

УДК 631.84:631.41

<https://doi.org/10.31251/pos.v8i3.337>

Трансформация аммиачных, аммонийных и амидных удобрений в черноземных почвах

© 2025 П. А. Барсуков 

ФГБУН Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, проспект Академика Лаврентьева, 8/2,
г. Новосибирск, 630090, Россия. E-mail: barsukov.issa-siberia@mail.ru

В обзоре рассмотрены процессы, происходящие с аммиачными, аммонийными и амидными удобрениями в первые 7–10 суток после их внесения в почву, а также факторы (как внешние абиотические, так и собственно почвенные), от которых зависит скорость процессов трансформации этих азотсодержащих соединений. Проанализировано влияние данных факторов/условий на агрогенно-преобразованные черноземные почвы, составляющие основу пахотного фонда черноземного пояса России, с относительно высоким содержанием почвенного органического вещества, гранулометрическим составом от легкосуглинистого до легкоглинистого, актуальной кислотностью от слабокислой до нейтральной. В заключение представлена схема основных процессов трансформации азотных удобрений и интенсивность этих процессов при допосевном или припосевном способах внесения туков в черноземных почвах в поздневесенний период (обычно приходящийся для условий земледельческих регионов Сибири на первую половину мая), что позволяет использовать результаты данного обзора в практических целях.

Ключевые слова: азот; удобрения; аммиачные; аммонийные; амидные; нитраты; трансформация удобрений в почве; черноземные почвы; Сибирь.

Цитирование: Барсуков П.А. Трансформация аммиачных, аммонийных и амидных удобрений в черноземных почвах // Почвы и окружающая среда. 2025. Том 8. № 3. е337. DOI: [10.31251/pos.v8i3.337](https://doi.org/10.31251/pos.v8i3.337)

ВВЕДЕНИЕ

Применение минеральных азотных удобрений, в которых азот представлен аммонийной и амидной формами, имеет длительную историю. Аммиачные удобрения (безводный аммиак) стали интенсивно применяться, начиная с конца 50-ых годов прошлого века в США. С развитием новых технологий производства удобрений и сельскохозяйственных машин для их внесения, роль этих форм удобрений только возрастала. В последние годы около 75% индустриального азота производится либо в аммонийной форме, либо в формах N, которые превращаются в NH_4^+ при внесении в почву (Kissel et al., 2008). Ещё в прошлом веке наметился устойчивый тренд увеличения производства **жидких минеральных удобрений (ЖМУ)**, содержащих азот в аммиачной форме не только в безводном аммиаке, но и в амидной и аммонийной формах в карбамидо-аммиачных смесях. В странах с высокоразвитым сельским хозяйством эти удобрения используются более чем на трети площади сельхозугодий. В США 55% азотных удобрений производится в жидком виде (Применение жидких азотных ..., 2020). В России производство и применение ЖМУ существенно уступает твёрдым минеральным удобрениям, но в последнее десятилетие их применение расширяется быстрыми темпами (Карабут, 2020). Применение ЖМУ в Сибири, хотя и началось сравнительно недавно, но также активно развивается, главным образом, благодаря деятельности Кемеровского АО «Азот» и его дочернего предприятия ООО «Центр передового земледелия» – являющихся одними из крупнейших производителей и поставщиков азотных удобрений в России.

Поскольку широкое применение ЖМУ началось в США и Западной Европе существенно раньше, чем в России, то к настоящему времени накоплен обширный материал о поведении азота ЖМУ и их эффективности в сельскохозяйственных экосистемах этих стран/регионов. Результаты проведённых там исследований опубликованы, преимущественно, в международных (англоязычных) журналах. В русскоязычной научной литературе эти вопросы освещены в меньшей степени.

В связи с этим, в настоящем обзоре предпринята попытка обобщить и представить в сжатой форме актуальную информацию об основных процессах трансформации азотных удобрений при их внесении в аммиачной, аммонийной и амидной формах, а также абиотических и биотических факторах, определяющих скорость этих процессов. В обзор включены процессы трансформации азота, происходящие преимущественно в первые часы и сутки (7–10 дней) после внесения удобрений. Другие важные процессы, происходящие с азотом удобрений в системе почва-растения (его поглощением растениями, денитрификацией, выщелачиванием нитратов) находятся за рамками настоящего обзора.

При оценке влияния абиотических факторов (температура, влажность) и базовых свойств почв (кислотность, гранулометрический состав и др.) на скорость процессов трансформации азотных

соединений, рассматривались условия, которые характерны, соответственно, для зоны распространения черноземных почв или присущи черноземным почвам. Последние составляют основу фонда пахотных угодий не только Западно-Сибирской равнины и южной части Средней Сибири, но и, в значительной степени, Восточно-Европейской равнины. Черноземы, занимая лишь 7% площади в нашей стране, составляют более половины пахотного фонда и обеспечивают производство 2/3 всей сельскохозяйственной продукции (Щеглов, 2017). При всех имеющихся генетических особенностях, верхняя часть гумусово-аккумулятивного слоя подавляющего большинства агрогенно-преобразованных (старопахотных) черноземных почв (оподзоленных, выщелоченных, обыкновенных, типичных, южных) имеет схожие характеристики (Национальный атлас почв ..., 2011), которые определяют интенсивность почвенных трансформационных процессов азотсодержащих соединений:

актуальная кислотность – от слабокислой до нейтральной;
 гранулометрический состав – от легкосуглинистого до легкоглинистого;
 содержания почвенно-органического вещества (гумуса) – от 4 до 10%;
 преимущественно непромывной водный режим;
 сходный температурный режим: относительно низкие температуры (<10°C) осенью и весной, сезонная мерзлота.

ТЕРМИНЫ И СОКРАЩЕНИЯ

Коротко остановимся на особенностях терминологии, включая термины, используемые в англоязычной научной литературе, а также употребляемые в данной статье сокращения.

ЖМУ – жидкие минеральные удобрения;

БА – безводный аммиак;

КАС – карбамидо-аммиачные смеси;

ПОВ (SOM) – почвенное органическое вещество;

C_{org} (C_{org}) – углерод ПОВ;

Q_{10} – коэффициент температурного ускорения;

Экзогенный (exogenous) азот – азот внесенных удобрений;

Эндогенный (endogenous) азот – почвенный азот.

Формы азотных удобрений с некоторыми примерами:

- амидные удобрения – мочеви́на/карбамид (urea) и КАС (UAN – urea ammonium nitrate), содержащие азот исключительно или частично в форме аминогруппы NH_2^- ;

- аммиачные удобрения – безводный аммиак (anhydrous ammonia), содержащий азот в форме аммиака NH_3 (ammonia);

- аммонийные удобрения – сульфат аммония, КАС и аммонийная селитра/нитрат аммония, содержащие азот исключительно или частично в форме катиона аммония NH_4^+ (ammonium).

В соответствии с принятой терминологией (Murphy et al., 2003; Booth et al., 2005) все процессы, удаляющие аммоний из пула доступного (для усвоения) NH_4^+ (available NH_4^+), называются процессами потребления/расходования (consumption). Потребление NH_4^+ подразделяется на:

- биотическое потребление NH_4^+ (поглощение NH_4^+ почвенной микробиотой, нитрификация)
- абиотическое расходование NH_4^+ (фиксация (fixation) глинистыми минералами, хемосорбция (chemisorption or chemical adsorption) гумусовыми веществами).

Для обозначения биотического и абиотического потребления/расходования также используются термины иммобилизация (immobilization) и фиксация (fixation), соответственно (Braun et al., 2018). Несмотря на то, что термины ассимиляция, иммобилизация и даже поглощение в отношении минерального азота иногда используются как синонимы (Myrold et al., 2011), мы понимаем под этими процессами следующее. Поглощение азота растениями или микроорганизмами – поступление ионов NO_3^- , NH_4^+ и некоторых простых органических N-соединений (например, мочеви́на, аминокислота глутамин) в корневую систему растений или клетки микроорганизмов. Ассимиляция – трансформация поглощенных форм азота в органические соединения (аминокислоты и далее в более сложные биомолекулы) внутри клеток высших растений или микроорганизмов. В случае высших растений ассимиляции предшествует не только поглощение, но и транспорт с распределением между органами (транслокация). Иммобилизация (применяется, в основном, к микроорганизмам) – образование азотсодержащих биологических макромолекул микробной биомассы (из минеральных и органических N-соединений экзогенной и эндогенной природы) и побочных продуктов микробной активности (например, N-содержащих пептидов и аминокислот, а также углеводов и фенолов), благодаря деятельности экзоферментов, участвующих в деполимеризации детрита.

Сокращения, принятые для обозначения пулов аммиачного и аммонийного азота:

$\text{NH}_3(\text{атм})$ – газообразный аммиак почвенного воздуха/атмосферы;

$\text{NH}_3(\text{раств})$ – водный аммиак почвенного раствора;

$\text{NH}_4^+(\text{раств})$ – растворенный аммоний почвенного раствора (soluble NH_4^+);

$\text{NH}_4^+(\text{обм})$ – обменно-поглощенный аммоний (exchangeable NH_4^+);

$\text{NH}_4^+(\text{нд-фикс})$ – недавно-фиксированный аммоний из свежеснесенных удобрений (recently fixed NH_4^+);

$\text{NH}_4^+(\text{пр-фикс})$ – промежуточный (промежуточно-фиксированный) аммоний (intermediate NH_4^+);

$\text{NH}_4^+(\text{фикс})$ – (природно-)фиксированный аммоний (fixed или native fixed NH_4^+).

В русскоязычной научной литературе $\text{NH}_4^+(\text{нд-фикс})$ называют также искусственно фиксированным аммонием (Гамзиков и др., 1985; Кудяров, 1989).

Термины обменно-поглощенный и обменный аммоний нами используются как синонимы. При определении обменного аммония, учитывается и аммоний почвенного раствора (если не проводятся специальные исследования). Поэтому при рассмотрении процессов потребления NH_4^+ (где это специально не оговаривается) имеется ввиду сумма $[\text{NH}_4^+(\text{обм}) + \text{NH}_4^+(\text{раств})]$.

Учитывая, что большинство источников, используемых в обзоре, опубликовано в международных (англоязычных) изданиях, при рассмотрении гранулометрического состава почв мы называем наиболее тонкодисперсную фракцию <2 мкм (IUSS Working Group WRB, 2015) в соответствии с прямым переводом с английского («clay») как «глина», не вдаваясь в детали некоторого несоответствия по выделению границ определенных фракций в разных классификациях (Шейн, 2009).

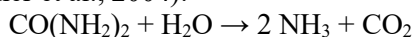
Ряд перечисленных выше терминов приводится также на английском языке для облегчения чтения оригинальных статей по этой тематике.

Процессы трансформации различных азотных удобрений рассматриваются в трех разделах соответственно формам экзогенного азота: амидной, аммиачной и аммонийной. Отдельный раздел посвящён нитрификации, а последний, обобщающий раздел включает количественную оценку процессов трансформации в черноземных почвах азота удобрений в первые сутки после их внесения.

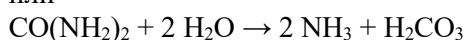
ПРОЦЕССЫ ПРИ ВНЕСЕНИИ В ПОЧВУ АМИДНОГО АЗОТА

При внесении в почву мочевины (карбамид), содержащая азот в виде аминокетонной группы, после растворения в почвенном растворе подвергается гидролизу, который является ферментативной реакцией: мочевина реагирует с водой в присутствии фермента уреазы, выделяемого почвенными бактериями. Транспорт мочевины в почве достигается молекулярной диффузией или массовым потоком воды. После контакта с ферментом, скорость гидролиза мочевины зависит от: (1) количества активных молекул уреазы (присутствующих практически во всех почвах) и (2) факторов, влияющих на активность молекул уреазы (Kissel et al., 2008).

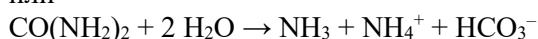
Реакцию гидролиза мочевины обычно записывают следующим образом (Stevenson, Cole, 1999; Sommer et al., 2004):



или

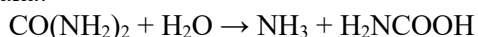


или

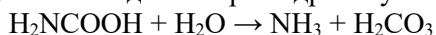


При более подробном рассмотрении, выделяют две фазы этой реакции (Sigurdarson et al., 2018):

(1Ф) Первая фаза является ферментативной реакцией, требует наличия уреазы в почве, характеризуется очень высокой скоростью и приводит к образованию карбаминоуксусной кислоты и аммиака:



(2Ф) Карбаминоуксусная кислота является нестабильным промежуточным продуктом, который в присутствии воды быстро гидролизует до аммиака и угольной кислоты:



Далее, взаимодействуя с водой, аммиак быстро превращается в аммонийный азот.

Основными факторами, контролирующими активность молекул уреазы, являются pH, температура и влажность почвы (Sommer et al., 2004; Kissel et al., 2008). Максимальная активность уреазы отмечена при величинах pH от 6,5 до 7,0 (Pettit et al., 1976), что соответствует реакции среды большинства черноземных почв. Скорость гидролиза мочевины резко замедляется лишь при остром

дефиците влаги. Однако такие условия обычно не наблюдаются в черноземных почвах в период основного внесения удобрений, как осенью, так и весной.

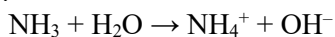
Влияние температуры в диапазоне от 5 до 45°C на скорость гидролиза мочевины соответствует правилу Вант-Гоффа с коэффициентом температурного ускорения Q_{10} равным 2 (Moyn et al., 1989). Напомним, что это правило отражает экспериментально обнаруженную зависимость для гомогенных химических реакций в температурном интервале от 0°C до 100°C: при повышении температуры на каждые 10°C скорость реакций увеличивается в 2–4 раза. Это правило действует также для многих биохимических/микробиологических реакций, но в еще более узком температурном диапазоне – от 0 до 40°C.

В обзорах (Sommer et al., 2004; Sigurdarson et al., 2018) сделан вывод, что при благоприятных условиях (которые характерны для черноземных почв), реакция гидролиза мочевины происходит быстро – от нескольких часов до нескольких дней. В опытах с тремя различающимися по свойствам почвами (при естественной влажности почв во время инкубации) гидролиз мочевины при благоприятной температуре полностью заканчивался в течение 2 дней после внесения этого удобрения (Smith et al., 1997). По данным (Wozniak, Baughman, 1996) почти 100% внесенной мочевины гидролизуеться в течение 27 часов после внесения этого удобрения. Аналогичный вывод о высокой скорости трансформации амидного азота при благоприятных температуре и влажности получен А.Е. Ghaly и V.V. Ramakrishnan (2013). Авторы отмечают, что 98% внесенного с мочевиной азота трансформируется до нитратного азота (через промежуточную реакцию гидролиза мочевины до аммиака) и лишь 2% иммобилизуются почвенной микробиотой. Наиболее вероятно, что эти 2% экзогенного N поглощаются микроорганизмами непосредственно в форме азота аминогруппы, минуя стадию гидролиза. Несмотря на то, что почвенные микроорганизмы (в отличие от большинства культурных растений) способны поглощать азот мочевины, по-видимому, скорость ее гидролиза настолько высока, что почвенная микробиота значительно уступает в конкуренции за амидный N по сравнению с процессом гидролиза мочевины. В опытах без растений с внесением меченых ^{15}N разных форм азотных удобрений в чернозем обыкновенный (Западная Сибирь) иммобилизация экзогенного азота из мочевины оказалась больше в среднем на 6,5% от внесенного N по сравнению с хлористым аммонием (Гамзиков и др., 1985). Полагаем, что это различие частично обусловлено иммобилизацией азота мочевины почвенной микробиотой.

В черноземных почвах при основном допосевном способе внесения мочевины (в позднеосенний период), режимы температуры и влажности, как правило, благоприятны для ее быстрого гидролиза до аммиака. На основании данных (Ghaly, Ramakrishnan, 2013) допускаем, что лишь 2% от внесенного азота мочевины не гидролизуеться, а поглощается почвенными микроорганизмами

ПРОЦЕССЫ ПРИ ВНЕСЕНИИ В ПОЧВУ АММИАЧНОГО АЗОТА

Поступивший в почву азот безводного аммиака (БА) подвергается нескольким процессам физической и химической природы. Физическими механизмами являются диффузия аммиака в свободные поровые пространства почвы, его растворение в жидкой фазе почвы и физическая сорбция/фиксация на поверхности почвенных частиц вследствие полярной природы молекулы NH_3 (Nommik, Vahtras, 1982). Из химических процессов имеет место хемосорбция NH_3 гумусовыми веществами, а также превращение растворенного NH_3 в ионы NH_4^+ (Kissel et al., 2008; Benke et al., 2012):



В первые минуты/часы после внесения (под высоким давлением) жидкого БА в почву возможны его некоторые потери в газообразной форме. Величина этих потерь зависит, главным образом, от влажности почвы, ее гранулометрического состава и содержания ПОВ. Однако, как показал лабораторный опыт с десятью контрастно различающимися по свойствам почвами (в т.ч. по содержанию глинистых частиц от 2 до 75% и влажности от воздушно-сухого состояния до полной полевой влагоемкости), эти факторы не оказывали влияния на размеры потерь аммиака после его внесения и минимально проявлялись во всех тестируемых почвах (Barker, 1999). Впрочем, это не удивительно, поскольку безводный аммиак быстро поглощает любую влагу, имеющуюся в почве. Ряд авторов отмечают, что влага по сравнению с глиной и ПОВ не имеет критического значения для удержания аммиака в почве сразу после его внесения. Содержание влаги в почве необходимо лишь для быстрой и полной герметизации инъекционного канала и образующегося кратковременного резервуара аммиака в почве в момент его внесения (Angus et al., 2014). Полевые опыты с супесчаной почвой при трех контрастных уровнях влажности показали, что при внесении БА потери аммиака

происходят лишь в очень сухой почве за счет его быстрого переноса через трещины и поры. Размеры улетучивания аммиака из внесенного БА во влажную почву незначительны (Sommer, Christensen, 1992). Важное значение имеет глубина заделки БА и других ЖМУ в почву. Потери аммиака из почвы сразу после его внесения отсутствовали, если инъекцию безводного аммиака делали на глубину по крайней мере 5 см (Scheepers, Fox, 1989). Для сравнения, мочевины достаточно заделывать в почву на глубину 2,5 см чтобы избежать улетучивания аммиака (Bouwmeester et al., 1985).

В рассматриваемых нами черноземных почвах с высоким содержанием гумусовых веществ и наиболее часто имеющих средне- и тяжелосуглинистый гранулометрический состав, в периоды основного внесения удобрений (осень, весна) присутствует достаточно влаги для удержания безводного аммиака. Поэтому мы допускаем, что потери БА сразу после его применения не превышают 1% от внесенного азота.

Хемосорбция аммиака органическим веществом почвы представляет собой реакции NH_3 с различными функциональными группами гумусовых веществ, которые приводят к образованию азотсодержащих органических соединений, имеющих низкую растворимость, устойчивых как к экстракции сильными кислотами, так и термической обработке (Allison, 1973; Kissel et al., 2008). Эти реакции, в результате которых образуется ковалентно-связанный азот, могут протекать достаточно легко, не требуя особых условий (температура, давление). Наиболее реактивными с NH_3 являются органические соединения с функциональностью кетонов и хинонов. Промежуточным продуктом реакций могут быть ароматические соединения (в которых азот представлен аминогруппой) с двумя или более гидроксильными группами OH^- , после полимеризации которых образуются соединения с азотом, включенным в пяти- и шестичленные гетероциклические соединения (Lindbeck, Young, 1965; Broadbent, Stevenson, 1966; Thorn, Mikita, 1992). Отметим, что некоторые авторы (Kissel et al., 2008) при определении этого процесса называют его хемосорбцией или фиксацией почвенным органическим веществом, имея ввиду, что, помимо гумусовых веществ, ряд неспецифических органических соединений в почве (например, лигнин) также обладают способностью сорбировать аммиак. Учитывая недостаток информации на эту тему, мы используем эти термины (хемосорбция гумусовыми веществами и хемосорбция ПОВ) как синонимы.

Количество азота, сорбированного гумусовыми веществами, увеличивается при повышении pH более 7 ед., поскольку в этих условиях газообразный NH_3 становится более значимым компонентом пула аммиачного N (т.е. суммы газообразного NH_3 и растворенного NH_3 в почвенном растворе) (Kissel et al., 2008). При высоких концентрациях водного аммиака, обусловленных, в частности, внесением БА, а также в условиях повышенных температур и давления (способствующих переходу аммиака в газообразную фазу), относительно большее количество аммиака может быть сорбировано ПОВ (Allison, 1973).

В обзоре (Nommik, Vahtras, 1982) делается заключение, что в почвах с содержанием органического вещества около 2% и при внесении БА в количестве 100 кг N/га фиксация NH_3 гумусовыми веществами составляет менее 5% от внесенного N. Наиболее вероятно, авторы в этом случае учитывают хемосорбцию аммиака гумусовыми веществами непосредственно из аммиачных удобрений в первые минуты/часы после их внесения и хемосорбцию пула $[\text{NH}_3(\text{раств}) \text{ и } \text{NH}_4^+(\text{раств})]$ (см. следующий раздел). Разделяя хемосорбцию этих двух пулов азота, мы допускаем, что величина хемосорбции экзогенного азота непосредственно из БА может составлять около 2% в рассматриваемых нами черноземных почвах, имеющих существенно большее, чем 2% содержание ПОВ и характеризующихся слабокислой или нейтральной реакцией среды.

Сорбированный гумусовыми веществами аммиак становится доступен растениям только после его минерализации почвенными микроорганизмами. Биологическая доступность этого пула азота незначительно отличается от пула общего азота почвы (Nommik, Vahtras, 1982).

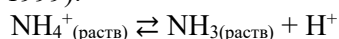
Физическая сорбция рассматривается как вторичная к хемосорбции и происходит в случае, когда высокие концентрации NH_3 превышают хемосорбционную способность почвы. Такие ситуации могут возникать кратковременно сразу после внесения безводного аммиака в почву. Причиной физической сорбции являются связи между атомами водорода NH_3 и атомами кислорода на поверхности глинистых минералов. Физическая адсорбция является относительно слабым механизмом удержания аммиака и весьма кратковременна (Kissel et al., 2008). В черноземных почвах с высоким содержанием гумусовых веществ и, следовательно, обладающих высоким потенциалом к хемосорбции, физическая сорбция, вероятно, незначительна.

Отметим также, что латеральное распространение экзогенного аммиачного азота от места внесения БА обычно составляет 6–7 см даже в различающихся по свойствам почвах, в редких случаях достигая 10–12 см (Nommik, Vahtras, 1982; Izaurralde et al., 1987; Norman et al., 1987; Kissel et al., 2008).

ПРОЦЕССЫ ПРИ ВНЕСЕНИИ В ПОЧВУ АММОНИЙНОГО АЗОТА

При внесении аммоний-содержащих соединений происходит их растворение в почвенном растворе и диссоциация на катион NH_4^+ и соответствующие анионы. Аммиак, образуемый, например, при гидролизе мочевины и/или внесенный с безводным аммиаком, составляет вместе с аммонием единый, наиболее лабильный пул азота в почвенном растворе: $[\text{NH}_3(\text{раств}) + \text{NH}_4^+(\text{раств})]$.

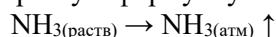
Ионы аммония находятся в химическом равновесии с аммиаком в водной фазе почвы (Stevenson, Cole, 1999):



Однако доля аммиака в пуле $[\text{NH}_3(\text{раств}) + \text{NH}_4^+(\text{раств})]$ крайне незначительна при pH почвенного раствора менее 7,5 (Kissel et al., 2008).

Аммонийный азот почвенного раствора вовлекается в следующие процессы: превращение в газообразный аммиак с последующим улетучиванием; обменная адсорбция глинистыми минералами; необменная фиксация глинистыми минералами; фиксация (хемосорбция) гумусовыми веществами; иммобилизация гетеротрофной почвенной микробиотой; поглощение корнями высших растений; нитрификация (Nommik, Vahtras, 1982; Norman et al., 1987; Benke et al., 2012). Первые четыре процесса являются абиотическими, а последующие три имеют биотическую природу.

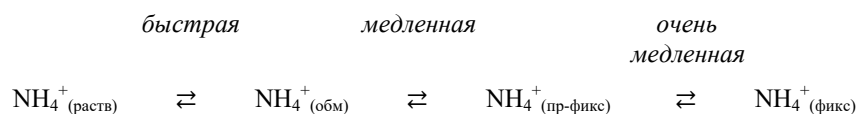
Водный аммиак почвенного раствора при определенных условиях может переходить в газообразную форму и улетучиваться из почвы:



Потери азота из почвы за счёт улетучивания аммония определяются, главным образом, концентрацией аммиака в растворе, кислотностью среды (Stevenson, Cole, 1999; Sigurdarson et al., 2018), а также температурой (Sommer et al., 2004; Kissel et al., 2008). В кислых и нейтральных почвах существенных потерь азота (как из удобрений, так и эндогенного азота) за счёт улетучивания аммония не происходит: потери в форме NH_3 составляют 1% от внесённого N при pH 7,3. При значениях pH более 7,0–7,3 химическое равновесие между NH_4^+ и $\text{NH}_3(\text{раств})$ смещается в сторону большего образования аммиака, приводя к существенным потерям N из удобрений, достигающим 10% от внесённого N при pH 8,3 и 50% – при pH 9,3 (Sigurdarson et al., 2018; Sawyer, 2019). Причём, скорость этого процесса довольно высока – основные потери происходят в первые часы/сутки после внесения удобрений (Benke et al., 2012). Зависимость величины потерь азота за счёт улетучиванию аммония от кислотности почвы подтверждена многими опытами. В инкубационном опыте с тремя почвами, имеющими величины pH от 5,9 до 6,5, потери азота в газообразной форме составили в среднем 2% от внесённого ^{15}N безводного аммиака через сутки после его внесения (Norman et al., 1987). Полагаем, что около половины этих потерь приходится на долю улетучивания аммония. На примере другого инкубационного опыта с десятью почвами, различающимися по ряду свойств, включая кислотность, установлено, что в среднем для четырех почв, pH которых не превышал 6,4 ед., через сутки после внесения БА в почву остаётся в среднем 90% внесённого азота в форме обменного аммония, а для остальных шести почв с pH от 7,9 до 8,3 значительно меньше – в среднем лишь 66% в форме NH_4^+ (Benke et al., 2012). Такая существенная разница между двумя группами почв несомненно обусловлена процессом улетучивания аммония.

Влияние температуры проявляется в увеличении доли аммиака в пуле $[\text{NH}_3(\text{раств}) + \text{NH}_4^+(\text{раств})]$. Так, в почве с pH 8,5 ед. только 5,5% этого пула присутствует в форме NH_3 при 10°C, в то время как при 40°C – 33% (Kissel et al., 2008).

Аммоний почвенного раствора участвует в реакциях динамического равновесия (Nommik, Vahtras, 1982):



где курсивом выделена относительная скорость реакций.

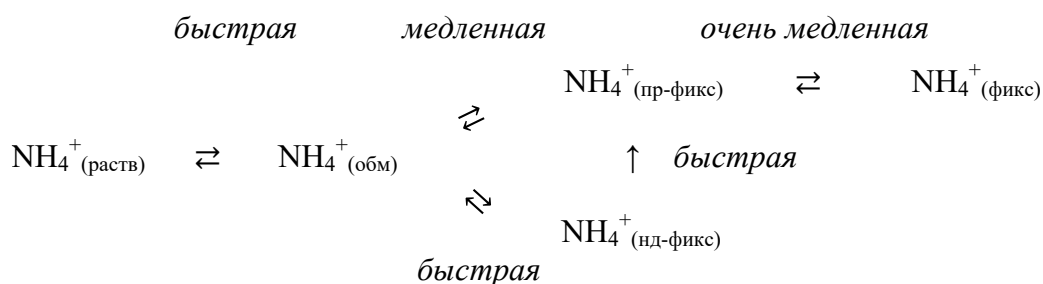
Обменная адсорбция катионов аммония почвенного раствора представляет собой реакцию NH_4^+ с обменными катионами, расположенными на поверхности глинистых минералов и органо-минеральных коллоидных частиц почвы, несущих, преимущественно, отрицательные электрические заряды. В решетках глинистых минералов эти заряды возникают при изоморфном замещении Si и Al на, соответственно, Al и Mg, а также при диссоциации H^+ из -ОН групп, связанных с Si и/или Al. В органическом веществе почвы отрицательные заряды возникают в результате диссоциации карбоксильных -COOH и фенольных -ОН групп. Между заряженными катионами NH_4^+ и противоионами устанавливается, преимущественно, ионная связь (основанная на электростатическом притяжении ионов), а также могут иметь место не-кулоновские взаимодействия (Nommik, Vahtras, 1982). Благодаря этому формируется важнейший пул почвенного азота – обменный или обменно-поглощенный аммоний, который (наряду с аммонием почвенного раствора), во-первых, хорошо поглощается высшими растениями и, во-вторых, играет ключевую роль в процессах внутрипочвенного цикла азота, осуществляемых микроорганизмами.

Необменная фиксация аммония осуществляется трехслойными глинистым минералами типа 2 : 1, относящимися к трем группам: монтмориллонит, вермикулит, слюда/иллит. Кристаллическая решетка этих алюмосиликатных минералов состоит из двух кремнекислородных (Si – O) тетраэдрических слоев (сеток) и одного, заключенного между ними, алюмогидроксильного (Al – O – OH) октаэдрического слоя, образующих вместе, так называемый, пакет. У трехслойных минералов, в отличие от двухслойных минералов каолиновой группы, межпакетные пространства достаточно большие, связь между пакетами непрочная – при повышении влажности растворенные ионы входят в межпакетные промежутки.

Катионы NH_4^+ , адсорбированные на поверхности минералов, как уже отмечено выше, являются обменными, а в межпакетных пространствах определяются как (необменно-)фиксированные. Кроме этого, выделяют пул «природно-фиксированного аммония» (native fixed NH_4^+) и «промежуточного NH_4^+ » (intermediate NH_4^+) (Kowalenko, Ross, 1980; Nommik, Vahtras, 1982). Для целей нашего обзора важен последний из этих двух упомянутых пулов, представляющих собой катионы аммония, занимающие пространства между пакетами глинистых минералов, находящихся в процессе разрушения (Nommik, Vahtras, 1982), а также, вероятно, на боковых сколах минералов и краевых клинообразных расширенных межпакетных промежутков (по аналогии с фиксированными катионами калия) (Якименко, 2011). В соответствии с реакциями динамического равновесия обмен промежуточного NH_4^+ на катионы со сходными ионными радиусами, такими как K^+ или H^+ , может быть проще/быстрее, чем природно-фиксированного NH_4^+ (Nommik, Vahtras, 1982).

В пионерских работах В.Н. Кудеярова и его аспирантов, посвящённых необменному/фиксированному аммоний, ещё в начале 70-х годов прошлого века была изучена динамика содержания необменного аммония в почвах, показана важность этого азотного пула в азотном цикле (особенно в почвах с высоким содержанием глинистых минералов), а также необходимость учёта необменного аммония в питании растений и планировании системы азотных удобрений (Башкин, 1974).

В исследованиях (Kowalenko, Ross, 1980; Nieder et al., 2011) установлено, что фиксированный аммонийный азот из недавно внесённых N удобрений [NH_4^+ (нд-фикс)] более доступен растениям и, следовательно, способен к дефиксации в значительно большей степени, чем природно-фиксированный аммоний. Фиксация NH_4^+ из свежеснесённых удобрений, вероятно, может происходить в тех же межпакетных пространствах, что и для промежуточного NH_4^+ (Nommik, Vahtras, 1982). Учитывая высокую скорость, с которой аммонийный азот удобрений трансформируется в фиксированный азот (о чем будет сказано далее), приведённое выше уравнение динамического равновесия, вероятно, более корректно будет записать следующим образом:



Фиксация/хемосорбция аммонийного азота гумусовыми веществами, по сути, является тем же процессом, что и в отношении аммиачного азота (механизмы которого описаны в предыдущем разделе), поскольку, фактически, в реакцию с почвенным органическим веществом вступает аммиак, а не ион аммония (Allison, 1973). Фиксация аммонийного азота может происходить благодаря обратимым реакциям между NH_4^+ _(раств) и NH_3 _(раств) с образованием аммиака.

Скорость приведенных выше абиотических и биотических процессов потребления ионов аммония определяется, главным образом, количеством и качеством глинистых частиц и ПОВ, режимом влажности, насыщенностью основаниями, кислотностью и взаимодействием между этими показателями свойств почв (Kowalenko, Ross, 1980; Drury, Beauchamp, 1991; Trehan, 1996; Kissel et al., 2008; Benke et al., 2012). Под качеством глинистых частиц подразумевается их минералогический состав, а под качеством ПОВ – доля его легкоразлагаемой фракции и соотношение C/N.

По поводу соотношения скорости биотических и абиотических процессов потребления NH_4^+ имеются противоречивые сведения. Ряд исследователей приводят данные, что микробное поглощение неорганических и органических соединений азота начинается в течение нескольких минут/часов или дней после их внесения (Trehan, 1996; Jones et al., 2013; Wilkinson et al., 2014). Однако другие авторы полагают, что именно абиотические процессы фиксации (включая хемосорбцию гумусовыми веществами) являются главным механизмом, объясняющим быстрое расходование NH_4^+ в первые сутки после добавления этого субстрата в почву (Nommik, Vahtras, 1982; Nieder et al., 2011; Cavalli et al., 2015). Многими авторами установлено, что необменная фиксация внесенного аммония глинистыми минералами происходит очень быстро – в короткий временной интервал (от нескольких часов до 2 суток как максимум) (Sippola et al., 1973; Kowalenko, Cameron, 1976; Opuwaribo, Odu, 1978;). Например, в опытах с двумя почвами, различающимися по содержанию глинистых частиц, их минералогическому составу и, следовательно, способности к фиксации аммония, около 50% его фиксации происходило в течение 6 часов после его внесения и почти 100% – в течение первых 3 дней в обеих почвах (Drury, Beauchamp, 1991). В другом опыте с контрастными по содержанию глины почвами количество NH_4^+ _(нд-фикс) за первые сутки составило 72% от фиксированного в течение 10 дней (Trehan, 1996). Температура не влияла на скорость фиксации экзогенного азота (Drury, Beauchamp, 1991).

Содержание недавно-фиксированного аммония остается неизменным в течение первых примерно 25 дней после внесения N удобрений, но в последующие 20–30 дней снижается на 25% после того, как весь внесенный с удобрениями аммоний нитрифицируется (Sowden, 1976). Т.е. при истощении пула обменного аммония часть NH_4^+ _(нд-фикс) переходит в NH_4^+ _(обм) в соответствии с приведенными выше обратимыми реакциями динамического равновесия между пулами NH_4^+ . Скорость высвобождения (дефиксации) NH_4^+ _(нд-фикс) значительно ниже, чем скорость его фиксации (Kowalenko, Cameron, 1976; Sowden, 1976; Drury, Beauchamp, 1991). В условиях, когда истощение пула обменного аммония в почве не происходит, количество недавно фиксированного NH_4^+ остается неизменным в течение длительного времени (Norman et al., 1987), что хорошо продемонстрировано на рисунке (рис.1).

Исходя из природы фиксации аммония, очевидна тесная корреляционная связь между содержанием глины и количеством природно-фиксированного аммония (Хамова, 1982; Якименко, 2011; Kissel et al., 2008). Также понятен феномен, что почвы с более высоким содержанием глины фиксируют больше аммония из свежевнесенных удобрений. Например, в инкубационных опытах с внесением меченого ^{15}N сульфата аммония, размеры его фиксации составили менее 1% от внесенного экзогенного N в почвах с содержанием глины 6 и 12%, около 3% – в почве, имеющей 23% глинистой фракции и 31% от внесенного – в почве, содержащей 47% глины (Jensen et al., 1989). В другом лабораторном опыте с внесением меченого ^{15}N сульфата аммония, среднее (за период 1–10 день инкубации) количество необменно-фиксировано экзогенного азота равнялось 1,4% от внесенного N в почве с содержанием глины 15% (при pH 5,8, $\text{C}_{\text{орг}}$ 1,1%) и 23,4 % от внесенного – в почве с содержанием глины 53% (при pH 6,9, $\text{C}_{\text{орг}}$ 7,0%) (Trehan, 1996). По результатам этих двух опытов мы рассчитали эмпирическую зависимость между содержанием глинистой (<2 мкм) фракции и NH_4^+ _(нд-фикс), выраженного в % от внесенного количества экзогенного N:

$$\text{NH}_4^+_{(\text{нд-фикс})} = 0,49 \times \text{Exp}(0,08 \times \% \text{ глины}),$$

где 0,49 и 0,08 – коэффициенты уравнения нелинейной регрессии, достоверные при 1% уровнях значимости. Коэффициент детерминации полученного уравнения равен 0,975, а корреляции – 0,988.

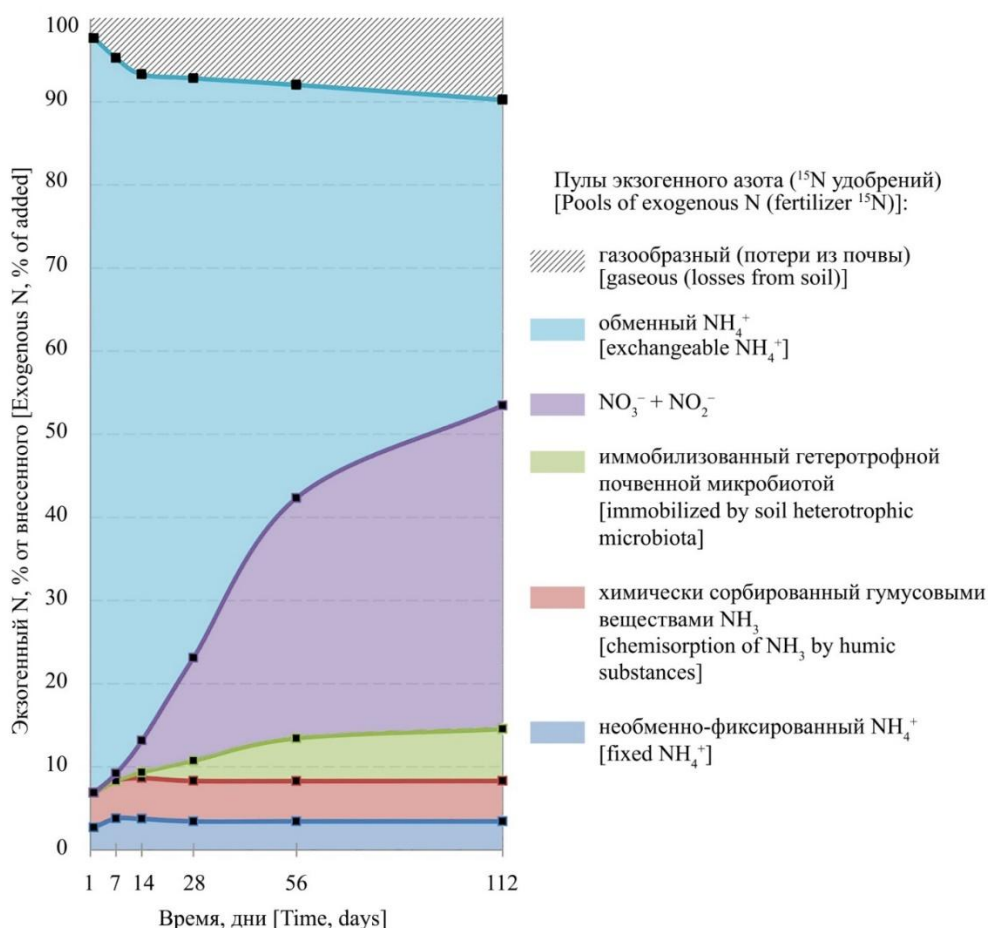


Рисунок 1. Динамика пулов экзогенного азота (^{15}N удобрений) в инкубационном опыте R.J. Norman с соавторами (Norman et al., 1987) в среднем для трех различающихся по свойствам почв. Используемые в инкубационном опыте почвы характеризовались следующими свойствами: водный pH от 5,9 до 6,5 ед., $\text{C}_{\text{орг}}$ от 3,0 до 0,8%, N общий от 0,24 до 0,08%, гранулометрический состав – от средне- до тяжелосуглинистого.

В цитируемых выше результатах инкубационного опыта (Jensen et al., 1989), в почве с высоким содержанием глины (47%) содержание природно-фиксированного аммония достигало значительной величины – 10% от общего содержания азота. В наиболее распространенных подтипах агрогенных черноземов Восточно-Европейской равнины содержание природно-фиксированного аммония в верхнем слое почвы варьирует в узких пределах – от 3 до 5% от общего N (Завалин и др., 2018) и практически столько же в Западной Сибири – от 3 до 6% от общего N (Гамзиков, 1981). Учитывая, что преобладающее большинство рассматриваемых нами черноземных почв содержит 20–40% глинистой фракции (<2 мкм), то в соответствии с полученным уравнением регрессии (1) следует ожидать размеры необменной фиксации аммония (NH_4^+ _{нд-фикс}) в этих почвах от 2,3% до 11,5% (в среднем 5,2%) от внесённого N.

В инкубационном опыте с тремя различающимися по свойствам почвами (с содержанием углерода ПОВ от 0,8 до 3,0%, глинистых частиц – от 12 до 31%, pH – от 5,9 до 6,5) через сутки после внесения меченого ^{15}N безводного аммиака экзогенный NH_4^+ , фиксированный глинистыми минералами, составил в среднем 3% внесённого N (от 1 до 4% в различных почвах), а сорбированный гумусовыми веществами – в среднем 4% внесённого N (от 3 до 6%) (Norman et al., 1987). В дальнейшем эти величины практически не изменяются на протяжении 112 дней проведения эксперимента (рис. 1).

Размеры хемосорбции аммония гумусовыми веществами при внесении меченого ^{15}N сульфата аммония в двух разных по свойствам почвах изучали в специальном лабораторном опыте с применением автоклавирования для стерилизации почвы. Установлено, что в почве с высоким содержанием ПОВ (7,0% $\text{C}_{\text{орг}}$, pH 6,9 и 53% глины) среднее за период 1–10 дней инкубации количество абиотически сорбированного гумусовыми веществами аммония составило 4,8% от внесённого, а в почве с низким содержанием ПОВ (1,1% $\text{C}_{\text{орг}}$, pH 5,8 и 15% глины) – 1,4%. Скорость хемосорбции в

обеих почвах можно охарактеризовать как очень высокую: за первые сутки сорбировалось 86–94% NH_4^+ от общего количества сорбированного аммония в течение 10 дней (Trehan, 1996).

В опытах с двумя почвами, содержащими 2,1–3,2% $\text{C}_{\text{орг}}$ и 31–36% глинистой фракции, сумма экзогенного не-экстрагируемого азота (т.е. необменно-фиксированного глинистыми минералами, сорбированного гумусовыми веществами и иммобилизованного микробиотой) быстро достигала своего максимума и уже через три первых дня после внесения удобрений достоверно не изменялась со временем для обоих типов почв во всех вариантах опыта (Drury, Beauchamp, 1991). Почти половина (45%) не-экстрагируемого азота объясняется необменной фиксацией глинистыми минералами и составляет в среднем для двух почв 3,9% от внесённого экзогенного азота; оставшиеся 55% не-экстрагируемого азота соответствовали в среднем 4,8% от внесённого N. Учитывая относительно быструю скорость хемосорбции гумусовыми веществами и относительно медленную скорость иммобилизации почвенной микробиотой (Drury, Beauchamp, 1991), полагаем, что для временного интервала 7–10 дней после внесения удобрений полученная величина расходования NH_4^+ (4,8% от внесённого N) обусловлена, преимущественно, абиотическим процессом – сорбцией гумусовыми веществами.

Большой объем исследований необменной фиксации азота удобрений в полевых опытах с яровой пшеницей выполнен Г.П. Гамзиковым с соавторами (Гамзиков, 1981; Гамзиков и др., 1985) на различных почвах в южной части Западной Сибири. В серии опытов на трех типах почв, закрепление азота в почве за счёт необменной фиксации в конце вегетационного периода составило в среднем 4,2% (от 2,6 до 5,5%) от внесённого азота в амидной форме (Гамзиков, 1981); в серии 4-летних опытов, также на трех типах почв, количество необменно-фиксированного экзогенного азота достигало в среднем 3,8% (от 1,2 до 8,0%) от внесённого (Гамзиков и др., 1985). Учитывая, что со временем после внесения удобрений содержание экзогенного азота снижается на 25% (Sowden, 1976), можно рассчитать, что в первые дни (7–10 суток) после внесения удобрений процесс необменной фиксации отвечает за расходование в среднем 5,3% внесённого N в первой серии опытов и 4,8% – во второй серии. В других опытах на двух типах почв количество фиксированного NH_4^+ определяли в течение вегетационного сезона. Усреднённые за сезон размеры фиксации составили 3,2 и 7,3% от внесённого или в среднем для обоих типов почв – 5,2% (Гамзиков и др., 1985).

Таким образом, для различных почв и вариантов внесения аммонийных удобрений получены следующие средние размеры фиксации аммонийного азота в инкубационных опытах: 9% (1–31%) от внесённого (Jensen et al., 1989), 12% (1,4–23,4%) (Trehan, 1996); 5,2% (2,3–11,5%) (рассчитано нами по уравнению (1) на основе данных E.S. Jensen et al. (1989) и S.P. Trehan (1996)); 3% (1–4%) (Norman et al., 1987); 3,9% (Drury, Beauchamp, 1991); а в полевых опытах: 5,3% (3,3–6,9%) от внесённого (Гамзиков, 1981); 4,8% (1,5–10,0%) (Гамзиков и др., 1985); 5,2% (3,2–7,3%) (Гамзиков и др., 1985). Средние для различных почв размеры хемосорбции гумусовыми веществами составили в разных экспериментах 4% внесённого N (Norman et al., 1987); 2,5% (Trehan, 1996) и 4,8% (Drury, Beauchamp, 1991).

Учитывая, что черноземные почвы имеют слабокислую и нейтральную реакцию среды, считаем, что потери азота за счет улетучивания аммония составляют не более 1% от внесённого азота удобрений. Обобщая результаты рассмотренных выше экспериментов и учитывая связь между содержанием природно-фиксированного аммония и количеством фиксированного NH_4^+ из свежеснесённых удобрений допускаем, что в черноземных почвах средне- и тяжелосуглинистого гранулометрического состава размеры необменной фиксации глинистыми минералами составляют около 5%, а хемосорбции – 4% от внесённого экзогенного азота. Все процессы протекают быстро и достигают своих максимальных значений в течение первых суток после внесения аммонийных удобрений.

ТРАНСФОРМАЦИЯ АММОНИЙНОГО АЗОТА В НИТРАТНЫЙ АЗОТ

Наиболее важным процессом (с точки зрения количества трансформированного азота), происходящим с NH_4^+ почвенного раствора и обменным NH_4^+ , является нитрификация – процесс биологического окисления аммиака/аммония до нитратов.

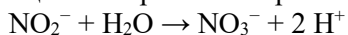
Трансформация аммонийного азота при автотрофной нитрификации происходит в две фазы (Norton, 2008):

(1Ф) В первой фазе аммоний-окисляющие бактерии (такие как *Nitrosomonas* и/или *Nitrosospira*) превращают аммоний в гидроксилламин с помощью фермента аммоний-монооксигеназы, а дальнейшая трансформация аммония в нитраты катализируется ферментом гидроксилламин-оксиредуктазы:

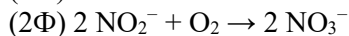
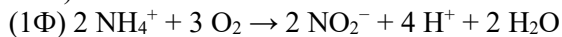


Кроме вышеупомянутых бактерий, в настоящее время известны аммоний-окисляющие археи (Nitrososphaera), также осуществляющие окисление аммония до нитритов (Norton, Ouyang, 2019).

(2Ф) Во второй фазе нитрит-окисляющие бактерии (такие как Nitrobacter и/или Nitrospira) превращают нитриты в нитраты с помощью фермента нитрит-оксиредуктазы:



Уравнения первой и второй фаз нитрификации иногда записывают следующим образом (Benke et al., 2012):



В последние десятилетия открыты и другие пути трансформации соединений азота до нитритов и нитратов. Например, comammox – полное окисление аммония, осуществляемое некоторыми бактериями класса Nitrospira (Strong et al., 1999). Однако окисление аммиака и нитритов хемолитотрофными бактериями и археями признается в настоящее время основным механизмом нитрификации в сельскохозяйственных почвах (Norton, 2008).

Ведущими факторами, определяющими скорость нитрификации в почвах, являются температура, влажность, pH, концентрация субстрата ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$), уровень CO_2 и O_2 (аэрация) (Drury, Beauchamp, 1991; Norton, 2008; Fuka et al., 2009). Гранулометрический состав имеет незначительное влияние на нитрификацию (Strong et al., 1999); лишь в песчаных почвах с низким содержанием ПОВ отмечается крайне низкая скорость протекания этого процесса (Barth et al., 2020). Скорость нитрификации резко замедляется при высокой влажности почвы (при полной полевой влагоемкости), что обусловлено недостатком O_2 , необходимого для этого процесса (Schmidt, 1982; Norton, 2008). В отношении кислотности почвы, большинство авторов отмечают близкий интервал оптимальной кислотности для обеих фаз нитрификации: 6,5–7,5 ед. pH (Norton, 2008), 6–8 ед. pH (Schmidt, 1982), 6,9–7,7 ед. pH (Sahrawat, 1982), 7,5 ед. pH (Sahrawat, 2008). В качестве нижнего предела для осуществления нитрификации указывают 5 ед. pH (Sahrawat, 1982; Kyveryga et al., 2004) или даже 4 ед. pH (Schmidt, 1982).

В цитируемом выше лабораторном эксперименте (Norman et al., 1987) с тремя различными почвами, через сутки после внесения удобрений в среднем 91% экзогенного N оставалось в форме обменного аммония и лишь 9% трансформировалось в другие соединения (газообразный азот, фиксированный глинами и сорбированный гумусовыми веществами). Со временем, через одну неделю проведения опыта, содержание обменного аммония снижается благодаря необменной фиксации (достигающей своего максимального значения в эту дату) и нитрификации, а также за счет небольших газообразных потерь. Через 2, 3 и 8 недель уменьшение содержания обменного аммония в почве происходит в среднем на 84% (83,6–84,9%) за счёт нитрификации и лишь на 16% (15,1–16,4%) за счет его иммобилизации почвенной микробиотой (рис. 1). Существенного увеличения газообразных потерь экзогенного азота за это время не происходит. В инкубационном опыте с внесением мочевины также отмечается очень быстрая скорость трансформации амидного азота в нитраты при благоприятных условиях (температура, аэрация, близкая к нейтральной реакция среды) (Ghaly, Ramakrishnan, 2013). Очевидно, что соотношение скорости нитрификации и иммобилизации зависит от вышеупомянутых факторов, обуславливающих активность нитрифицирующих микроорганизмов. Для процесса иммобилизации, осуществляемого, преимущественно, хемоорганотрофными микроорганизмами, важно наличие в почве достаточного количества легкоразлагаемого углеродистого субстрата, в отличие от нитрификаторов – хемолитотрофов по типу питания. Кроме того, скорость этих процессов может различаться в инкубационных опытах и полевых условиях.

В длительных полевых опытах на пылеватых тяжелосуглинистой и средне-глинистой почвах с нейтральной кислотностью (Центральная Калифорнийская Долина), при двух системах земледелия – традиционной (с минеральными удобрениями) и с внесением в почву большого количества органического вещества (навоз и растительные остатки) определяли скорости процессов цикла азота при использовании меченых ^{15}N удобрений в течение вегетационного сезона. Получено, что скорость иммобилизации почвенной микробиотой нитратного N составляла 32–35% от общей скорости нитрификации при традиционной системе земледелия и 37–46% – даже при внесении больших доз легкоразлагаемого органического вещества (Burger, Jackson, 2003). Сделан вывод, что в обеих почвах гетеротрофные микроорганизмы ассимилируют меньше аммонийного азота, чем нитратного из-за низкого содержания пула NH_4^+ , что связано с его быстрым истощением за счёт нитрификации. В опытах с применением аммиачных и аммонийных удобрений на различных пахотных почвах установлено, что общая скорость нитрификации может достигать своих потенциальных

(максимальных) значений в течение 3 дней, увеличиваясь с 0,3 до 8,0 мг N кг⁻¹ день⁻¹ (Mendum et al., 1999). J.M. Norton (2008) в своем обзоре приходит к аналогичному заключению: в большинстве сельскохозяйственных почв значительная доля обменного NH₄⁺ быстро трансформируется в NO₃⁻. Очевидно, что нитрифицирующие микроорганизмы являются более конкурентно способными за аммонийный N, по сравнению с гетеротрофной почвенной микробиотой, иммобилизующей эту форму азота.

В отношении температуры, для различных почвенно-климатических условий получены отличающиеся данные, демонстрирующие максимальную скорость нитрификации при 20–25°C, 30–40°C и даже 40°C, что вероятно обусловлено адаптацией нитрифицирующих микроорганизмов к температурным режимам разных почв (Schmidt, 1982). Тем не менее, наиболее благоприятной температурой для нитрификации в настоящее время считается диапазон от 25 до 30°C. При понижении температуры от 25 до 5°C скорость нитрификации постепенно снижается (Norton, 2008; Russell et al., 2002). Температура 5°C, по-видимому, является нижним пределом, при котором аммоний трансформируется в нитраты в каких-то существенных количествах (Anderson, 1960; Addiscott, 1983).

Мы рассчитали коэффициент температурного ускорения Q₁₀ (правило Вант-Гоффа) по убыли обменного аммония в почве после внесения аммонийного N на основании экспериментальных данных лабораторного опыта со среднесуглинистой старопахотной почвой, получавшей минеральные удобрения длительное время (опыт Rothamsted experimental station, Великобритания) (Addiscott, 1983). Поскольку опыт инкубационный, поглощения аммонийного N растениями не происходило. Так как необменная фиксация аммония глинистыми минералами и фиксация аммиака гумусовыми веществами происходят, преимущественно, в первые часы/сутки после внесения удобрения, то эти процессы не оказывают существенного влияния на превращения внесенного аммония в почву в период 2–3 недели после внесения удобрений. Как показали опыты R.J. Norman с соавторами (Norman et al., 1987), за 2–3 недели количество иммобилизованного почвенной микробиотой аммонийного азота составляло не более 16% от общей убыли аммонийного азота, а в первую неделю иммобилизации экзогенного азота не происходила (рис. 1). Таким образом, мы полагаем, что за первые 7–10 дней после внесения удобрений убыль обменно-поглощенного аммония в почве в этом опыте (Addiscott, 1983) обусловлена, главным образом, нитрификацией (на 90%). Рассчитанные нами коэффициенты температурного ускорения Q₁₀ для скорости нитрификации (по убыли обменного аммония) составили при повышении температуры:

$$Q_{10} \text{ от } 10 \text{ до } 20^{\circ}\text{C} = 2,6;$$

$$Q_{10} \text{ от } 5 \text{ до } 15^{\circ}\text{C} = 2,3;$$

$$Q_{10} \text{ от } 2,5 \text{ до } 10^{\circ}\text{C} = 2,1.$$

Расчёт последнего коэффициента является условным, т.к. разница температур составляет 7,5°C (а не 10°C) и при 2,5°C окисление аммонийного азота до нитратов происходило не полностью, замедляясь при снижении концентрации NH₄⁺ по сравнению с его исходным содержанием.

Коэффициент температурного ускорения при изменении температуры на 5°C обычно не употребляется, однако, для практических целей, считаем полезным его рассчитать. Мы получили следующие коэффициенты температурного ускорения при повышении температуры на 5°C:

$$Q_5 \text{ от } 15 \text{ до } 20^{\circ}\text{C} - Q_5 = 1,6;$$

$$Q_5 \text{ от } 10 \text{ до } 15^{\circ}\text{C} - Q_5 = 1,6;$$

$$Q_5 \text{ от } 5 \text{ до } 10^{\circ}\text{C} - Q_5 = 1,4;$$

$$Q_5 \text{ от } 2,5 \text{ до } 5^{\circ}\text{C} - Q_5 = 1,5.$$

В большинстве почв скорость второй фазы нитрификации выше, чем первой, поэтому нитриты обычно присутствуют в почвах в следовых количествах (Norton, 2008). Имеются данные, что при низких температурах происходит накопление нитритного азота в почве, что свидетельствует о большей чувствительности к пониженным температурам у нитрит-окисляющих бактерий (2-ая фаза нитрификации), чем у аммоний-окисляющих микроорганизмов (1-ая фаза нитрификации). Однако, эти данные весьма противоречивы: в одних исследованиях критической температурой, при которой происходит накопление нитритов, выявлена температура ниже 12°C (Russell et al., 2002), у других исследователей – 2°C (Justice, Smith, 1962), третьи авторы не наблюдали замедления 2-ой фазы нитрификации при температуре 4°C (Macduff, White, 1985).

Для рассматриваемых нами черноземных почв, которые крайне редко находятся в переувлажненном состоянии (т.е. хорошо аэрированы), имеют, в основном, нейтральную реакцию среды и содержат высокое количество субстрата (NH₄⁺/NH₃) после применения азотных удобрений, температура остаётся наиболее важным фактором, контролирующим скорость нитрификации.

КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ АЗОТА УДОБРЕНИЙ В ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВАХ В ПЕРВЫЕ СУТКИ ПОСЛЕ ИХ ВНЕСЕНИЯ

В почвах, близких по свойствам к автоморфным почвам черноземного ряда Западной и Средней Сибири, Восточно-Европейской равнины, не все из вышеперечисленных процессов имеют место или, по крайней мере, сколь-либо значимы в количественном выражении. Процессы, характерные для черноземных почв представлены на рисунке 2, где приводится экспертная оценка количественного выражения этих процессов при условии основного допосевного или припосевного способов внесения удобрений в поздневесенний период (май). Для удобства использования результатов настоящего обобщения в практических целях на рисунке 2 представлены средние значения, а не их диапазон. Исходя из цели нашего обзора, основное внимание уделено процессам трансформации азота, происходящим, преимущественно, в первые сутки (7–10 дней) после внесения удобрений, которые отмечены на рисунке 2 красными линиями/стрелками. Цифры красного цвета возле стрелок показывают количества трансформируемого азота, выраженные в % от внесённого N соответствующих удобрений. Процессы, происходящие с азотом обменного аммония и растворенных аммиака и аммония в последующие 3–4 недели после внесения удобрений, отмечены на рисунке синими линиями, а цифры синего цвета отражают соответствующие величины процессов трансформации в процентах от общего размера этого пула. Процессы, происходящие с нитратным и аммонийным азотом, которые не рассматриваются подробно в нашем обзоре, а лишь упоминаются – отмечены зелёными линиями; эти процессы происходят медленно и становятся количественно значимыми приблизительно через месяц после внесения удобрений (рис. 2).

Полагаем, что в случае допосевного применения аммиачных, аммонийных и амидных удобрений в осенний период, с внесённым азотом будут происходить те же процессы и приблизительно в том же количественном выражении, что и при поздневесеннем сроке применения удобрений. Основные различия будут в скорости протекания этих процессов, поскольку при низких температурах (наблюдаемых поздней осенью, зимой и ранней весной) все микробиологические и даже химические процессы либо затухают, либо протекают с крайне низкой скоростью.

Подчеркнём, что приведенные на рисунке 2 величины процессов трансформации азотных удобрений можно использовать в качестве ориентировочных значений при внесении этих форм индустриального азота в наиболее часто встречающихся автоморфных агрогенно-преобразованных черноземных почвах с гранулометрическим составом от легкосуглинистого до легкоглинистого и актуальной кислотностью от слабокислой до нейтральной, что характерно для подавляющего большинства старопахотных почв черноземного пояса России. В почвах с иными характеристиками (супесчаный, глинистый и тяжелоглинистый гранулометрический состав; слабощелочная и щелочная реакция среды с $\text{pH} > 7,3$; высокое, более 15%, содержание органического вещества; анаэробные условия в период после внесения удобрений; температурный и водный режим, отличающийся от гидротермических условий лесостепной и степной биоклиматических зон) величины скорости процессов трансформации экзогенного азота будут отличаться от значений, приведённых на рис. 2.

Образующиеся при нитрификации ионы NO_3^- , в дальнейшем принимают участие в других процессах азотного цикла, таких как: поглощение корнями растений с последующей ассимиляцией; иммобилизация гетеротрофной почвенной микробиотой; денитрификация и хемоденитрификация (процессы, приводящие к восстановлению нитратов до молекулярного азота и его оксидов); выщелачивание (нисходящая миграция нитратов за пределы почвенного профиля до грунтовых вод). Эти процессы происходят медленнее, чем упомянутые выше и становятся значимыми в количественном выражении (в % от внесённого N) приблизительно через месяц после внесения удобрений.

Рассмотрение этих процессов находится за пределами нашего обзора. Отметим лишь, что потери экзогенного азота за счёт выщелачивания нитратов в черноземных почвах незначительны. Для почв южной части Западной Сибири установлено, что даже в годы с повышенной влажностью экзогенный азот остаётся в почвенном профиле (Гамзиков, 2013). Некоторые черноземные почвы (оподзоленные и выщелоченные), хотя и имеют периодически промывной тип водного режима, но, как правило, в весенний период после внесения удобрений эти почвы не промываются и выщелачивание нитратов маловероятно. В случае осеннего внесения аммиачных, аммонийных и амидных удобрений, трансформация этих форм азота в нитраты происходит с крайне низкой скоростью, поэтому в период снеготаяния экзогенный азот все ещё присутствует в почве в аммонийной форме и его вымывания из почвенного профиля до грунтовых вод не происходит.

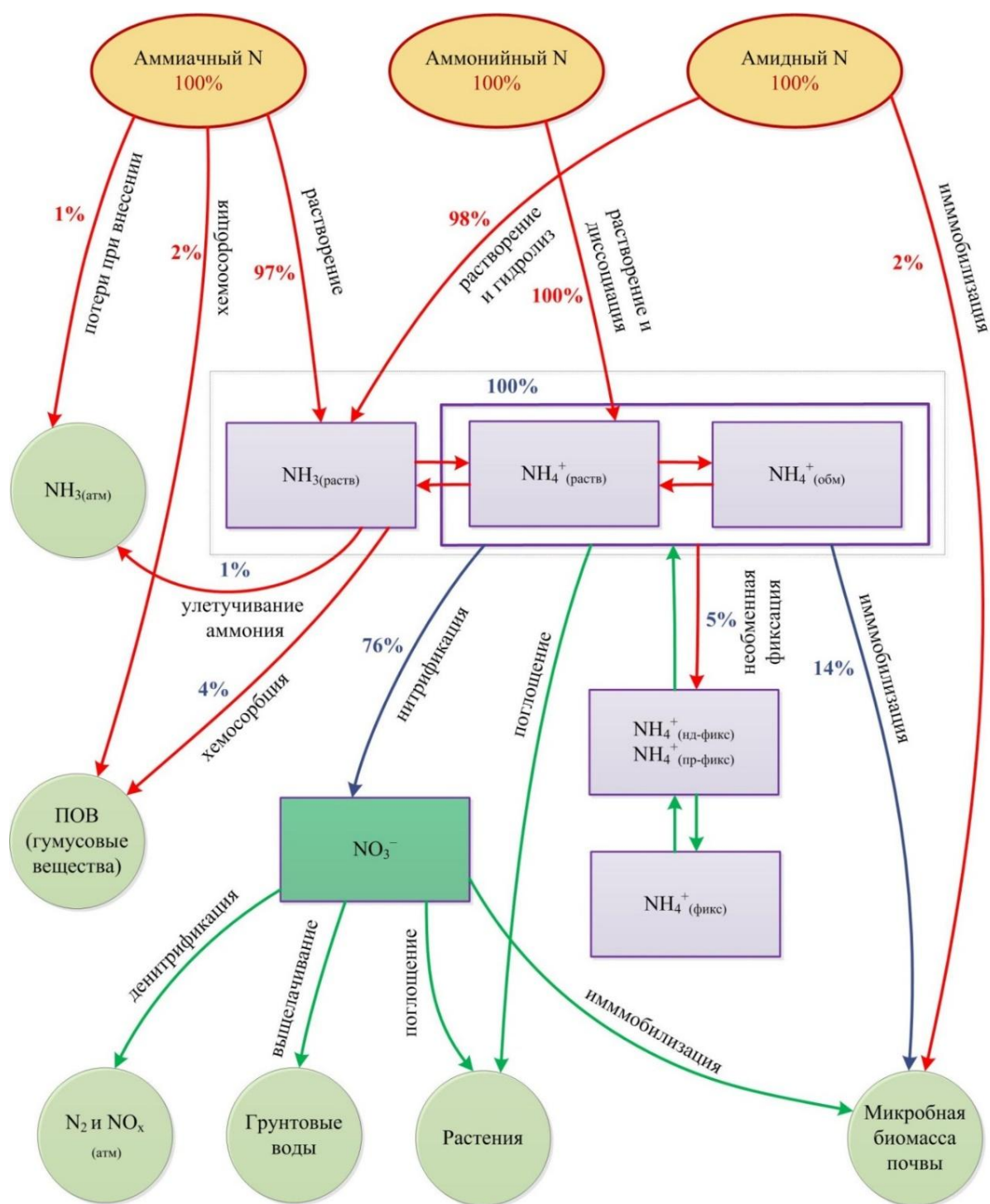


Рисунок 2. Основные процессы трансформации азотсодержащих удобрений и их интенсивность в первые сутки после внесения в черноземные почвы при использовании удобрений до или при посеве в поздневесенний период (3-я декада апреля, первая половина мая). Рисунок П.А. Барсукова.

Обозначения. Красные линии/стрелки обозначают «быстрые» процессы, происходящие в первые часы и сутки (7–10 дней) после внесения удобрений. Цифры красного цвета возле стрелок показывают размеры трансформируемого азота, выраженные в % от количества внесённого N соответствующих удобрений. Синие линии/стрелки обозначают относительно «медленные» процессы, происходящие с азотом пула $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ (состоящего из обменного аммония и растворенных аммиака и аммония) в последующие 3–4 недели после внесения удобрений, а цифры синего цвета отражают соответствующие величины процессов трансформации в процентах от общего размера этого пула. Зелёными линиями отмечены ещё более «медленные» процессы, происходящие с нитратным и аммонийным азотом, которые не рассматриваются подробно в нашем обзоре.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Увеличивающиеся темпы применения промышленных азотных удобрений привели к удвоению потоков азота в глобальном биогеохимическом цикле, трансформировав его в агрогеохимический, сопровождаемый рядом негативных экологических последствий. Для снижения этих последствий, с одной стороны, и повышения окупаемости удобрений растительной продукцией, с другой стороны, необходимо анализировать **эффективность использования азота (ЭИА)**, или в англоязычной литературе – Nitrogen Use Efficiency) в агроэкосистемах (Башкин, 2022). Одним из важных видов оценки ЭИА является учёт интенсивности процессов трансформации азотных удобрений при их внесении.

Трансформация аммиачных, аммонийных и амидных удобрений в почве в первые недели после их внесения происходит за счёт большого набора процессов физической, химической, физико-химической и микробиологической природы.

При внесении амидного азота (мочевины, КАС) происходит:

- растворение $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ в почвенном растворе;
- гидролиз $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ с образованием NH_3 ;
- превращение растворенного NH_3 в ионы NH_4^+ ;
- поглощение и иммобилизация аминогруппы $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ почвенной микробиотой.

При внесении аммиачного азота (безводного аммиака) происходит:

- диффузия NH_3 в свободные поровые пространства почвы;
- физическая сорбция NH_3 на поверхности почвенных частиц;
- хемосорбция NH_3 гумусовыми веществами;
- растворение NH_3 в почвенном растворе;
- превращение растворенного NH_3 в ионы NH_4^+ .

При внесении аммонийного азота (сульфата аммония, аммонийной селитры, КАС) происходит:

- растворение аммоний-содержащих соединений в почвенном растворе и их диссоциация на NH_4^+ и соответствующие анионы;
- превращение в газообразный NH_3 с последующим улетучиванием;
- превращение в газообразный NH_3 с последующей хемосорбцией гумусовыми веществами;
- обменная адсорбция глинистыми минералами;
- необменная фиксация глинистыми минералами;
- поглощение и иммобилизация гетеротрофной почвенной микробиотой;
- поглощение корнями растений (ассимиляция растениями);
- нитрификация.

Нитратный азот участвует в следующих процессах цикла азота:

- поглощение и иммобилизация гетеротрофной почвенной микробиотой;
- поглощение корнями растений (ассимиляция растениями);
- денитрификация;
- хемоденитрификация;
- выщелачивание из почвенного профиля в грунтовые воды.

Скорость вышеперечисленных процессов может существенно отличаться в почвах, различающихся по свойствам и гидротермическим характеристикам. В нашем обзоре сделан акцент на процессах трансформации азотсодержащих соединений и количественном выражении этих процессов для почв со свойствами, характерными для агрогенно-преобразованных черноземных почв – гранулометрический состав от легкосуглинистого до легкоглинистого, актуальная кислотность от слабокислой до нейтральной, которые составляют основу пахотного фонда черноземного пояса России.

Считаем перспективным в практическом и теоретическом аспектах проведение дальнейших экспериментальных исследований по изучению влияния влажности и, особенно, температуры почвы на скорость процессов трансформации азотсодержащих соединений в черноземных почвах в условиях как инкубационных, так и полевых опытов. Учитывая быстрое распространение применения жидких азотных удобрений (безводного аммиака и карбамидо-аммиачных смесей) в Сибири и в России в целом, представляет большой практический интерес исследование поведения азота этих удобрений

при различных сроках внесения, определяющих режимы температуры и влажности, при которых будет происходить трансформация этих форм азота в почве и, как следствие, накопление нитратного азота к периоду интенсивного поглощения азота растениями.

БЛАГОДАРНОСТИ

Автор искренне признателен Анастасии Анатольевне Крыловой, ведущему инженеру лаборатории агрохимии Института почвоведения и агрохимии СО РАН, за помощь в оформлении рукописи данной статьи.

ФИНАНСОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (проект № 121031700309-1).

ЛИТЕРАТУРА

- Башкин В.Н. О роли необменного аммония в азотном режиме почв. Диссертация ... канд. биол. наук. Пушкино-на-Оке, 1974. 210 с.
- Башкин В.Н. Повышение эффективности использования азота: проблемы и пути решения. Сообщение 1. Агрогеохимические подходы // Агрохимия. 2022. № 7. С. 82–96. <https://doi.org/10.31857/S0002188122070031>
- Гамзиков Г.П. Азот в земледелии Западной Сибири. Москва: Наука, 1981. 267 с.
- Гамзиков Г.П. Агрохимия азота в агроценозах. Новосибирск: РАСХН, Сибирское отделение, 2013. 790 с.
- Гамзиков Г.П., Кострик Г.И., Емельянова В.Н. Баланс и превращение азота удобрений. Новосибирск. Наука, Сибирское отделение. 1985. 161 с.
- Завалин А.А., Соколов О.А., Шмырева Н.Я. Азот в агроecosистеме на черноземных почвах. Москва: РАН, 2018. 180 с.
- Карабут Т. В форме воды. Потребление жидких удобрений в России превысило 770 тысяч тонн // Агроинвестор. 2020. № 6. URL: <https://www.agroinvestor.ru/technologies/article/33818-v-forme-vody-potreblenie-zhidkikh-udobreniy-v-rossii-prevysilo-770-tysyach-tonn> (дата обращения: 22.09.2025).
- Кудяров В.Н. Цикл азота в почве и эффективность удобрений. Москва: Наука, 1989. 216 с.
- Национальный атлас почв Российской Федерации / гл. ред. С.А. Шоба. Москва: Астрель, АСТ Москва, 2011. 631 с. [Электронный ресурс]. URL: <https://soil-db.ru/soilatlas> (дата обращения: 22.09.2025).
- Применение жидких азотных удобрений КАС и серосодержащих удобрений. Источник: Минсельхоз Самарской области // АгроВестник. Дата публикации: 12.01.2020. [Электронный ресурс]. URL: <https://agrovesti.net/lib/tech/fertilizer-tech/primenenie-zhidkikh-azotnykh-udobrenij-kas-i-serosoderzhashchikh-udobrenij.html> (дата обращения: 22.09.2025).
- Хамова О.Ф. Фиксированный аммоний в почвах Омского Прииртышья и его доступность растениям: Автореферат диссертации ... канд. биол. наук. Новосибирск, 1982. 18 с.
- Шейн Е.В. Гранулометрический состав почв: проблемы методов исследования, интерпретации результатов и классификаций // Почвоведение. 2009. № 3. С. 309–317.
- Щеглов Д.И. Черноземы центральных областей России: современное состояние и направление эволюции // Черноземы Центральной России: генезис, эволюция и проблемы рационального использования. Сборник материалов научной конференции, посвященной 80-летию кафедры почвоведения и управления земельными ресурсами в 100-летней истории Воронежского государственного университета / под ред. Д.И. Щеглова. Воронеж: Издательско-полиграфический центр «Научная книга», 2017. С. 5–18.
- Якименко В.Н. Фиксация калия и аммония почвой агроценозов // Агрохимия. 2011. № 8. С. 5–10.
- Addiscott T.M. Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories // Journal of Soil Science. 1983. Vol. 34. No. 2. P. 343–353. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1983.tb01040.x>
- Allison F.E. Nonbiological Immobilization of Nitrogen. Chapter 11. In book: Soil Organic Matter and Its Role in Crop Production. Developments in Soil Science. Vol. 3. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, London, New York. 1973. P. 206–229. [https://doi.org/10.1016/s0166-2481\(08\)70569-5](https://doi.org/10.1016/s0166-2481(08)70569-5)
- Anderson O.E. The effect of low temperatures on nitrification of ammonia in Cecil sandy loam // Soil Science Society of America Journal. 1960. Vol. 24. No. 4. P. 286–289. <https://doi.org/10.2136/sssaj1960.03615995002400040022x>

- Angus J.F., Gupta V.V.S.R., Pitson G.D., Good A.J. Effects of banded ammonia and urea fertiliser on soil properties and the growth and yield of wheat // *Crop and Pasture Science*. 2014. Vol. 65. No. 4. P. 337–352. <https://doi.org/10.1071/CP13337>
- Barker B. Anhydrous ammonia retention in soil is high // *Top Crop Manager*. 1999. [Электронный ресурс]. URL: <https://www.topcropmanager.com/anhydrous-ammonia-retention-in-soil-is-high-10571/> (дата обращения: 22.09.2025).
- Barth G., Otto R., Almeida R.F., Cardoso E.J.B.N., Cantarella H., Vitti G.C. Conversion of ammonium to nitrate and abundance of ammonium-oxidizing-microorganism in Tropical soils with nitrification inhibitor // *Scientia Agricola*. 2019. Vol. 77. No. 4. P. e20180370. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0370>
- Benke M.B., Goh T.B., Karamanos R., Lupwayi N.Z., Hao X. Retention and nitrification of injected anhydrous NH₃ as affected by soil pH // *Canadian Journal of Soil Science*. 2012. Vol. 92. No. 4. P. 589–598. <https://doi.org/10.4141/CJSS2011-108>
- Booth M., Stark J., Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data // *Ecological monographs*. 2005. Vol. 75. No. 2. P. 139–157. <https://doi.org/10.1890/04-0988>
- Bouwmeester R.J.B., Vlek P.L.G., Stumpe J.M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from a urea-fertilized soil // *Soil Science Society of America Journal*. 1985. Vol. 49. No. 2. P. 376–381. <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900020021x>
- Braun J., Mooshammer M., Wanek W., Prommer J., Walker T.W.N., Rütting T., Richter A. Full ¹⁵N tracer accounting to revisit major assumptions of ¹⁵N isotope pool dilution approaches for gross nitrogen mineralization // *Soil Biology and Biochemistry*. 2018. Vol. 117. P. 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.005>
- Broadbent F.E., Stevenson F.J. Organic matter interactions. In book: *Agricultural anhydrous ammonia technology and use*. M.H. McVikar, W.P. Martin, I.E. Miles and H.H. Tucker (eds.). Agricultural Ammonia Institute, Memphis, Tennessee. 1966. P. 169–187.
- Burger M., Jackson L.E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems // *Soil Biology and Biochemistry*. 2003. Vol. 35. No. 1. P. 29–36. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00233-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00233-X)
- Cavalli D., Consolati G., Marino P., Bechini L. Measurement and simulation of soluble, exchangeable, and non-exchangeable ammonium in three soils // *Geoderma*. 2015. Vol. 259–260. P. 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.05.011>
- Drury C.F., Beauchamp E.G. Ammonium fixation, release, nitrification and immobilization in high- and low-fixing soils // *Soil Science Society of America Journal*. 1991. Vol. 55. No. 1. P. 125–129. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500010022x>
- Fuka M.M., Engel M., Hafen A., Munch J.C., Sommer M., Schlöter M. Changes of diversity pattern of proteolytic bacteria over time and space in an agricultural soil // *Microbial Ecology*. 2009. Vol. 57. No. 3. P. 391–401. <https://doi.org/10.1007/s00248-008-9416-5>
- Ghaly A.E., Ramakrishnan V.V. Nitrification of urea and assimilation of nitrate in saturated soils under aerobic conditions // *American Journal of Agricultural and Biological Sciences*. 2013. Vol. 8. No. 4. P. 330–342. <https://doi.org/10.3844/ajabssp.2013.330.342>
- IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 2015. 192 p.
- Izaurrealde R.C., Kissel D.E., Cabrera M.L. Titratable acidity to estimate ammonia retention // *Soil Science Society of America Journal*. 1987. Vol. 51. No. 4. P. 1050–1054. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100040041x>
- Jensen E.S., Christensen B.T., Sørensen L.H. Mineral-fixed ammonium in clay- and silt-size fractions of soils incubated with ¹⁵N-ammonium sulphate for five years // *Biology and Fertility of Soils*. 1989. Vol. 8. No. 4. P. 298–302. <https://doi.org/10.1007/BF00263158>
- Jones D.L., Clode P.L., Kilburn M.R., Stockdale E.A., Murphy D.V. Competition between plant and bacterial cells at the microscale regulates the dynamics of nitrogen acquisition in wheat (*Triticum aestivum*) // *New Phytologist*. 2013. Vol. 200. No. 3. P. 796–807. <https://doi.org/10.1111/nph.12405>
- Justice J.K., Smith R.I. Nitrification of ammonium sulfate in a calcareous soil as influenced by combinations of moisture, temperature, and levels of added nitrogen // *Soil Science Society of America Journal*. 1962. Vol. 26. No. 3. P. 246–250. <https://doi.org/10.2136/sssaj1962.03615995002600030017x>
- Kissel D.E., Cabrera M.L., Paramasivam S. Chapter 4. Ammonium, ammonia, and urea reactions in soils // *Nitrogen in Agricultural Systems*. 2008. Vol. 49. P. 101–155. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr49.c4>

- Kowalenko C.G., Cameron D.R. Nitrogen transformation in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium // *Canadian Journal of Soil Science*. 1976. Vol. 56. No. 2. P. 63–70. <https://doi.org/10.4141/cjss76-010>
- Kowalenko C.G., Ross G.J. Studies on the dynamics of “recently” clay-fixed NH_4 using ^{15}N // *Canadian Journal of Soil Science*. 1980. Vol. 60. No. 1. P. 61–70. <https://doi.org/10.4141/cjss80-007>
- Kyveryga P.M., Blackmer A.M., Ellsworth J.W., Isla R. Soil pH effects on nitrification of fall applied anhydrous ammonia // *Soil Science Society of America Journal*. 2004. Vol. 68. No. 2. P. 545–551. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0545>
- Lindbeck M.R., Young J.L. Polarography of intermediates in the fixation of nitrogen by p-quinone-aqueous ammonia systems // *Analytica Chimica Acta*. 1965. Vol. 32. P. 73–80. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88894-7](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88894-7)
- Macduff J.H., White R.E. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content // *Plant and Soil*. 1985. Vol. 86. No. 2. P. 151–172. <https://doi.org/10.1007/BF02182891>
- Mendum T.A., Sockett R.E., Hirsch P.R. Use of molecular and isotopic techniques to monitor the response of autotrophic ammonia-oxidizing populations of the beta-subdivision of the class proteobacteria in arable soils to nitrogen fertilizer // *Applied and Environmental Microbiology* 1999. Vol. 65. No. 9. P. 4155–4162. <https://doi.org/10.1128/aem.65.9.4155-4162.1999>
- Moyo C.C., Kissel D.E., Cabrera M.L. Temperature effects on soil urease activity // *Soil Biology and Biochemistry* 1989. Vol. 21. No. 7. P. 935–938. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90083-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90083-7)
- Murphy D.V., Recous S., Stockdale E.A., Fillery I.R.P., Jensen L.S., Hatch D.J., Goulding K.W.T. Gross nitrogen fluxes in soil: theory, measurement and application of ^{15}N pool dilution techniques // *Advances in Agronomy*. 2003. Vol. 79. No. 69. P. e118. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)79002-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79002-0)
- Myrold D.D., Pett-Ridge J., Bottomley P.J. Nitrogen mineralization and assimilation at millimeter scales // *Methods in Enzymology*. 2011. Vol. 496. P. 91–114. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386489-5.00004-X>
- Nieder R., Benbi D.K., Scherer H.W. Fixation and defixation of ammonium in soils: a review // *Biology and Fertility of Soils*. 2011. Vol. 47. No. 1. P. 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0506-4>
- Nommik H., Vahtras K. Retention and Fixation of Ammonium and Ammonia in Soils. Chapter 4. In book: *Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy Monograph 22. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. Madison, WI, USA, 1982. P. 123–171. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr22.c4>
- Norman R.J., Kurtz L.T., Stevenson F.J. Distribution and recovery of nitrogen-15-labeled anhydrous ammonia among various soil fractions // *Soil Science Society of America Journal*. 1987. Vol. 51. No. 1. P. 235–241. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100010048x>
- Norton J.M. Nitrification in agricultural soils. In book: *Nitrogen in agricultural systems*. J.S. Schepers, W.R. Raun (eds.). ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, USA, 2008. Vol. 49. P. 173–199. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr49.c6>
- Norton J., Ouyang Y. Controls and adaptive management of nitrification in agricultural soils // *Frontiers in Microbiology*. 2019. Vol. 10. Article 1931. P. 1–18. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01931>
- Opuwaribo E., Odu C.T.I. Ammonium fixation in Nigerian soils: 5. Types of clay minerals and relationship with ammonium fixation // *Soil Science*. 1978. Vol. 125. No. 5. P. 283–293.
- Pettit N.M., Smith A.R., Freedman R.B., Burns R.G. Soil urease: Activity, stability, and kinetic parameters // *Soil Biology and Biochemistry*. 1976. Vol. 8. No. 6. P. 479–487. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90089-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90089-4)
- Russell C.A., Fillery I.R.P., Bootsma N., McInnes K.J. Effect of temperature and nitrogen source on nitrification in a sandy soil // *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2002. Vol. 33. No. 11–12. P. 1975–1989. <https://doi.org/10.1081/CSS-120004836>
- Sahrawat K.L. Nitrification in some tropical soils // *Plant and Soil*. 1982. Vol. 65. No. 2. P. 281–286. <https://doi.org/10.1007/BF02374659>
- Sahrawat K.L. Factors affecting nitrification in soils // *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2008. Vol. 39. No. 9–10. P. 1436–1446. <https://doi.org/10.1080/00103620802004235>
- Sawyer J. Understanding anhydrous ammonia application in soil. Iowa State University, Extension and Outreach: Integrated Crop Management. March 2019. [Электронный ресурс]. URL: <https://crops.extension.iastate.edu/cropnews/2019/03/understanding-anhydrous-ammonia-application-soil> (дата обращения 22.09.2025).
- Schepers J.S., Fox R.H. Estimation of N budgets for crops. Chapter 8 // *Developments in Agricultural and Managed Forest Ecology*. Elsevier, 1989. Vol. 21. P. 221–246. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-87393-4.50014-9>

- Schmidt E.L. Nitrification in Soil. Chapter 7 // Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy Monograph 22. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. Madison, WI, USA. 1982. P. 253–288. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr22.c7>
- Sigurdarson J.J., Svane S., Karring H. The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture // Reviews Environmental Science Bio/Technology. 2018. Vol. 17. No. 2. P. 241–258. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9466-1>
- Sippola J., Ervio R., Eleveld R. The effects of nitrogen added as ammonium and manure to soils with a high ammonium-fixing capacity // Annales Agriculturae Fenniae. 1973. Vol. 12. P. 185–189.
- Smith R.V., Doyle R.M., Burns L.C., Stevens R.J. A model for nitrite accumulation in soils // Soil Biology and Biochemistry. 1997. Vol. 29. No. 8. P. 1241–1247. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00028-X)
- Sommer S.G., Christensen B.T. Ammonia volatilization after injection of anhydrous ammonia into arable soils of different moisture levels // Plant and Soil. 1992. Vol. 142. No. 1. P. 143–146. <https://doi.org/10.1007/BF00010184>
- Sommer S.G., Schjoerring J.K., Denmead O.T. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops // Advances in Agronomy. 2004. Vol. 82. P. 557–622. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)82008-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82008-4)
- Sowden F.J. Transformation of nitrogen added as ammonium and manure to soil with a high ammonium-fixing capacity under laboratory conditions // Canadian Journal of Soil Science. 1976. Vol. 56. No. 4. P. 319–331. <https://doi.org/10.4141/cjss76-041>
- Stevenson F.J., Cole M.A. Cycles of Soils: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. Second edition. New York: John Wiley and Sons, 1999. 427 p.
- Strong D.T., Sale P.W.G., Helyar K.R. The influence of soil matrix on nitrogen mineralization and nitrification. IV. Texture // Soil Research. 1999. Vol. 37. No. 2. P. 329–344. <https://doi.org/10.1071/S98043>
- Thorn K.A., Mikita M.A. Ammonia fixation by humic substances: a nitrogen- 15 and carbon- 13 NMR study // Science of the Total Environment. 1992. Vol. 113. No. 1–2. P. 67–87. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90017-M](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90017-M)
- Trehan S.P. Immobilisation of $^{15}\text{NH}_4^+$ in three soils by chemical and biological processes // Soil Biology and Biochemistry. 1996. Vol. 28. No. 8. P. 1021–1027. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00085-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00085-5)
- Wilkinson A., Hill P.W., Farrar J.F., Jones D.L., Bardgett R.D. Rapid microbial uptake and mineralization of amino acids and peptides along a grassland productivity gradient // Soil Biology and Biochemistry. 2014. Vol. 72. P. 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.01.026>
- Wozniak E.M., Baughman S.G. Patent Number: 5.549.728. Date of Patent: 27 Aug., 1996. [Электронный ресурс]. URL: <https://patents.google.com/patent/US5549728A/en> (дата обращения 22.09.2025).

Поступила в редакцию 23.09.2025

Принята 22.10.2025

Опубликована 27.10.2025

Сведения об авторе:

Барсуков Павел Анатольевич – кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник лаборатории агрохимии ФГБУН Институт почвоведения и агрохимии СО РАН (г. Новосибирск, Россия); barsukov.issa-siberia@mail.ru; <https://orcid.org/0000-0001-6554-9721>

Автор прочитал и одобрил окончательный вариант рукописи.



Статья доступна по лицензии [Creative Commons Attribution 4.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Transformation of ammonia, ammonium and amide fertilizers in chernozemic soils

© 2025 P. A. Barsukov 

Institute of Soil Science and Agrochemistry, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Lavrentieva, 8/2, Novosibirsk, Russia. E-mail: barsukov.issa-siberia@mail.ru

The review examines the processes occurring with ammonia, ammonium and amide fertilizers in the first 7–10 days after their application to soil, as well as the factors (both external abiotic and inner soil-specific) that determine the transformation rate of these nitrogen compounds. A more detailed analysis is provided of the influence of factors/conditions, common for agro-transformed chernozemic soils, on a corresponding (relatively high) soil organic matter content, granulometric composition (ranging from sandy loam to sandy clay), and actual

acidity (ranging from slightly acidic to neutral), i.e. soils that are the basis of the arable land of the chernozemic belt of Russia. The conclusion presents a diagram of the main processes of nitrogen fertilizer transformation and the intensity of these processes when fertilizers are applied right before or at the time of sowing in chernozemic soils in late spring (which for the agricultural region of Siberia usually falls on the first-second and, less often, third decade of May), which allows the results of this review to be used for practical purposes.

Keywords: *nitrogen; fertilizers; ammonia; ammonium; amide; nitrate; transformation of fertilizers in soil; chernozemic soils; Siberia.*

How to cite: Barsukov P.A. Transformation of ammonia, ammonium and amide fertilizers in chernozemic soils. The Journal of Soils and Environment. 2025. 8(3). e337. DOI: [10.31251/pos.v8i3.337](https://doi.org/10.31251/pos.v8i3.337) (in Russian with English abstract).

ACKNOWLEDGEMENTS

The author is sincerely grateful to Anastasia Anatolyevna Krylova, engineer with the laboratory of agrochemistry in the Institute of Soil Science and Agrochemistry, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, for her assistance in preparing the manuscript for this article.

FUNDING

The study was financially supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (project No. 121031700309-1).

REFERENCES

- Bashkin V.N. On the role of non-exchangeable ammonium in the nitrogen regime of soils. Dissertation ... Cand. of Biol. Sci. Pushchino-na-Oke, 1974. 210 p. (in Russian).
- Bashkin V.N. Improving the efficiency of nitrogen use: problems and solutions. Part 1. Agrogeochemical approaches. Agrokhimia. 2022. No. 7. P. 82–96. (in Russian). <https://doi.org/10.31857/S0002188122070031>
- Gamzikov G.P. Nitrogen in Agriculture of Western Siberia. Moscow: Nauka Publ., 1981. 267 p. (in Russian).
- Gamzikov G.P. Agricultural chemistry of nitrogen in agroecosystems. Novosibirsk: Russian Academy of Agricultural Sciences, Siberian Branch, 2013. 790 p. (in Russian).
- Gamzikov G.P., Kostrik G.I., Emelyanova V.N. Balance and transformation of fertilizer nitrogen. Novosibirsk: Nauka Publ., Siberian Branch, 1985. 161 p. (in Russian).
- Zavalin A.A., Sokolov O.A., Shmyreva N.Ya. Nitrogen in the agrosystem on chernozem soils. Moscow: RAS, 2018. 180 p. (in Russian).
- Karabut T. In the form of water. Liquid fertilizer consumption in Russia exceeded 770,000 tons. Agroinvestor. 2020. No. 6. URL: <https://www.agroinvestor.ru/technologies/article/33818-v-forme-vody-potreblenie-zhidkikh-udobreniy-v-rossii-prevysilo-770-tysyach-tonn> (accessed on 22.09.2025). (in Russian).
- Kudeyarov V.N. Nitrogen cycle in soil and fertilizer efficiency. Moscow: Nauka Publ., 1989. 216 p. (in Russian).
- National Atlas of Soils of the Russian Federation / ed. S.A. Shoba. Moscow: Astrel, AST Moscow, 2011. 631 p. [Electronic resource]. URL: <https://soil-db.ru/soilatlas> (accessed on 22.09.2025). (in Russian).
- Application of liquid nitrogen fertilizers UAN and sulfur-containing fertilizers. Ministry of Agriculture of the Samara Region. AgroVestnik. Publication date: 12.01.2020. [Electronic resource]. URL: <https://agrovesti.net/lib/tech/fertilizer-tech/primenenie-zhidkikh-azotnykh-udobrenij-kas-i-serosoderzhashchikh-udobrenij.html> (accessed on 22.09.2025). (in Russian).
- Khamova O.F. Fixed ammonium in the soils of the Omsk Irtysh region and its availability to plants: Abstract of Dissertation ... Cand. of Biol. Sci. Novosibirsk, 1982. 18 p. (in Russian).
- Shein E.V. The particle-size distribution in soils: Problems of the methods of study, interpretation of the results, and classification. Eurasian Soil Science. 2009. Vol. 42. No. 3. P. 284–291. <https://doi.org/10.1134/S1064229309030053>
- Shcheglov D.I. Chernozems of the central regions of Russia: current state and direction of evolution. In book: Chernozems of Central Russia: genesis, evolution and problems of rational use. Collection of materials of the scientific conference dedicated to the 80th anniversary of the Department of Soil Science and Land Resources Management in the 100-year history of Voronezh State University / edited by D.I. Shcheglov. Voronezh: Publishing and Printing Center “Nauchnaya kniga”, 2017. P. 5–18. (in Russian).
- Yakimenko V.N. Fixation of potassium and ammonium by soil of agrocenoses. Agrokhimia. 2011. No. 8. P. 5–10. (in Russian).

- Addiscott T.M. Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories. *Journal of Soil Science*. 1983. Vol. 34. No. 2. P. 343–353. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1983.tb01040.x>
- Allison F.E. Nonbiological Immobilization of Nitrogen. Chapter 11. In book: *Soil Organic Matter and Its Role in Crop Production*. Developments in Soil Science. Vol. 3. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam, London, New York. 1973. P. 206–229. [https://doi.org/10.1016/s0166-2481\(08\)70569-5](https://doi.org/10.1016/s0166-2481(08)70569-5)
- Anderson O.E. The effect of low temperatures on nitrification of ammonia in Cecil sandy loam. *Soil Science Society of America Journal*. 1960. Vol. 24. No. 4. P. 286–289. <https://doi.org/10.2136/sssaj1960.03615995002400040022x>
- Angus J.F., Gupta V.V.S.R., Pitson G.D., Good A.J. Effects of banded ammonia and urea fertiliser on soil properties and the growth and yield of wheat. *Crop and Pasture Science*. 2014. Vol. 65. No. 4. P. 337–352. <https://doi.org/10.1071/CP13337>
- Barker B. Anhydrous ammonia retention in soil is high. *Top Crop Manager*. 1999. [Electronic resource]. URL: <https://www.topcropmanager.com/anhydrous-ammonia-retention-in-soil-is-high-10571/> (accessed on: 22.09.2025).
- Barth G., Otto R., Almeida R.F., Cardoso E.J.B.N., Cantarella H., Vitti G.C. Conversion of ammonium to nitrate and abundance of ammonium-oxidizing-microorganism in Tropical soils with nitrification inhibitor. *Scientia Agricola*. 2019. Vol. 77. No. 4. P. e20180370. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0370>
- Benke M.B., Goh T.B., Karamanos R., Lupwayi N.Z., Hao X. Retention and nitrification of injected anhydrous NH₃ as affected by soil pH. *Canadian Journal of Soil Science*. 2012. Vol. 92. No. 4. P. 589–598. <https://doi.org/10.4141/CJSS2011-108>
- Booth M., Stark J., Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological monographs*. 2005. Vol. 75. No. 2. P. 139–157. <https://doi.org/10.1890/04-0988>
- Bouwmeester R.J.B., Vlek P.L.G., Stumpe J.M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from a urea-fertilized soil. *Soil Science Society of America Journal*. 1985. Vol. 49. No. 2. P. 376–381. <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900020021x>
- Braun J., Mooshammer M., Wanek W., Prommer J., Walker T.W.N., Rütting T., Richter A. Full ¹⁵N tracer accounting to revisit major assumptions of ¹⁵N isotope pool dilution approaches for gross nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*. 2018. Vol. 117. P. 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.005>
- Broadbent F.E., Stevenson F.J. Organic matter interactions. In book: *Agricultural anhydrous ammonia technology and use*. M.H. McVickar, W.P. Martin, I.E. Miles and H.H. Tucker (eds.). Agricultural Ammonia Institute, Memphis, Tennessee. 1966. P. 169–187.
- Burger M., Jackson L.E. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*. 2003. Vol. 35. No. 1. P. 29–36. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00233-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00233-X)
- Cavalli D., Consolati G., Marino P., Bechini L. Measurement and simulation of soluble, exchangeable, and non-exchangeable ammonium in three soils. *Geoderma*. 2015. Vol. 259–260. P. 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.05.011>
- Drury C.F., Beauchamp E.G. Ammonium fixation, release, nitrification and immobilization in high- and low-fixing soils. *Soil Science Society of America Journal*. 1991. Vol. 55. No. 1. P. 125–129. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500010022x>
- Fuka M.M., Engel M., Hafen A., Munch J.C., Sommer M., Schlöter M. Changes of diversity pattern of proteolytic bacteria over time and space in an agricultural soil. *Microbial Ecology*. 2009. Vol. 57. No. 3. P. 391–401. <https://doi.org/10.1007/s00248-008-9416-5>
- Ghaly A.E., Ramakrishnan V.V. Nitrification of urea and assimilation of nitrate in saturated soils under aerobic conditions. *American Journal of Agricultural and Biological Sciences*. 2013. Vol. 8. No. 4. P. 330–342. <https://doi.org/10.3844/ajabssp.2013.330.342>
- IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 2015. 192 p.
- Izaurrealde R.C., Kissel D.E., Cabrera M.L. Titratable acidity to estimate ammonia retention. *Soil Science Society of America Journal*. 1987. Vol. 51. No. 4. P. 1050–1054. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100040041x>
- Jensen E.S., Christensen B.T., Sørensen L.H. Mineral-fixed ammonium in clay- and silt-size fractions of soils incubated with ¹⁵N-ammonium sulphate for five years. *Biology and Fertility of Soils*. 1989. Vol. 8. No. 4. P. 298–302. <https://doi.org/10.1007/BF00263158>

- Jones D.L., Clode P.L., Kilburn M.R., Stockdale E.A., Murphy D.V. Competition between plant and bacterial cells at the microscale regulates the dynamics of nitrogen acquisition in wheat (*Triticum aestivum*). New Phytologist. 2013. Vol. 200. No. 3. P. 796–807. <https://doi.org/10.1111/nph.12405>
- Justice J.K., Smith R.I. Nitrification of ammonium sulfate in a calcareous soil as influenced by combinations of moisture, temperature, and levels of added nitrogen. Soil Science Society of America Journal. 1962. Vol. 26. No. 3. P. 246–250. <https://doi.org/10.2136/sssaj1962.03615995002600030017x>
- Kissel D.E., Cabrera M.L., Paramasivam S. Chapter 4. Ammonium, ammonia, and urea reactions in soils. Nitrogen in Agricultural Systems. 2008. Vol. 49. P. 101–155. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr49.c4>
- Kowalenko C.G., Cameron D.R. Nitrogen transformation in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium. Canadian Journal of Soil Science. 1976. Vol. 56. No. 2. P. 63–70. <https://doi.org/10.4141/cjss76-010>
- Kowalenko C.G., Ross G.J. Studies on the dynamics of “recently” clay-fixed NH_4 using ^{15}N . Canadian Journal of Soil Science. 1980. Vol. 60. No. 1. P. 61–70. <https://doi.org/10.4141/cjss80-007>
- Kyveryga P.M., Blackmer A.M., Ellsworth J.W., Isla R. Soil pH effects on nitrification of fall applied anhydrous ammonia. Soil Science Society of America Journal. 2004. Vol. 68. No. 2. P. 545–551. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0545>
- Lindbeck M.R., Young J.L. Polarography of intermediates in the fixation of nitrogen by p-quinone-aqueous ammonia systems. Analytica Chimica Acta. 1965. Vol. 32. P. 73–80. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88894-7](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88894-7)
- Macduff J.H., White R.E. Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content. Plant and Soil. 1985. Vol. 86. No. 2. P. 151–172. <https://doi.org/10.1007/BF02182891>
- Mendum T.A., Sockett R.E., Hirsch P.R. Use of molecular and isotopic techniques to monitor the response of autotrophic ammonia-oxidizing populations of the beta-subdivision of the class proteobacteria in arable soils to nitrogen fertilizer. Applied and Environmental Microbiology 1999. Vol. 65. No. 9. P. 4155–4162. <https://doi.org/10.1128/aem.65.9.4155-4162.1999>
- Moyo C.C., Kissel D.E., Cabrera M.L. Temperature effects on soil urease activity. Soil Biology and Biochemistry 1989. Vol. 21. No. 7. P. 935–938. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90083-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90083-7)
- Murphy D.V., Recous S., Stockdale E.A., Fillery I.R.P., Jensen L.S., Hatch D.J., Goulding K.W.T. Gross nitrogen fluxes in soil: theory, measurement and application of ^{15}N pool dilution techniques. Advances in Agronomy. 2003. Vol. 79. No. 69. P. e118. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)79002-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79002-0)
- Myrold D.D., Pett-Ridge J., Bottomley P.J. Nitrogen mineralization and assimilation at millimeter scales. Methods in Enzymology. 2011. Vol. 496. P. 91–114. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386489-5.00004-X>
- Nieder R., Benbi D.K., Scherer H.W. Fixation and defixation of ammonium in soils: a review. Biology and Fertility of Soils. 2011. Vol. 47. No. 1. P. 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0506-4>
- Nommik H., Vahtras K. Retention and Fixation of Ammonium and Ammonia in Soils. Chapter 4. In book: Nitrogen in Agricultural Soils. Agronomy Monograph 22. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. Madison, WI, USA, 1982. P. 123–171. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr22.c4>
- Norman R.J., Kurtz L.T., Stevenson F.J. Distribution and recovery of nitrogen-15-labeled anhydrous ammonia among various soil fractions. Soil Science Society of America Journal. 1987. Vol. 51. No. 1. P. 235–241. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100010048x>
- Norton J.M. Nitrification in agricultural soils. In book: Nitrogen in agricultural systems. J.S. Schepers, W.R. Raun (eds.). ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI, USA, 2008. Vol. 49. P. 173–199. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr49.c6>
- Norton J., Ouyang Y. Controls and Adaptive Management of Nitrification in Agricultural Soils. Frontiers in Microbiology. 2019. Vol. 10. Article 1931. P. 1–18. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01931>
- Opuwaribo E., Odu C.T.I. Ammonium fixation in Nigerian soils: 5. Types of clay minerals and relationship with ammonium fixation. Soil Science. 1978. Vol. 125. No. 5. P. 283–293.
- Pettit N.M., Smith A.R., Freedman R.B., Burns R.G. Soil urease: Activity, stability, and kinetic parameters. Soil Biology and Biochemistry. 1976. Vol. 8. No. 6. P. 479–487. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90089-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90089-4)
- Russell C.A., Fillery I.R.P., Bootsma N., McInnes K.J. Effect of temperature and nitrogen source on nitrification in a sandy soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 2002. Vol. 33. No. 11–12. P. 1975–1989. <https://doi.org/10.1081/CSS-120004836>

- Sahrawat K.L. Nitrification in some tropical soils. *Plant and Soil*. 1982. Vol. 65. No. 2. P. 281–286. <https://doi.org/10.1007/BF02374659>
- Sahrawat K.L. Factors affecting nitrification in soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2008. Vol. 39. No. 9–10. P. 1436–1446. <https://doi.org/10.1080/00103620802004235>
- Sawyer J. Understanding anhydrous ammonia application in soil. Iowa State University, Extension and Outreach: Integrated Crop Management, March 2019. [Electronic resource]. URL: <https://crops.extension.iastate.edu/cropnews/2019/03/understanding-anhydrous-ammonia-application-soil> (accessed on 22.09.2025).
- Schepers J.S., Fox R.H. Estimation of N budgets for crops. Chapter 8. *Developments in Agricultural and Managed Forest Ecology*. Elsevier, 1989. Vol. 21. P. 221–246. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-87393-4.50014-9>
- Schmidt E.L. Nitrification in Soil. Chapter 7. *Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy Monograph 22. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America. Madison, WI, USA. 1982. P. 253–288. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr22.c7>
- Sigurdarson J.J., Svane S., Karring H. The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture. *Reviews Environmental Science Bio/Technology*. 2018. Vol. 17. No. 2. P. 241–258. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9466-1>
- Sippola J., Ervio R., Eleveld R. The effects of nitrogen added as ammonium and manure to soils with a high ammonium-fixing capacity. *Annales Agriculturae Fenniae*. 1973. Vol. 12. P. 185–189.
- Smith R.V., Doyle R.M., Burns L.C., Stevens R.J. A model for nitrite accumulation in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 1997. Vol. 29. No. 8. P. 1241–1247. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00028-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00028-X)
- Sommer S.G., Christensen B.T. Ammonia volatilization after injection of anhydrous ammonia into arable soils of different moisture levels. *Plant and Soil*. 1992. Vol. 142. No. 1. P. 143–146. <https://doi.org/10.1007/BF00010184>
- Sommer S.G., Schjoerring J.K., Denmead O.T. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Advances in Agronomy*. 2004. Vol. 82. P. 557–622. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)82008-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82008-4)
- Sowden F.J. Transformation of nitrogen added as ammonium and manure to soil with a high ammonium-fixing capacity under laboratory conditions. *Canadian Journal of Soil Science*. 1976. Vol. 56. No. 4. P. 319–331. <https://doi.org/10.4141/cjss76-041>
- Stevenson F.J., Cole M.A. *Cycles of Soils: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. Second edition. New York: John Wiley and Sons, 1999. 427 p.
- Strong D.T., Sale P.W.G., Helyar K.R. The influence of soil matrix on nitrogen mineralization and nitrification. IV. Texture. *Soil Research*. 1999. Vol. 37. No. 2. P. 329–344. <https://doi.org/10.1071/S98043>
- Thorn K.A., Mikita M.A. Ammonia fixation by humic substances: a nitrogen- 15 and carbon- 13 NMR study. *Science of the Total Environment*. 1992. Vol. 113. No. 1–2. P. 67–87. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90017-M](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90017-M)
- Trehan S.P. Immobilisation of $^{15}\text{NH}_4^+$ in three soils by chemical and biological processes. *Soil Biology and Biochemistry*. 1996. Vol. 28. No. 8. P. 1021–1027. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00085-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00085-5)
- Wilkinson A., Hill P.W., Farrar J.F., Jones D.L., Bardgett R.D. Rapid microbial uptake and mineralization of amino acids and peptides along a grassland productivity gradient. *Soil Biology and Biochemistry*. 2014. Vol. 72. P. 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.01.026>
- Wozniak E.M., Baughman S.G. Patent Number: 5.549.728. Date of Patent: 27 Aug., 1996. [Electronic resource]. URL: <https://patents.google.com/patent/US5549728A/en> (accessed on 22.09.2025).

Received 23 September 2025

Accepted 22 October 2025

Published 27 October 2025

About the author:

Pavel A. Barsukov – Candidate of Biological Sciences, Leading Researcher in the Laboratory of Agrochemistry in the Institute of Soil Science and Agrochemistry, the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (Novosibirsk, Russia); barsukov.issa-siberia@mail.ru; <https://orcid.org/0000-0001-6554-9721>

The author read and approved the final manuscriptThe article is available under [Creative Commons Attribution 4.0 License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)