупного рогатого скота на известковых почвах не больше, чем на неизвестковых почвах. Лучшее соотношение с потерями NH_3 представляло значение СЕС. Gezgin and Bayrakli (1995) измерили потери NH_3 из мочевины, AS и AN на известковых почвах в Турции. Потери от AS (около 16 %) и AN (около 5 %) были больше, чем они же, измеренные на неизвестковых почвах Зоммером и Йенсенем (1994), что составило < 5 % и < 2 %

соответственно. Однако потери из мочевины около 8 % были меньше, чем измеренные Sommer and Jensen (1994). Применение на известковых почвах, однако, увеличивает потери NH_3 из AS (Fleisher et al., 1987). Другие удобрения, такие как AN, имеют более нейтральный показатель рН и производят гораздо меньше выбросов. Их зачастую трудно отделить от измерений потоков между растениями и атмосферой.

Результаты из Японии (Hayashi et al., 2006) позволяют предположить, что большие потери, обычно причисляемые к рисовым полям, могут быть следствием высоких температур и не применимы к производству в областях с более умеренным климатом. К тому же, норма внесения удобрения также влияет на коэффициент выбросов от мочевины; 21 % с нормой 30 кг N на га⁻¹, приходящиеся на период образования метелок, и уменьшение до 0,5 % с нормой 10 кг N на га⁻¹ после образования метелок, в которых учитывалось влияние на чистый обмен у рисовых растений (Hayashi et al., 2008). При рассмотрении уменьшенных выбросов от применения при образовании метелок и практики применения большого количества азотного удобрения на этой стадии в Yan et al. (2003) был недавно предложен коэффициент выбросов для мочевины в размере 22 %. Такой же коэффициент выбросов использовался для AS.

Данные измерений по потокам NH_3 от бобовых не многочисленны. Dabney and Bouldin (1985) зафиксировали значительные суточные изменения выбросов от растущей люцерны со средним ежедневным показателем выбросов, равным 1,2 кг га⁻¹. год⁻¹ $\text{NH}_3\text{-N}$, но ежегодный показатель в ночное время осадений 1,6 кг га⁻¹. год⁻¹ $\text{NH}_3\text{-N}$. Однако, потери во время трех 10-дневных периодов, следующие за тремя покосами сена в среднем составляют 3,8 г га⁻¹. ч⁻¹ для 24-часового дня⁻¹ или около 2,3 кг га⁻¹. год⁻¹ $\text{NH}_3\text{-N}$ для люцерны. Harper et al. (1989) отметили варьирование потоков от -0,4 (осаждение) до 0,4 г га⁻¹. ч⁻¹ с чистым осаждением 0,4–3,1 кг га⁻¹. год⁻¹ от соевых бобов. Lemon and van Houtte (1980) измерили выбросы как от соевых бобов 3 г га⁻¹. ч⁻¹ NH_3 , так и от листы люцерны 0,36 мг га⁻¹. ч⁻¹ NH_3 , а также потоки осадения на соевых бобах, при этом разница зависит от внешней концентрации на вершине покрова. Эти данные показывают что, в то время как влияние таких выбросов на ежегодные чистые выбросы может быть незначительным, они могут оказывать существенное влияние на временную изменчивость, как сезонную, так и суточную.

Приложение А2 Оксид азота

А2.1 Обзор

Почвы и культуры считаются чистым стоком для большинства соединений NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$). Однако NO может высвобождаться из почвы во время нитрификации и денитрификации после применения N и минерализации введенных остатков культур и органического вещества почвы. Оценки выбросов NO очень неопределенные, но почвы могут вносить около 4–8 % от общего количества выбросов в Европе. В жаркий летний день эта доля может увеличиваться до значения $> 27\%$ (Stohl et al., 1996, Butterbach-Bahl et al., 2001). В мировом масштабе недавние оценки предполагают, что выбросы NO_x от почв могут представлять больше чем 40 % выбросов NO_x (Davidson and Kinglerlee, 1997; Penner et al., 1993) и составлять до 65 % для США (Hall и др., 1996).

А2.2 Описание источников

А2.2.1 Описание процесса

В растениеводстве и сельскохозяйственных почвах, где показатель рН поддерживается на уровне выше 5,0, нитрификация считается доминирующим направлением выбросов NO . Оксид азота представляет собой и субстрат, и продукт денитрификации, но он очень редко оценивается как следствие денитрификации на европейских почвах. Дальнейшую информацию см. в Ludwig et al (2001).

А2.2.2 Выбросы

Данные по выбросам NO в связи с использованием азотного удобрения были рассмотрены Yienger and Levy (1995) и откорректированы Skiba et al. (1997). Yienger and Levy (1995) рассчитали среднее арифметическое для выбросов как 2,5 % потерь азотного удобрения. Основываясь на похожих данных Skiba et al. (1997) показали, что потери NO находятся в диапазоне от 0,003 от 11 % примененного азотного удобрения со средним геометрическим значением выбросов 0,3 %. Ранее Bouwman et al. (2002) использовали метод остаточной максимальной вероятности (REML), чтобы подсчитать мировое среднее количество удобрений, вызывающее выбросы NO 0,7 % на основе 99 исследований по выбросам NO . Ранее Freibauer and Kaltschmitt (2000) предполагали коэффициент выбросов в размере 1,0 % от примененного азота.

А2.2.3 Средства регулирования

В умеренных климатах выбросы NO считаются преимущественно следствием нитрификации. Отсюда, замещение AN для мочевины с целью уменьшения выбросов NH_3 может также вызвать уменьшение выбросов NO , результаты Slemr and Seiler (1984) согласуются с данной гипотезой. Тем не менее, к этим заключениям нужно относиться осторожно, так как для разделения источников азотных удобрений недостаточно данных (Skiba et al., 1997). Chu et al. (2006) сообщили, что использование удобрений с регулируемым высвобождением мочевины может уменьшить выбросы NO .

А2.3 Методы

А2.3.1 Подход Уровня 2, характерный для технологии

Williams et al. (1992) разработали более подробный метод, основанный на температуре почвы и типе землепользования, который представлен далее.

$$E_{\text{NO}} = \alpha \cdot e^{\zeta \cdot ts} \quad (\text{A2.1})$$

где:

E_{NO} = поток выброса ($\text{нг м}^{-2} \text{с}^{-1} \text{NO-N}$),
 α = экспериментально выведенная постоянная для типов земплепользования лугов и пастбищ, лесов и городских деревьев, а также отдельных сельскохозяйственных категорий ($\text{нг м}^{-2} \text{с}^{-1} \text{NO-N}$),
 ζ = коэффициент ($\zeta = 0,071 \text{ K}^{-1}$),
 t_s = температура почвы ($^{\circ}\text{C}$).

Для улучшения этого подхода необходимо включить в уравнение внос N и содержание влаги в почве (Meixner, 1994). К тому же, ключевым фактором является pH почвы, так как NO может производиться в почвах с $\text{pH} < 4.0$ также с помощью химической денитрификации. Подход на основании множественной регрессии был разработан Sozanska (1999, см. Skiba et al., 2001). Выбросы NO от почвы были подсчитаны с учетом вноса N и влаги, заполняющей пустые пространства в почве.

$$\ln E_{NO} = -0,82 + 0,354 \ln N_{input} + 0,0036 (-WFPS^2 + 80 WFPS - 1593) \quad (\text{A2.1})$$

где

E_{NO} = поток выброса ($\text{кг га}^{-1} \cdot \text{год}^{-1} \text{N}$),
 N_{input} = внос азота в почву с удобрением, испражнениями животных, осаждением азота ($\text{кг га}^{-1} \cdot \text{год}^{-1} \text{N}$),
 $WFPS$ = влага, заполняющая пустые пространства в почве (%).

Подход Williams дает гораздо большую оценку выбросов NO по сравнению с более простыми методами, тогда как модель множественной регрессии Sozanska дает гораздо меньшую оценку по сравнению с более простыми методами. Авторы приходят к выводу, что из-за отсутствия данных, не стоит использовать какую бы то ни было методику на данном этапе.

Основываясь на статистическом анализе множества опубликованных экспериментальных данных Stehfest and Bouwman (2006) представили следующую модель для выбросов NO (E_{NO}):

$$\ln(E_{NO}) = \text{const} + c_{\text{климат}} + c_{\text{почваN}} + c_{\text{Nнорма}} \quad (\text{A2.2})$$

Где $c_{\text{климат}}$, $c_{\text{почваN}}$ и $c_{\text{Nнорма}}$ постоянные, описывающие влияние климата, азота почвы и норму применения азотного удобрения соответственно. Термин «const» относится к эмпирической постоянной, определенной в процессе анализа, плюс влияние продолжительности испытаний, во время которых эти данные были сопоставлены. Данная модель кажется подходящей для использования в качестве методики Уровня 2, но требует дальнейшего рассмотрения имеющихся данных по осуществляемой деятельности.

Улучшить оценки выбросов NO из почв можно посредством использования детализированных механистических моделей, которые позволяют осуществлять одновременные подсчеты производства, потребления и выбросов NO из почвы для всех задействованных процессов.

A2.4 Качество данных

A2.4.5 Оценка неопределенности

По факторам, определяющим потери NO из почвы (внос N, температура и влажность почвы, структура почвы, углеродный состав почвы) имеется меньше информации. Длительных интенсивных полевых опытов на данный момент недостаточно для того, чтобы оценки получили соответствующую достоверность. Имеющиеся данные предполагают, что коэффициент выбросов для NO более или менее сходный с коэффициентом выбросов для N_2O (Bouwman et al., 2002; Stehfest and Bouwman, 2006).

A2.4.7 Координатная привязка и временное разделение

Потери NO в основном являются следствием нитрификации, а в кислых почвах - следствием химической денитрификации. Максимум выбросов NO возможен после применения азотных удобрений на основе NH_4^+ , введения остатков культур и обработки почвы. Данные по этим процессам должны иметься, по крайней мере, для некоторых стран. В настоящий момент, однако, недостаточно данных по выбросам NO, чтобы определить их влияние. В конечном счете, так как механизмы получения NO становятся более понятными, также могут использоваться данные по климатическим условиям с тем, чтобы оценивать, когда почва и погодные условия благоприятствуют нитрификации, а, следовательно, и получению NO (Butterbach-Bahl et al., 2004). Так, как и в случае с NH_3 , выбросы NO могут сильно отличаться территориально и по времени (из года в год), в зависимости от погодных условий и вноса удобрения.

Приложение А3 НМЛОС

А3.2 Описание источников

А3.2.1 Выбросы

Hewitt and Street (1992) пришли к выводу, что деревья являются основными источниками выделения неметановых углеводородов (НМУВ). Другие растения, включая сельскохозяйственные культуры, не являются значительными источниками выбросов. Однако, хотя выбросы НМЛОС от растениеводства и сельскохозяйственных почв меньше, чем от лесных массивов, их нельзя совсем не принимать в расчет (Simpson et al., 1999). König et al., (1995) отметили, что в ранних исследованиях НМУВ рассматривались как главный компонент выбросов ЛОС. Однако, König et al. (1995) обнаружили, что окисленные ЛОС являются главным компонентом выбросов ЛОС. В данном исследовании выбросы не были постоянно больше от деревьев по сравнению с сельскохозяйственными культурами.

Выбросы некоторых НМЛОС могут приносить пользу растениям, например, привлекать опыляющих насекомых, в то время как другие являются отходами или средствами избавления от излишков энергии (Hewitt and Street, 1992). Выбросы этилена, как было выяснено, увеличиваются, когда растения находятся в условиях стресса.

Как и для лесных выбросов НМЛОС, биогенные выбросы с пастбищ включают широкое многообразие видов, включая изопрен, монотерпены, (α -пинен, лимонен и т.д.), и «другие» ЛОС. «Другие» разновидности ЛОС (ДЛОС) состоят из большого числа окисленных соединений (спирты, альдегиды и т.д.) и, как оказалось, представляют сложность для подсчета в атмосферных пробах. Был достигнут успех в количественном подсчете ДЛОС на европейской растительности (König et al., 1995), хотя, прежде чем предпринимать попытки провести инвентаризацию отдельных ДЛОС, потребуется гораздо больше данных по измерениям.

Факторы, которые влияют на выбросы НМЛОС, включают в себя температуру, интенсивность света, стадию роста растений, недостаток воды, загрязненность воздуха и увядание (Hewitt and Street, 1992).

Обоснование методик и коэффициентов выбросов

Коэффициенты выбросов включают в себя частичные коэффициенты выбросов для изопрена, терпенов, спиртов, альдегидов, кетонов, эфиров и других органических соединений и их долю в общих выбросах.

Следующее уравнение и данные рекомендуются для использования:

$$E_{\text{НМЛОС}_\text{посев}} = \sum A_i \cdot m_{D_i} \cdot t_i \cdot EF_i \cdot \beta \quad (\text{A3.1})$$

где

$E_{\text{НМЛОС}_\text{посев}}$	поток выброса НМЛОС с посевных площадей (кг год ⁻¹ НМЛОС),
A_i	площадь, занятая сельскохозяйственной культурой _i (га год ⁻¹),
m_{D_i}	средний показатель сухой массы культуры _i (кг га ⁻¹ год ⁻¹),
t_i	время года, во время которого происходят выбросы от культуры _i (в год ⁻¹),
EF_i	коэффициент выбросов для культуры _i (кг кг ⁻¹ НМЛОС),
β	перевод единиц массы ($\beta = \text{кг кг}^{-1}$).

Измерения НМЛОС, выполненные König et al. (1995), использованы для предоставления информации о порядке величины выбросов НМЛОС от урожая на корню. Другими сравнимыми исследованиями коэффициентов выбросов НМЛОС являются Lamb et al. (1993) и Winer et al. (1992).

Сравнение между литературными источниками показало, что коэффициент выбросов для пшеницы, оцененный в König et al. (1995), значительно ниже коэффициента, оцененного в Lamb et al. (1993) и Winer et al. (1992). С рожью ситуация противоположная: КВ значительно выше в König et al. (1995). König утверждает, что значительная разница в интенсивности выбросов

между рожью и пшеницей, которая наблюдается в исследовании, неясна. Однако разницу в наблюдаемой интенсивности в выбросах можно объяснить с помощью различных стадий развития. Отбор проб ржи проводился примерно перед цветением, когда выброс выше, и этим можно объяснить более высокий коэффициент выбросов по сравнению с результатами в Lamb et al. (1993). Может быть выбросы спиртов в не цветущей ржи были также результатом развития стадии цветения. Отбор проб пшеницы производился через 3 после цветения и цветки были смыты сильным дождем в дни перед отбором проб. Может быть выбросы спиртов снижены после дождей из-за выщелачивания водорастворимых соединений во время осадков. В таблице А3-1 показан КВ НМЛОС для пшеницы и ржи по оценкам König et al. (1995) и Lamb et al. (1993). Кроме того, показан КВ НМЛОС König для рапса и пастбища.

Из-за сильных различий в уровне выбросов для пшеницы и ржи решено использовать среднее значение КВ НМЛОС по оценкам König et al. (1995) и Lamb et al. (1993). КВ НМЛОС для рапса и пастбища взяты из König et al. (1995).

Таблица А3-1 Выброс НМЛОС от сельскохозяйственных урожаев в кг НМЛОС кг⁻¹ h⁻¹

Урожай	Изопрен	Терпен	Спирты	Альдегид	Кетоны	Эфиры и другое	Общий выброс НМЛОС кг НМЛОС кг/дециметр*час
Пшеница ¹	-	-	8,00·10 ⁻¹⁰	2,80·10 ⁻⁹	2,20·10 ⁻⁹	5,10·10 ⁻⁹	1,09·10 ⁻⁸
Пшеница ²	2,05·10 ⁻⁸	8,20·10 ⁻⁹	-	-	-	1,23·10 ⁻⁸	4,10·10 ⁻⁸
Рожь ¹	-	7,74·10 ⁻⁸	1,69·10 ⁻⁷	1,92·10 ⁻⁸	-	-	2,66·10 ⁻⁷
Рожь ²	3,20·10 ⁻⁹	8,00·10 ⁻⁹	-	-	-	4,80·10 ⁻⁹	1,60·10 ⁻⁸
Рапс ¹	-	7,46·10 ⁻⁸	5,20·10 ⁻⁸	1,10·10 ⁻⁸	-	6,40·10 ⁻⁸	2,02·10 ⁻⁷
Трава (15 С) ¹	2,00·10 ⁻¹⁰	6,20·10 ⁻⁹	8,00·10 ⁻¹⁰	1,30·10 ⁻⁹	-	1,80·10 ⁻⁹	1,03·10 ⁻⁸
Трава (25 С) ¹	1,00·10 ⁻⁹	8,70·10 ⁻⁹	1,00·10 ⁻⁸	5,90·10 ⁻⁹	6,20·10 ⁻⁹	1,49·10 ⁻⁸	4,67·10 ⁻⁸

¹König et al. (1995)

²Lamb et al. (1993)

Для оценки КВ НМЛОС уровня 1 необходимо сделать предположение о среднем значении урожайности и содержании сухого вещества, покрывающего весь регион ЕМЕП. Урожайность и содержание сухого вещества сильно отличается в зависимости от страны из-за различий климатических условий и использования агротехники. Использование сельскохозяйственной статистики ФАО по среднему значению урожайности оценено для тех стран, которые являются основными производителями сельскохозяйственных культур (ФАО, 2012). Значения урожайности основаны на среднем значении 2006-2010 гг. Содержание сухого вещества берется как 0,85 кг на сжатый кг для пшеницы и ржи, 0,90 кг на кг рапса и 0,30 кг на кг травы.

Урожайность для пастбища основана на датских сельскохозяйственных условиях, т.е. данные по урожайности для травы в статистике ФАО не приводятся.

Выбросы от урожая происходят только в период роста, и предполагается, что доля за год составляет 0,3 для пшеницы, ржи и рапса, в то время как доля для пастбища составляет 0,5 (Rösemann et al., 2011).

Для оценки КВ уровня 1 необходимо предположить распределение между зерновыми и пастбищами. Они сильно отличается в зависимости от страны, например хлебные злаки занимают 55 % всей сельскохозяйственной территории в Дании, 30 % во Франции и 20 % в

Российской Федерации. Распределение части пшеницы, ржи, рапса и пастбищ основано на оценках данных из сельскохозяйственной базы данных ФАО, и таким образом предполагается, что район распространения составляет 50 % злаков и 50 % пастбищ.

На основе приведенных выше предположений коэффициент выбросов НМЛОС уровня 1 оценивается в 0,86 кг НМЛОС на гектар в год (таблица А3-2).

Таблица А3-2 Оценка коэффициента выбросов НМЛОС уровня 1 в кг га а⁻¹

	НМЛОС, кг/дециметр*час	Доля годового выброса	НМЛОС, кг dm ⁻¹ a ⁻¹	Среднее значение сухого вещества на урожай, кг dm ha ⁻¹	НМЛОС, кг ha ⁻¹ a ⁻¹	Распределение урожая	Весовой КВ кг НМЛОС ha ⁻¹ a ⁻¹
Пшеница	2,60·10 ⁻⁸	0,3	6,82·10 ⁻⁵	4700	0,32	0,35	0,11
Рожь	1,41·10 ⁻⁷	0,3	3,70·10 ⁻⁴	2800	1,03	0,05	0,05
Рапс	2,02·10 ⁻⁷	0,3	5,30·10 ⁻⁴	2500	1,34	0,10	0,13
Трава (15 С)	1,03·10 ⁻⁸	0,5	4,51·10 ⁻⁵	9000	0,41	0,25	0,10
Трава (25 С)	4,67·10 ⁻⁸	0,5	2,05·10 ⁻⁴	9000	1,85	0,25	0,46
Коэффициент выбросов НМЛОС уровня 1							0,86

Источник: König et al. (1995), Lamb et al. (1993), статистика ФАО (2012).

Если доступны национальные данные по урожайности и содержанию сухого вещества, рекомендуется использовать именно их. В Lamb et al. (1993) выброс НМЛОС измерен от других видов культур, отличных от тех, которые использовались для оценки КВ уровня 1.

А3.4 Качество данных

А3.4.1 Полнота

Небольшое количество измерений выбросов НМЛОС от сельскохозяйственной растительности это существенный недостаток. Неизвестно, связаны ли выбросы с внесом азотного удобрения.

А3.4.5 Оценка неопределенности

А3.4.5.1 Неопределенность коэффициентов выбросов

Итого по биогенным выбросам ЛОС для Соединенного Королевства были подведены в Hewitt and Street (1992). Они варьировались в диапазоне 38–211 Гг год⁻¹ от общего количества НМЛОС. Выбросы от лесных массивов были оценены в количестве 72 % от общих биогенных выбросов Anastasi et al. (1991). Таким образом, выбросы в диапазоне примерно 10 - 59 Гг год⁻¹, по-видимому, имеют сельскохозяйственное происхождение. В своем неполном анализе Hobbs et al. (2004) подсчитали, что примерно 5 т год⁻¹ приходится на сельскохозяйственные культуры. Это сравнивается с оценкой Corinair 94 от 2 Гг год⁻¹ для Код ИНЗВ 1001, Культуры с удобрениями, НО 3.D.1, или < 2 % выбросов от сельского и лесного хозяйств. Таким образом, диапазон выбросов может быть неопределенным на коэффициент 30. Однако, оценка для сельского хозяйства, проведенная Anastasi et al. (1991), была признана слишком завышенной.

А3.4.5.2 Неопределенности в данных по осуществляемой деятельности

Hewitt and Street (1992) пришли к выводу, что только около 700 видов растений, в основном из Северной Америки, изучались на предмет выбросов изопрена или монотерпена. Лишь немногие из них были сельскохозяйственными культурами, при этом количественные данные имелись только для некоторых видов. Многие измерения были сделаны при температуре, превышающей

типовое значение для Северной и Западной Европы.

Что касается национальных данных по территориям, занятыми культурами, принимается неопределенность < 5 % с нормальным распределением.

Приложение А4 Твердые частицы

А4.1 Обзор

Определения ТЧ₁₀, ТЧ_{2,5} и ОВЧ

Существуют различные определения для фракций частиц, но все из них описывают кривую проникновения в легкие в зависимости от фракций гранулометрического состава частицы. Управление по охране окружающей среды соединенных штатов (USEPA) определило ТЧ₁₀ и ТЧ_{2,5} в контексте обеспечения защиты окружающей среды, в то время как в стандарте ISO даны определения, относящиеся к охране труда.

На Рисунке А4–1 показаны различные кривые. Очевидны различия для ТЧ₁₀ и торакальной фракции, которая согласуется с кривой ТЧ₁₀ по аналогичным срезам 10 мкм. Кривая ТЧ₁₀ не рассматривает частицы размером свыше 15 мкм, в то время как торакальная кривая доходит до 40 мкм.

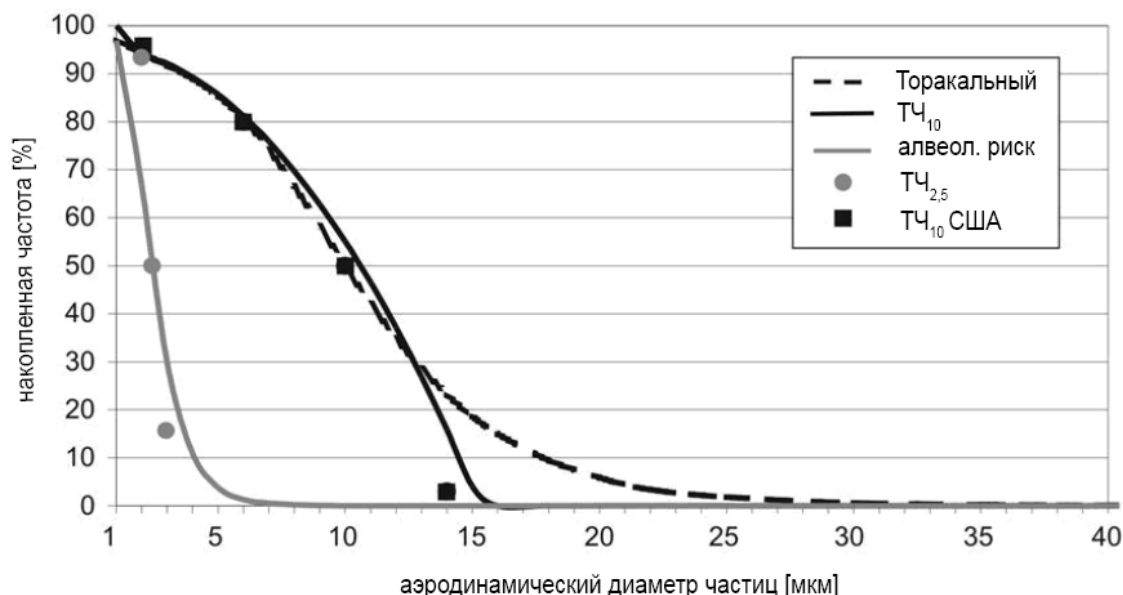


Рисунок А1–1 Отбор критериев для вдыхаемых и торакальных частиц, выраженных в процентном отношении от ОВЧ

Кривые описывают возможные разделения частиц, моделирующие соответствующие части дыхательного тракта. Они характеризуются по форме и 50 % значению разделения и проникновения в так называемые срезы диаметра. Пробы с одинаковыми диаметрами среза, но различными кривыми форм проникновения, означают различные ТЧ. Если выбросы включают большую часть частиц с размерами от 15 мкм до 40 мкм, их необходимо учесть в ТЧ₁₀ и торакальных фракциях. Практическое измерительное оборудование часто учитывает определения стандарта ISO.

Определения для ТЧ_{2,5} и пригодных для дыхания фракций (группа риска) сходные.

ОВЧ означает общее число взвешенных твердых частиц и используется для воздуха окружающей среды и размеров частиц менее 57 мкм.

С точки зрения места выброса ОВЧ означает более или менее общее количество пыли любого размера, начиная с самых крупных частиц, размер которых зависит от происхождения пыли.

Частицы пыли должны быть по размеру менее 500 мкм (аэродинамический диаметр).

A4.2 Описание источников

Выбросы ТЧ различаются в соответствии со следующим:

- тип сельскохозяйственной культуры;
- физические свойства частиц;
- происхождение частиц: почва, растения, оборудование;
- метеорологические условия почвы и/или получение до работы и во время нее (скорость ветра, температура, осадки, влажность);
- тип работы;
- параметры оборудования (скорость, производительность, рабочая поверхность).

A4.3 Методы

A4.3.1 Подход по умолчанию Уровня 1

Коэффициенты выбросов для ТЧ₁₀ и ТЧ_{2,5} могут быть определены непосредственно измерениями с помощью пресепараторов, которые реализуют аэродинамические характеристики посредством свойств потока частиц. Эти измерения могут быть использованы непосредственно для сравнения частиц или их уравнивания. Другой способ состоит в подсчете коэффициентов выбросов от общей площади распределения общих выбросов пыли. Для этого необходимо знать систему размеров, которая может повлиять на результат. Третий способ, который использовался в прошлом, состоит в подсчете ТЧх в составе ОВЧ. Чтобы получить поддающиеся сравнению результаты, необходимо знать процедуру определения и измерения ОВЧ. Takai et al. (1998) представили прибор для отбора проб из вдыхаемой части пыли и представления ее как общей пыли (ОВЧ). Эти образцы имеют диаметр среза (50 % сепарация), получаемый при 100 мкм.

Изучение литературы позволяет выделить несколько способов получения коэффициентов выбросов для земледелия.

Прямые измерения первичных выбросов ТЧ от использования инструментов для обработки почв. По ним могут быть получены оценки потенциальной мощности источника выбросов, характерные для оборудования, и рассчитаны коэффициенты выбросов.

Косвенная оценка мощности источника с использованием измерений концентрации частиц, проводимая с использованием оборудования, расположенного в кабине водителя, и многослойной или контурной модели обрабатываемого участка, чтобы установить взаимосвязь с рассматриваемым балансовым объемом или объемным расходом.

Измерения концентраций ТЧ проводят на границе пол, указанного в обратной вычислительной модели рассеивания.

Можно выделить следующие коэффициенты выбросов для ТЧ₁₀:

Уборка комбайном:

- 4.1–6.9 кг га-1, переменные злаковых, влажность злаковых во время уборки урожая (Batel, 1976);
- 3.3–5.8 кг га-1 (WRAP, 2006).

Ввиду эффекта выравнивания крупных частиц, принято считать, что только часть выбрасываемых первичных ТЧ₁₀ остается в поле и обеспечивает получение коэффициента выбросов поля. Рассматривались две ситуации: первая, где на поле остается 50 % изначальных выбросов ТЧ₁₀, вторая с 10 % остатка пыли.

Обработка почвы:

- 0,1 кг га-1, Моделирование и информация регионального загрязнения воздуха (RAINS);
- 0,06-0,3 кг га-1 (Wathes et al., 2002);
- 0,28-0,48 кг га-1 Hinz, 2002).

Допущения, лежащие в основе обеих моделей, не согласуются с измеренными значениями и ведут к завышенной оценке коэффициент выбросов. Корректировка дает средний коэффициент полевых выбросов 0,25 кг га га⁻¹, как представлено в матрице:

- 4,2 кг га-1 метод NEI США;
- 5,2 кг га-1 метод CARB США.

Измерения в Калифорнии показывают гораздо большие значения. Причиной этому является климатические и почвенные условия, заключающиеся в более высокой температуре и более низкой влажности. Данные выводы подтверждаются измерениями, проведенными в г. Бранденбурге, Германия, в условиях 2006 г. — жара, сухость и значение выбросов на порядок выше, чем в прошлые годы.

Таблица А4-1 Коэффициенты выбросов для ТЧ₁₀, ТЧ_{2,5} и ТЧ₁ для полевых работ

	ТЧ ₁₀ кг га ⁻¹	ТЧ _{2,5} кг га ⁻¹	ТЧ ₁ кг га ⁻¹
Боронование	0,82	0,29	<1
Обработка дисковыми орудиями	1,37	0,12	0,03
Обработка	1,86	0,06	0,02
Вспашка	1,20	0,05	0,01

Источник: коэффициенты выбросов для работ с почвой (Oetl et al., 2005).

Мощность источника высчитывается с использованием обратной модели рассеивания Лангранжа, на основе измерений концентрации и с использованием счетчика частиц. Это первый подход к подсчету с некоторыми неопределенностями в модели и в измерениях.

А4.3.2 Коэффициенты выбросов по умолчанию

Выбросы подсчитываются умножением обрабатываемой площади каждой культуры на коэффициент выбросов и количество раз, когда проводятся мероприятия, которые ведут к образованию выбросов.

$$E_{10} = \sum_{i=1}^n EF_{10} \cdot A \cdot n \quad (A4.1)$$

где

E_{10}	выброс ТЧ ₁₀ в кг год ⁻¹ ,
A	ежегодная площадь засева в га,
n	количество раз, когда проводятся мероприятия, которые ведут к образованию выбросов, в п год ⁻¹ ,
EF_{10}	коэффициент выбросов в кг га ⁻¹ .

Коэффициенты выбросов, которые были подсчитаны в единицах массы ТЧ, выбрасываемых на единицу массы собранной культуры, можно преобразовать в коэффициенты усредненного ежегодного урожая, характерные для территории:

$$EF_{10} = EF_{10m} \cdot Y \quad (A4.2)$$

где

EF_{10m}	коэффициент выбросов в кг кг ⁻¹ ,
Y	средний ежегодный урожай зерна в т га ⁻¹ ,

Таблица А4-2 Коэффициенты выбросов $EF_{ТЧ}$ для работ с сельскохозяйственными культурами, в $кг\ га^{-1}\ ТЧ$ (van der Hoek and Hinz, 2007)

Культура	Обработка	Сбор урожая	Очистка	Осушение
Пшеница	0,25	4,9	0,19	0,56
Рожь	0,25	3,7	0,16	0,37
Ячмень	0,25	4,1	0,16	0,43
Овес	0,25	6,2	0,25	0,66

Измеренные значения – замерены сразу после использования тракторов и полевого оборудования.

Дальнейшую информацию по выбросам ТЧ см. в Inz and Funk (2007) и Hinz and Tamoschat-Depolt (2007).

А4.4 Качество данных

А4.4.1 Полнота

Существенным недостатком является малое количество измерений выбросов ТЧ от сельскохозяйственной деятельности.

Приложение А5 Сводка поправок

Таблица А5-1 Сводка поправок по методикам подсчета и коэффициентам выбросов, внесенных во время переработки данной главы в 2009 г.

Выбросы	Уровень 1		Уровень 2	
	Методика	Коэффициенты выбросов	Методика	Коэффициенты выбросов
NH ₃	Откорректировано	Откорректировано	Откорректировано	Откорректировано
NO	Не откорректировано	Откорректировано	Не применяется	Не применяется
НМЛОС	Откорректировано	Откорректировано	Не применяется	Не применяется
ТЧ	Откорректировано	Откорректировано	Откорректировано	Откорректировано

Список цитированной литературы

- Anastasi, C., Hopkinson, L., Simpson, V.J. (1991). 'Natural Hydrocarbon emissions in the United Kingdom', *Atmospheric Environment*, 25A, pp. 1403–1408.
- Batel, W. (1976). 'Staubemission, Staubimmission und Staubbekämpfung beim Mährescher. Grundl.', *Landtechnik Bd*, 26, pp. 205–248.
- Black, .A.S. (1985). Effects of form of nitrogen, season, and urea application rate on ammonia volatilization from pastures. *New Zealand journal of agricultural research* (0028-8233), 28 (4), p. 469.
- Butterbach-Bahl, K., Kesik, M., Miehe, P., Papen, H., Li, C. (2004). 'Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models', *Plant and Soil*, 260, pp. 311–329.
- Butterbach-Bahl, K., Stange, F., Papen, H., Li C. (2001). 'Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emissions for forest soils of Southeast Germany using the biogeochemical model PnET-N-DNDC', *Journal of Geophysical Research*, 106, pp. 34155–34166.
- Cai, G. X., Chen, D. L., Ding, H., Pacholski, A., Fan, X. H. and Zhu, Z. L. (2002a). Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63, pp 187-195.
- Chadwick, D., Misselbrook, T., Gilhespy, S., Williams, J., Bhogal, A., Sagoo, L., Nicholson, F., Webb, J., Anthony, S. and Chambers, B. (2005). WP1b Ammonia emissions and crop N use efficiency. Component report for Defra Project NT2605 (CSA 6579)
- Christensen, B.T. and Sommer, S.G. (1989). Volatilization of ammonia from fertilizers and manure methodology and loss of ammonia from urea and urea-ammonium,-nitrate. *Tidsskrift for Planteavl* (0040-7135), 93 (2), p. 177.
- Chu, H., Hosen, Y., Yagi, K. (2007). 'NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes in winter barley field of Japanese Andisol as affected by N fertiliser management', *Soil Biology and Biochemistry* 39, pp. 330–339.
- Dabney, S.M., Bouldin, D.R. (1985). 'Fluxes of ammonia over an alfalfa field', *Agronomy Journal*, 77, pp. 572–578.
- Dämmgen U, Haenel H-D, Rösemann C, Conrad J, Lüttich M, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Osterburg B (2008). Calculations of Emissions from German Agriculture — National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007. Methods and Data (GAS-EM).
- Davidson, E.A., Kinglerlee, W. (1997) 'A global inventory of nitric oxide emissions from soils', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 48, pp. 37–50.
- Denmead, O., Simpson, J., Freney, J., 1977. Direct field measurement of ammonia emission after injection of anhydrous ammonia. *Soil Science Society of America, Journal* 41, pp. 1001-1004.
- Denmead, O. T., Freney, J.R., Simpson, J.R., (1982). Atmospheric dispersion of ammonia during application of anhydrous ammonia fertilizer. *J. Environ. Qual.*, Vol. 11(4), pp. 568-572.
- EMEP/CORINAIR (1999). Atmospheric Emission Inventory Guidebook, second edition (Richardson, S., ed.). European Environment Agency, Copenhagen.
- Fenn, L.B. (1988). 'Effects of initial soil calcium content on ammonia losses from surface-applied urea and calcium-urea', *Fertiliser Research*, 16, pp. 207–216.

- Fleisher, Z., Kenig, A., Ravina, I. and Hagin, J. (1987). 'Model of ammonia volatilization from calcareous soils', *Plant and Soil*, 103, pp. 205–212.
- Fox, R.H., Piekielek, W.P. & MacNeal, K.E. (1996). Estimating ammonia volatilization losses from urea fertilisers using a simplified micrometeorological sampler. *Soil Science Society of America Journal* 60, pp. 596-601.
- Génermont, S. (1996). Modélisation de la volatilisation d'ammoniac après épandage de lisier sur parcelle agricole. Thèse de Doctorat Thesis, Université Paul Sabatier, Toulouse, 331 pp.
- Gezgin, S., Bayrakli, F. (1995). 'Ammonia volatilization from ammonium sulphate, ammonium nitrate, and urea surface applied to winter wheat on a calcareous soil', *Journal of Plant Nutrition*, 18, pp. 2483–2494.
- Guangming, T., Zucong, C., Jinliu, C. & Xiaoping, L. (2001). Factors affecting ammonia volatilisation from a rice-wheat rotation system. *Chemosphere* 42 (2), pp. 123-129.
- Hall, S.J., Matson, P.A., Roth, P.M. (1996). 'NOx Emissions From Soil: Implications for Air Quality Modelling in Agricultural Regions', *Annual Review of Energy and the Environment*, 21, pp. 311–346.
- Hargrove, W. L., Kissel, D. E., and Fenn, L. B. (1977). Field measurements of ammonia volatilization from surface applications of ammonium salts to a calcareous soil. *Agronomy Journal* 69, pp. 473-476.
- Harper, L.A., Giddens, J.E., Langdale, G.W., Sharpe, R.R. (1989). 'Environmental effects on nitrogen dynamics in soybean under conservation and clean tillage systems', *Agronomy Journal*, 81, pp. 623–631.
- Hayashi, K., Nishimura, S., Yagi, K. (2006). 'Ammonia volatilization from the surface of a Japanese paddy field during rice cultivation', *Soil Science and Plant Nutrition*, 52, pp. 545–555.
- Hayashi, K., Nishimura, S., Yagi, K. (2008). 'Ammonia volatilization from a paddy field following applications of urea: Rice plants are both an absorber and an emitter for atmospheric ammonia', *Science of the Total Environment*, 390, pp. 486–495.
- Helmig, D., Klinger, L.F., Guenther, A., Vierling, L., Geron, C., Zimmerman, P. (1999). 'Biogenic volatile organic compound emission (BVOCs). I. Identifications from three continental sites in the U.S.', *Chemosphere* 38, pp. 2163–2178.
- Hinz, T. (2002). 'Particulate Matter in and from Agriculture', Special Issue 235. Landbauforschung Völkensrode
- Hinz, T., Funk, R. (2007). 'Particle emissions of soils induced by agricultural field operations'. DustConf 2007, International Conference Maastricht, 23–24 April 2007, www.dustconf.org.
- Hinz, T., Tamoschat-Depolt, K. (Eds) (2007). 'Particulate Matter in and from Agriculture'. Special Issue 308. Landbauforschung Völkensrode.
- Hobbs, P.J., King, L., Webb, J., Mottram, T.T., Grant, B., Misselbrook, T.M. (2004). 'Significant projections of non-methane volatile organic compounds originating from UK agriculture', *Journal of the Science of Food and Agriculture* 84, pp. 1414–1420.
- Holtan-Hartwig L. and Bøckman O. C. (1994). 'Ammonia exchange between crops and air', *Norwegian Journal of Agricultural Science*, Supplement No 14, pp. 41.
- Hua Li, Chen, Y., Liang, X., Lian, Y. and Li, W. (2009). Mineral-nitrogen Leaching and Ammonia Volatilization from a Rice–Rapeseed System as Affected by 3,4-Dimethylpyrazole Phosphate. *Journal of Environmental Quality* 2009 38 (5), pp. 2131-2137.

- Husted, S., Schjørring, J.K., Nielsen, K.H., Nemitz, E. and Sutton, M.A. (2000). 'Stomatal compensation points for ammonia in oilseed rape plants under field conditions', *Agriculture and Forest Meteorology* (Special issue on ammonia fluxes with oilseed rape), 105, pp. 371–383.
- IPCC 2006. Chapter 11, N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application of the IPCC Guidelines.
- Keller, G.D. & Mengel, D.B. (1986). Ammonia volatilisation from nitrogen fertilisers surface applied to no-till corn. *Soil Science Society of America Journal* 50, pp. 1060-1063.
- Khalil, M.I., Schmidhalter, U. and Gutser, R. (2006). N₂O, NH₃ and NO_x emissions as a function of urea granule size and soil type under aerobic conditions. *Water, Air, and Soil Pollution* 175: 127–148
- Lemon, E. and Van Houtte, R. (1980). 'Ammonia exchange at the land surface', *Agronomy Journal*, 72, pp. 876–883.
- Lightner, J. W., Mengel, D. B., and Rhykerd, C. L. (1990). Ammonia volatilization from nitrogen fertiliser surface applied to orchard grass sod. *Soil Science Society of America Journal* 54, pp. 1478-1482.
- Ludwig, J., Meixner, F.X., Vogel, B., Förstner, J. (2001). 'Soil-air exchange of nitric oxide: An overview of processes, environmental factors, and modelling studies', *Biogeochemistry* 52, pp. 225–257.
- Meixner, F.X. (1994). 'Surface exchange of odd nitrogen oxides. Nova Acta Leopoldina NF70', 288, pp. 299–348.
- Oettl, D., Funk, R., Sturm, P. (2005). PM emission factors for farming activities. In: Proceedings of the 14th Symposium Transport and Air Pollution, 1–3.6 2005, Graz, Technical University Graz, Austria.
- Penner, J.E., Atherton, C.S., Graedel T.E. (1993). Global Emissions and Models of Photochemically Active Compounds. International Global Atmospheric Chemistry (IGAC) project conference, Eilat (Israel), 18–22.4.1993.
- Prasad, M. (1976). Gaseous loss of ammonia from sulfur-coated urea, ammonium sulfate and urea applied to calcareous soil (pH 7.3). *Soil Science Society of America Journal* 40, pp. 130-134.
- Ryden, J.C., Whitehead, D.C., Lockyer, D.R., Thompson, R.B., Skinner, J.H. & Garwood, E.A. (1987). Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK. *Environmental Pollution* 48, pp. 173-184.
- Salazar, F., Martínez-Lagos, J. Alfaro, M. and Misselbrook, T. (2012). [Ammonia emissions from urea application to permanent pasture on a volcanic soil](#). *Atmospheric Environment*, 61, pp. 395-399
- Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T., Arce, A., Mingot, J. I., Diez, J. A. and Valljo, A. (2008). [An inhibitor of urease activity effectively reduces ammonia emissions from soil treated with urea under Mediterranean conditions](#). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 126 (3-4), pp. 243-249.
- Sanz-Cobena, A., Misselbrook, T., Camp, V. and Vallejo, A. (2011). [Effect of water addition and the urease inhibitor NBPT on the abatement of ammonia emission from surface applied urea](#). *Atmospheric Environment*, 45, (8)pp, 1517-1524.
- Schjørring, J.K. (1991). 'Ammonia emissions from the foliage of growing plants', pp. 267–292. In: T.D. Sharkey, E.A. Holland and H.A. Mooney, eds., Trace gas emissions by plants. Academic Press, San Diego.
- Schjørring, J.K., Byskov-Nielsen (1991). 'Ammonia emission from barley plants: field investigations 1989 and 1990'. In: Nitrogen and phosphorus in soil and air. Nat. Agency of Env. Prot., Ministry of the Environment, Copenhagen, Denmark, pp. 249–265.

- Simpson, D., Winiwarter, W., Borjesson, B., Cinderby, S., Ferreira, A., Guenther, A., Hewitt, C.N., Janson, R., Khalil, A.M.K., Owen, S., Pierce, T.E., Puxbaum, H., Shearer, M., Skiba, U., Steinbrecher, R., Tarrason, L., Oquist, M.G. (1999). 'Inventorying emissions from nature in Europe', *Journal of Geophysical Research* 104 (D7), pp. 8113–8152.
- Skiba, U., Sozanska, M., Metcalfe, S. and Fowler, D. (2001). 'Spatially disaggregated inventories of soil NO and N₂O emissions from Great Britain', *Water Air and Soil Pollution Focus*, 1, pp. 109–118.
- Slemr, F. and Seiler (1984). 'Field measurements of NO and NO₂ emissions from fertilised and unfertilised soils', *Journal of Atmospheric Chemistry*, 2, pp. 1–24.
- Soares, J.R., Cantarella, H. and Leite de Campos, M. (2012). 'Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors', *Soil Biology & Biochemistry* 52, pp. 82–89.
- Sommer, S.G. and Jensen, C. (1994). 'Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilisers surface applied to winter wheat and grassland', *Fertiliser Research*, 37, pp. 85–92.
- Sozanska, M., Skiba, U., Metcalfe, S. (2002). 'Developing an inventory of N₂O emissions from British soils', *Atmospheric Environment* 36, pp. 987–998.
- Stohl, A., Williams, E., Wotawa, G., Kronup-Kolb, H. (1996). 'A European Inventory of soil nitric oxide emissions and the effect of these emissions on the photochemical formation of ozone', *Atmospheric Environment* 30, pp. 3741–3755.
- Sutton, M.A., Milford, C., Nemitz, E., Theobald, M.R., Hill, P.W., Fowler, D., Schjørring, J.K., Mattson, M.E., Nielsen, K.H., Husted, S., Erisman, J.W., Otjes, R., Hensen, A., Cellier, P., Loubet, B., David, M., Genermont, S., Neftel, A., Blatter, A., Hermann, B., Jones, S.K., Horvath, L., Führer, E., Mantzanas, K., Koukoura, Z., Gallagher, M.W., Williams, P.I., Riedo, M. (2001). 'Biosphere-atmosphere interactions of ammonia with grasslands: experimental strategy and results from a new European initiative', *Plant and Soil* (Nitrogen Special Issue) 228(1), pp. 131–145.
- Sutton, M.A., Nemitz, E., Fowler, D., Wyers, G.P., Otjes, R.P., Schjørring, J.K., Husted, S., Nielsen, K., San José, R., Moreno, J., Gallagher, M.W., Gut, A. (2000). 'Fluxes of ammonia over oilseed rape: Overview of the EXAMINE experiment', *Agriculture and Forest Meteorology* (Ammonia Exchange Special Issue), 105, pp. 327–349.
- Takai, H., Pedersen, S., Johnsen, J.O., Metz, J.H.M., Groot Koerkamp, P.W.G., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Wathes, C.M. (1998). 'Concentrations and Emissions of Airborne Dust in Livestock Buildings in Northern Europe', *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70, pp. 59–77.
- Tuner, D. A., Edis, R. E., Chen, D., Freney, J. R. and Denmead, O. T. (2012). Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers applied to cereals in two cropping areas of southern Australia. *Nutr Cycl Agroecosyst* (2012) 93:113–126
- van der Weerden, T. J. and Jarvis, S. C. (1997). Ammonia emission factors for N fertilisers applied to two contrasting grassland soils. *Environmental Pollution* 95, 205–211.
- Velthof, G. L., Oenema, O., Postmus, J., and Prins, W. H. (1990). In situ field measurements of ammonia volatilization from urea and calcium ammonium nitrate applied to grassland. In *Soil-grassland-animal relationships* (N. Gáborcik, V. Krajcovic, and M. Zimková, eds.), Proceedings of the 13th General Meeting of the European Grassland Federation II, pp. 51–55. The Grassland Research Institute, Banská Bystrica, Slovakia.
- Wathes, C.M., Phillips, V.R., Sneath, R.W., Brush, S., ApSimon, H.M. (2002). Atmospheric emissions of particulates (TЧ10) from agriculture in the United Kingdom. ASAE Paper number 024217.

Weber, A., Gutser, R. & Schmidhalter, U. (2001) Field emissions of NH₃ and NO_x following urea application to wheat. In *Plant Nutrition-Food Security and Sustainability of Agro-Ecosystems* (Eds. W.J. Horst et al.) pp. 884-885.

Whitehead, D. C., and Raistrick, N. (1990). Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilisers following surface application to soils. *Journal of Soil Science* 41, 387-394.

Whitehead, D.C., Raistrick, N. (1993). 'The volatilization of ammonia from cattle urine applied to soils as influenced by soil properties', *Plant and Soil*, 148, pp. 43–51.

WRAP Fugitive Dust Handbook (2006). Prepared for: Western Governors Association by Countess Environmental, Westlake Village, CA.

Yienger, J.J., Levy, H. (1995). 'Empirical model of the global soil-biogenic NO_x emissions', *Journal of Geophysical Research*, 100, pp. 11447–11464.

Zubillaga, M.S., Zubillaga, M., Urricariet, S. & Lavado, R.S. (2002). Effect of nitrogen source on ammonia volatilisation, grain yield and soil nitrogen losses in no-till wheat in an Argentine soil. *Agrochimica* 46, 100-107.