

УДК 631.417.2

ЭМИССИЯ ЗАКИСИ АЗОТА ИЗ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ ПРИМЕНЕНИЯ УДОБРЕНИЙ (АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР)

© 2020 г. В. Н. Кудеяров*

*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
ул. Институтская, 2, Пушкино, Московская область, 142290 Россия***e-mail: vnikolaevich2001@mail.ru*

Поступила в редакцию 01.04.2020 г.

После доработки 10.04.2020 г.

Принята к публикации 27.04.2020 г.

Почвы – один из основных биологических источников закиси азота (N_2O), а главным фактором ее продукции являются процессы нитрификации и денитрификации. Азот вносимых на поля минеральных и органических удобрений легко включается в биогеохимический цикл азота почвы, в том числе в процессы нитрификации и денитрификации, увеличивая вклад в эмиссию N_2O в атмосферу. Закись азота, благодаря более высокой продолжительности жизни (121 год) и большому потенциалу глобального потепления по сравнению с CO_2 и CH_4 , играет важную роль в формировании парникового эффекта. Повышение концентрации N_2O в атмосфере оказывает разрушающее воздействие на озоновый слой. При оценке величины эмиссии N_2O из почвы используют эмиссионный фактор (Φ_{N_2O}), величина которого колеблется в зависимости от почвенно-климатических условий, внесения в почву разных форм удобрений, растительных остатков и азотсодержащих отходов. Сведения по прямому измерению эмиссии N_2O из почв России весьма ограничены и оценки эмиссии N_2O из почв для формирования “Кадастра парниковых газов РФ” строятся на расчетных данных с использованием международных коэффициентов по методике МГЭИК. Баланс азота в земледелии России за последние 25 лет оценивается как остро дефицитный. Это означает, что значительная доля урожая формируется за счет минерализованного азота почвы, который практически не накапливается в свободном состоянии, а быстро ассимилируется растениями и микроорганизмами. В течение последних лет в России при внесении азота удобрений под посевы зерновых культур (площадь 22–27 млн га) Φ_{N_2O} удобрений оценен в пределах 0.66–0.70, что гораздо ниже стандарта IPCC (1.0), рекомендуемого для экологически допустимого уровня применения азота удобрений.

Ключевые слова: парниковые газы, потенциал глобального потепления, азотные удобрения, нитрификация, денитрификация, эмиссионный фактор

DOI: 10.31857/S0032180X2010010X

ВВЕДЕНИЕ

Примерно 50 лет назад глобальный дисбаланс азотного цикла, вызываемый нарастанием применения в сельскохозяйственном производстве всех видов удобрений, стал привлекать к себе внимание из-за повышения концентрации нитратов в природных и искусственных водоемах и роста концентрации N_2O в атмосфере. Последние 3–4 десятилетия акценты в изучении последствий нарушения цикла азота резко сдвинулись в сторону оценки воздействия различных факторов на продукцию и эмиссию закиси азота, третьего по значению (после углекислоты) газа в усилении парникового эффекта. Закись азота по сравнению с другими парниковыми газами (CO_2 и CH_4) хотя и представлена в значительно меньшей концентрации в атмосфере (в 1200 раз ниже, чем

CO_2), но благодаря большей продолжительности жизни (121 год) и высокому потенциалу глобального потепления (ПГП) играет важную роль в формировании парникового эффекта [58].

ПГП, используемый для сравнения радиационной активности различных парниковых газов, рассчитывается как отношение радиационного вынуждающего воздействия одного килограмма парникового газа, выброшенного в атмосферу, к воздействию 1 кг CO_2 за один и тот же период времени (обычно 100 лет). Для CO_2 ПГП равен 1. ПГП закиси азота в 298 раз выше, чем CO_2 [39]. Вклад N_2O в общий парниковый эффект в настоящее время оценивается в 6% [58].

Повышение концентрации N_2O в атмосфере отражается также на состоянии озонового слоя

[21, 26]. Механизм воздействия закиси азота на стратосферный озон заключается в том, что N_2O в стратосфере подвергается фотодиссоциации (90%) с образованием молекулярного азота (N_2) и атомарного кислорода (O). Последний, в свою очередь, опять взаимодействует с закисью азота, образуя монооксид азота (NO), который катализирует реакцию взаимодействия атомарного кислорода и озона с образованием двух молекул кислорода [21].

Источниками N_2O являются океан, почвы, сжигание биомассы, применение удобрений и различные индустриальные процессы. Вклад естественных источников в эмиссию N_2O составляет около 60%, а антропогенных – около 40% [58]. В глобальном масштабе молярная концентрация N_2O в атмосфере в 2018 г. достигла 331.1 ± 0.1 частей на миллиард (ppb) [58], которая выше на 1.2 ppb по сравнению с 2017 г. и на 123% больше, чем в прединдустриальный период (270 ppb). Концентрация N_2O в атмосфере подвергается изменению в зависимости от сезона и широты. В северном полушарии минимальные концентрации N_2O приходятся на летние и ранеосенние месяцы, а максимальные – на зимний период. Но разница между максимальной концентрацией и минимальной весьма незначительна и составляет не более 0.5 млрд^{-1} [20].

Полагают, что почвы под лесом обладают большим потенциалом для развития процесса денитрификации (хорошее снабжение микроорганизмов доступным углеродом, достаточное увлажнение), но ограничивающим фактором является интенсивность нитрификации, которая зависит от ряда физических и химических свойств почв, которые в лесных экосистемах не очень благоприятствуют процессам нитрификации.

Предшественником N_2O в почвах является аммонийный азот, который образуется в процессах дезаминирования (аммонификации) азотсодержащих органических соединений, дальнейшей его нитрификации и денитрификации. Денитрификация является процессом диссимиляторного восстановления нитратов с образованием NO (монооксид азота), N_2O и N_2 . Имеются сведения, что N_2O может поглощаться в почве. Климовой с соавт. [4] установлено поглощение закиси азота верхним горизонтом олиготрофного торфяника, авторы считают возможным рассматривать эти экосистемы в качестве природного стока N_2O .

Соотношение продуктов денитрификации может варьировать в зависимости от концентрации нитрата в почве, наличия легкоминерализуемых органических соединений углерода и влажности почвы. Сенбайрам с соавт. [52] в условиях инкубационных экспериментов с почвами, взятыми с полей, имевшими длительную и разную “удобрительную” историю (применение одних минераль-

ных удобрений или постоянное внесение навоза), показали, что отношение эмиссии закиси азота к сумме закиси азота и молекулярного азота $N_2O/(N_2O + N_2)$ в варианте с постоянным внесением навоза было ниже, чем в варианте с минеральными удобрениями. При этом авторы выявили, что концентрация нитратов в почве влияет на отношение $N_2O/(N_2O + N_2)$ в продуктах денитрификации. Снижение концентрации $N-NO_3$ меньше 20 мг/кг сухой почвы вызывало уменьшение эмиссии N_2O вплоть до 0. При концентрации $NO_3 \leq 28$ мг/кг почвы в варианте с постоянным внесением навоза наблюдалось меньшее отношение $N_2O/(N_2O + N_2)$ по сравнению с внесением только минерального N-удобрения. А при концентрации нитратов в почве ≥ 140 мг/кг отношение $N_2O/(N_2O + N_2)$ было значительно больше и не зависело от вида предшествующей удобренности. Делается заключение, что в почвах с предшествующим удобрением минеральным азотом последующее внесение органических материалов с высоким содержанием лабильного углерода является триггером усиления денитрификации и эмиссии N_2O . В почвах с низким содержанием нитратов такое внесение органического вещества может существенно снизить отношение $N_2O/(N_2O + N_2)$ и соответственно снизить эмиссию N_2O .

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРИМЕНЕНИЯ АЗОТНЫХ УДОБРЕНИЙ

Среди основных рычагов подъема урожайности сельскохозяйственных культур (сорт, химические средства защиты растений, мелиорация и др.), главным остается применение удобрений. Данные мировой статистики свидетельствуют, что за последние 40 лет на долю минеральных удобрений приходилось 40% прироста производства продовольствия в Мире [51]. Из всех используемых минеральных удобрений наибольшее количество составляют азотные. Высокая потребность в азоте объясняется тем, что одним из факторов, определяющих продуктивность основных сельскохозяйственных культур, является недостаточное содержание в почвах доступного для растений азота.

По данным ФАО, потребление азотных удобрений достигло в 2017 г. 109.2 млн т [32]. Увеличивается и поступление в почвы биологического азота (в основном симбиотически связанного). По данным ФАО, в почвы сельскохозяйственных угодий Мира поступает около 44 млн т биологического азота ежегодно [59].

Применение азотных удобрений крайне неравномерно по отдельным странам и регионам Мира. Широкое варьирование потребления удобрений отмечается и внутри отдельных регионов [32].

Таблица 1. Посевная площадь сельскохозяйственных культур, население Мира и применение азотных удобрений

Параметр	2005	2010	2015	2016	2017	2050, прогноз	
Посевная площадь, млн га*	1502	1505	1550	1555	1561	1425?	
Население, млн чел.**	6541	6956	7379	7464	7547	9725	
Удельная площадь, га/чел.***	0.22	0.21	0.21	0.21	0.21	0.15	
Применение $N_{уд}$ *	кг/га посевов	60.3	67,0	68.6	69.3	69.9	98.2***
	млн т	90.5	100.8	106.4	107.8	109.1	140***
Применение $N_{уд}$, в расчете кг/чел., в среднем***	13.8	14.5	14.4	14.4	14.4	14.4	

* FAO Stat [2019].

** United Nations: World Population Prospects: the 2019.

*** Наши расчеты.

Самые высокие дозы азотных удобрений на единицу площади посевов в настоящее время применяются в азиатских странах, среди которых лидирует Китай. В Европе по данному показателю первенство удерживают страны Западной Европы. Из постсоветских республик наибольшие количества азота на гектар посевов применяют в Белоруссии, а наименьшие – в Российской Федерации [5].

В силу различных причин, внесенные в почву азотные удобрения не могут быть полностью использованы растениями и, как следствие, остатки удобрений загрязняют окружающую среду. Например, в настоящее время в Китае коэффициент использования азота удобрений для риса, пшеницы и кукурузы составляет всего лишь 26–28%, а для овощных культур – менее 20% [45]. Потери азота в окружающую среду достигают более 50% в виде растворимых соединений (NO_3) и газообразных форм (преимущественно N_2 , N_2O).

Растущее население Земли требует все бóльшего количества продовольствия. Ежегодный прирост населения за 2010–2017 гг. составил 591 млн человек. По оценкам ООН в конце первой половины текущего столетия население в Мирове увеличится на треть, достигнув 9.7 млрд, а к 2100 г. составит 11.2 млрд человек [57]. Это означает, что при почти не увеличивающейся общей площади пахотных угодий удельная площадь пашни на 1 человека в Мирове сократится (табл. 1). Несмотря на ограниченность земельных ресурсов, мировое земледелие должно ежегодно наращивать производство продуктов питания для удовлетворения потребностей в продовольствии растущего населения Земного шара. Это означает, что и применение промышленных удобрений, особенно азотных, будет только наращиваться. Это в свою очередь приведет к усилению эмиссии закиси азота в атмосферу. Если принять нормы применения азотных удобрений (N , кг/га посевной площади или кг/чел.) на среднем мировом уровне 2017 г., то к середине текущего века применение азотных удобрений на посевах сельскохозяйственных культур в Мирове должно

увеличиться более чем на треть. Отсюда и эмиссия N_2O в атмосферу из сельскохозяйственных почв также усилится.

Биогеохимический дисбаланс азота в биосфере только нарастает. Причина в том, что высокопродуктивное товарное сельскохозяйственное производство представляет собой в значительной степени разомкнутую биогеохимическую систему. На входе в нее стоят искусственные азотные удобрения, биологическая азотфиксация и атмосферные выпадения промышленных выбросов окислов азота и аммиака. На выходе – товарная сельскохозяйственная продукция, перемещающаяся с полей на урбанизированные территории, с которых отчужденные с урожаями из почв большие объемы биофильных элементов уже никогда не возвращаются обратно в почвы, а уносятся в конечном счете в океан, а в случае азота (преимущественно N_2) и в атмосферу.

В большинстве европейских стран средний уровень урожаев, например, зерновых достигает 8–10 т зерна/га [32]. Для получения такого урожая, кроме высокопродуктивных сортов, химических препаратов защиты растений от вредителей и болезней требуется обеспечение растений соответствующим количеством питательных элементов. Так, для формирования урожая зерна в 10 т/га с соответствующим количеством побочной продукции необходимо предоставить растениям (с учетом коэффициента использования азота удобрения до 60%) 350–400 кг/га азота. Такое количество добавленного в почву усвояемого растениями и микроорганизмами азота вызовет эмиссию в атмосферу не менее 4–5 кг $N-N_2O$ /га.

Сопоставляя концентрацию N_2O в атмосфере с количеством применяемых азотных удобрений, можно прогнозировать, насколько может вырасти концентрация закиси азота в атмосфере к середине текущего столетия. По оценкам ФАО [32], мировая эмиссия N_2O из почв от применения азотных удобрений увеличилась с 1682 тыс. т в 2000 г. до 2272 тыс. т в 2017 г., т. е. на 35% за 17 лет. Применение азотных удобрений за тот же период

выросло на 26%. Разумеется, рост эмиссии N_2O в атмосферу происходит и за счет других источников (минерализации почвенного органического вещества, сжигания биомассы, промышленных выбросах и др.).

Эмиссионный фактор N_2O (Φ_{N_2O}). В глобальном масштабе за счет антропогенной деятельности примерно от 50 до 60% эмиссии закиси азота в атмосферу приходится на сельскохозяйственное производство, в котором главная составляющая – прямая эмиссия N_2O из почв за счет внесения минеральных и органических удобрений.

Органические и минеральные азотсодержащие соединения в почвах в разной степени подвергаются минерализации и дальнейшей нитрификации, и денитрификации. Шпеер с соавт. [55], используя метку ^{13}N при изучении превращений NH_4^+ и NO_3^- в почве, сделали вывод о том, что денитрификация и нитрификация могут протекать одновременно с продукцией N_2O и N_2 , и что продукция N_2O из NO_3^- превосходит таковую из NH_4^+ даже в аэробных условиях и в условиях пониженной влажности.

При оценке эмиссии N_2O из почвы важная роль отводится эмиссионному фактору (Φ_{N_2O}), который рассчитывается по уравнению:

$$\Phi_{N_2O} = \frac{N_2O - N_{уд} - N_2O - N_0}{N_{уд}} \times 100,$$

где $N_2O - N_{уд} - N_2O - N_0$ разность между кумулятивной эмиссией N_2O из удобренных и контрольных (без удобрений) вариантов; $N_{уд}$ – количество внесенного в почву азота; 100 – перевод в проценты.

Величина Φ_{N_2O} колеблется в широком интервале в зависимости от почвенно-климатических условий, содержания в почвах органических и минеральных форм азота, органического углерода, внесения в почву разных форм азотных и органических удобрений, растительных остатков и азотсодержащих отходов [9, 15–17, 23–25, 27–31, 42–50, 52–54]. В приводимых ниже работах можно увидеть, как величины Φ_{N_2O} соотносятся с эмиссией N_2O из различных источников органических и минеральных соединений азота.

В обзоре Чарлеса с соавт. [27] показано, что при обобщении 846 наблюдений кумулятивной эмиссии N_2O в опытах с внесением в почву органических и минеральных удобрений была получена средняя величина $\Phi_{N_2O} = 0.8\%$, которая ниже стандартных значений IPCC (1%) Межправительственной группы экспертов по изменению климата (МГЭИК, англ. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) [41], применяемой в расчетах глобальных величин радиационного эф-

фекта парниковых газов. Авторы [27] провели метаанализ эмиссионных факторов N_2O на основе базы данных, содержащих 422 измерения эмиссии N_2O в 38 исследованиях, проведенных в 12 странах. Из европейских стран было использовано 201 наблюдение, из Северной Америки – 137, из азиатских стран – 55, из Южной Америки – 24 и из Австралии – 5. Большая часть данных (393) получена в регионах с умеренным климатом, в том числе 198 в условиях прохладного умеренного климата. Данные были сгруппированы по видам внесенных в почвы органических материалов и комбинаций этих материалов с минеральными азотными удобрениями. Анализ и обработка данных были выполнены с помощью REML-модели.

Полученные величины Φ_{N_2O} были сгруппированы по “фертиклассам” (FertiClasses), разделенным на три группы: с высоким, средним и низким риском эмиссии N_2O . В группу с высоким риском эмиссии N_2O вошли такие приемы удобрений, как навозная жижа в комбинации с минеральными азотными удобрениями ($N_{мин}$), сточные воды, жидкий навоз, сухой навоз плюс $N_{мин}$, отходы производства биогаза. Средневзвешенный Φ_{N_2O} этой группы оценивался как 1.2%, с интервалом от 0.78 до 2.44%. В группу со средним риском были включены приемы внесения в почву сухого навоза, компоста и поуборочных остатков совместно с минеральными удобрениями. Средневзвешенное значение Φ_{N_2O} для этой группы вариантов было 0.75% с интервалом от 0.23 до 0.97%. В группу пониженного риска входило внесение в почву бумажной пульпы совместно с растительными остатками, компоста, поуборочных остатков, жидкого навоза совместно с поуборочными остатками. Средний Φ_{N_2O} по этой группе был 0.23 с интервалом 0.07–0.28%. Авторы отмечают, что Φ_{N_2O} тесно связан с такими факторами, как отношение C/N в органических материалах, используемых на удобрение, физические и химические свойства почв (текстура, водопроницаемость, содержание органического азота и углерода) и климатические факторы (осадки).

Эмиссия N_2O негативно коррелирует с величиной C/N, будучи наименьшей при $C/N \geq 30$ и наибольшей при $C/N = 11$ (типичное отношение в пахотных почвах). В комбинации с засухой и низкой величиной рН эмиссия N_2O значительно ингибируется при $C/N \leq 20$ [46].

В работах [29, 34] подробно рассматривается связь между содержанием органического углерода в почвах и эмиссией N_2O при внесении органических и минеральных азотных удобрений. Так, в работе [34] в 25-летнем полевом эксперименте показано, что средний Φ_{N_2O} по всем удобрительным вариантам составлял 0.48 и 0.63% для се-

зонов выращивания кукурузы (лето) и озимой пшеницы (октябрь—май) соответственно. При обработке данных за все годы и по всем вариантам оказалось, что между эмиссией N_2O и накоплением органического углерода в почве были получены высокие значения корреляции ($r^2 = 0.9$, $n = 28$, $p \leq 0.001$) для кукурузы и ($r^2 = 0.77$, $n = 11$, $p \leq 0.001$) для озимой пшеницы. Более высокая продукция N_2O при повышении содержания легкоусвояемого органического углерода в почве объясняется общим повышением микробной активности и, вследствие этого, увеличением использования кислорода из почвенного воздуха, что приводит к установлению анаэробнозиса и более благоприятным условиям для денитрификации. В другой работе [29] показано, что 18-летнее применение компоста не только увеличило содержание органического углерода в почве на 152%, но и способствовало росту эмиссии N_2O на 106%. Принимая во внимание, что ПГП закиси азота в 298 раз выше CO_2 , оказывается, что эффект от секвестирования углерода с целью снижения ПГП почти полностью нивелируется дополнительными выбросами из почвы N_2O . В работе Сенбайрама с соавт. [52] высказывается мысль, что обогащение почвы легкодоступным органическим углеродом усиливает микробное дыхание и, как следствие, усиление денитрификации и эмиссии N_2O . Таким образом, обогащение почвы органическим углеродом не всегда благоприятствует целям сокращения выбросов парниковых газов в земледелии.

В обзоре Лесчен с соавт. [43] величины Φ_{N_2O} группируются в зависимости от вида землепользования, свойств почв и применения органических и минеральных азотных удобрений. Авторы отмечают, что в минеральных почвах содержание органического азота достаточно постоянная величина в течение ряда лет, и чистая минерализация оценивается величиной, близкой к нулю. Отсюда и эмиссия N_2O из почвы очень мала. Почвы, для которых характерна нетто-минерализация, — это дренированные торфяные почвы. В качестве примера приводится ссылка на работу, проведенную в Нидерландах, в которой торфянистые дренируемые почвы, используемые под пастбища, имеют нетто минерализацию порядка 165 кг N/год и как следствие Φ_{N_2O} , равный 2.6%. Отмечается, что на пастбищах в целом Φ_{N_2O} гораздо выше, чем на пахотных почвах. В целом при одном и том же количестве внесенных аммонийных и нитратных удобрений Φ_{N_2O} на пашне был соответственно в 0.5 и 0.8 раз меньше, чем на пастбищах.

На эмиссию N_2O из почвы оказывает влияние рН среды. Автотрофная нитрификация весьма чувствительна к рН почвенной среды. Имеются данные [31], показывающие, что при рН ниже

4.0—4.5 в естественных почвах автотрофная нитрификация практически отсутствует. Поэтому при незначительной продукции нитратов в почве, что происходит в результате низкой активности нитрификации, денитрификация также характеризуется низкой активностью. Клемедтсон с соавт. [41] показали, что под хвойным лесом (Швеция) из почвы с рН 4.0 эмиссия закиси азота составляла всего 71 г N/(га год) в условиях хорошей дренированности и 118 г N/(га год) в условиях переувлажнения. При доведении рН этой почвы до 5.3 (известкование) величины эмиссии N_2O оставались также низкими и не превышали 90 г N/(га год).

Почвенные влажность и температура могут объяснить 74 и 86% вариаций эмиссии N_2O соответственно [46]. Повышение почвенной температуры ведет к увеличению почвенного дыхания, как позитивный ответ усиления микробного метаболизма. Эмиссия N_2O усиливается вслед за повышением почвенного дыхания, и это ведет к уменьшению содержания кислорода в почвенном воздухе. Но позитивный отклик на температуру может быть сглажен за счет водного стресса, поскольку вода — один из важных факторов, определяющих активность микроорганизмов. Эмиссия N_2O из почвы возрастает вплоть до 37°C, затем интенсивность продукции N_2O уменьшается. Величины Q_{10} для N_2O варьируют в пределах 1.7—9.3. Температура является важным фактором на границе замерзания—оттаивания почвы и может быть ответственной за 50% от годовой эмиссии N_2O [46].

Физические свойства почв также влияют на Φ_{N_2O} . В целом при прочих равных условиях эмиссия N_2O возрастает с утяжелением гранулометрического состава почв. В качестве примера приведем данные по эмиссии N_2O в полевом опыте с применением азотных удобрений на посевах многолетних трав в Шотландии [27]. Почва — плохо дренированный тяжелый суглинок, с содержанием органического углерода 5%. Различные формы азотных удобрений (сульфат аммония, мочевины, аммиачную селитру, кальциевую селитру и жидкий навоз) вносили в три приема в течение вегетации и в общей дозе 360 кг N/га. Опыт проводили в течение двух лет. Эмиссия N_2O из почвы измерялась еженедельно. В среднем за 2 года потеря азота к общей дозе внесенного азота в виде N_2O соответствовала 0.3—0.8%. Эмиссия N— N_2O на делянках без внесения удобрений (контроль) в среднем составляла всего лишь 0.15 кг/(га год). Если отнести эту величину к минерализованному органическому веществу с C/N 12 и средней величиной гетеротрофного дыхания ≈ 3000 кг C/га, тогда количество минерализованного азота почвы (горизонт 0—20 см) составило бы 250 кг N/га, а Φ_{N_2O} мог составить всего лишь 0.06%.

На песчаных почвах [28] Φ_{N_2O} в среднем был 0.08, 0.51 и 0.26% от дозы N, соответственно для кальций-аммоний-нитратного удобрения, жидкого навоза и комбинации из этих двух компонентов. А на тяжелосуглинистой почве эти величины были соответственно 1.18, 1.21 и 1.69%. В итоге авторы предлагают более гибкую систему оценки территориальной суммарной эмиссии парниковых газов, учитывающей региональные особенности землепользования и гранулометрический состав почв. Это позволит с большей объективностью использовать Φ_{N_2O} в практических рекомендациях по снижению отрицательных последствий эмиссий парниковых газов.

Приемы обработки почв – один из факторов, влияющих на величину эмиссии закиси азота. Вид обработки может быть отнесен к тем факторам, которые оказывают косвенное воздействие на размеры денитрификации в целом и на эмиссию закиси азота в частности. Так, минимальная обработка почвы (NT) способствует изменению почвенного профиля в результате накопления в верхних горизонтах большего количества растительных остатков и формирования горизонта A0. Это в свою очередь уменьшает поверхностное испарение и увеличивает запасы влаги в почвенном профиле, а также снижает температуру почвы. Показано, что минимальная обработка почвы вызывает увеличение численности денитрифицирующих микроорганизмов [30]. Комбинация минимальной обработки почвы и применения азотных удобрений приводит к усилению потерь газообразного азота. Пальма с соавт. [47] обнаружили в два раза большие потери азота удобрений за счет денитрификации при минимальной обработке почвы по сравнению с нормальной пахотой за 90-дневный период. При этом установлена весьма тесная положительная связь между количеством денитрифицирующих микроорганизмов и газообразными потерями азота.

В работе Крауса с соавт. [42] на глинистой богатой почве (Швейцария) показано, что при внесении жидкого навоза в условиях травяно-клеверного пара и минимальной обработки почвы эмиссия N_2O была меньше по сравнению с традиционной пахотой и Φ_{N_2O} при пахотной системе составлял 0.71%, а в условиях минимальной обработки 0.65%. В случае озимой пшеницы не было различий в эмиссии N_2O как при обычной пахоте, так и при NT.

В проанализированных обзорах [27, 29, 35, 43, 46, 54] использованы англоязычные источники, география которых включает, прежде всего, западноевропейские, североамериканские и китайские данные. В метаанализе данных по эмиссии закиси азота [27, 53], а также в обзорах многих других исследователей отсутствуют ссылки на ра-

боты российских ученых. Причина – очень малое количество подобных работ в России. Исключения составляют работы из Агрофизического института (Санкт-Петербург) [10, 14–17, 25, 50].

Оценка эмиссии закиси азота из пахотных почв России. В работах сотрудников Агрофизического института РАН (Санкт-Петербург) [3, 14–17, 50] приведены результаты исследований влияния минеральных и органических удобрений на эмиссию N_2O из почвы. Наблюдения проведены в многолетнем полевом опыте на легкой супесчаной окультуренной почве с содержанием органического углерода 1.8% и на той же унавоженной почве (внесение 700 т/га навоза в течение 10 лет) с $C_{орг}$ 2.3%. Кумулятивные потоки N_2O за вегетационный период (120 дней) из почвы в контроле без удобрений составляли 247.7 ± 56.7 и 519.7 ± 37.2 г N– N_2O /га, а при внесении минерального удобрения (90 кг N/га) 299.9 ± 26.6 и 583.7 ± 71.2 г N– N_2O /га соответственно [50]. Следовательно, эмиссия N– N_2O за счет внесения одного минерального N-удобрения была всего 52.2 и 64 г N/га ($299.0 - 247.7 = 52.2$ и $583.7 - 519.7 = 64$ г N/га) соответственно для почвы без внесения навоза и унавоженной. Тогда Φ_{N_2O} внесенного $N_{мин}$ в дозе 90 кг/га будет в пределах 0.058–0.071%, что гораздо ниже стандарта IPCC, равного 1%. Авторы [14–17] показали, что эмиссия N_2O из агроземов в различных системах земледелия за все время исследований не превышала 5 мг N_2O –N/(га день), если почва содержала менее 10 мг минерального азота/кг почвы. При внесении зеленых или органических удобрений показатель Φ_{N_2O} не превышал 0.62–0.75% [17]. В другой работе [25] проведенной на той же почве, обогащенной двумя дозами навоза (160 и 80 т/га), и на контроле (без навоза) проводили опыты с картофелем и капустой при внесении дополнительно 70–120 кг $N_{мин}$ /га и измеряли кумулятивную эмиссию N_2O за вегетационный период. Авторы установили, что кумулятивный поток N_2O как при внесении дополнительного количества $N_{мин}$ в дозах 70–110 кг/га, так и без него был практически по всем вариантам одинаковым (N– N_2O , кг/га): без внесения $N_{мин}$ (0.37 ± 0.08 , 0.45 ± 0.11 , 0.43 ± 0.06 , 0.53 ± 0.07 , 0.34 ± 0.09 , 0.37 ± 0.10) и при внесении $N_{мин}$ в дозах 70–110 кг/га (0.36 ± 0.05 , 0.42 ± 0.08 , 0.45 ± 0.07 , 0.56 ± 0.08 , 0.36 ± 0.11 , 0.60 ± 0.12). Приведенные данные свидетельствуют, что различия в эмиссии N_2O не наблюдались между вариантами как с внесением минерального азотного удобрения, так и без него. Объяснение такого явления кроется, по видимому, в продолжающемся последствии больших доз внесенного навоза, который, возможно, определял и перекрывал в значительной степени эмиссию N_2O из минеральных азотных удобрений. Следует добавить, что опыт проводил-

ся с пропашными культурами при достаточном увлажнении, что способствовало большей минерализации легкоразлагаемых азотсодержащих органических соединений оставшегося в почве навоза.

Как показано выше, основным вкладом в эмиссию закиси азота из почв является применение всех видов азотсодержащих минеральных и органических удобрений, а также различных отходов органического происхождения. Интересным является факт, что по усредненным мировым показателям для всех видов удобрений $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ приближается к 1% от количества, внесенного в почву азота. Этот коэффициент принят ИРСС за стандарт в 2006 г. и в последнем обновлении методики расчетов эмиссии парниковых газов в 2019 г. подтвержден ИРСС на прежнем уровне [38]. В новом стандарте допускается корректировка этого коэффициента по климатическим условиям. Для условий влажного климата, умеренного и бореального поясов (коэффициент увлажнения >1) за стандарт принимается $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}} = 1.6\%$ от внесенного в почву количества N минеральных удобрений. Для других источников азота принимается $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}} = 0.6\%$. В условиях недостаточного увлажнения (коэффициент увлажнения <1) для всех источников азота используется $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}} = 0.5\%$. Судя по проанализированному литературному материалу, следует отметить, что для предлагаемой ИРСС градации недостаточно оснований.

Кадастровая оценка эмиссий парниковых газов для пахотных угодий в России использует постоянно меняющиеся посевные площади сельскохозяйственных культур. Поэтому для оценки эмиссии закиси азота и других парниковых газов из почв пахотных угодий России необходимо соответствующее уточнение площадей обрабатываемых земель и фактическое распределение посевов сельскохозяйственных культур, а также состояние их удобрённости. За последние 25 лет произошло перераспределение пахотных угодий страны. По определению Люри и соавт. [6, 7, 12] для современного земледелия характерно динамическое изменение рядов площадей аграрных угодий в регионах России. Авторами [7] для анализа выбран параметр — площадь посевов, так как параметры: площадь сельскохозяйственных угодий и площадь пашен — являются элементами земельной статистики, инвентаризация которых происходит редко. В то время как данные о посевных площадях — это ежегодные отчеты сельскохозяйственных предприятий, отражающие фактическую ситуацию.

Кроме того, следует принимать во внимание гидротермические условия расположения пахотных угодий, а также почвенно-агроклиматический индекс [1]. Сочетание достаточной теплообеспеченности (суммы температур выше $10^\circ\text{C} > 2500^\circ\text{C}$) с удовлетворительным увлажнением

(коэффициент увлажнения более 0.75) наблюдается только на 1% территории земельных угодий России [2].

Еще один показатель, который должен привлекать внимание — это доля удобряемой площади. Площадь пашни, на которой вносились минеральные азотные удобрения за последние 18 лет составляла 21600–47200 тыс. га [18]. Внесение минеральных азотных удобрений в среднем на 1 га удобряемой пашни за период 2000–2018 гг. находилось на уровне 26.5–32.4 кг N/га [18]. Внесение органических удобрений за этот же период осуществлялось лишь на 3–9% от общей площади посевов и составляло в пересчете на общий азот 35.0–206.0 кг/(га год). Величина 206 кг N/га относится к 2000 г., значительно выделяется из общего ряда доз органического азота, вносимого в период 2000–2018 гг., и никак не объясняется. При этом следует отметить, что имелись существенные различия в дозах внесения как минеральных, так и органических удобрений в зависимости от возделываемых культур. Так, сахарная свекла, овощные и картофель удобрялись значительно больше, чем другие культуры [18].

Пример расчета эмиссии N_2O из пахотных почв России при внесении азотных удобрений. В обзорах [27, 29, 35, 43, 46, 54] показаны основные факторы, влияющие на эмиссию N_2O из почв. В число этих факторов входят формы, виды и дозы минеральных и органических удобрений, технологии земледелия, почвенно-климатические условия и др. Среди перечисленных, одним из главных факторов, определяющих $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$, который должен учитываться при составлении региональных кадастров эмиссии парниковых газов, является учет зависимости $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ от количества вносимого в почву азота. В качестве примера может служить работа Щербака с соавт. [54], четко показавшей эту зависимость. Авторами выполнен метаанализ данных, полученных на основе полевых исследований, включивших 84 местности, 233 опыто-лет, с не менее чем тремя уровнями применения N-удобрений, и сделано более 1000 измерений эмиссии N_2O . В условиях данного исследования усредненный $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ определен составил около 0.9%. Эта величина являлась средней для всех видов удобрений, среди которых при внесении синтетических (минеральных) азотных удобрений $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ равен 1.0%, а органических (навоз) — 0.8% [54]. Авторы установили, что для большинства культур ответ эмиссии N_2O на увеличение дозы минерального N-удобрения рос значительно быстрее, чем линейное повышение дозы N. Замечено, что прибавка $\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$ ($\Delta\text{ЭФ}_{\text{N}_2\text{O}}$) с дозой N была более выраженной на почвах с содержанием $\text{C}_{\text{орг}} > 1.5\%$ и $\text{pH} < 7$, и если удобрения применялись в один прием. Общий тренд экспоненциаль-

Таблица 2. Основные показатели состояния баланса азота в земледелии России за период 1992–2016 гг.

В среднем в год за период	Вынос азота с урожаями основных сельскохозяйственных культур	Внесение азота со всеми видами удобрений на всех посевных площадях	Баланс азота	Возмещение выноса азота с урожаями внесением удобрений, %
	млн т			
1992–1995	3.40	1.72	–1.68	50.6
1996–2000	3.10	0.94	–2.16	30.3
2001–2005	3.39	0.70	–2.70	20.6
2006–2010	3.57	1.06	–2.69	29.7
2011–2015	4.00	1.28	–2.72	32.0
2016	7.51	1.40	–6.11	18.6
На 1 га посевов (всего N кг/га за 25 лет), N, кг/(га год)	1145 45.8	352 14.1	–792 –31.7	30.7 30.7

ного увеличения $\Delta\Phi_{N_2O}$ совпадал с применением N-удобрения в количестве, явно превышающем потребность растений в азоте. В интервале доз азота 150–200 кг/га Φ_{N_2O} был равен 1% и совпадал со стандартом IPCC. Но если дозы азота возрастали до 300 кг/га, то Φ_{N_2O} увеличивался на 25% по сравнению со стандартом IPCC. Для культур, не получавших достаточного количества азота, т. е. ≤ 50 кг/га $\Delta\Phi_{N_2O}$ снижался на 25%. Это значит, что, если используется стандарт IPCC для вычисления эмиссионного фактора в условиях применения небольших доз (до 100 кг N/га), расчеты эмиссии N_2O будут значительно завышены, а при внесении 200–300 кг N/га – значительно занижены. На основе большого объема систематизированного экспериментального материала авторы [54] разработали модель расчета $\Delta\Phi_{N_2O}$ для установления эмиссии N_2O в зависимости от дозы минерального N-удобрения:

$$\Delta\Phi_{N_2O} = (0.001N[6.49 + 0.0187N]),$$

где $\Delta\Phi_{N_2O}$ – приращение эмиссии N– N_2O (кг/га); N – доза N-удобрения (кг/га).

Модель [54], предложенная для расчетов Φ_{N_2O} , является более гибкой в смысле учета внешних доз азота, т. е. более объективной, чем стандарт IPCC [38, 40], который построен на “прямолинейном отношении эмиссия N_2O /доза N”. Кроме того, коэффициент IPCC одинаков для всех источников азота, будь то азот самой почвы, азот растительных остатков или различные азотсодержащие удобрения. Объективность модели Щербака с соавт. [54] подтверждается аналогичными исследованиями [37]. Кроме того, в обзорах [25, 35, 43] стандарт IPCC [38, 40] подвергается критике.

В наших расчетах эмиссии N_2O и $\Delta\Phi_{N_2O}$ на пахотных угодьях РФ взяты данные Росстата [18] по посевным площадям сельскохозяйственных культур и применению удобрений за последние 25 лет. Земледелие в эти годы характеризовалось остродефицитным балансом азота, т. е. в пересчете на 1 га посевов вынос азота с урожаями в течение 25 лет превышал его внесение более чем на 30% (табл. 2) [5]. Это означает, что значительная доля урожая формировалась за счет минерализованного азота почвы. При такой ситуации остаточные количества подвижного азота удобрения в почве и его дальнейшие потери как за счет денитрификации, так и вымывания нитратов, должны быть ничтожно малы.

Если посмотреть дозы азота, которые вносились под посевы сельскохозяйственных культур за рассматриваемый период на пахотных угодьях России (табл. 3), то они находятся на нижнем пределе величины Φ_{N_2O} , который отмечается в различных обзорах по эмиссии N_2O , включая и стандарты IPCC. При дефицитном балансе азота эмиссионный фактор зависит, прежде всего, от условий увлажнения. В документе IPCC от 2019 г. [38] допускается дифференциация стандартных значений Φ_{N_2O} в зависимости от климатических условий.

Модель Щербака с соавт. [54] построена на данных по эмиссии N_2O из почв под посевами суходольных зерновых культур с применением азотных удобрений в интервале доз 0–300 кг N/га. Как видно из табл. 3 дозы N, которые вносились под посевы зерновых РФ изменялись в интервале 10.0–30.0 кг/га. Расчет эмиссии N– N_2O по модели [54] дает результат 0.066–0.212 кг/га. Эмиссионный фактор за счет применения минеральных азотных удобрений под зерновые культуры оказался при

Таблица 3. Расчетные данные эмиссии N_2O в посевах зерновых культур (кроме кукурузы и риса), удобряемых азотом* за период 2000–2018 гг.

Год	Удобрямая азотом площадь, тыс. га**	N, кг/(га год)	Внесено $N_{уд}$ под посевы зерновых культур, тыс. т	Эмиссия $N-N_2O$, кг/(га год)***	Φ_{N_2O}	Эмиссия $N-N_2O$, т/год
2000	12307	10.0	123.1	0.066	0.66	812
2005	13949	15.0	209.2	0.101	0.67	1409
2010	18145	20.0	362.9	0.137	0.68	2486
2015	22372	22.0	492.2	0.151	0.68	3378
2018	27340	30.0	820.2	0.212	0.70	5796

* Сумма минерального и органического азота.

** Данные Росстата, 2019.

*** Вычислено по модели Щербака [54].

этом в среднем за почти 20-летний период в интервале 0.66–0.70 и значительно меньше, чем тот, который использовался для расчетов кадастра парниковых газов по методике МГЭИК [8, 11].

Зерновые культуры занимают максимальную посевную площадь страны, составляя за последние 25 лет 54–59% от общей площади посевов всех культур [18], а применение минеральных удобрений приходилось лишь на 27–59% от общих посевов зерновых [18]. Правда в последние годы в России происходит увеличение удобряемых площадей сельскохозяйственных культур, включая и зерновые.

Другими культурами по суммарному размеру посевных площадей с применением удобрений являются картофель, сахарная свекла и овощные культуры. Эти же культуры возделываются при гораздо большем, чем зерновые, применении азотных и органических удобрений (табл. 4). Однако доля органических удобрений в составе применяемых удобрений очень неравномерна по культурам. Так, под сахарную свеклу вносится менее 10% азота в виде навоза. Применение органического вещества под эту культуру остается крайне низким и продолжает уменьшаться по сравнению с началом двухтысячных годов. Большие дозы органического азота вносятся под картофель, составляя в среднем за последние годы около 30%. Под овощные культуры доля органического азота составляет в среднем по годам около 22%. В этих условиях определяющим фактором эмиссии закиси азота из почв будут минеральные азотные удобрения, поскольку $N_{мин}$ сразу после внесения в почву “готов” к использованию нитрифицирующими и денитрифицирующими организмами. Внесенный органический азот должен пройти стадию минерализации, а затем уже подвергнуться нитрификации и денитрификации. В данном случае мы можем допустить, что величина Φ_{N_2O} в почве при таком соотношении внесенного минерального и органического

азота будет зависеть в большей степени от суммарного количества внесенного азота. Поэтому мы сочли возможным для расчета Φ_{N_2O} с определенной долей условности и для пропашных культур использовать модель Щербака с соавт. [54].

В отличие от зерновых культур, получающих гораздо меньше азота, в случае с пропашными эмиссионный фактор гораздо больше. В табл. 4 сгруппированы данные по эмиссионному фактору и общей эмиссии N_2O при возделывании основных пропашных культур. Наибольший Φ_{N_2O} показан для картофеля, но и внесение азота под эту культуру выше, чем под другие. В посевах сахарной свеклы и овощных культур Φ_{N_2O} довольно близок. В целом Φ_{N_2O} гораздо больше зависит от дозы применяемых азотсодержащих удобрений, чем от возделываемой культуры.

ОБСУЖДЕНИЕ И ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Аналитический обзор ключевой литературы по состоянию биогеохимического цикла азота и глобальной проблемы эмиссии закиси азота показал следующее. Если усиление концентрации углекислого газа и метана связано с развитием энергетики и выброс этих газов можно контролировать за счет перехода на другие виды энергии (атомную промышленность, гидроэнергию, ветровую и другие), а высококонцентрированные промышленные выбросы CO_2 могут утилизироваться химическим путем в устойчивые малоактивные формы или, в конечном итоге, захораниваться на океанскую глубину, то ограничение выбросов закиси азота безусловно более сложная задача. Применение ингибиторов нитрификации или уреазной активности — это всего лишь откладывание на сравнительно небольшое время мобилизации оставшегося в почве азота удобрений. Через какое-то время этот азот будет вновь вовле-

Таблица 4. Пропашные культуры, удобряемые минеральными и органическими удобрениями в земледелии РФ за период 2000–2018 гг.* и расчетный эмиссионный фактор**

Год	Показатель	Свекла сахарная	Картофель	Овоще-бахчевые
2000	Площадь, тыс. га	805	2834	744
	$N_{\text{мин}}$, кг/га	60	78.0	42.0
	$N_{\text{орг}}$, кг/га	9	135	35
	Всего $N_{\text{мин} + \text{орг}}$, кг/га	69	213	77
	ЭФ_{N_2O}	0.54	2.26	0.61
2005	Площадь, тыс. га	799	2277	641
	$N_{\text{мин}}$, кг/га	126	90.0	57.0
	$N_{\text{орг}}$, кг/га	11.5	80	25
	Всего $N_{\text{мин} + \text{орг}}$, кг/га	137.5	170	82
	ЭФ_{N_2O}	1.24	1.64	0.65
2010	Площадь, тыс. га	1159	1948	603
	$N_{\text{мин}}$, кг/га	138	132.0	90.0
	$N_{\text{орг}}$, кг/га	10	45	15
	Всего $N_{\text{мин} + \text{орг}}$, кг/га	148	177	105
	ЭФ_{N_2O}	1.37	1.73	0.88
2015	Площадь, тыс. га	1021	1562	563
	$N_{\text{мин}}$, кг/га	137	164.0	83.0
	$N_{\text{орг}}$, кг/га	11	30	20
	Всего $N_{\text{мин} + \text{орг}}$, кг/га	147	194	103
	ЭФ_{N_2O}	1.36	1.96	0.86
2018	Площадь, тыс. га	1127	1325	526
	$N_{\text{мин}}$, кг/га	152	187.0	94.0
	$N_{\text{орг}}$, кг/га	11	25	10
	Всего $N_{\text{мин} + \text{орг}}$, кг/га	162	212	104
	ЭФ_{N_2O}	1.54	2.20	0.87
ЭФ_{N_2O} средний за 2000–2018 гг.		0.93	1.96	0.77

* Данные Росстата, 2019.

** Рассчитано по модели [53].

чен в процессы нитрификации и денитрификации – таков общий закон круговорота азота.

Уменьшение эмиссии N_2O путем сдерживания роста применения азотных удобрений скажется на ограничении производства продуктов питания. Сейчас и в обозримом будущем именно сельскохозяйственное производство является и будет являться незаменимым производителем продуктов питания для человека. Ограничение применения азотных удобрений в сельскохозяйственном производстве при одновременном естественном сокращении удобных для возделывания земель будет грозить человечеству нарастанием дефицита продовольствия. Отсюда разумное регулирование применения синтетического и биологическо-

го азота является лишь паллиативом, и радикальное решение проблемы пока не просматривается.

Следует внимательнее присмотреться к предлагаемым приемам секвестирования атмосферной углекислоты. С одной стороны, связывание CO_2 в органическое вещество почвы на какой-то срок (десятилетия или даже на столетия) выводит CO_2 из атмосферы, но, с другой стороны, обогащение почвы органическим углеродом активизирует дыхание почвенной биоты и понижает концентрацию кислорода в почвенном воздухе. Уменьшение содержания кислорода в почве провоцирует усиление процесса денитрификации. В работе [29] показано, что 18-летнее применение компоста не только увеличило содержание орга-

нического углерода в почве на 152%, но и увеличило эмиссию N_2O на 106%. Принимая во внимание, что ПГП закиси азота в 298 раз больше CO_2 , оказывается, что эффект от секвестирования углерода с целью снижения ПГП почти полностью нивелируется дополнительными выбросами из почвы N_2O . Таким образом, обогащение почвы органическим углеродом не всегда благоприятствует целям сокращения выбросов парниковых газов в земледелии.

Проблема точной оценки выбросов закиси азота в атмосферу еще далека от разрешения. Причина — недостаточное количество экспериментальных исследований *in situ*, дорогостоящая аналитического оборудования. Многие регионы Земли практически не охвачены мониторингом за эмиссией закиси азота, включая обширные территории России. Наиболее продвинутыми в решении проблемы закиси азота являются европейские и североамериканские страны. Широким охватом идут исследования в Китае.

Сбором информации по парниковым газам и ее обработкой в мировом масштабе занимается МГЭИК, данные которого представляют собой совокупность национальных кадастров инвентаризации парниковых газов, которые выполняются по единой методике.

В соответствии с обязательствами по Рамочной конвенции ООН об изменении климата, Киотским протоколом и Парижским соглашением по климату Российская Федерация регулярно представляет в МГЭИК “Национальные доклады о кадастре антропогенных выбросов и абсорбции парниковых газов” [11]. Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов разработаны МГЭИК по поручению Рамочной конвенции Организации Объединенных Наций об изменении климата [8]. Однако оценки по эмиссиям парниковых газов, получаемые МГЭИК и ФАО, в значительной степени генерализованы. Причина — крайняя недостаточность экспериментальных данных в большинстве регионов. Представляемые Россией в МГЭИК национальные кадастры парниковых газов, включая данные по эмиссии N_2O , основываются исключительно на данных, полученных расчетным путем с использованием статистической информации и пересчетных коэффициентов эмиссионных факторов, которые рекомендуются МГЭИК. Поскольку по территории России имеются весьма ограниченные данные по эмиссии N_2O , то МГЭИК предлагает в расчетах использовать по умолчанию коэффициенты, полученные в основном для условий западноевропейских стран с умеренным климатом.

Сбором данных по эмиссии парниковых газов в сельскохозяйственном производстве занимается и ФАО. Но данные ФАО по эмиссиям газов также являются весьма ориентировочными [32].

Согласно этим данным, за 2005–2017 гг. эмиссия N_2O при применении азотных удобрений рассчитывалась, исходя из единой величины эмиссионного фактора, равного 1.33% (допускается, что из каждого кг азота, внесенного с минеральными и органическими удобрениями в почву, выделяется в атмосферу 0.0133 кг $N-N_2O$ или 1.33% от количества внесенного азота). Это означает, что для стран, находящихся в весьма контрастных природно-климатических условиях (например, Индия, Китай, Франция, Германия, Финляндия, Россия и др.) принимается одинаковое допущение, что трансформация всех видов удобрений совершенно одинакова во всех типах почв. Однако, как показано выше, существует большая вариация эмиссии N_2O и ΔF_{N_2O} в зависимости от доз и форм азотных и органических удобрений, почвенно-климатических условий, приемов земледелия, выращиваемых культур и многих других факторов [14–16, 23–25, 29–37, 42–48, 52–54].

Экстраполяция данных, полученных в странах Западной Европы, для условий России не всегда приемлема, поскольку почвенно-климатические условия страны весьма разнообразны. Значительные площади почвенного покрова в северо-, средне- и южно-таежной зонах имеют невысокое плодородие, характеризуются кислой реакцией среды. В целом, около 75% земельных ресурсов страны находится в пределах холодного пояса и малообеспеченных теплом горных областей. В степной и сухостепной зонах с недостаточным увлажнением площади пахотных угодий России составляют около 15% [2]. Для большинства регионов, в которых ведется сельскохозяйственное производство продолжительность безморозного периода гораздо короче, и как следствие продуктивность всех микробиологических процессов азотного цикла в почвах в абсолютных величинах меньше, чем в почвах Западной Европы.

С конца девяностых годов—начала двухтысячных ИРСС приняло стандартную величину для $\Delta F_{N_2O} = 1\%$. Эта величина применяется не только для расчетов эмиссии N_2O из почвы при внесении в нее всех видов азотсодержащих удобрений, но и различных растительных остатков, других азотсодержащих материалов, минерализованного азота самой почвы независимо от почвенно-климатических условий и типов земледелия [40]. В пересмотренном варианте 2019 г. [38] руководящих указаний ИРСС величина $\Delta F_{N_2O} = 1\%$ была подтверждена для дальнейшего использования, несмотря на то, что эта цифра подвергается критике со стороны многих исследователей. Мы уже рассматривали более гибкий подход к получению ΔF_{N_2O} с учетом интервала доз азотных удобрений [54].

Однако в руководствах МГЭИК, на основе которых рассчитывается кадастр парниковых газов в России принята бóльшая величина ЭФ_{N₂O}, т. е. 1.25% [8].

Из приведенного обзора работ по эмиссии N₂O можно сделать заключение, что стандартные величины ЭФ_{N₂O} (IPCC–МГЭИК и ФАО), используемые для глобальных расчетов ПГП, заведомо выше по сравнению с фактически получаемыми данными в различных регионах мира. Это завышение объясняют большим уровнем неопределенностей при обобщении литературных данных. Кроме того, существует определенный подход в официальных оценках эмиссии парниковых газов. Так, в решениях Конференции сторон РКИК ООН по составлению Национальных кадастров парниковых газов принят один из обязательных принципов, а именно принцип консерватизма, т. е. нельзя недооценивать эмиссии и переоценивать стоки парниковых газов [Д.Г. Замолодчиков, личная коммуникация, презентация, 2018]. С этим утверждением никак нельзя согласиться. Никакой принцип консерватизма не должен доминировать. В основу оценок баланса парниковых газов должен быть положен главный фактор – принцип объективности.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания АААА-А18-118013190177-9 области фундаментальных научных исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Булгаков Д.С., Рухович Д.И., Шишконова Е.А., Вильчевская Е.В. Использование почвенно-агроклиматического индекса при оценке агрономического потенциала пахотных земель в лесостепной зоне России // Почвоведение. 2018. № 4. С. 473–485. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18040081>
2. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России. Версия 1.0. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2014. 768 с.
3. Зинченко С.И., Зинченко М.К., Бучкина Н.П., Рижая А.Я. Экологическая оценка влияния приемов основной обработки в агроэкосистемах на биологические свойства серой лесной почвы // Сб. докл. Всерос. науч.-пр. конф. ГНУ ВНИИЗиЗПЭ. 10–12 сентября 2014 г. Курск, 2014. С. 127–133.
4. Климова А.Ю., Степанов А.Л., Манучарова Н.А. Особенности трансформации соединений азота и углерода в олиготрофной торфяной почве // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1198–1202. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19100046>
5. Кудяров В.Н. Агрогеохимические циклы углерода и азота в современном земледелии России // Агрехимия. 2019. № 12. С. 3–14.
6. Люри Д.И., Горячкин С.В., Каравалева Н.А., Денисенко Е.А., Нефедова Т.Г. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX в. и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
7. Люри Д.И., Некрич А.С., Карелин Д.В. Изменение пахотных площадей в России в 1990–2015 гг. и почвенная эмиссия диоксида углерода // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, географическая. 2018. № 3. С. 70–76.
8. МГЭИК, Межправительственная группа экспертов по изменению климата // Руководящие указания по эффективной практике для землепользования, изменений в землепользовании и лесного хозяйства / Под ред. Пенмана Д. и др. М., 2006. 649 с.
9. Мухина И.М., Рижая Е.Я., Бучкина Н.П. Влияние биоугля на индикаторы качества дерново-подзолистой супесчаной почвы // Перспективы и технологии развития естественных и математических наук. Нижний Новгород, 2019. Вып. IV. С. 24–25.
10. Мухина И.М., Рижая Е.Я., Бучкина Н.П. Влияние биоугля на эмиссию закиси азота из дерново-подзолистой супесчаной почвы разной степени окультуренности // Научно-технический прогресс в сельскохозяйственном производстве. Мат-лы Междунар. науч.-техн. конф. Минск: Беларуская навука, 2019. С. 150–154.
11. Национальный доклад “О кадастре антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов, не регулируемых Монреальским протоколом за 1990–2009 гг.”. Ч. 1. М., 2011.
12. Некрич А.С., Люри Д.И. Изменения динамики аграрных угодий России в 1990–2014 гг. // Известия РАН. Сер. географическая. 2019. № 3. С. 64–77.
13. Петербургский А.В. Круговорот и баланс питательных веществ в земледелии. М.: Наука, 1979. 168 с.
14. Рижая Е.Я., Бойцова Л.В., Бучкина Н.П., Панова Г.Г. Влияние пожнивных остатков с различным отношением C/N на эмиссию закиси азота из дерново-подзолистой супесчаной почвы // Почвоведение. 2011. № 10. С. 1251–1259.
15. Рижая Е.Я., Бучкина Н.П., Мухина И.М., Белинец А.С., Балашов Е.В. Влияние биоугля на свойства образцов дерново-подзолистой супесчаной почвы с разной степенью окультуренности (лабораторный эксперимент) // Почвоведение. 2015. № 2. С. 211–220.
16. Рижая Е.Я., Бучкина Н.П., Мухина И.М., Балашов Е.В. Многолетний мониторинг прямой эмиссии закиси азота из дерново-подзолистых почв // Тенденции развития агрофизики: от актуальных проблем земледелия и растениеводства к технологиям будущего // Материалы II Междунар. науч. конф., посвященной памяти академика Е.И. Ермакова. СПб.: АФИ РАН, 2019. С. 117–122.
17. Рижая Е.Я., Мухина И.М., Бучкина Н.П., Балашов Е.В. Управление прямой эмиссией закиси азота в системах земледелия // Реализация методологических и методических идей профессора Б.А. Доспехова в совершенствовании адаптивно-ландшафтных систем земледелия. М., 2017. С. 190–194.
18. Россия в цифрах. Краткий статистический сборник. М.: Росстат, 2019. 549 с.

19. Семенов В.М., Козут Б.М. Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
20. Семенов С.М., Ранькова Э.Я. Особенности многолетних изменений и сезонной изменчивости современных фоновых концентраций CO₂, CH₄, N₂O // Фундаментальная и прикладная климатология. 2018. № 4. С. 71–87.
21. Abbatt J.P.D., Molina M.J. Status of Stratospheric Ozone Depletion // Annual Rev. Energy Environ. 1993. V. 18. P. 1–29.
22. Ball B.C., Griffiths B.S., Topp C.F.E., Wheatley R., Walker R.L., Rees R.M., Watson C.A., Gordon H., Hallett P.D., McKenzie B.M., Nevison I.M. Seasonal nitrous oxide emissions from field soils under reduced tillage, compost application or organic farming // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2014. V. 189. P. 171–180.
23. Baresel C., Andersson S., Yang J., Andersen M. H. Comparison of nitrous oxide (N₂O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations // Adv. Climate Change Res. 2016. V. 7. P. 185–191.
24. Bin-feng S., Hong Z., Yi-zhong L., Fei L., Xiao-ke W. The effects of nitrogen fertilizer application on methane and nitrous oxide emission/uptake in Chinese croplands // J. Integrative Agriculture. 2016. V. 15(2). P. 440–450.
25. Buchkina N.P., Rizhiya E.Y., Pavlik S.V., Balashov E.V. Soil Physical Properties and Nitrous Oxide Emission from Agricultural Soils // Adv. Agrophys. Res. 2013. P. 193–220.
26. CAST (Council for Agricultural Science and Technology) // Effect of Increased Nitrogen Fixation on Stratospheric Ozone. Iowa, 1976. Report N. 53.
27. Charles A., Rochette P., Whalen J.K., Angers D.A., Chantigny M.H., Bertrand N. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2017. V. 236. P. 88–98.
28. Clayton H., McTaggart I.P., Parker J., Swan L., Smith K.A. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: A 2-year study of the effects of N fertilizer form and environmental conditions // Biol. Fertil. Soils. 1997. V. 25. P. 252–260.
29. Ding W., Luo J., Li J., Yu H., Fan J., Liu D. Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil // Sci. Total Environ. 2013. V. 465. P. 115–124.
30. Doran J.W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage // Soil Sci. Soc. Am. J. 1980. V. 44. P. 765–771.
31. Duggin J.A. Autotrophic and heterotrophic nitrification in response to clearcutting northern hardwood forest // Soil Biol. Biochem. 1991. V. 23. P. 779–787.
32. FAO Stat. 2019. http://faostat.fao.org/static/syb/syb_5000.pdf
33. Forster P.V., Ramaswamy P., Artaxo T., Berntsen R., Betts D.W., Fahey J., Haywood J. et al. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing // Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. N.Y.: Cambridge University Press, 2007.
34. Gu J., Yuan M., Liu J., Hao Y., Zhou Y., Qu D., Yang X. Trade-off between soil organic carbon sequestration and nitrous oxide emissions from winter wheat-summer maize rotations: Implication of a 25-year fertilization experiment in Northwestern China // Sci. Total Environ. 2017. 595. P. 371–379.
35. H'enault C., Gossel A., Mary B., Rousset M., Leonard J. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils: A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation*1 // Pedosphere. 2012. V. 22. P. 426–433.
36. Han Z., Walter M.T., Drinkwater L. E. Impact of cover cropping and landscape positions on nitrous oxide emissions in northeastern US agroecosystems // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2017. V. 245. P. 124–134.
37. Hoben J.P., Gehl R.J., Millar N., Grace P.R., Robertson G.P. Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest // Glob. Change Biol. 2011. V. 17. № 2. P. 1140–1152.
38. IPCC, 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories / Eds. Buendia C. et al. Published: IPCC, Switzerland, 2019.
39. IPCC, 2013. Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / Eds. Stocker T.F. et al. N.Y.: Cambridge University Press, 2013. 1535 p.
40. IPCC, 2014. Climate Change: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland. 2014.
41. Klemetsson L., Klemetsson A.K., Moldan F. Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition // Biol. Fertil. Soils. 1997. V. 25. P. 290–295.
42. Krauss M., Ruser R., Müller T., Hansen S., Mäder P., Gattinger A. Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley winter wheat cropping sequence // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2017. V. 239. P. 324–333.
43. Lesschen J.P., Velthof G.L., Wim de Vries, Kros J. Differentiation of nitrous oxide emission factors for agricultural soils // Environ. Poll. 2011. V. 159. P. 3215–3222.
44. Marco A., Esposito F., Berg B., Giordano M., Virzo A. De Santo. Soil C and N sequestration in organic and mineral layers of two coeval forest stands implanted on pyroclastic material (Mount Vesuvius, South Italy) // Geoderma. 2013. V. 209–210. P. 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.011>
45. Miao Y., Stewart B.A., Zhang F. Long-term experiments for sustainable nutrient management in China. A review // Agronomy for Sustainable Development. 2011. 31. P. 397–414. <https://doi.org/10.1051/agro/2010034>
46. Oertel C., Matschullat J., Zurba K., Zimmermann F., Erasmí S. Greenhouse gas emissions from soils – A review // Chemie der Erde. 2016. V. 76. P. 327–352.
47. Palma R.M., Rímolo M., Saubidet M.I., Conti M.E. Influence of tillage system on denitrification in maize-

- cropped soils // *Biol. Fertil. Soils*. 1997. V. 25. P. 142–146.
48. *Rapson T.D., Dacres H.* Analytical techniques for measuring nitrous oxide (Review) // *Trends Anal. Chem.* 2014. V. 54. P. 65–74.
 49. *Rashti M.R., Wang W.J., Chen C.R., Reeves S.H., Scheer C.* Assessment of N₂O emissions from a fertilized vegetable cropping soil under different plant residue management strategies using ¹⁵N tracing techniques // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 598 P. 479–487.
 50. *Rizhiya E.Y., Mukhina I.M., Balashov E.V., Šimansky V., Buchkina N.P.* Effect of biochar on N₂O emission, crop yield and properties of Stagnic Luvisol in a field experiment // *Zemdirbyste-Agriculture*. 2019. V. 106. P. 297–306.
 51. *Save and Grow* // A policymaker's guide to the sustainable intensification of smallholder crop production. FAO, Rome, 2011. 116 p.
 52. *Senbayrama M., Chenc R., Budaid A., Bakkend L., Dittertb K.* N₂O emission and the N₂O/(N₂O + N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2012. V. 147. P. 4–12.
 53. *Shan J., Yan X.* Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils // *Atmospheric Environment*. 2013. V. 71. P. 170–175.
 54. *Shcherbak I., Millar N., Robertson G.P.* Global meta-analysis of nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen // *PNAS*. 2014. V. 111. P. 9199–9204.
 55. *Speir T.W., Kettles H.A., More R.D.* Aerobic emissions of N₂O and N₂ from soil cores: measurement procedures using ¹³N-labelled NO₃⁻ and NH₄⁺ // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. P. 1289–1298.
 56. *Sutton M.A., Bleeker A., Howard C.M.* Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution. Edinburgh, UK, Centre for Ecology and Hydrology, <http://www.inms.international/sites/inms.international/files/ONW.pdf>
 57. United Nations: World Population Prospects 2019: Department of Economic and Social Affairs Population Dynamics.
 58. WMO Greenhouse Gas Bulletin. 15–25 November 2019.
 59. World fertilizer trends and outlook to 2018. FAO, Rome. 2015. 66 p.

Nitrous Oxide Emission from Soils at the Fertilizers Application (Analytical Review)

V. N. Kudayarov*

Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science, Russian Academy of Sciences, Pushchino, Moscow oblast, 142290 Russia

*e-mail: vnikolaevich2001@mail.ru

Soils are one of the main biological sources of nitrous oxide (N₂O). Nitrification and denitrification processes are the major factors of N₂O production in soils. Nitrogen of the mineral fertilizers and organic amendments applied to the fields is easily involved in the biogeochemical cycle of soil nitrogen and contributes to the N₂O emission to the atmosphere. Owing to a longer lifetime (121 yr) and higher potential for global warming in comparison with CO₂ and CH₄, nitrous oxide plays a significant role in the greenhouse effect; rising N₂O concentrations enhance the destruction of the ozone layer. To evaluate regional contributions of agricultural soils to the total world emissions of greenhouse gasses, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) recommended using emission factors (EF_{N₂O}) for national N₂O inventories. The EF_{N₂O} value depends on many factors: soil-climatic conditions, mineral fertilizer type, organic amendments, crop systems, etc. Nevertheless, the default IPCC EF_{N₂O} value (1.0) does not take into account differences between various N inputs to the soils and the environmental conditions. Field data on N₂O emissions from soils of Russia are very limited, and national N₂O inventories are calculated according to the IPCC Guidelines. However, the value of EF_{N₂O} recommended by the IPCC is not quite appropriate for Russia with its wide range of soil-climatic and environmental conditions. In this paper, an attempt is made to calculate actual values of EF_{N₂O} in Russia for the fertilized cereal and tilled crops on the basis of literature and statistical data. The N budget in Russian agriculture in the past 25 years has been sharply deficient. This means that a considerable part of crop yield is formed due to mineralized soil nitrogen, which is quickly assimilated by plants and microorganisms and virtually does not accumulate in the free state. The calculation of EF_{N₂O} values for fertilized cereal crops (22–27 million hectares) and intertilled crops indicates that they range within 0.66–0.70 and 0.54–2.56. Note that EF_{N₂O} values obtained for the fertilized cereal crops are considerably lower than the default value recommended by the IPCC.

Keywords: nitrous oxide, greenhouse gases, nitrogen fertilizers, emission factor, nitrification, denitrification