

ЭМИССИЯ ОКСИДОВ АЗОТА В ПОЧВАХ БОРЕАЛЬНЫХ ЛЕСОВ (ОБЗОР)

С. М. Разгулин*, @

Институт лесоведения РАН, ул. Советская д. 21, с. Успенское, Одинцовский р-н, Московская обл. 143030 Россия

@E-mail: kriador@yandex.ru

Поступила в редакцию 20.03.2023 г.

После доработки 22.07.2023 г.

Принята к публикации 01.08.2023 г.

Обсуждаются денитрификационные потери азотсодержащих газов в биоме бореальных лесов. В почвах хвойных и лиственных лесов Западной Европы при денитрификации теряется 0.57 ± 0.2 и 1.0 ± 0.2 кг N-N₂O/га/год. В Северной Америке этот показатель был равен 0.35 ± 0.29 кг N-N₂O/га/год для всех насаждений. Эмиссия N₂O из лесных почв была связана с поступлением азота с атмосферными осадками с $r = 0.47$ в хвойных лесах и с $r = 0.68$ в лиственных насаждениях. Из почв в атмосферу возвращалось до 30% азота атмосферных выпадений. При большой атмосферной нагрузке эмиссия N₂O составляла 20 кг N/га/год. На долю NO, N₂O и N₂ приходилось 21, 15 и 64%. Измерения эмиссии NO и особенно N₂ остаются весьма редкими, что приводит к неполным оценкам денитрификационных потерь. Денитрификация является одним из самых трудных для исследования процессов азотного цикла в связи с отсутствием оптимального метода измерения.

Ключевые слова: нитрификация, денитрификация, азот атмосферных осадков, эмиссия азотсодержащих газов, лесные почвы

DOI: 10.31857/S1026347024010127, **EDN:** LMMZYI

Леса занимают около 40 млн км² (27% площади суши) и являются самыми распространенными экосистемами нашей планеты, в значительной степени обеспечивающими функционирование биосферы. На биом бореальных лесов приходится около половины этой площади (Реймерс, 1990).

Реализация основных биогеохимических циклов (C и N) в лесу происходит в сложностроенных экосистемах с почвенным профилем, пронизанным корневыми окончаниями с ризосферными зонами, микоризными комплексами, сапротрофными грибами, бактериями и почвенной фауной. Трансформация органического вещества почвы происходит с участием циклического поступления корневых экссудатов, составляющих до 40% углерода нетто-фотосинтеза деревьев (Llado *et al.*, 2017).

В цикле азота в лесу значительный интерес представляют процессы денитрификации, ветви азотного цикла, продуцирующей оксиды азота и молекулярный азот в лесных почвах. Это важная часть расходного баланса азота в лесу, до настоящего времени определяемая весьма приближенно. Часть продуктов денитрификации поступает в атмосферу, увеличивая парниковый эффект.

В отечественной литературе есть обобщающие публикации по потерям закиси азота в пахотных почвах (Кудеяров, 2020), но аналогичные работы для лесных почв отсутствуют. Настоящая публикация содержит обзор и анализ зарубежной информации по измерению продуктивности процесса денитрификации в почвах бореальных лесов. Отечественные публикации на эту тему остаются крайне редкими (Гришакина, 2007; Комарова и др., 2015; Климова и др., 2019).

Микробиологические процессы образования газообразного азота и оксидов азота в лесных почвах. К ним относится нитрификация, денитрификация, хемоденитрификация, диссимиляторная нитратредукция. В биосфере основная роль в продуцировании оксидов азота принадлежит гетеротрофной денитрификации, где закись азота выделяют бактерии и грибы с NO редуктазами, а потребляют преимущественно бактерии с N₂O редуктазой, которой нет у грибов. NH₄⁺ окисляется до NO₃⁻ и затем восстанавливается до NO₂⁻, NO, N₂O и N₂ (Умаров и др., 2007). Не исключают и участие автотрофной “нитрификационной денитрификации”, осуществляемой автотрофными нитрификаторами (van Groenigen *et al.*, 2015). Выделение вклада указанных процессов в общий эмиссионный поток

азотсодержащих газов сталкивается с серьезными методическими затруднениями (Умаров, и др., 2007; Ананьева и др., 2015). Вопрос о соотношении вклада грибов и бактерий в процесс денитрификации изучен недостаточно (Xu *et al.*, 2021). Для осуществления процессов денитрификации в почве необходимы носители процесса, нитраты, дефицит кислорода, лабильное органическое вещество и соответствующие температура и увлажнение. Полагают, что денитрифицирующие бактерии составляют 10–15% бактериальной популяции в почве, воде и отложениях (Ambus, Zechmeister-Boltenstern, 2007). Кроме того, в лесу оксиды азота способны выделяться из крон хвойных деревьев при фотолизе HNO_3 , обеспечивая потери азота, равные 52 г/га за вегетационный период (Raivonen *et al.*, 2006).

Методы измерения денитрификации и особенности реализации процесса в почве. Процесс денитрификации всегда был сложным для исследования из-за проблем измерения крайне низких концентраций оксидов азота и малых изменений содержания N_2 на фоне его высокого присутствия в атмосфере. Существует несколько методологических подходов для измерения процесса: определение в атмосфере ацетилена, использование изотопов ^{14}N и ^{15}N , прямое количественное определение N_2 , определение отношения $\text{N}_2:\text{Ar}$, подходы с балансом массы, стехиометрический подход, использование градиента экологических трассеров денитрификации, молекулярный подход (Groffman *et al.*, 2006a; Butterbach-Bahl *et al.*, 2013). При исследовании почв наиболее часто используют ацетиленовый и изотопный методы. Ацетилен останавливает восстановление NO_3^- на стадии N_2O (Федорова и др., 1973). При этом ацетилен ингибирует одни процессы азотно-углеродного цикла и стимулирует другие (Oremland, Carone, 1988), что искажает результаты измерения N_2O . Поскольку при микробной трансформации азотсодержащих соединений происходит дискриминация содержания ^{15}N в каждом последующем продукте, то используют отношение изотопов $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ для количественных оценок процесса. Все подходы при своей реализации сталкиваются с серьезными методическими затруднениями и имеют свои достоинства и недостатки. Оптимального метода для измерения денитрификации нет (Groffman *et al.*, 2006a). Это обстоятельство, а также высокий пространственный разброс активности процесса при его реализации в почве (van Groenigen *et al.*, 2015) и наличие суточной динамики (Wu *et al.*, 2021) делают денитрификацию очень сложной для изучения ветвью азотного цикла.

Продуцирование и распределение азотсодержащих газов в почвенном профиле. Эмиссия закиси азота лесными почвами в течение года зависит от продуцирования и ассимиляции N_2O микроорганизмами в почвенном профиле. При доминировании образования газа закись азота выделяется из

почвы, если преобладает потребление, то почва адсорбирует этот газ (Kellman, Kavanaugh, 2008; Matson *et al.*, 2009; Saari *et al.*, 2009).

Повышенные концентрации закиси азота в почвенном профиле отмечены на глубине ниже 30 см с увеличением концентраций N_2O вниз по профилю почвы. Этот градиент формируется с середины января и достигает максимума (более 10 раз) в начале марта. В верхней части профиля газ ассимилируется, а в нижней образуется, в связи с пониженной активностью N_2O редуктаз из-за возможного дефицита воды в период морозов. Через гранулированный проницаемый барьер мерзлой почвы закись азота диффундирует в атмосферу. Снежный покров может сдерживать диффузию. В мае активизируются корни растений, поглощающих минеральный азот. Градиент концентраций N_2O в почвенном профиле исчезает к середине июля (Klemmedson *et al.*, 1997; Kitzler *et al.*, 2006; Goldberg *et al.*, 2010).

В кислых, грубогумусных почвах бореальной зоны с преобладанием аммонификации над нитрификацией образуется мало нитратов, что сдерживает развитие денитрификации.

Выделение продуктов денитрификации из почв бореальных лесов. В Западной Европе выделение закиси азота из почв в хвойных лесах изменяется от 0.025 кг N/га/год в Швеции до 1.5 кг N/га/год в Германии при средней оценке равной 0.57 ± 0.16 кг N/га/год (табл. 1). В лиственных массивах среднее значение этого показателя равно 1.1 ± 0.34 кг N/га/год, при отклонениях от 0.17 до 4.1 кг N/га/год. В расчеты не включен максимум процесса, равный 20 кг N/га/год в дубово-буковом лесу в Нидерландах (табл. 2).

Эмиссия закиси азота на осушенных органических почвах елового леса в Швеции была в 6 раз выше, чем из минеральной почвы, и составляла 2.4 ± 0.2 и 0.4 ± 0.15 кг N/га/год (Aurangojeb *et al.*, 2017).

В Северной Америке с меньшим поступлением азота из атмосферы выделение N_2O в хвойных и лиственных лесах составляет в среднем 0.35 ± 0.29 кг N/га/год, изменяясь от 0.02 кг N/га/год в канадской тайге до 2.1 кг N/га/год в хвойном лесу штата Висконсин, США (табл. 1). От средних значений минерализации азота в подстилках и гумусовых горизонтах средневозрастных хвойных (50 кг N/га/год) и лиственных (100 N/га/год) лесов (Разгулин, 2022) средние газообразные потери элемента не превышают 1%.

Максимальное выделение закиси азота (72 кг N/га 11 месяцев) отмечено при осушении ольхового болота в Германии. После мелиорации эмиссия газа снизилась до 1–5 кг N/га/год (табл. 2).

Межгодовые различия продукции закиси азота в лесных почвах изменялись от 1,5 раз в канадской

Таблица 1. Эмиссия оксидов азота и молекулярного азота из почв хвойных лесов

Лесной фитоценоз	Географическое положение	кг N га ⁻¹ год ⁻¹				Источник
		N _{атм}	N ₂ O	NO		
Сосновый лес	Финляндия	3	0.026	0.0005		Pilegaard <i>et al.</i> , 2006
Сосновый лес	Германия	24	0.52–4.5	0.22–2.7		Butterbach-Bahl <i>et al.</i> , 1997
Сосновый лес	То же	35	0.4–1.3			Borken, Beese, 2005
Сосновый лес, май – ноябрь	Провинция Саскачеван, Канада	3.8	0.05; 0.08			Matson <i>et al.</i> , 2009
Сосновый лес. Возраст, годы	Провинция Онтарио, Канада	4				Peichl <i>et al.</i> , 2010
4			–0.13			
17			0.05			
32			–0.082			
67, апрель – декабрь			–0.28			
Сосновый лес	Северо-восток США	10	0.016			Bowden <i>et al.</i> , 1991
Еловый лес	Швеция	4–5	0.025			Klemmedson <i>et al.</i> , 1997
Еловый лес	Германия	24–40	0.31			Borken <i>et al.</i> , 2002
Еловый лес	То же	24	0.4; 1.3			Borken, Beese, 2005

Лесной фитоценоз	Географическое положение	кг N га ⁻¹ год ⁻¹				Источник
		*N _{атм}	N ₂ O	NO	N ₂	
Еловый лес	Германия	24	1.5			Goldberg <i>et al.</i> , 2010
Еловый лес	То же	25	0.4–3.1	6.4–9	7.2	Butterbach-Bahl <i>et al.</i> , 2002a
Хвойный лес	То же	20	0.17			Schulte-Bisping <i>et al.</i> , 2003
То же	Западная Европа	15	0.52	2.7		Pilegaard <i>et al.</i> , 2006
Лес из дугласии	Нидерланды	35		0.12		van Dijk, Duyzeret, 1999
Еловый лес	Провинция Саскачеван, Канада	4	0.08–0.12			Matson <i>et al.</i> , 2009
Хвойный лес	То же	4	0.02			Corre <i>et al.</i> , 1999
Лес из ели и пихты, март – ноябрь	Полуостров Новая Шотландия, Канада	10	0.10			Kellman, Kavanaugh, 2008
Хвойный лес	Штат Висконсин, США	8	2.1			Goodroad, Keeney, 1984

Примечание. *N_{атм} – поступление азота с атмосферными осадками.

тайге (Matson *et al.*, 2009), до 4 раз в широколиственных лесах США (Bowden *et al.*, 1991; 2000; Groffman *et al.*, 2006б) и достигали 3.5–7 раз в лесах Западной Европы (Butterbach-Bahl *et al.*, 1997, 2002б). В депрессиях рельефа этот показатель возрастал до 6 раз (Groffman *et al.*, 2011).

Сведения о поступлении NO и N₂ из лесных почв в атмосферу очень ограничены. В Западной Европе выделение оксида азота изменялось от 0.0005 кг N/га/год в сосновом лесу в Финляндии до 9 кг N/га/год в насаждении ели в Германии (табл. 1) при среднем значении равном 2.7–3 ± 1.3 кг N/га/год.

Лиственные насаждения характеризуются изменением данного показателя от 0.21 до 3.5 кг N/га/год и составляют в среднем 1.33 ± 0.67 кг N/га/год (табл. 2).

Одновременные измерения эмиссии NO, N₂O и N₂ остаются единичными. В Германии общее выделение этих газов из почвы хвойного и букового леса составило 16.6 и 19.4 кг N/га/год. Оксид азота составлял 46 и 15% общего потока, на закись азота приходилось 10 и 21%. Вклад молекулярного азота был равен 43 и 64% (табл. 1, 2). Малое количество измерений эмиссии NO и N₂ из лесных почв занижает оценку денитрификационных потерь.

В Западной Европе в среднем из почв хвойных и лиственных лесов выделяется 2.7 ± 1.3 и 0.35 ± 0.16 кг N/га/год оксида азота и 0.57 ± 0.2 и 1 ± 0.2 кг N га/год закиси азота. Во всех лесах продукция закиси азота не была связана с азотом атмосферы (Pilegaard *et al.*, 2006). Однако максимум выделения N₂O из лесной почвы был отмечен в Нидерландах (20 кг N/га/год) при рекордной

атмосферной нагрузке 50 кг N /га/год (Tietema *et al.*, 1991).

В хвойных лесах продукция NO хорошо соотносилась с приходом азота из атмосферы ($r^2 = 0.82$) и не была связана с этим показателем в лиственных массивах. Денитрификация обеспечивала возвращение в атмосферу до 30% азота атмосферных осадков (Tietema *et al.*, 1991; Pilegaard *et al.*, 2006; Jungkunst *et al.*, 2012).

На территориях со значительным поступлением азота из атмосферы отмечается и более высокая эмиссия закиси азота (табл. 1, 2). Эти параметры коррелировали между собой с коэффициентом корреляции, равным 0.47 при $p = 0.05$ в хвойных лесах и 0.68 при $p = 0.01$ в лиственных. Значения r были рассчитаны по табл. 1, 2. При малом приходе азота из атмосферы происходит преимущественно сток закиси азота в почву, что и наблюдалось в канадской тайге (Matson *et al.*, 2009; Peichl *et al.*, 2010).

В Финляндии доминировали болота с низкой продукцией N_2O , от 0.19 до 0.4–2.7 кг N/га/год. На осушенных болотных массивах потери N_2O возрастали до 5–25 кг N/га/год. Различное отношение C:N торфа обеспечивало 5% изменений продукции N_2O , и 13% было связано с типом болот и характером болотной растительности (Alm *et al.*, 1999; Maljnen *et al.*, 2010; Ojanen *et al.*, 2010).

Измерение денитрификации ацетиленовым методом. В массивах хвойных лесов продуктивность денитрификации изменялась от 0.01 кг N/га/год в канадской тайге до 1.8–4.6 кг N/га/год в почвах катены под еловым лесом в России (табл. 3). Для кленово-буковых лесов с дерново-подзолистыми почвами денитрификационные потери варьировали от 0.016 до 40 кг N/га/год (Groffman, Tiedje, 1989). Процесс измеряли в лабораторных условиях в почвенных зернах. Средние из таких оценок являются весьма приближенными и, скорее всего, завышенными. Значительные расхождения в продуктивности денитрификации отмечены и в насаждении ольхи, составляющие 0.66–7.0 кг N/га/год (табл. 3). В лесах умеренного пояса Западной Европы и Северной Америки денитрификационные потери азота в хвойных массивах варьировали от 0.10 до 2.4 кг N/га/год, составляя в среднем 0.30 кг N/га/год. В лиственных насаждениях значения этого параметра были равны 0.30–28 и 3 кг N/га/год.

В масштабах планеты выделение закиси азота из почв лесов умеренного пояса ($n = 15$) и тропических лесов ($n = 22$) оценивают в 1 ± 0.4 и 3 ± 5 кг N/га/год (Oertel *et al.*, 2016).

В среднем потери азота при денитрификации в почвах лесов умеренной зоны, измеренные в атмосфере ацетилена (Barton *et al.*, 1999), соизмеримы с эмиссией оксидов азота (Regina *et al.*, 1998), но их соотношение изучено недостаточно.

Глобальное потепление и рост общей азотизации биосферы (Dai *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2022), увеличение содержания CO_2 в атмосфере (Gineyts, Niboyet, 2023) изменяют микробную активность азотного цикла. Катаболические процессы начинают преобладать над анаболическими. Цикл азота смещается от микробной иммобилизации к усилению минерализации, нитрификации и денитрификации в наземных экосистемах (Dai *et al.*, 2020). По этим причинам поступление закиси азота из почв планеты в атмосферу возросло с 6.3 ± 1.1 Тг N/год в 1861 г. до 10 ± 2 Тг N/год в 2007–2016 гг. (Tian *et al.*, 2019).

Сезонная динамика денитрификации в лесных почвах и факторы ее определяющие. В широколиственном лесу Наббард-Брук (штат Нью-Гэмпшир, США) поток N_2O зимой (XII, I–III) составляет 12% годовой величины, весной (IV–V) – 14%, летом (VI–VIII) – 44% и осенью (IX–XI) – 30% (Groffman *et al.*, 2006b).

В горизонте почвы (A_0 – A_1) нетто-минерализация азота, нитрификация и денитрификация (измерение с ацетиленом) в смежные годы исследования были равны 11.9 и 21.9, 7.2 и 12.4, 0.14 и 0.65 г N/м²/год соответственно. Денитрификационные потери азота составляли в среднем 2% от нетто-минерализации и 3.6% от нитрификации (Groffman *et al.*, 2001).

В некоторых работах до 86% сезонных вариаций эмиссии N_2O и NO определялись гидротермическим режимом почвы, однако чаще сезонная динамика выделения этих газов в хвойных и лиственных лесах не была связана с этими параметрами. Во всех массивах отмечена отрицательная корреляция эмиссии N_2O с отношением C: N в лесных почвах с $r^2 = 0.87$ (Klemmedson *et al.*, 1997; Schmidt *et al.*, 1988; Groffman *et al.*, 2006; Kitzler *et al.*, 2006; Pilegaard *et al.*, 2006). Содержание нитратов в минеральной почве смешанного леса коррелировало с сезонными изменениями эмиссии NO с $r^2 = 0.65$ (Теере *et al.*, 2000). В Нидерландах концентрации N_2O в почвенном воздухе уменьшались с опусканием уровня грунтовых вод (Tietema *et al.*, 1991). Регрессионные уравнения, учитывающие изменения температуры и влажности почвы, поступления азота из атмосферы, сезонного прироста фитомассы объясняли 67 и 50% сезонной эмиссии NO и N_2O в еловом лесу в Германии (Luo *et al.*, 2012).

В течение года максимальная эмиссия закиси азота лесными почвами (до 84% годовой величины) обычно отмечается весной и осенью, при чередовании замерзания и оттаивания (Goodroad, Kenney, 1984; Brumme *et al.*, 1999; Курганова и др., 2004; Hentschel *et al.*, 2008; Schmitt *et al.*, 2008; Goldberg *et al.*, 2010). Выделение N_2O из илестых почв происходит в 9 раз активнее, чем в супесях (Теере *et al.*, 2004). Лабораторные исследования не выявили какого-либо общего объяснения высокой эмиссии закиси азота из лесных почв в эти периоды.

Таблица 2. Эмиссия оксидов азота и молекулярного азота из почв лиственных лесов

Лесной фитоценоз	Географическое положение	кг N га ⁻¹ год ⁻¹				Источник	
		N _{атм}	N ₂ O	NO	N ₂		
Дубово-буковый лес	Нидерланды	50	20	0.05	0.71' 0.51 12.4	Tietema <i>et al.</i> , 1991 van Dijk, Duyzeret, 1999	
Буковый лес	То же	35					
Широколиственный лес	Германия	40	1.4	2.3–3.5		Schulte-Bisping, Beese, 2003 Borken, Beese, 2005 Wolf, Brumme, 2003 Jungkunst <i>et al.</i> , 2012 Butterbach-Bahl <i>et al.</i> , 2002.a Kitzler <i>et al.</i> , 2006 Schulte-Bisping <i>et al.</i> , 2003,2016	
Буковый лес	То же	24–40	0.4–1.3				
То же	То же	20	0.17				
То же	То же	20	3.0				
То же	То же	24	0.49				
То же	То же	25	1.6–6.6				
То же	Австрия	12	0.64	0.021		Kitzler <i>et al.</i> , 2006	
Широколиственный лес	Германия	20	0.79	0.31			
Смешанный лес		20	2.0	0.35		Pilegaard <i>et al.</i> , 2006 Brumme <i>et al.</i> , 1999	
То же	То же	13	0.7				
Лиственный лес	Западная Европа	20	1.1				
При осушении массива ольхи за 322 дня	Германия		72				
После осушения			1–5				

Лесной фитоценоз	Географическое положение	кг N га ⁻¹ год ⁻¹			Источник
		N _{атм}	N ₂ O	NO	
Осиновый лес	Провинция Саскачеван, Канада	4	0.14	0.012–0.018 0.05–0.59	Matson <i>et al.</i> , 2009
Широколиственный лес	Штат Висконсин, США	8	0.89		Goodroad, Keeney, 1984
То же	Северо-восток США	10	0.1		Bowden <i>et al.</i> , 1990
То же	Штат Западная Вирджиния, США	11.5	0.18		Peterjohn <i>et al.</i> , 1998
То же	Штат Пенсильвания, США,	10	0.23		Bowden <i>et al.</i> , 2000
То же	Штат Нью-Гэмпшир, США	11	0.82		Groffman <i>et al.</i> , 2006
Контроль	То же	11	0.24		Groffman <i>et al.</i> , 2011
Вариант с удалением снежного покрова	То же		0.63	0.012–0.018	Venterea <i>et al.</i> , 2004
Смешанный лес	Штат Западная Вирджиния, США	10			
То же	Штат Мэн, США	25–30		0.05–0.59	

При замерзании в почве могут быть незамерзшие пленки влаги, обволакивающие частицы с запасом питательных веществ. В этих микроагрегатах возможно образование и накопление N₂O. Замерзшая влага экранирует выход образовавшегося газа, который освобождается при оттаивании. Увеличение выхода закиси азота стимулируется повышением температуры и ростом доступного органического вещества (Курганова и др., 2004).

Изменения содержания кислорода в почве влияют на соотношение NO, N₂O и N₂ в общем потоке газов. Это позволяет объяснить кратковременное увеличение эмиссии N₂O из почвы после интенсивных дождей (Благодатский, 2011).

При измерении с ацетиленом только 50% вариаций процесса денитрификации были связаны с сезонными изменениями гидротермических параметров почвы, содержания нитратов и лабильного

$C_{\text{орг}}$ (Groffman *et al.*, 1989; Mogge *et al.*, 1998), однако в отдельных исследованиях нитраты были главным параметром, контролирующим денитрификацию (Merril, Zak, 1992). Рост содержания влаги в почве мог как увеличить активность денитрификации (Klemmedson *et al.*, 1997), так и оставить ее значения без изменения (Peterjohn *et al.*, 1998).

Регрессионное уравнение, включающее сезонные изменения влажности почвы, концентрации нитратов, денитрификационный потенциал и эмиссию CO_2 , описывало до 79% вариаций денитрификации (Vermes, Myrold, 1992). Добавление в регрессионную модель потенциальной активности денитрификационных ферментов (АДФ), отношения АДФ: С микробной биомассы объясняли до 96% изменений денитрификации. Интенсивность процесса возрастала с изменением механического состава от песчаных почв к глинистым и иристо-глинистым (Groffman, Tiedje, 1989).

В насаждении ольхи температура почвы коррелировала с процессами денитрификации (измерение с ацетиленом, $r^2 = 0.44$) и эмиссией N_2O ($r^2 = 0.64$). Несмотря на различие в продуктивности процесса у ольхи и бука, сезонная динамика денитрификации на обоих участках была близка (Mogge, 1998).

Потери N_2O и NO из осушенного лесного болота Финляндии (горизонт торфа 0–15 см) с мая по сентябрь составили 3.1 и 0.3 кг N/га. Выделение обоих газов было максимально при заполнении влагой 60–70% объема пор торфяного субстрата. Сезонная динамика выделения обоих газов была связана с содержанием нитратов, активностью нитрификации, эмиссией CO_2 и температурой почвы ($r = 0.28$ –0.4). Добавки минерального азота и мочевины незначительно увеличивали эмиссию N_2O , но потери NO возрастали в 1.5–2 раза. Газообразные потери составляли 4% от минерализованного азота (Regina *et al.*, 1998).

Глобальный анализ проявления процесса показал, что микробная биомасса, pH, текстура, влажность и средняя годовая температура объясняли около 60% изменений активности денитрификации. Полагают, что содержание азота в почве и микробная биомасса являются наиболее сильными предикторами процесса (Li *et al.*, 2022).

Известны математические модели денитрификации в почве. Соответствие между экспериментальными и расчетными скоростями процесса изменялось от 75 до 150% (Barton, 1999). Отмечается, что сложные имитационные модели более точны, чем простые уравнения, основанные на коэффициентах выбросов оксидов азота. Так как эмиссию N_2 из почвы измерять сложно и дорого, предлагается использовать расчетное значение этого параметра, полученное в математических моделях (Del Grosso *et al.*, 2020).

Изменение экологических условий лесных экосистем и их влияние на денитрификацию. В почве

вырубки при удалении древостоев происходит накопление аммония, что стимулирует нитрификацию даже при росте анаэробноз почвы. Это обуславливает возрастание денитрификационных потерь на свежих вырубках как в хвойных, так и лиственных лесах умеренной зоны. У хвойных с денитрификацией терялось в среднем 0.3 кг N/га/год в лесу и 2.4 кг N/га/год на вырубке. У лиственных пород значения этих параметров составляли 3 и 5.4 кг N/га/год соответственно (Barton *et al.*, 1999). По данным обзорной работы (Zhang *et al.*, 2022), рубка до 2 раз увеличивает эмиссию N_2O из почв широколиственных лесов и незначительно изменяет этот параметр в хвойных и смешанных насаждениях. Процесс возвращается к исходному уровню через 4–6 лет после рубки (Barton *et al.*, 1999; Zhang *et al.*, 2022).

В хвойном лесу в Финляндии отмечено поглощение закиси азота почвой вырубки в первый год после рубки и ее эмиссия во второй год, что связывают с увеличением в почве вырубки лабильного $C_{\text{орг}}$ (Saari *et al.*, 2009). На полуострове Новая Шотландия (Канада) вырубка смешанного леса не изменила поток закиси азота из почвы, составлявшего на вырубке и в лесу 0.027 ± 0.05 кг N/га с марта по ноябрь (Kellman, Kavanaugh, 2008).

Внесение минерального азота весьма часто стимулирует выделение закиси и оксида азота лесными почвами (Bowden *et al.*, 1991; Klemmedson *et al.*, 1997; Peterjohn *et al.*, 1998; Venterea *et al.*, 2004; Kitzler *et al.*, 2006) при единичных исключениях (Bowden *et al.*, 2000). Отмечается, что при высокой атмосферной нагрузке на водосборе со смешанным лесом может иметь место абиогенное образование оксида азота. Увеличение эмиссии NO может увеличить фитотоксичность озона в атмосфере и сдерживать накопление углерода фитоценозом как реакцию леса на увеличение поступления атмосферного азота и содержания CO_2 (Venterea *et al.*, 2004).

Добавление нитратов в почву широколиственного леса (штат Нью-Джерси, США) приводило к двойному увеличению эмиссии N_2O по сравнению с контрольными площадями. Добавление фосфатов в 1.6 раза уменьшало активность процесса на одних участках, но не изменило его значения на других (Ullah, Zinati, 2006).

Ухудшение дренажа часто увеличивает денитрификационные потери азота в лесу в 1.1–2.4 раза. В общих газообразных потерях азота происходит снижение доли N_2O на 25% в заболоченных лесах и на 70–90% в почвах с хорошим дренажем (Groffman, Tiedje, 1989; Merrill, Zak, 1992).

Удаление снежного покрова увеличивало эмиссию закиси азота из почвы до 6 раз в еловом лесу в Германии (Goldberg *et al.*, 2010) и в 2.6 раза в широколиственном лесу в США (табл. 2), но было недостоверно в кленово-буковом насаждении (штат Нью-Гэмпшир, США), где на участках без снега

Таблица 3. Продуктивность денитрификации в лесных почвах

Лесной фитоценоз, почва	Географическое положение	N_2O , кг N га ⁻¹ год ⁻¹	Источник
Еловый лес. Почва: торфяно-глеевая палево-подзолистая буроземная дерново-глеевая Хвойный лес	Тверская область, Россия	4 (V–IX) 2.4 1.8 4.6 0.01	Гришакина, 2007
Вырубка дугласии Насаждение ольхи Зрелый буковый лес Насаждение ольхи Кленово-буковый лес Хороший дренаж, участки 1, 2, 3 Почва: глинистая 1 илисто-глинистая 2 песчаная 3 Средний дренаж 1, 2, 3 Низкий дренаж 1, 2, 3 Кленово-дубовый лес Кленово-липовый лес Заболоченный кленовый лес	Провинция Британская Колумбия, Канада Штат Орегон, США Германия Штат Мичиган, США	0.66 (V–X) 0.66 0.4 7.0 10 18 0.6 11, 17, 0.8 24, 40, 0.5 0.014 (V–IX) 0.029 0.047	Gushon, Feller, 1989 Vermes, Myrold, 1992 Mogge <i>et al.</i> , 1999 Groffman, Tiedje, 1989 Merril., Zak, 1992

и контрольных площадях выделялось 0.12 ± 0.08 и 0.08 ± 0.06 г N/м²/год. Породный состав древостоев не влиял на продукцию закиси азота, составляющую на участках с сахарным кленом и желтой березой 0.074 ± 0.06 и 0.083 ± 0.041 г N /м²/год (Groffman *et al.*, 2006б).

В сосновом лесу возраст древостоев не коррелировал с продукцией N_2O (табл. 1). Выделение закиси азота возрастало с увеличением $C_{орг}$ в подстилке (Schulte-Bisping *et al.*, 2003).

В эксперименте увеличение видового разнообразия почвенной фауны незначительно увеличивало эмиссию CO_2 из почвы, но заметно снижало выделение N_2O , что может свидетельствовать о более полной денитрификации (Lubbers *et al.*, 2020).

Ранее в экспериментальных исследованиях почв природных зон европейской части России было показано, что скорость восстановления закиси азота была выше ее эмиссии. Это указывает, что основным продуктом денитрификации является молекулярный азот (Кромка и др., 1991). В нашей стране экспериментальных оценок эмиссии N_2 из лесных почв нет. Немногочисленные исследования эмиссии закиси азота в лесных и болотных экосистемах страны (Тверская область, Карелия) показали преимущественное поглощение закиси азота верхними горизонтами почв, что позволяет рассматривать эти экосистемы как природный сток для N_2O (Гришакина, 2007; Мамай и др., 2013; Комарова и др., 2015). Учитывая данные этих

исследований, а также низкое выделение и адсорбцию закиси азота в почвах таежных экосистем Скандинавии, Канады и США (Bowden *et al.*, 1990, 1991; Klemmedson *et al.*, 1997; Pilegaard *et al.*, 2006; Kellman, Kavanaugh, 2008; Matson *et al.*, 2009; Peichl *et al.*, 2010), логично предположить, что колоссальные по площади таежные леса России с низким приходом азота с осадками (особенно в Сибири и на Дальнем Востоке) (Меняйло и др., 2018) дают малый вклад в поступление азотсодержащих газов в атмосферу. К сожалению, для более точных оценок нет экспериментальных данных.

Выводы

1. Таким образом, поступление денитрификационных газов из лесных почв положительно коррелирует с $N_{атм}$, поддерживая высокий уровень процесса в лесах Западной Европы и меньший в лесных массивах Северной Америки, возвращая до 30% “атмосферного азота”. Отмечается и поглощение N_2O и NO в почвенном профиле.

2. На вырубках возможно увеличение газообразных потерь азота из почв по сравнению с лесом.

3. Денитрификационные потери азота составляют менее 5% от нетто-минерализованного азота в почвенном профиле в течение года.

4. Температура и увлажнение почвы, концентрации нитратов и органического вещества, отношение C:N в почве объясняют не более 50% сезонных изменений процесса денитрификации. Не

установлены параметры, эффективно контролирующие сезонную динамику процесса.

5. Поступление денитрификационных газов из лесных почв в атмосферу в основном представлено закисью азота и является неполным и заниженным из-за ограниченного количества выполненных измерений эмиссии NO , NO_2 и N_2 , что снижает достоверность оценок суммарного газового потока.

6. Денитрификация остается одним из самых сложных для изучения процессов азотного цикла, с отсутствием оптимального метода ее измерения.

ЭТИЧЕСКОЕ ОДОБРЕНИЕ

Эта работа не содержит каких-либо исследований с участием людей и животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Автор данной работы заявляет об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Ананьева Н.А., Иващенко К.В., Стольников Е.В., Степанов А.Л., Кудеяров В.Н. Особенности определения нетто-продуцирования N_2O почвами // Почвоведение. 2015. № 6. С. 702–714. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15060027>
- Благодатский С.А. Микробная биомасса и моделирование цикла азота в почве. Автореферат диссертации д.б.н. (03.02.03, 03.02.13). Пушкино, 2011. 40 с.
- Гришакина И.Е. Особенности микробной трансформации азота в почвах южной тайги (на примере ЦЛГПБЗ). Автореферат диссертации к.б.н. (03.00.07, 03.00.27). М.: МГУ, 2007. 25 с.
- 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>
- Комарова Т.В., Васенев И.И., Поветкин В.А. Экологическая оценка почвенных потоков парниковых газов в сукцессиях зарастания залежи Центрально-Лесного заповедника // Материалы V конференции ЛАМП (Лаборатория агроэкологического мониторинга, моделирования и прогнозирования экосистем РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева) / Под ред. И.И. Васенева. М.: “Принт Формула”, 2015. С. 90–96.
- Кромка М., Степанов А.Л., Умаров М.М. Восстановление закиси азота микробной биомассой в почвах // Почвоведение. 1991. № 8. С. 121–126.
- Кудеяров В.Н. Эмиссия закиси азота из почв в условиях применения удобрений (аналитический обзор) // Почвоведение. 2020. № 10. С. 1192–1205. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2010010X>
- Курганова И.Н., Tunc P., Lopes de Gurenjo B.O. Динамика выделения N_2O из пахотных и лесных почв при чередовании замерзания и оттаивания // Почвоведение. 2004. № 11. С. 1375–1384.
- Мамай А., Федорец Н., Степанов А. Процессы азотфиксации и денитрификации в подзолистых почвах хвойных и мелколиственных лесов средне-таежной подзоны Карелии // Лесоведение. 2013. № 1. С. 66–74.
- Меняйло О.В., Матвиенко А.И., Макаров М.И., Ченг Ш.-К. Роль азота в регуляции цикла углерода в лесных экосистемах // Лесоведение. 2018. № 2. С. 143–159. <https://doi.org/10.7868/S0024114818020067>
- Разгулин С.М. Цикл азота в экосистемах южной тайги Европейской России. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2022. 161 с.
- Реймерс Н.Ф. Природопользование. М.: Мысль, 1990. 639 с.
- Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л. Микробиологическая трансформация азота в почве. М.: Геос, 2007. 137 с.
- Федорова Р.И., Милехина Е.И., Илюхина Н.И. О возможности метода газообмена для обнаружения жизни вне Земли // Известия АН СССР. Серия биологическая. 1973. № 6. С. 797–806.
- Alm J., Saarnio S., Nykanen H. Winter CO_2 , CH_4 and N_2O fluxes on some natural and drained boreal peatlands // Biogeochemistry. 1999. V. 44. P. 163–186. <https://doi.org/10.1023/A:1006074606204>
- Ambus P., Zechmeister-Boltenstern S. Denitrification and N-Cycling in Forest Ecosystems. Biology of the Nitrogen Cycle. 2007. P. 343–358.
- Aurangojeb M., Klemetsson L., Rütting T., He H., Westlie P., Banzhaf S. Nitrous oxide emissions from Norway spruce forests on drained organic and mineral soil // Canadian Journal of Forest Research. 2017. V. 47. P. 1482–1487. <https://doi.org/abs/10.1139/cjfr-2016-0541>
- Barton L., Mclay C., Schipper L., Smith C. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review // Australian Journal of Soil Research. 1999. V. 37. P. 1079–1093.
- Borken W., Beese F., Brumme R., Lamersdorf N. Long-term reduction in nitrogen and proton inputs did not affect atmospheric methane uptake and nitrous oxide emission from a German spruce forest soil // Soil Biology & Biochemistry. 2002. V. 34. P. 181–51819.
- Borken W., Beese F. Control of nitrous oxide emissions in European beech, Norway spruce and Scots pine forests // Biogeochemistry. 2005. V. 76. P. 141–159. <https://doi.org/10.1007/s10533-005-2901-8>
- Bowden R.D., Steudler P.A., Mellilo J.M., Aber J.D. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the north eastern United States // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. 1990. V. 95. P. 13997–14005.

- Bowden R.D., Steudler P.A., Mellilo J.M., Aber J.D. Effect of nitrogen additions on annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 1991. V. 96. P. 9321–9328.
- Bowden R.D., Rullo G., Stevens G.R., Steudler P.A. Soil fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane at a productive temperate deciduous forest // *Journal Environmental Quality*. 2000. V. 29. P. 268–276. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010034x>
- Brumme R., Borken W., Finke S. Hierarchical control of nitrous oxide emissions in forest ecosystems // *Global Biogeochemical Cycles*. 1999. V. 13. P. 1137–1148. <https://doi.org/10.1029/1999GB900017>
- Butterbach-Bahl K., Gasche R., Breuer L., Papen N. Fluxes of NO and N₂O from temperate forest type, deposition and of liming on the NO and N₂O emissions // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 1997. V. 48. P. 79–90.
- Butterbach-Bahl K., Willibald G., Papen N. Soil core method for direct simultaneous determination of N₂ and N₂O emissions from forest soils // *Plant & Soil*. 2002a. V. 240. P. 105–116. <https://doi.org/10.1023/A:1015870518723>
- Butterbach-Bahl K., Gasche R., Willibald G., Papen N. Exchange of N-gases at the Hogwald Forest – A summary // *Plant & Soil*. 2002b. V. 240. P. 117–123.
- Butterbach-Bahl K., Baggs E., Dannenmann M., Kiese R., Zechmeister-Boltenstern S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? // *Philosophical Transactions Royal Society Lond. B. Biol. Sci.* 2013. 368. P. 20130122. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>
- Corre M., Pennock D.J., Kessel C.V., Elliot D.K. Estimation of annual nitrous oxide emissions from transitional grassland-forest region in Saskatchewan Canada // *Biogeochemistry*. 1999. V. 44. P. 29–49. <https://doi.org/10.1023/A:1006025907180>
- Dai Z., Yu M., Chen H., Zhao H., Huang Y., Su W., Xia F. et al. Elevated temperature shifts soil N cycling from microbial immobilization to enhanced mineralization, nitrification and denitrification across global terrestrial ecosystems // *Global Change Biology*. 2020. V. 26. P. 5267–5276. <https://doi.org/10.1111/gcb.15211>
- Del Grosso S., Smith W., Kraus D., Massad R., Vogeler I., Fuchs K. Approaches and concepts of modelling denitrification: increased process understanding using observational data can reduce uncertainties // *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2020. V. 47. P. 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.07.003>
- van Dijk S., Duyzer J. Nitric oxide emissions from forest soils // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 1999. V. 104. P. 1595–1596. <https://doi.org/10.1029/1999JD900195>
- Gineys R., Niboyet A. Nitrification, denitrification, and related functional genes under elevated CO₂: A meta-analysis in terrestrial ecosystems // *Global Change Biology*. 2023. V. 29. P. 1839–1853. <https://doi.org/10.1111/gcb.16568>
- Goldberg S.D., Borken W., Gebauer G. N₂O emission in a Norway spruce forest due to soil frost: concentration and isotope profiles shed a new light on an old story // *Biogeochemistry*. 2010. V. 97. P. 21–30. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9294-z>
- Goodroad L., R. Keeney D. Nitrous Oxide Emission from forest, Marsh, and Prairie Ecosystems // *Journal Environmental Quality*. 1984. V. 13. P. 448–452.
- van Groenigen J., Huygens D., Boeckx P., Kuypers Th., Lubbers J., Rütting T., Groffman P. The soil N cycle: new insights and key challenges // *SOIL*. 2015. V. 1. P. 235–256. <https://doi.org/10.5194/soil-1-235-2015>
- Groffman P., Tiedje J. Denitrification in a north temperate forest soils: spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales // *Soil Biology & Biochemistry*. 1989. V. 21. P. 613–620. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90053-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90053-9)
- Groffman P., Driskoll C., Fachey T., Hardy J., Fitzhugh R., Tierney J. Effect of mild winter freezing on soil nitrogen and carbon dynamics in a northern hardwood forest // *Biogeochemistry*. 2001. V. 56. P. 191–213. <https://doi.org/10.1023/A:1013024603959>
- Groffman P., Altabet M., Boehlke J., Butterbach-Bahl K., David M., Firestone M., Giblin A., Kana T., Nielsen L., Voytek M. Methods For Measuring Denitrification: Diverse Approaches To A Difficult Problem // *Ecological Applications*. 2006a. 16 (6). P. 2091–2122. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006))
- Groffman P., Hardy J., Driskoll C., Fachey T. Snow depth, soil freezing, and fluxes of carbon dioxide nitrous oxide and methane in a northern hardwood forest // *Global Change Biology*. 2006b. V. 12. P. 1748–1760. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01194.x>
- Groffman P., Hardy J., Fashn-Kann S., Driskoll C., Cleavitt N., Fachey T., Fisk M. Snow depth, soil freezing and nitrogen cycling in a northern hardwood forest landscape // *Biogeochemistry*. 2011. V. 102. P. 223–238. <https://doi.org/10.1007/S10533-010-9436-3>
- Gushon G.H., Feller M.C. Asymbiotic nitrogen fixation and denitrification in a mature forest in coastal British Columbia // *Canadian Journal of Forest Research*. 1989. V. 19. P. 1194–2000.
- Hentschel K., Borken W., Matzner E. Repeated freeze-thaw events affect leaching losses of nitrogen and dissolved organic matter in a forest soil // *Journal Plant Nutrition Soil Science*. 2008. V. 17. P. 699–606. <https://doi.org/10.1002/JPLN.200700154>
- Jungkunst H., Bargsten A., Timme M., Glatzel S. Spatial variability of nitrous oxide emissions in unmanaged old-growth beech forest // *Journal Plant*

- Nutrition Soil Science. 2012. V. 175. P. 739–749.
<https://doi.org/10.1002/jpln.201100412>
- Kellman L., Kavanaugh K. Nitrous oxide dynamics in managed northern forest soil profiles: is production offset by consumption? // Biogeochemistry. 2008. V. 90. P. 115–128.
<https://doi.org/10.1007/s10533.008.9237.0>
- Kitzler B., Zechmeister-Boltnstern S., Holtermann C., Skiba U., Butterbach-Bahl K. Nitrous oxide emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads // Biogeosciences. 2006. V. 3. P. 293–310.
<https://doi.org/10.5194/bg-3-293-2006>
- Klemmedson L., Klemmedson K.A., Maidan F., Weslien P. Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition // Biology and Fertility of Soils. 1997. V. 25. P. 290–295.
<https://doi.org/10.1007/s003740050317>
- Li Z., Tang Z., Song Z., Chen W., Tian D., Tang S. et al. Variations and controlling factors of soil denitrification rate // Global Change Biology. 2022. V. 28. P. 2133–2145.
<https://doi.org/10.1111/gcb.16066>
- Llado S., Lopeiz-Mondejar R., Baldrian P. Forest Soil Bacteria: Diversity, Involvement in Ecosystem Processes, and Response to Global Change // Microbiology and Molecular Biology Reviews. 2017. V. 81 (2). e00063-16.
<https://doi.org/10.1128/MMBR.00063-16>
- Lubbers I., Berg M., De Deyn G., van der Putten W., van Groenigen J.W. Soil fauna diversity increases CO₂ but suppresses N₂O emissions from soil // Global Change Biology. 2020. V. 26. P. 1886–1898.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14860>
- Luo G., Bruggemann N., Gasche W., Grote R., Butterbach-Bahl K. Decadal variability of soil CO₂, NO, N₂O, and CH₄ fluxes at the Högwald Forest, Germany // Biogeosciences. 2012. V. 9. P. 1741–1763.
<https://doi.org/10.5194/bg-9-1741-2012>
- Maljnen M., Hytonen J., Martikainen P.J. Cold-season nitrous oxide dynamics in a drained boreal peatland differ depending on land-use practice // Canadian Journal of Forest Research. 2010. V. 40. P. 565–572.
<https://doi.org/10.1139/X10-004>
- Matson A., Pennock D., Bedard-Hau A. Methane and nitrous oxide emissions from mature forest stands in the boreal forest, Saskatchewan, Canada // Forest Ecology & Management. 2009. V. 258. P. 1073–1083.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.034>
- Merril A., Zak D. Factors controlling denitrification rates in upland and swamp forest // Canadian Journal of Forest Research. 1992. V. 22. P. 1597–1604.
- Mogge B. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhöved Lake region (Northern Germany) // Soil Biology & Biochemistry. 1998. V. 30. P. 703–710.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00205-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00205-8)
- Mogge B., Kaiser E.-A., Munch J.-C. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in the Bornhöved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use // Soil Biology & Biochemistry. 1999. V. 31. P. 1245–1252.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00039-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00039-5)
- 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.
<https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>
- Ojanen P., Minkkinen K., Alm J., Penttilä T. Soil-atmosphere CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in boreal forestry-drainage peatland // Forest Ecology & Management. 2010. V. 260. P. 411–421.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.036>
- Oremland R.S., Capone D.G. Use of “specific” inhibitors in biogeochemistry and microbial ecology // Advances in Microbial Ecology. 1988. V. 10. P. 285–383.
- Peichl M., Arain M.A., Ullan S., Moore T.R. Carbon dioxide, methane and nitrous oxide exchanges in an age-sequence of temperate pine forests // Global Change Biology. 2010. V. 16. P. 2198–2212.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02066.x>
- Peterjohn W.T., McGervey R.J., Sexstone A.J., Christ M.J., Foster C.J., Adams M.B. Nitrous oxide production in two forested watersheds exhibiting symptoms of nitrogen saturation // Canadian Journal of Forest Research. 1998. V. 28. P. 1723–1732.
<https://doi.org/10.1139/cjfr-28-11-1723>
- Pilegaard C., Skiba U., Ambus P., Beier C., Brüggemann N., Butterbach-Bahl K. et al. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O) // Biogeosciences. 2006. V. 3. P. 651–661.
<https://doi.org/10.5194/bg-3-651-2006>
- Raivonen M., Bonn B., Sanz M., Vesala T., Kulmala M., Hari P. UV-induced NO_x emissions from Scots pine: Could they originate from photolysis of deposited HNO₃? // Atmospheric Environment. 2006. V. 40. P. 6201–6213.
<https://doi.org/10.14214/df.71>
- Regina R., Mykanen H., Majanen M., Silvola J., Martikainen P.J. Emissions of N₂O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds // Canadian Journal of Forest Research. 1998. V. 28. P. 132–140.
<https://doi.org/10.1139/x97-198>
- Saari P., Saarnio S., Kukkonen J., Akkanen J., Heinonen J., Saari V., Alm J. DOC and N₂O dynamics in upland and peatland forest soils after clear-cutting, and soil preparation // Biogeochemistry. 2009. V. 94. P. 217–231.
<https://doi.org/10.1007/s10533.009.9320.1>
- Schmidt J., Conrad R., Seiler W. Emission of nitrous oxide from temperate forest soils into the atmosphere // Journal Atmospheric Chemistry. 1988. V. 6. P. 95–115.
<https://doi.org/10.1007/BF00048334>
- Schmitt A., Glaser W., Borken W., Matzner E. Repeated freeze-thaw cycles changed organic matter quality in a temperate forest soil // Journal Plant

- Nutrition Soil Science. 2008. V. 17. P. 707–718.
<https://doi.org/10.1002/jpln.200700334>
- Schulte-Bisping H., Brumme R., Priesack E. Nitrous oxide emission inventory of German forest soils // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. 2003. V. 108. P. 41–32.
<https://doi.org/10.1029/2002JD002292>
- Schulte-Bisping H., Beese F. N-fluxes and N-turnover in a mixed beech–pine forest under low N-inputs // European Journal of Forest Research. 2016. V. 135. P. 229–241.
<https://doi.org/10.1007/s10342-015-0931-x>
- Teepe R., Brumme R., Beese E. Nitrous oxide emissions from frozen soils under agricultural, fallow and forest land // Soil Biology & Biochemistry. 2000. V. 32. P. 1807–1810.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00078-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00078-X)
- Teepe R., Beese R., Ludwig B. Emissions of N₂O from soils during cycles of freezing and thawing and the effects of soil water, texture and duration of freezing // Soil science. 2004. V. 55. P. 357–362.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00602.x>
- Tian H., Yang J., Xu R., Lu C., Canadell J., Davidson E. et al. Global soil nitrous oxide emissions since the pre-industrial era estimated by an ensemble of terrestrial biosphere models: Magnitude, attribution, and uncertainty // Global Change Biology. 2019. V. 25. P. 640–659.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14514>
- Tietema A., Bouten W., Wartenberg P.E. Nitrous oxide dynamics in an oak-beech forest ecosystem in the Netherlands // Forest Ecology & Management. 1991. V. 44. P. 53–61.
- Venterea R., Groffman P., Castro M., Verchot L. et al. Soil emissions of nitric oxide in two forest watersheds subjected to elevated N inputs // Forest Ecology & Management. 2004. V. 196. P. 335–349.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(04\)00238-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(04)00238-5)
- Vermes J., Myrold D. Denitrification in forest soils of Oregon // Canadian Journal of Forest Research. 1992. V. 22. P. 504–512.
- Ullah S., Zinati G. Denitrification and nitrous oxide emissions from riparian forests soils exposed to prolonged nitrogen runoff // Biogeochemistry. 2006. V. 81. P. 253–267.
<https://doi.org/10.1007/s10533-006-9040-8>
- Wolf I., Brumme R. Dinitrogen and nitrous oxide formation in beech forest floor and mineral soils // Soil Science Society America Journal. 2003. V. 67. P. 1862–1868.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1862>
<https://doi.org/10.1111/gcb.15791>
- Wu Y-F., Whitaker J., Toet S., Bradley A., Davies C., McNamara N. Diurnal variability in soil nitrous oxide emissions is a widespread phenomenon // Global Change Biology. 2021. V. 27. P. 4950–4966.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15791>
- Xu H., Yu M., Cheng X. Abundant fungal and rare bacterial taxa jointly reveal soil nutrient cycling and multifunctionality in uneven-aged mixed plantations // Ecological Indicators. 2021. V. 129. 107932.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107932>
- Zhang H., Tang C., Berninger F., Bai S., Wang H., Wang Y. Intensive forest harvest increases N₂O emission from soil: A meta-analysis // Soil Biology & Biochemistry. 2022. V. 172. 108712.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108712>

Emission of gaseous nitrogen oxides in soils of boreal forests (review)

S. M. Razgulin¹, @

*Institute of Forest Science RAS,
 st. Sovetskaya d. 21, Uspenskoe village, Odintsovsky district, Moscow region, 143030 Russia*

@ e-mail: kriador@yandex.ru

Denitrification losses of nitrogen-containing gases in the biome of boreal forests are discussed. In the soils of coniferous and deciduous forests of Western Europe, 0.57 ± 0.2 and 1.0 ± 0.2 kg N-N₂O/ha/year are lost during denitrification. In North America this figure was 0.35 ± 0.29 kg N-N₂O/ha/yr for all stands. The emission of N₂O from forest soils correlated with the input of nitrogen from the atmosphere with $r = 0.47$ in coniferous forests and with $r = 0.68$ in deciduous plantations, returning to the atmosphere up to 30% of the nitrogen supplied with atmospheric precipitation. With a high input of nitrogen from the atmosphere, the emission of nitrogen-containing gases reached 20 kg N/ha/yr. Of these, NO, N₂O, and N₂ accounted for 21, 15, and 64%. Measurements of NO and especially N₂ emissions remain very rare, leading to incomplete estimates of denitrification losses. Denitrification remains the most complex process in the nitrogen cycle, with no definitive methods for measuring it.

Keywords: nitrification, denitrification, precipitation nitrogen, emission of nitrogen-containing gases, forest soils