

УДК 630*114.261.631.416.1

МИНЕРАЛИЗАЦИЯ АЗОТА
В ПОЧВАХ БОРЕАЛЬНЫХ ЛЕСОВ

© 2008 г. С. М. Разгулин

*Институт лесоведения РАН
143030 Успенское, Одинцовский р-н, Московская обл.
e-mail: root@ilan.msk.ru*

Поступила в редакцию 26.12.2006 г.

Минерализация азота – главный процесс, снабжающий азотом лесные экосистемы, в почвах лесных массивов России не исследована. На юго-востоке Канады и северо-востоке США в почвах зрелых хвойных лесов минерализуется около 50, а в смешанных и широколиственных 87–132, иногда достигая 165 и 220 кг N га⁻¹ год⁻¹. Вклад нитрификации в минерализацию азота менялся от 4–10 до 99% в различных лесах. На региональном уровне минерализация азота на 50–90% контролировала надземную первичную продукцию лесных экосистем.

Лесные почвы, минерализация, аммонификация, нитрификация.

Минерализация азотсодержащих органических соединений в лесных почвах (важнейшая ветвь азотного цикла) в России практически не исследована. Многочисленные эксперименты по компостированию различных субстратов в лаборатории при постоянной температуре и влажности, выполненные в 1940–1980 гг., показали значения активности процесса, иногда хорошо коррелирующие с первичной продукцией [4]. Однако эти результаты не дают представления о динамике и продуктивности процессов минерализации азота в природе [1, 2].

Настоящая публикация содержит обзор и анализ зарубежной информации по минерализации азота в лесах умеренного пояса, преимущественно в США и Канаде.

Накопление минерального азота на экспериментальных участках (3–5-кратное по сравнению с контролем) позволяет оценить метод траншейной обрубки [2, 5]. При этом ограничивается (до глубины обрубки) ассимиляторная функция латеральных корней, что не дает полного представления о минерализации азота.

Согласно современным концепциям, аммонификация, нитрификация и их сумма, общая минерализация азота в природных субстратах в первом приближении подчиняются уравнению:

$$N_{\text{общ}} = N_{\text{имм}} + N_{\text{м}},$$

где $N_{\text{общ}}$ – общая минерализация азота, $N_{\text{имм}}$ – иммобилизация азота микроорганизмами, $N_{\text{м}}$ – нетто, или чистая минерализация и представляет поток азота, доступный для растений. Считают, что

$N_{\text{м}}$ измеряется при экспонировании почвенных образцов в природе по разности концентраций минерального азота в начале и конце эксперимента [5, 7, 14, 16, 17, 22, 37, 38, 41].

Продуктивность минерализации азота
в почвах лесных экосистем

Вероятно, одним из первых, измеривших процесс в природе, был Цотль (Zotl, 1958, 1960) цит. по [2], установивший, что в почве хвойных лесов Баварии минерализуется 5% общего азота почвы – 30 кг га⁻¹ год⁻¹.

В обзоре Д.Р. Кенни [29] минерализованный и доступный азот $N_{\text{м}}$ уже рассматривается как разность между $N_{\text{общ}}$ и $N_{\text{имм}}$. Указывается, что в минеральных горизонтах почв широколиственных лесов США $N_{\text{м}} = 9–14$, а в массивах хвойных 5–25 кг га⁻¹ год⁻¹.

Близкие значения минерализации азота в гумусовом горизонте почв широколиственных лесов на юге Швеции (7–17 кг га⁻¹ год⁻¹) были получены в лабораторном эксперименте [20].

В хвойных лесах минерализуется от 4 кг га⁻¹ год⁻¹ азота почвы в канадской тайге до 95 кг га⁻¹ год⁻¹ в насаждениях сосны и хемлока на северо-востоке США (табл. 1). В целом в спелых хвойных насаждениях на северо-востоке США и в 40-летних плантациях этих пород минерализуется около 50 кг N га⁻¹ год⁻¹ [43].

В подстилках минерализуется около 80% азота в насаждении сосны и до 100% в насаждении хем-

Таблица 1. Минерализация азота в почвах хвойных лесов (горизонт 0–15 см)

Лесообразующая порода	Возраст, годы	Географическое положение	Почва	N_M , кг га ⁻¹ год ⁻¹	Нитрификация, % от N_M	Источник		
Ель черная и белая, лиственница	Разновозрастная	Север и центр Канады	Подзолистая	4–29		[12, 30]		
Сосна красная и белая	100	США, штаты Висконсин, Массачусетс	Дерново-подзолистая	26	84	[38]		
				26–67				
				52			50	[34]
				95			[9]	
Хемлок восточный	100	США, штаты Висконсин, Миннесота	Дерново-подзолистая	29	20	[34, 38]		
				95			29	
Пихта бальзамическая	60	США, штат Нью-Гемпшир	Дерново-подзолистая	36 – 1995 г.	34	[19]		
				82 – 1996 г.			10	
Сосна ладанная, плантация	22	США, штат С. Каролина	Бурая лесная	19		[40]		
	37			31				
	60			25			24	[31]
Ель европейская	70	Швеция, Дания	Дерново-подзолистая	56		[39]		
Осушенное болото, сосна, ель, береза	50	Финляндия	Торфяная	87	60	[42]		

Таблица 2. Минерализация азота в почвах лиственных лесов (горизонт 0–25 см)

Лесообразующая порода	Возраст, годы	Географическое положение	Почва	N_M , кг га ⁻¹ год ⁻¹	Нитрификация, % от N_M	Источник
Осина	Разновозрастная	США, штат Аляска	Подзолистая	3–27	13–89	[49]
То же	70	Канада, провинция Альберта	Серая и серая лесная	17	8	[11]
»	Разновозрастная. Зрелая	США, штаты Колорадо, Висконсин	Дерново-подзолистая	8–52	99	[48]
				48		[34]
Береза бумажная	60	США, штат Нью-Гемпшир	То же	51 – 1995 г.	25	[19]
				76 – 1996 г.		
Дуб красный, белый Плантация	100	США, штаты Висконсин, Миннесота	»	39–84	4–56	[34, 38]
	40			55		[43]
Клен, бук	100	Северо-восток США	Бурая лесная	87–132	45–99	[9, 21, 27, 34–37, 45]
Клен, хемлок	80	Юго-восток Канады	Дерново-подзолистая	165	44	[15]
				185		14
Клен, бук, желтая береза	60	США, штат Нью-Гемпшир	То же	120 – 1998 г.	60	[24]
				220 – 1999 г.		
Заболоченный лес ясень, пихта	90	Канада, провинция Онтарио	Торфяная	16	6	[15]

лока [34, 36, 38]. Вклад нитрификации возрос от 10% в “сырой” год в массивах пихты до 84% в сосновом лесу при средних значениях 20–50% (табл. 1). На свежих вырубках сосны N_M возраста-

ла в 2–4 раза, а вклад нитрификации снижался в 2.7 раза по сравнению с лесом [31, 40, 46]. На вырубке хемлока N_M не изменилась, но вклад нитрификации был в два раза выше, чем в лесу [36].

В почвах лиственных лесов минерализовалось от 3 кг N га⁻¹ год⁻¹ в массивах осины на п-ве Аляска до 220 кг N га⁻¹ год⁻¹ в кленово-буковых лесах, окружающих Великие озера (табл. 2). В подстилке минерализуется от 47% азота почвы в осинниках до 70–90% в широколиственных лесах [11, 15, 24, 34].

Вклад нитрификации составлял 4–6% в отдельных насаждениях дуба и заболоченных лесах, достигая 44–99% в осинниках и кленово-буковых лесах (табл. 2). В широколиственных лесах на зиму, весну, лето и осень приходится соответственно 11, 28, 45 и 16% годичной минерализации азота [24]. Вклад зимы в годовую продуктивность процесса равный 23 и 49% полученный в кленово-буковых и кленово-пихтовых лесах провинции Онтарио в Канаде [15], вызывает определенный скепсис. В широколиственном лесу в горизонте почвы 0–10 см и 10–10 см за год минерализуется соответственно 3–5 и 2% от запаса общего азота [15]. В плантации сосны в горизонте почвы 0–10 см эта величина составляла 2% [31].

Межгодовые изменения продуктивности процесса, обусловленные климатическими причинами, варьировали от 1.1 раза в кленово-буковом лесу до 1.5–2.3 раза в массивах березы и пихты, а также в смешанных лесах [15, 19, 24]. Увеличение в 1.5 раза среднесезонной влажности почвы в соседних насаждениях пихты и березы в 3 раза снизило вклад нитрификации в массиве пихты, но не изменило этот показатель в березняке (табл. 1, 2) [19].

На вырубке осинника минерализация и нитрификация по сравнению с лесом, увеличились в 2 и 3 раза, но на вырубке клена продуктивность этих процессов была такая же, как и в лесу [11, 36].

Соответствие сезонного хода минерализации и нитрификации в лесу выражалось в коэффициенте корреляции между ними, равном 0.6–0.82 [19, 23, 38]. Вырубка снижала этот показатель до 0.23 [36], что указывает на нарушение синхронности этих процессов.

В заболоченных лесах минерализуется 15–16 кг N га⁻¹ год⁻¹ [15, 50, 53], а на осушенных болотах менее 10 кг N га⁻¹ год⁻¹ [33, 44], что значительно меньше, чем 87 кг N га⁻¹ год⁻¹ в осушенном болоте Финляндии (табл. 1). В лесном болоте минерализация азота за год составила 16, а за вегетацию 19 кг га⁻¹ (табл. 2). Вероятно, это обусловлено высокой иммобилизацией азота микрофлорой как одной из причин, определяющих низкую продуктивность процесса в болотах [15].

Атмосферные эмиссии соединений азота способны стимулировать нитрификацию, развивающуюся в лесных почвах, при этом избыток азота удаляется из экосистемы через речную сеть, вызывая ее эвтрофикацию [13]. В другом варианте азот атмосферных эмиссий распределяется между растительностью и почвой, способной удержи-

вать до 50% внесенного минерального азота [23], вызывая азотное насыщение экосистем широколиственных лесов в районе Великих озер Северной Америки и в Западной Европе. Нитрификация не увеличивается, но возможен рост аммонификации, ассимиляции и реутилизации азота фитоценозом и увеличение инфильтрационных потерь [13, 18, 32].

Зависимости между первичной продукцией и минерализацией азота в лесных экосистемах. Параметры, регулирующие минерализацию азота

Надземная первичная продукция (ПП) лесных экосистем на северо-востоке США положительно коррелировала с N_m , r^2 варьировал от 0.16 в плантациях до 0.76–0.90 в природных лесах при среднем значении 0.54 [38, 43]. Следовательно, 50–90% изменений ПП связаны с вариациями N_m . Также получено, что 83% вариации ПП в природных лесах детерминировано изменениями N_m и процентного содержания ила и глины в почве. Утверждается, что на региональном уровне ПП и N_m в большей степени связаны с особенностью почвы, чем с типом леса [43]. Вероятно, минерализация азота в почве способна претендовать на роль главного процесса в азотном питании леса.

Стимулирующее действие температуры и влажности почвы на минерализацию азота показано в изящном эксперименте Е.Д. Бирли [8]. При 3 возрастающих уровнях влажности почвы коэффициент Q_{10} был равен 2.1–2.5 в диапазоне температур 5–10°C и 3 при 15–25°C для аммонификации. Этот коэффициент в этих же диапазонах температуры был равен соответственно 2–5 и 2–3.5 для нитрификации.

В течение вегетации скорость минерализации азота часто положительно коррелирует с температурой почвы ($r = 0.55–0.78$) и с переменным знаком с ее влажностью ($r = 0.4–0.67$) [5, 19, 31, 40]. Коэффициент Q_{10} на свежей вырубке ладанной сосны составлял в среднем 1.9 при температуре от 10–20°C и 2.8 при 20–30°C [31]. Иногда влажность почвы эффективно контролировала нитрификацию в хвойных массивах и переувлажненных экотопах с $r = -0.76$ и $r = -0.89$ [15].

N_m положительно коррелировала с содержанием общего N и P в почве и отрицательно с C:N и C:P. r^2 – был равен 0.68 и 0.84; –0.8 и –0.74 соответственно [38]. В других случаях коэффициент корреляции между N_m , органическими C, N, P, минеральным азотом, C:N, C:P редко превышает 0.5, причем для C/N отмечен переменный знак [10, 15, 19, 36, 40].

Множественная корреляция, учитывающая температуру и влажность почвы, содержание в ней органических C и N, увеличивает детермина-

Таблица 3. Скорости минерализации азота в лесных почвах

Условия измерения	Горизонт почвы	$N_{\text{общ}}$	$N_{\text{имм}}$	$N_{\text{м}}$	Период оборота азота, сут	Источник
Лабораторный эксперимент, почва без растений (8-е сут)		16	мг N кг ⁻¹ сут ⁻¹ Аммонификация	0.4–0.6	0.3	[26]
			16			
Сосновый лес провинции Онтарио, Канада (август)	A ₀	1.1	Нитрификация	0.01–0.1	0.6	[52]
			1			
	A ₁	14–19	Аммонификация	1.5	1	
			13–18			
	Торф	1–3	Нитрификация	0	0.8	
			1–3			
Торф	18–19	Аммонификация	1.5	1.8		
		16–18				
Хвойный лес, США, штат Орегон (1 – май, 2 – июль)	A ₀	0	Нитрификация	0	0.04	[47]
			2–3			
	A ₁	0	Нитрификация	0	0.001	
			0.5			
	Торф	13	Аммонификация	0.07	0.02	
			16			
0–15 см	162 ± 72	мг N м ⁻² сут ⁻¹ Нитрификация	–31 ± 99	0.61	[47]	
		126 ± 61				192 ± 68
Эксперимент с растениями и почвой. Через 48 ч после введения ¹⁵ N	0–15 см	201 ± 26	Аммонификация	107 ± 28*	0.41	[6]
			105 ± 53			

* Ассимилировано растениями.

цию $N_{\text{м}}$ в массиве ладанной сосны до 63–71% [31], а совокупный учет среднегодовой температуры воздуха, процентного содержания ила и глины в почве и азота листопада обеспечивает 81% изменений $N_{\text{м}}$ в природных лесах [43]. Однако минерализация азота – результат деструкции азотсодержащих органических субстратов и может зависеть от показателей деструкции, что не учитывается в исследованиях [31, 43].

Годовые потери сухой массы подстилок в 5 лесах и эмиссия углекислоты из почвы и валежа в двух массивах дугласии коррелировали с $N_{\text{м}}$ в этих субстратах с $r = 0.89–0.98$ [28, 34]. Увеличение среднегодовой эмиссии CO₂ из почвы в 1.6–1.8 раза способно объяснить увеличение $N_{\text{м}}$ в 1.8 раза в смежные годы исследования в кленово-буковом лесу [24]. В лабораторном эксперименте эмиссия углекислоты из почвы коррелировала с $N_{\text{общ}}$ при $r^2 = 0.97$ [26]. В эксперименте с инкубацией подстилок различных насаждений эмиссия CO₂ коррелировала с $N_{\text{м}}$ лишь в подстилках акации и в отдельные периоды [25]. В работе [3] минерализация азота представлена как частное от деления деструкционного потока углерода из почвы на отношение C:N. Полученная величина наиболее близка и эквивалентна $N_{\text{общ}}$ и может быть использована для расчета максимальных значений минерализации азота в лесах с известными деструкционными характеристиками. Вероятно, показатели деструкции органического вещества почвы способны регулировать минерализацию азота на региональном уровне и на уровне различных субстратов.

Исследование скорости минерализации азота с использованием изотопа ¹⁵N

Измерение скорости минерализации азота в эксперименте и в природе показало близкие значения $N_{\text{общ}}$ и $N_{\text{имм}}$ и малые величины $N_{\text{м}}$ (табл. 3). В исследованиях [47, 52], выполненных в условиях *in situ*, минерализация азота в почве представляет осциллирующую систему, где в результате взаимодействия общей минерализации и иммобилизации азота микроорганизмами в почвенный раствор то поступает, то извлекается 0–2 мг N кг⁻¹ за малый период времени (5–24 ч). Вероятно, этот минимум и предлагается растениям. Также вероятно, что корневые системы растений, живущие месяцы и годы, способны ассимилировать этот азотный минимум. С другой стороны, поток азота, ассимилированный растениями, был близок к $N_{\text{имм}}$ и составлял половину $N_{\text{общ}}$ (табл. 3, [6]).

Несмотря на значительные различия в скоростях процессов минерализации, $N_{\text{м}}$ везде составляла малый процент от $N_{\text{общ}}$, или была отрицательной. Ассимиляция азота растениями и его иммобилизация микрофлорой в сумме составляли общую минерализацию (табл. 3), что подтверждает дефицит азота в лесных почвах при непосредственных измерениях потоков элемента. Ранее дефицит азота диагностировали по данным листового анализа и положительной реакции растений на азотные удобрения [2]. Низкие концентрации азота нитратов в кислых лесных почвах могут быть связаны с близкими (и высокими) скоростями $N_{\text{общ}}$ и $N_{\text{имм}}$ для нитрификации, даже то-

гда, когда скорости аммонификации и нитрификации близки (табл. 3).

Период оборота азота в системе “почва–микроорганизмы” составлял 0.3–1.8 сут для аммония и 0.001–0.61 сут для нитратов (табл. 3). С учетом этих данных внутрипочвенный цикл азота выглядит намного динамичнее, чем представлялось ранее.

Заключение. Максимальная годовая продуктивность минерализации азота отмечена в почвах смешанных и широколиственных лесов. В насаждениях хвойных и заболоченных лесах этот показатель значительно меньше. Межгодовые изменения продуктивности процесса в лесных массивах варьируют до 1.5–2 раз. Вклад нитрификации в минерализацию азота достигал 50–90% в хвойных и широколиственных лесах, снижаясь до 6% в заболоченных лесных массивах.

Минерализация азота способна контролировать 70–90% изменений первичной продукции в естественных лесах и, вероятно, является главным процессом, снабжающим азотом лесные экосистемы. На региональном уровне и в эксперименте показатели деструкции органического вещества почвы способны эффективно регулировать процесс минерализации азота. Скорости общей минерализации азота и иммобилизации элемента микрофлорой почвы близки, что обеспечивает минимум азота, доступный для растений. Внутрипочвенный цикл азота очень динамичен: период оборота азота в системе “почва – микроорганизмы” в виде аммония исчисляется сутками, а в виде нитратов – часами.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Азотфиксация в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1987. 147 с.
2. Орлов А.Я., Кошельков С.П. Почвенная экология сосны. М.: Наука, 1971. 323 с.
3. Разулин С.М. Деструкция органического вещества почвы и ассимиляция азота в экосистемах южной тайги // Почвоведение. 2004. № 8. С. 927–930.
4. Федорец Н.Г., Бахмет О.Н. Экологические особенности трансформации соединений углерода и азота в лесных почвах. Петрозаводск: КарелНЦ РАН, 2003. 240 с.
5. Adams M.A., Polglase P.J., Artiwil P.M., and Weston C.I. *In situ* studies of nitrogen mineralization and uptake in forest soils; some comments on methodology // Soil. Biol. Biochem. 1989. V. 21. P. 423–429.
6. Berntson G.M., Bazzaz F.A. Regenerating temperate forest mesocosms in elevated CO₂: belowground growth and nitrogen cycling // Oecologia. 1998. V. 1. № 13. P. 115–125.
7. Bincley D., Matson R.F. Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability // Soil Sci. Soc. Am. J. 1983. V. 47. P. 1050–1052.
8. Brierley E.D., Shaw P.J., Wood M. Nitrogen cycling and proton fluxes in acid forest soil // Plant and Soil. 2001. V. 229. P. 83–96.
9. Boon R.D. Influence of sampling date and substrate on nitrogen mineralization: Comparison of laboratory-incubation and buried-bag methods for two Massachusetts forest soils // Can. J. For. Res. 1992. V. 22. P. 1895–1900.
10. Cariye J.C., Nambiar E.K. Relationships between net nitrogen mineralization, properties of the forest floor and mineral soil, and wood production in *Pinus radiata* plantations // Can. J. For. Res. 2001. V. 31. P. 889–898.
11. Carmosini N., Devito K.J., Prepas E.E. Net nitrogen mineralizations and nitrifications in trembling aspen forest soils on the Boreal Plain // Can. J. For. Res. 2003. V. 33. P. 2262–2268.
12. Chapin D.M. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in a high Arctic lowland ecosystem, N.W.T. Canada // Arctic and alpine Res. 1996. V. 28. № 1. P. 85–92.
13. Currie W.S. The responsive C and N biogeochemistry of the temperate forest // Tree. 1999. V. 14. № 8. P. 316–320.
14. Davidson E.A., Hart S.C., Firestone M.K. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest // Ecology. 1992. V. 73. № 4. P. 1148–1156.
15. Devito K.J., Westbrook C.J., Schiff S.L. Nitrogen mineralization and nitrification in upland and peatland forest soils in two Canadian Shield catchment // Can. J. For. Res. 1999. V. 29. P. 1793–1804.
16. Di Stefano J.F., Gholz H.L. A proposed use of ion exchange resin to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores // Commun. Soil. Sci. Plant Anal. 1986. V. 17. P. 989–998.
17. Eno C.E. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags // Soil Sci. Soc. Am. Proc. 1960. V. 24. P. 277–299.
18. Erisman J.W., Vries W. Nitrogen deposition and effects on European forest // Environ. Rev. 2000. V. 8. P. 65–93.
19. Evans C.A., Miller E.K., Friedland A.J. Nitrogen mineralization associated with birch fir under different soil moisture regimes // Can. J. For. Res. 1998. V. 28. P. 1890–1898.
20. Falkengren-Grerup U., Brunet J., Diekmann M. Nitrogen mineralization in deciduous forest soils in south Sweden in gradient of soil acidity and deposition // Environ. Pollut. 1998. V. 102. S. 1. P. 415–420.
21. Goodale C.L., Aber J.D. The Long-term effects of land history of nitrogen cycling in northern hardwood forest // Ecol. Appl. 2001. V. 11. P. 253–267.
22. Gosz J.G., Likens G.E., Bormann F.H. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook forest, New Hampshire // Ecol. Monogr. 1973. V. 43. P. 173–191.
23. Groffman P.M., Zak D.R., Christensen S., Mosier A., Tiedje J.M. Early spring nitrogen dynamics in a temperate forest landscape // Ecology. 1993. V. 74. № 5. P. 1579–1585.
24. Groffman P.M., Driscoll C.T., Fahey T.J., Hardy L.P. *et al.* Effect of mild winter freezing on soil nitrogen and carbon dynamics in a northern hardwood forest // Biogeochemistry. 2001. V. 56. P. 191–213.
25. Harris M.M., Richa S.J. Carbon and nitrogen dynamics in forest floor during short-term laboratory incubation // Soil Biol. Biochem. 1991. V. 23. № 11. P. 1035–1041.
26. Hart S.C., Nason G.E., Myrold D., Perri D. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest:

- the carbon connection // *Ecology*. 1994. V. 75. № 4. P. 880–891.
27. Hill A.R., Shackleton M. Soil N mineralization and nitrification in relation to nitrogen solution chemistry in a small forested watershed // *Biogeochemistry*. 1989. V. 8. P. 167–184.
 28. Hope S.M., Li C.V. Respiration, nitrogen fixation, and mineralizable nitrogen spatial and temporal patterns within two Oregon Douglas-fir stand // *Can. J. For. Res.* 1997. V. 27. P. 501–509.
 29. Keeney D.R. Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: A literature review // *Forest Sci.* 1980. V. 26. № 1. P. 159–171.
 30. Lamontagne S. Nitrogen mineralization in upland Precambrian Shield catchment: Contrasting the role of lichen-covered bedrock and forested areas // *Biogeochemistry*. 1998. V. 41. P. 53–69.
 31. Li Q., Allen H.L., Wilson C.A. Nitrogen mineralization dynamics following the establishment of a loblolly pine plantation // *Can. J. For. Res.* 2003. V. 33. P. 364–374.
 32. Lundborg A. Reducing the nitrogen load: whole-tree harvesting // *Ambio*. 1997. V. 26. № 6. P. 387–393.
 33. Martin N.J., Holding A.J. Nutrient availability and other factors limiting microbial activity in the blanked peat. In *Production ecology of British moors and montane grassland* / Eds Hill O.W. et al. Germany. Heidelberg: Springer-Verlag, 1978. P. 113–135.
 34. McClaugherty C.A., Pastor J., Aber J.D., Melillo J.M. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality // *Ecology*. 1985. V. 66. № 1. P. 266–275.
 35. Melillo J.M. Nitrogen cycling in deciduous forest. In *Terrestrial nitrogen cycles* / Eds Clark F.E., Rosswall T. // *Ecological Bulletins-NER*. 1981. V. 33. P. 427–442.
 36. Mladenoff D.J. Dynamics of nitrogen mineralization and nitrification in hemlock and hardwood treefall gaps // *Ecology*. 1987. V. 68. № 5. P. 1171–1180.
 37. Nadelhoffer K.J., Aber J.D., Melillo J.M. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin // *Can. J. For. Res.* 1983. V. 13. № 1. P. 12–21.
 38. Pastor J., Aber J.D., McClaugherty C.A., Melillo J.M. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk island, Wisconsin // *Ecology*. 1984. V. 65. № 1. P. 256–268.
 39. Persson T., Wiren A. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acidic forest soils // *Plant and Soil*. 1995. V. 168. № 1. P. 55–65.
 40. Piatek K.B., Allen H.L. Nitrogen mineralization in a pine plantation fifteen years after harvesting and site preparation // *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 1999. V. 63. № 4. P. 990–998.
 41. Raison R.J., Connell M.J., Khanna P.K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ // *Soil Biol. Biochem.* 1987. V. 19. P. 521–530.
 42. Regina K., Nykanen H., Maljanen M., Sivola J., Martikainen P.J. Emissions of N₂O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compound // *Can. J. For. Res.* 1998. V. 28. P. 132–140.
 43. Reich P.B., Grigal D.E., Aber J.D. and Gower S.T. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stand on diverse soils // *Ecology*. 1997. V. 78. № 2. P. 335–347.
 44. Rosswall T., Granhal U. Nitrogen cycling in a subarctic ombrotrophic mire // *Ecol. Bull.* 1980. V. 30. P. 209–234.
 45. Scott N.A., Binkley D. Foliage litter quality and annual net-mineralization: comparison across North American forest sites // *Oecologia*. 1997. V. 111. P. 151–159.
 46. Smethurst P.J., Nambiar E.K.S. Changes in soil carbon and nitrogen during establishment of second crop of *Pinus radiata* plantation // *For. Ecol. Manage.* 1995. V. 73. P. 145–155.
 47. Stark J.M., Hart S.C. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests // *Nature*. 1997. V. 385. № 6611. P. 61–64.
 48. Sump L.M., Binkley D. Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountain forest // *Can. J. For. Res.* 1993. V. 23. P. 492–50.
 49. Van Cleve K., Yarie J., Erickson R. Nitrogen mineralization and nitrification in successional ecosystems on the Tanana River floodplain, interior Alaska // *Can. J. For. Res.* 1993. V. 23. P. 970–978.
 50. Verhoeven J.T.A., Kooijman A.M., Wirdum G. Mineralization of N and P along a trophic gradient in a freshwater mire // *Biogeochemistry*. 1988. V. 8. № 1. P. 31–43.
 51. Vitousek P.M., Gosz D.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems // *Ecolog. Monogr.* 1982. V. 52. № 2. P. 155–177.
 52. Westbrook C.J., Devito K.J. Gross nitrogen transformations in soils from uncut and cut boreal upland and peatland coniferous forest stands // *Biogeochemistry*. 2004. V. 68. № 1. P. 33–50.
 53. Zak D.R., Grigal D.F. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in upland and wetland ecosystems // *Oecologia*. 1991. V. 88. № 2. P. 189–196.

Mineralization of Nitrogen in Soils of Boreal Forests

S. M. Razgulin

Mineralization of nitrogen, one of the most important processes, that supply all the forest ecosystems with nitrogen, has been poorly studied in Russia. In the soils under mature coniferous forests in the region of Great Lakes (North America), 50 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ are mineralized, in mixed and broad-leaved forests 87–132 (sometimes, 165 and 220) kg N ha⁻¹ yr⁻¹. The contribution of nitrogen fixation to the nitrogen mineralization increased from 6% in the waterlogged forests to 50–90% in the coniferous and broad-leaved stands. The nitrogen mineralization controlled the primary underground production by 70–90% in the natural forests. In the region studied, in different substrates and in the experiment, 95% of alteration in the nitrogen mineralization was related to the changes in the destruction of soil organic matter. The period of the nitrogen cycle in the system soil – microorganisms amounted to days for ammonia and to hours for nitrates.