

УДК 63.54:631.811.1:631.84

ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АЗОТА: ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ РЕШЕНИЯ. СООБЩЕНИЕ 1. АГРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ

© 2022 г. В. Н. Башкин

*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН
142290 Пущино, Московская обл., ул. Институтская, 2, Россия*

E-mail: bashkin@issp.serpukhov.su

Поступила в редакцию 11.03.2022 г.

После доработки 21.03.2022 г.

Принята к публикации 15.04.2022 г.

Азот является важным, но в целом дефицитным элементом питания для биологических систем. Разработка промышленного процесса Haber-Bosch для синтеза аммиака помогла снять ограничения сельскохозяйственного производства, способствуя “зеленой революции” и сокращению голода. Однако массовое использование промышленных азотных удобрений удвоило потоки N в его глобальном биогеохимическом цикле, трансформировав его в агрогеохимический со многими экологическими последствиями. Показано, что необходимо снизить потери азота при выращивании сельскохозяйственных культур, обеспечивая при этом его достаточные ресурсы для продовольственной безопасности. Рассмотрены современные достижения и проблемы, связанные с эффективностью использования азота в сельском хозяйстве и определением возможностей исследований в области агрогеохимии азота, его почвенного цикла и агрономии для достижения устойчивого использования N в сельском хозяйстве.

Ключевые слова: азот, азотные удобрения, эффективность использования азота, агрономия, точное земледелие.

DOI: 10.31857/S0002188122070031

ВВЕДЕНИЕ

Возрастающее мировое производство и применение азотных удобрений обусловлено потреблением пищи увеличивающегося населения Земли и предопределено дефицитом данного элемента в различных экосистемах, и прежде всего, в агроэкосистемах и сельскохозяйственных почвах.

Известно, что азот является важнейшим компонентом белка и белковой пищи в целом, его биофильность чрезвычайно высока, фактор биофильности, т.е. отношение содержания данного элемента в растительности и биоте в целом по отношению к содержанию в литосфере равно 160, в этом смысле азот уступает только углероду (780), превосходя водород (70) и кислород (1.5) [1]. Азот (N) является важнейшим элементом белков и других важнейших биомолекул, а доступность азота в почве является ключевым фактором, ограничивающим как естественную, так и сельскохозяйственную продуктивность в наземных экосистемах [2–6].

При этом известно, что развитие сельского хозяйства в последние века во многом происходило

на основе агрохимии, дающей научную базу для применения удобрений, в частности азотных. Разработка в начале двадцатого века технологии связывания атмосферного азота (N₂) в аммиак (NH₃), известной как Haber-Bosch процесс, привела к появлению индустрии азотных удобрений. Эти минеральные азотные удобрения, наряду с улучшенной генетикой сельскохозяйственных культур и агрономией, способствовали “зеленой революции”, которая привела к многократному увеличению урожайности сельскохозяйственных культур во многих частях мира, предотвратив голод для большого числа людей [7–9].

Сегодня в мировом сельском хозяйстве ежегодно используют более 120 млн т минеральных азотных удобрений [10]. В 2010 г. общее количество азота, поступающего за счет удобрений, биологической фиксации азота (БФА) зернобобовыми культурами, атмосферных выпадений и навоза составило 174 млн т N, однако только 74 млн т N было обнаружено в собранной продукции [11]. Большая часть оставшегося азота переходит из сельскохозяйственных угодий в окружающую среду, где он наносит вред чувствительным экоси-

стемам, снижает качество воздуха и способствует изменению климата, что приводит к издержкам для биоразнообразия, рыболовства, здоровья человека и социальной инфраструктуры [12–15].

Антропогенные реактивные соединения легко усваиваются растениями и другими организмами, и потребность в азотных удобрениях привела к удвоению потоков N в его глобальном цикле. Это уже не безопасно, поскольку изменяет всю биосферу как среду обитания человечества [13, 16–22]. Организация объединенных наций (ООН) в Программе по окружающей среде определила чрезмерный реактивный N как одну из 5-ти возникающих угроз, с которыми сталкивается планета [15], поэтому 4-я ассамблея ООН по окружающей среде (март 2019 г.) приняла резолюцию “Устойчивое управление азотом”.

Удобрение азотом – это “обоюдоострый меч”, который обеспечивает продовольственную безопасность для большей части человечества, оказывая при этом огромное негативное воздействие на окружающую среду и здоровье человека [23]. В глобальном масштабе азот удобрений является также крупнейшим источником закиси азота (N_2O), имеющей мощный (~300-кратный) потенциал глобального потепления по сравнению с диоксидом углерода и являющейся долгоживущим парниковым газом [24], концентрация которого в атмосфере увеличивалась на 0.8 части на миллиард (ppb) в год от 300 ppb в 1980 г. до 332 ppb в 2020 г. [25].

Таким образом, во многих сельскохозяйственных системах используется слишком много азота, и существует необходимость в ограничении количества используемого азота удобрений и уменьшения загрязнения окружающей среды. Традиционные вопросы агрохимии азота были детально изучены в работах как отечественных, так и зарубежных исследователей. Однако поступление больших объемов техногенного азота затрагивает все компоненты биогеохимического цикла азота. На этом уровне поступления азота агрохимия уже не могла довольствоваться традиционными методами исследований в полевых, микрополевых и вегетационных опытах. Изучение судьбы азота стали проводить в пределах агроландшафтов с привлечением биогеохимических методов, при этом вопросы агрохимии азота тесно переплетаются с его биогеохимией, что позволило говорить об агрогеохимическом подходе к исследованию трансформации этого элемента. Возникло новое направление исследований – агрогеохимия азота [13].

При этом известно, что рост применения азотных удобрений происходил неравномерно в различных регионах мира, и соответственно возрастающий объем сельскохозяйственной продукции сопровождался негативными экологическими последствиями, например, накоплением нитра-

тов в питьевых водах и овощной продукции. В частности, в США и Западной Европе это наблюдалось в 1950–1970 гг., в СССР – в 1980-е гг., в Китае – в настоящее время.

Такие проблемы обусловлены полифункциональностью азота как основного питательного элемента, так и серьезного загрязняющего вещества. Возрастание доз применяемых минеральных удобрений способствовало росту его абсолютного поглощения урожаем выращиваемых культур, но в относительном выражении эта доля уменьшалась, и все большее количество азота удобрений (и почвы) поступало в его агрогеохимический цикл, накапливаясь на соответствующих барьерах (природные воды, с.-х. продукция, атмосфера).

В этом случае следует подчеркнуть и еще один аспект агрогеохимии азота. В настоящее время в ряде стран происходит или происходило сокращение применения азотных удобрений. Это обусловлено как развитием органического земледелия (США, Канада, страны Европы), так и экономическими причинами (Россия в период 1990–2010-х гг.). При этом также происходило изменение агрогеохимического цикла азота, когда его потребление растениями шло за счет почвенного органического вещества. На это обращает внимание В.Н. Кудряев в ряде своих публикаций [26]. Это также актуально в таких регионах, например, в Африке к югу от Сахары, где ограниченный доступ к азотным удобрениям приводит к низкой урожайности сельскохозяйственных культур и отсутствию продовольственной безопасности [27], что требует увеличения поступления азота из биологических или промышленных источников.

Однако во всех случаях возникает вопрос увеличения эффективности использования азота (ЭИА, или в англоязычной литературе – Nitrogen Use Efficiency – NUE), как синтетического, так и природного. В тех регионах, где используют высокие дозы азотных удобрений, это позволит их сократить и снизить экологические последствия, а там, где применяют низкие дозы – увеличить количество выращиваемой продукции.

В целом системы земледелия во всем мире выигрывают от практики, которая повысит эффективность использования азота в сельском хозяйстве при сохранении или наращивании органического вещества почвы и плодородия почвы. Эффективность использования азота (ЭИА) – это обобщающий термин для широкого сравнения агрономических, физиологических и экологических последствий использования азота в агроэкосистемах [28].

В литературе встречается по меньшей мере 18 методов количественной оценки этого показателя [29], что подчеркивает отсутствие стандартного определения. Три вида оценки ЭИА широко используют для количественной оценки: 1 – до-

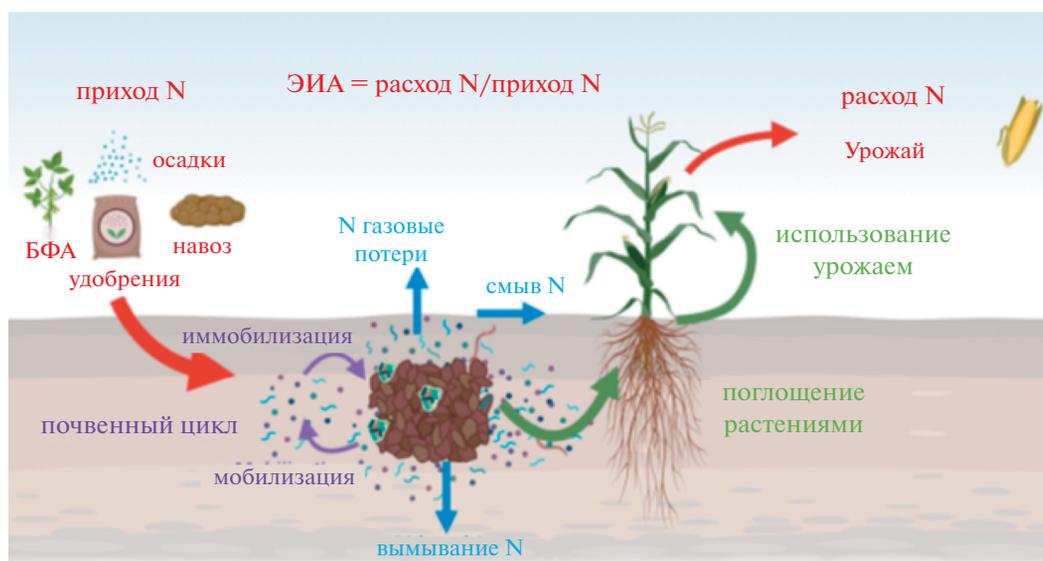


Рис. 1. Агрогеохимические потоки азота, определяющие эффективность его использования урожаем.

левой фактор продуктивности, определяемый как отношение поглощения N биомассой к поступлению азота удобрений, биологической фиксации азота (БФА), пожнивных остатков, навоза, и атмосферных выпадений (рис. 1); 2 – эффективное удаление азота с товарной продукцией, определяется как соотношение удаляемого с урожаем азота к его приходу; 3 – эффективность использования азота (N utilization efficiency NUE), определяемая как отношения азота в товарной продукции (урожае) к общему содержанию азота в выращиваемой растительной массе.

Другие виды оценки эффективности использования азота, такие как оценка ландшафтного баланса [13, 30], системного баланса [31] и агрохимического баланса N, широко используемого в агрохимической литературе, начиная с работ Д.Н. Прянишникова, А.В. Петербургского и до настоящего времени [26, 32–35], также оказались полезными для оценки экологических и производственных результатов.

С прикладной точки зрения более приемлемой является величина, оцениваемая как “эффективное поглощение азота в товарной продукции”, поскольку ее проще всего измерить и рассчитать на основе данных, доступных для многих видов сельскохозяйственных культур и стран. Это определение ЭИА (NUE) позволяет проводить глобальные сравнения, анализ тенденций, выявлять и распространять лучшие практики. Это определение и будет далее использовано в данной работе.

Средняя мировая величина ЭИА для различных агросистем по оценкам составляет всего 42% [11], и дальнейшие потери N происходят по биогеохимическим (агрогеохимическим) цепям до того, как он будет потреблен. Повышение ЭИА

представляет собой одно из 4-х основных направлений деятельности, определенных для уменьшения потерь N в окружающей среде, другие три смещаются: либо 2 – в диетическую сторону (большее потребление растительных продуктов в странах с высоким уровнем доходов), либо 3 – в сторону сокращения потерь продовольствия и сокращения пищевых отходов, и/или 4 – сокращение производства биотоплива из пищевых продуктов [36, 37].

В рамках этой статьи будут также рассмотрены возможности увеличения ЭИА за счет совершенствования технологий и стратегий управления сельским хозяйством в высокоинтенсивных и низкоинтенсивных производительных системах.

СОВРЕМЕННЫЕ ОЦЕНКИ ВЕЛИЧИН ЭИА

В практике мирового земледелия величины ЭИА для основных культур составляли в среднем от 30 до 50% в течение с 1970 по 2010 г. [6, 8, 29, 33, 38–41]. При этом, тогда как величины ЭИА значительно улучшены в некоторых частях Европы и в США с 1980 по 2010 г. за счет повышения продуктивности растений при данных дозах N (например, в США) или в сочетании с уменьшением использования N (например, Европа [42]), они уменьшились (при избыточном внесении N) во многих развивающихся странах, особенно в Китае и Индии, в период с 1960 по 2014 г. в связи с увеличением использования азотных удобрений, превышающих вынос азота урожаями [11, 42, 43]. Тенденции к изменению величин ЭИА в других регионах с низкой урожайностью и низкими показателями внесения N-удобрений были непоследовательными, например, во многих странах

Африки к югу от Сахары. Величины ЭИА в зависимости от видов выращиваемых культур изменяются всего лишь от 14% для фруктов и овощей, поскольку они являются относительно низкобелковыми, но ценными продуктами питания (что побуждает фермеров использовать большое количество удобрений), до 80% для бобовых, как показано на примере сои [11]. Большая часть N, усваиваемого бобовыми, получается при биологической фиксации азота симбиотическими бактериями (ризобиями) в корневых клубеньках растений, и существенная доля этого азота в конечном итоге переносится в собранное зерно, а не теряется в окружающей среде [44]. Величины ЭИА для зерновых культур находятся между этими крайними показателями, при этом для 3-х основных злаковых культур (пшеницы, риса и кукурузы) они в среднем для мировой сельскохозяйственной практики составили 42, 39 и 46% соответственно в 2010 г. Поскольку при производстве зерновых тратится примерно 1/2 всего использованного азота и, по различным оценкам, при этом значительная часть азота теряется, вызывая загрязнение окружающей среды, то увеличение показателей ЭИА при выращивании зерновых культур представляет высокоприоритетную цель. Для различных систем земледелия величина ЭИА варьируют существенно, причем для высокомеханизированных, широкомасштабных и управляемых систем она больше, чем для малых ферм, например, как в Китае и Индии, где используют высокие дозы азотных удобрений, стоимость которых субсидируется государством [45]. Таким образом, имеется возможность увеличения величин ЭИА во многих сельскохозяйственных системах путем применения наилучших доступных технологий и практик выращивания культур с соответствующей поддержкой за счет социальной, экономической и экологической политики [46].

ПОЧВЕННЫЙ ЦИКЛ АЗОТА В АГРОЭКОСИСТЕМАХ

Представление о почве как об основном вспомогательном средстве для растений, а не о сложной биогеохимической системе, управляемой почвенной биотой, доминирует в решениях по использованию почв в агрономической практике во всем мире. В значительной степени успех “зеленой революции” основан на новых технологиях, которые обеспечили с помощью внешних ресурсов по отношению к системе такие экологические услуги, традиционно предоставляемые, в частности, системой “почвенный N—внесение удобрений” [47]. В результате почва в сельскохозяйственном предприятии зачастую оценивается как пористая среда, которая поддерживает растения и отводит избыточное увлажнение. При этом

игнорируется решающая роль почвы в регулировании цикла питательных веществ. Потоки N в агроэкоecosистеме показаны на рис. 1. Видно, что азот поступает в систему с синтетическими удобрениями, за счет биологической фиксации, с навозом (органическими удобрениями) и/или атмосферными осадками. Этот азот в различных биогеохимических формах включается в почвенный трансформация, перенос и аккумуляция этого элемента, в том числе тесное взаимодействие с органическим веществом почвы, почвенных вод и микробов. Поглощение N растениями происходит в основном из водорастворимых неорганических форм. Этот азот используется растением для роста и производства семян, и некоторое его количество собирается вместе с сельскохозяйственной продукцией и удаляется из системы.

Оценено, что от суммы азота, привносимого в почву в течение текущего вегетационного сезона, большинством зерновых культур поглощается менее 50%, и эта величина практически не изменилась с 1930-х по 2010-е гг. [48–50]. Поглощение оставшейся части азота происходит за счет минерализации органического вещества почвы, растительных остатков или остаточного неорганического N, присутствующего в системе, который сам по себе является продуктом почвенной биоты.

Органический азот почвы вносит значительный вклад в питание растений, удовлетворяя большую часть потребности растений в азоте [51–56]. Даже высокоурожайная соя может получать значительное количество N из почвы [57, 58], особенно там, где высокое количество остаточного неорганического N ограничивает БФА. Хотя в отдельные годы минерализация азота в почве может обеспечить достаточное количество азота для удовлетворения потребностей современных систем земледелия [59], в долгосрочной перспективе из простых расчетов баланса массы видно, что высокопродуктивная культура кукурузы с годовой урожайностью зерна 16 т/га удаляет ≈ 184 кг N/га [60] или ≈ 3.68 т N за 20 лет выращивания.

Запасы азота во многих высокопродуктивных богарных пахотных почвах могут достигать 10 т/га. Таким образом, непрерывное выращивание сельскохозяйственных культур может в течение 20 лет удалить 1/3 N из исходного запаса органического азота в почве, демонстрируя потенциал быстрого истощения органического вещества почвы и, как следствие, зависимость систем земледелия от внешних источников азота для снижения таких рисков [6, 61]. Вот почему “натуральное сельское хозяйство с нулевым бюджетом”, продвигаемое правительством Индии и некоторыми международными агентствами, несет в себе серьезный

риск долгосрочного поглощения питательных веществ из почвы и ухудшения ее состояния [62]. Независимо от источника N, будь то в результате фиксации N₂, удобрения или другого экзогенного источника, N циркулирует в почве, а скорость и способ круговорота имеют решающее значение для его доступности и потерь (рис. 1).

Почва обладает способностью не только обеспечивать растения доступным N за счет круговорота органического вещества почвы, но также буферизировать его поступление в растения (будь то внутренний N или экзогенный N) и контролировать потери неиспользованного N в окружающую среду путем сохранения N в виде органического вещества или связывания N в минеральной матрице почвы, например, в виде необменного аммония [63]. В результате учет азотминерализующей способности почвы является неотъемлемой частью оптимизации его использования [2, 64, 65].

Возможно, наиболее важное влияние почвенного цикла N на ЭИА связано с выраженной в многолетних культурах (и естественных удобряемых, например, лугах и пастбищах) способностью почвы “согласовывать” сроки доступности почвенного азота с периодами потребности в нем растений. В естественных экосистемах наличие разнообразных видов растений с разной продолжительностью развития, включая многолетние, означает, что по крайней мере некоторые виды будут активно потреблять азот за счет его мобилизации из почвенного органического вещества. Результатом является относительно замкнутый биогеохимический цикл N, при котором минерализованный азот будет поглощать растения, предотвращая его улетучивание или вымывание. Например, в посевах удобряемых многолетних культур, используемых для производства биотоплива, из почвенного слоя практически не вымываются нитраты, тогда как эти потери с дренажом при выращивании удобряемой кукурузы аналогичны тем, что наблюдают при выращивании неудобряемой сои [66, 67]. Это подчеркивает, что отсутствие синхронизации между потребностью в азоте для сельскохозяйственных культур и его наличием в почве является основной причиной потерь элемента в окружающую среду.

СТРАТЕГИИ УВЕЛИЧЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АЗОТА

Возникает вопрос: как можно управлять сельскохозяйственными потоками азота для улучшения ЭИА? Различные схематические агрогеохимические процессы, изображенные на рис. 1, могут быть использованы для управления потоками N через почвенную систему таким образом, что-

бы минимизировать затраты и потери при максимальном использовании почвенного N в агроэкосистемах.

Среди обсуждаемых в современной научной литературе соответствующих подходов для управления агрогеохимическими потоками азота с использованием перспективных направлений исследований и разработок (НИОКР) для решения этих проблем могут быть выделены 4 широкие области: круговорот азота в почве, системная агрономия, БФА и селекция (генетика) растений. Стратегии в каждой из этих областей могут быть показаны в виде матрицы с параметрами от низкого до высокого риска и от низкого до высокого выхода (табл. 1). В нижеприведенных разделах кратко рассмотрим взаимосвязь между потребностью в азоте сельскохозяйственных культур и наличием его в почве, что является основной причиной потерь N в окружающую среду. Следует отметить, что современные представления и достижения в указанных областях научных знаний и перспективных НИОКР позволяют надеяться на повышение к 2050 г. в глобальной системе земледелия ЭИА и выхода белка на 50%, одновременно снижая потери N в сельскохозяйственных системах также на 50%.

СИНХРОНИЗАЦИЯ СРОКОВ ВНЕСЕНИЯ АЗОТА В ПОЧВУ И ПОТРЕБНОСТЕЙ РАСТЕНИЙ

Как обсуждалось выше, N используется наиболее эффективно, когда его доступность в почве синхронизирована с потреблением растений [29, 68]. Такая синхронизация редка и труднореализуема в посевах однолетних монокультур, что типично для большинства высокопродуктивных сельскохозяйственных видов растений. Большинство зерновых культур, например, имеют вегетационный период 90–100 сут, при этом потребляют азот и накапливают биомассу со значительной скоростью только в течение 30–40 сут в середине сезона. Для кукурузы поглощение N может достигать поразительной скорости 5 кг/га/сут [69]. Этот высокий показатель сохраняется всего 3–4 нед и быстро уменьшается до нуля. Между тем почвенные микробные процессы, которые циклически проходят между различными органическими и неорганическими формами, активны всякий раз, когда почвы не слишком сухие или слишком холодные для поддержания биологической активности, т.е. значительную, а в ряде случаев и большую часть остального года. Эта асинхронность между тем, когда азот доступен, и когда он необходим, создает возможность потерь N и является основной причиной низкой величины ЭИА в большинстве агрономических систем [62, 70].

Таблица 1. Риск-ориентированная матрица для решения проблем ЭИА с учетом низкого и высокого риска и низкого или высокого выхода

	Низкий выход	Высокий выход
Низкий риск	Постепенные улучшения текущего положения Постепенное совершенствование моделей прогнозирования погоды и запасов N в почве Экологические улучшения	Оптимизация внесения N: источники, дозы, сроки, размещение Оптимизация системной агрономии: севооборот, обработка почвы, разнообразие, управление отходами Проверенные биоинокулянты, например, ризобии Стимулы: фермерское образование/повышение квалификации, общественное просвещение/принятие
Высокий риск	Новые биоинокулянты Ненадлежащие субсидии Политика, поощряющая передозировки удобрений	Геномные достижения Селекция на основе признаков БФА в зерновых культурах Управление микробиомом Усовершенствованный состав удобрений

В зависимости от системы севооборотов и факторов окружающей среды, достижение синхронности может быть сложной задачей из-за изменчивой погоды, сроков поставки оборудования и наличия рабочей силы, а также других ограничений и источников неопределенности. Во-первых, спрос растений на N трудно предсказать на основе данных, имеющихся в момент принятия решения об удобрении, и возможных будущих погодных сценариев [2]. Потребность в азоте также может сильно варьироваться в зависимости от комплексности ландшафтов в течение определенного года и даже из года в год в одном и том же месте. Во-вторых, оценка скорости потоков N в его почвенном агрогеохимическом цикле затруднена, особенно в мезоклиматических условиях, где поступление азота вследствие минерализации органического вещества почвы и его удаление в результате денитрификации и вымывания в грунтовые воды сильно варьируются от года к году и от поля к полю. Решение этих проблем, присущих различным системам земледелия, остается сложной задачей.

Наиболее часто используемые N-удобрения легко растворяются в почвенном растворе и в виде подвижных ионов N (аммония или нитратов) могут быть потеряны, если они не усваиваются сельскохозяйственными культурами или не удерживаются почвами.

Низкий показатель ЭИА характеризует системы выращивания сельскохозяйственных культур, в которых i – периодическое или постоянное предложение N превышает потребность растений (например, когда спрос на N при низком урожае совпадает с большим количеством растворимого N в почве); ii – почва обладает низкой способностью удерживать N из-за малого содержания органического вещества, грубой текстуры и/или

присутствия выветренных глинистых минералов с низкой ионообменной способностью; iii – климат и агрономическое управление способствуют потере азота при большом количестве осадков, интенсивном орошении или временном переувлажнении.

Сложность синхронизации спроса и предложения N иллюстрируется механизированным выращиванием сахарного тростника, где фермеры применяют все удобрения в начале сезона сбора урожая, потому что высота растений и летние дожди препятствуют доступу к полю позже. Сахарный тростник растет 10 мес. или дольше. Большие запасы растворимого азота, большое количество осадков и/или орошения, а также начальные низкие потребности в азоте приводят к его потерям в почвах под сахарным тростником в первые месяцы его вегетации [72]. Чтобы компенсировать этот риск, фермеры, выращивающие сахарный тростник в основных странах-производителях, применяют в среднем в 2 раза больше N-удобрений, чем требуется для культуры [73]. Диапазон использования N-удобрений простирается от почти идеального – до 100% (Таиланд), 60% (Бразилия), до всего 10% (Китай). Внесения полной дозы удобрений до начала вегетационного сезона также характерно при выращивании кукурузы в кукурузном поясе США, где высота растений и переувлажненные поля могут препятствовать дробному внесению удобрений в течение сезона.

Существует множество вариантов управления ЭИА за счет соответствия предложения азота спросу растений и, таким образом, снижения потерь азота в агроэкосистемах. Многие инструменты и лучшие методы управления предназначены для того, чтобы помочь фермерам применять питательные вещества в рамках системы управления

“4R” – используя правильные источники N с нужной скоростью, в нужное время и в нужном месте. Базовые или низкотехнологичные подходы предполагают корректировку сроков или доз без использования различного оборудования. Помимо этого, существуют методы диагностики потребности в азоте и соответствующие датчики, которые позволяют определять содержание хлорофилла и другие показатели (например, ручные и дистанционные спектральные датчики), а также агрономические методы (например, дробное внесение удобрений, их глубокая заделка или фертигация) в сочетании с прогнозированием погоды теперь доступны для поддержки улучшенного управления питательными веществами.

Пространственная синхронизация в системе “поступление азота–потребность” может быть столь же важна, как и временная. Это справедливо как на уровне растений, обеспечивая наибольшую доступность N почвы вблизи растущих растений, так это происходит при мульчировании борозд и локальном внесении удобрений, так и в масштабе полей, где эрозия и другие геоморфологические процессы создали зоны с низким плодородием. Используя спутниковые снимки с разрешением 30×30 м на 30 млн га кукурузных полей Среднего Запада США, в работе [71] выявили, что малопродуктивные зоны занимают более 1/2 региона, и для них отмечены низкие величины ЭИА (всего 48% азота, удаляемого при уборке урожая), в отличие от высокоурожайных районов с высоким содержанием азота (до 88% азота, удаляемого при уборке урожая). Потери N в районах с низкой урожайностью могут объяснить значительную часть среднегодовых потерь в 1.12 т N-NO₃/га в бассейне Миссисипи.

Пространственная синхронизация может быть частично оптимизирована с помощью методов точного земледелия, обсуждаемых ниже. Несмотря на значительный прогресс, достигнутый в разработке технологий для эффективного управления N, хорошая системная агрономия имеет решающее значение для повышения выноса азота урожаем и, соответственно, более эффективного его использования [74, 75]. В то время как некоторые подходы являются относительно высоко актуальными при выращивании отдельных культур в отдельных регионах, наиболее успешными являются те, которые используют “системный подход”, учитывающий сложность и взаимосвязь между практикой, погодой и результатами. Комплексные подходы к управлению азота, позволяют максимизировать урожай, поглощение азота, минимизировать потери азота и оптимизировать эндогенное поступление азота в почву. Это позволит оптимизировать и агрогеохимический цикл азота, избежать его нарушений и поддержать здоровье почвы.

УПРАВЛЕНИЕ: ВИД УДОБРЕНИЯ, ИНГИБИТОРЫ НИТРИФИКАЦИИ И НАВОЗ

Новые составы удобрений могут увеличить величины ЭИА для различных систем выращивания сельскохозяйственных культур. Это относится в первую очередь к разработке видов удобрений с замедленной растворимостью в почвенном растворе, что обеспечит более длительный период доступности азота растениям. В настоящее время представляют интерес разработка нанотехнологических рецептур для достижения целевых профилей высвобождения азота, так же как разработка комплексных органо-минеральных удобрений с целью замедления высвобождения азота [77]. Удобрения и технологии внесения разрабатывают с учетом физиологических потребностей сельскохозяйственных культур (таких как поглощение, перераспределение и использование питательных веществ). Удобрения с повышенной эффективностью представляют собой составы с покрытиями, состоящими из полимеров или других материалов, которые предотвращают немедленную солубилизацию, или с добавлением ингибиторов для временного замедления активности ферментов уреазы и нитрифицирующих микробов. В нескольких мета-анализах сообщалось о хотя и незначительных, но долговременных положительных откликах урожайности растений на N-удобрения, обработанные ингибиторами уреазы, ингибиторами нитрификации или сочетание того и другого [78–85]. Как правило, внесение таких удобрений также требует и изменений в системах их применения [86]. Их эффективность более выражена для орошаемых культур, например, применение мочевины, содержащей ингибиторы уреазы, было успешным в рисовых оросительных системах, увеличив среднюю величину ЭИА на 29% и снизив потери N на 41%, в то время как различные типы таких удобрений при выращивании пшеницы и кукурузы, как правило, были менее эффективными [85], и изменение урожайности зависело от конкретных условий [80, 81, 84].

Однако метаанализ также выявил возможные изменения в видах воздействия на окружающую среду, в частности, снижение эмиссии N₂O за счет замедления нитрификации [83, 85, 87] совпадает с увеличением улетучивания NH₃ [85, 88]. Дополнительную озабоченность вызывает то, что некоторые ингибиторы ферментов могут переноситься в поверхностные воды [89], а бионеразлагаемые полимерные покрытия могут влиять на почвенную биоту, например, на дождевых червей [90]. Также разрабатывают альтернативные составы удобрений с замедленным высвобождением, например, с использованием биоразлагаемых полимеров, которые могут потреблять почвенные микробы [91].

Физиологические особенности культур, связанные с поглощением N, необходимо учитывать при всех приемах внесения азотных удобрений. В то время как нитраты и аммоний считаются основными источниками N для сельскохозяйственных культур, в ряде работ отмечено, что все исследованные растения могут использовать органический N (например, аминокислоты, олигопептиды). Точная доля неорганического и органического N, усваиваемого растениями, остается неизвестной [56, 92], но присутствие растворимого органического азота в почвах хорошо задокументировано. Органический N, растворимый в почвенной влаге, предотвращает возможные потери, например, при денитрификации, что может мотивировать разработку альтернативных удобрений на основе органического N так же, как и селекцию сельскохозяйственных культур с направленным управлением поглощения питательных веществ [93]. Сравнивая потоки неорганических и органических форм N в почве при выращивании сахарного тростника, с внесением различных доз и видов удобрений, расчетная норма потребления аминокислот корнями соответствовала их содержанию в почвенном растворе, в то время как содержание аммония и нитратов превышало скорость их потребления корнями [94]. Чтобы максимизировать величины ЭИА, скорость высвобождения и формы N должны соответствовать способности выращиваемых растений к его усвоению (обсуждается ниже).

Органическое вещество, включая переработанные органические отходы (т.е. навоз, растительные остатки, зеленые отходы, различные илы и пр.), обладает потенциалом в качестве источника азота и широко используется, хотя и не всегда с целью обеспечения питательными веществами [77, 95]. Общее воздействие органических удобрений трудно определить, поскольку изменяются физические, химические и биологические свойства почвы. По сравнению только с неорганическими удобрениями, полевые эксперименты часто показывают преимущества, когда органические и неорганические удобрения применяются совместно из-за изменения доступности микроэлементов и стимулирования микробного сообщества почвы (например, работа [96]). С одной стороны, в глобальном метаанализе [97] обнаружили, что замена до 50% минерального N-удобрения свежим или компостированным навозом увеличила урожайность зерновых культур, поглощение азота и эффективность его использования, но замена более 75% минеральных удобрений навозом негативно повлияла на урожайность. Авторы также сообщили об экологических преимуществах интегративного управления, включая сокращение потерь азота (например, выщелачивание, сток и эмиссию NH_3) и повышение содержания органического углерода в почве. С другой сторо-

ны, региональные тенденции в отношении величин ЭИА в США отрицательно связаны с долей общего N, выделяемого домашним скотом, в основном потому что навоз обрабатывается как отходы, а не как питательное вещество [98].

Рассчитанные величины баланса антропогенного N для этих регионов также высоко положительны, что указывает на повышенный риск, связанный с окружающей средой [99–101]. Таким образом, существует как необходимость, так и возможность направленно использовать богатые питательными веществами отходы в качестве удобрений, что однако требует проведения оценки соотношения питательных веществ и их высвобождения, чтобы избежать избыточного или недостаточного предложения для выращиваемых культур.

УПРАВЛЕНИЕ ПОЧВОЙ ДЛЯ КОНТРОЛЯ АЗОТНЫХ ПРОЦЕССОВ

Управление высвобождением N из растительных остатков, а также из эндогенных запасов органического вещества почвы в течение вегетационного периода является сложной задачей. Обработку почвы, разработанную в основном для борьбы с сорняками, традиционно использовали для этой цели, но неэффективно, т.к. обработка почвы происходит за 6–8 нед до начала периода потребности растений в азоте, что формирует значительное промежуточное временное окно для его потерь, поскольку ускоренная микробная активность приводит к минерализации органического азота в почве. Предполагаемое преимущество “нулевой” обработки (no-till) состоит в том, чтобы избежать этого быстрого высвобождения N, и, хотя впоследствии более низкие темпы минерализации позволяют избежать ранних импульсов высвобождения минерального N, связанных с обработкой почвы, существует еще мало доказательств того, что отсутствие обработки снижает экзогенные потребности в N и, следовательно, улучшает величины ЭИА. Тем не менее, этот вид обработки почвы, по-видимому, действительно снижает потери азота в межсезонье [102], поскольку большее количество N, иммобилизованного в растительных остатках, сохраняется в накопленном органическом веществе почвы до тех пор, пока не будет достигнуто новое равновесие. Улучшение пористости почвы и других физических свойств, связанных со структурой почвы, также может препятствовать вымыванию неорганического N [103], хотя благотворное влияние на потери газообразного азота менее очевидно [104, 105].

Улучшение адсорбционной способности почв или способности связывать ионы с компонентами почвы — это еще один подход, используемый для контроля круговорота азота в почве. Извест-

но, что аммоний из обменного состояния может переходить в необменное, что позволяет сокращать его нитрификацию и избыточные потери [63]. Показано также, что для тяжелых черноземных почв рисовых систем Кубани внесение аммонийных азотных удобрений локально в виде ленты способствовало росту урожая и снижению потерь азота [12, 106]. Также было установлено, что внесение цеолита в почву при выращивании кукурузы и риса способствовало удержанию аммонийного иона [107]. Применимость сорбентов, таких как цеолиты или биоуголь, в качестве эффективных агротехнических обработок, будет зависеть от потенциала возможных потерь азота. Эксперименты в контролируемых условиях показали, что сорбенты могут значительно оптимизировать высвобождение аммонийного иона [108].

Другим доступным в настоящее время технологическим приемом является внесение пластиковой мульчи, которая уже широко используется в некоторых регионах Китая [109, 110]. Будучи разработанной в качестве меры по сохранению водных ресурсов, пластик также нагревает почву и тем самым ускоряет минерализацию азота по мере продолжения вегетационного периода [111]. Однако длительное применение пластикового мульчирования может привести к загрязнению, поскольку это наносит ущерб здоровью почвы и угрожает долгосрочной продовольственной безопасности [112].

УПРАВЛЕНИЕ АЗОТОМ В ОРОШАЕМЫХ ПОЧВАХ

Управление азотом в рисовых почвах, как известно, затруднено из-за потери N в результате улетучивания NH_3 из оросительных вод. Как уже выше отмечали для региона Кубани, локальное, заглубленное размещение гранул мочевины является одной из технологий, улучшающих поглощение азота рисом и снижающих потери, хотя и более трудоемкой. Аналогичные данные приведены и в других работах [113, 114].

В ряде технологий выращивания риса проводят периодическое осушение [115], что усложняет управление потоками N, поскольку органический азот при этом минерализуется до аммония, который затем будет подвергаться нитрификации до нитратов в течение осушенных периодов с последующей потерей в результате денитрификации при повторном увлажнении. Потери могут быть уменьшены с помощью технологических приемов, которые позволяют избежать избыточного количества N в почве в эти периоды времени с высоким риском, такие как дробное применение азотных удобрений, сохранение растительных остатков и контролирование баланса азота.

ТОЧНОЕ ЗЕМЛЕДЕЛИЕ И ЭФФЕКТИВНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АЗОТА

Точное земледелие – это подход к управлению хозяйствами, который направлен на определение методов, оптимизирующих использование ресурсов [115]. В результате управление точностью основывается на технологиях, которые обеспечивают интенсивный сбор, обработку и оценку данных, необходимых для правильной характеристики и синтеза временной и пространственной изменчивости. Теоретически разница в урожайности и экологических результатах объясняется измеряемыми климатическими, эдафическими и управленческими факторами. Точное земледелие не сосредоточено исключительно на управлении азотом, но улучшение эффективности его использования является общей целью. Управление конкретным участком может помочь адаптировать вносимый азот, улучшить ЭИА, увеличить прибыль и/или минимизировать риски потерь. В целом необходима диагностика азотного режима почв с использованием различных показателей, начиная от оценки азотминерализующей способности почв [2] и заканчивая листовой диагностикой [116].

Расчет величин ЭИА на уровне поля или контура требует пространственных инструментов для оценки содержания N в выращиваемых растениях. Например, величины азотного индекса могут быть использованы для определения того, будет ли концентрация N в растениях субоптимальной по сравнению с критической кривой разбавления для достижения максимальной урожайности [117], в то время как индекс N-достаточности можно оценить путем сравнения с хорошо удобренной площадью поля [118]. Быстрая оценка ЭИА для поля или контура зависит от инструментов и алгоритмов дистанционного зондирования, которые надежно контролируют концентрации N в культуре [29, 119–121]. Рабочая гипотеза состоит в том, что статус достаточности азота в культуре функционально связан с содержанием азота в растении, выраженным в виде концентрации (%) или накопления (кг N/га) в листе или растении.

Хотя показатели содержания хлорофилла или белка не всегда совпадают в зависимости от фазы роста и дозы внесения удобрений, их можно использовать в качестве прокси-теста для оценки статуса N из-за сильной взаимосвязи между N-содержащими соединениями и содержанием N [122]. Многие различные вегетационные индексы широко используются для оценки содержания и накопления N, сопутствующих факторов (почвенных свойств, влажности), которые, как правило, рассчитывают на основании отражающей способности листьев или кроны в целом в види-

мом и ближнем инфракрасном диапазоне [122, 123]. Быстрое развитие сенсорных технологий в сочетании с машинным обучением (и другими методами) привело к увеличению способности точно прогнозировать урожайность и не разрушающе оценивать азотный статус растений [120]. Однако для практиков сохраняются проблемы [122], включая влияние фазы роста, особенности сортов и возможности управления этими показателями в пространстве и времени, а также по мере приближения индексов к уровням насыщения. Кроме того, данные зондирования крон часто являются мгновенными, нечастыми и не отражают состояние азотного статуса всего растения (т.е. вертикальное распределение), что потенциально снижает знание динамического поведения N в растении, необходимое для принятия своевременных рекомендаций. Чтобы преодолеть эти ограничения, рекомендуется интегрировать гиперспектральные данные с моделями роста сельскохозяйственных культур и моделями переноса излучения для улучшения оценок [122].

Различия в данных о растениях и почве также могут быть использованы для определения зоны управления полевыми контурами с помощью сочетания методов зондирования, геостатистики и интерполяции [124]. Однако при разработке конкретных участков в рекомендациях для точного земледелия также необходимо учитывать динамический характер почвенного азота и эффективность его поглощения сельскохозяйственными культурами в разных ландшафтах. Кроме того, рекомендации, основанные на показателях в течение вегетации, не могут служить руководством для принятия решений перед посевом (посадкой).

Кроме этого, интегративный сайт-специфичный подход к управлению азотом связывает модели с географической привязкой для поддержки принятия решений с динамическими биогеохимическими моделями, которые моделируют результаты на основе соответствующих факторов урожая, почвы, погоды, управления и предприятия [118, 119]. Модели, имитирующие состояние N, затем могут быть проверены с помощью полевых измерений, собранных в течение вегетационного периода.

Таким образом, технологии точного земледелия совместимы в рамках адаптивной системы управления N, в которой для повышения точности модели используют конкретные эмпирические данные для конкретных участков уровня поля или контура. В конечном счете, данные из этих различных источников могут быть объединены с помощью машинного обучения или других методов для предоставления необходимых оценок и автоматизированных рекомендаций [124]. Данные зондирования сельскохозяйственных культур и

данные управления с географической привязкой могут быть использованы для расчета и отображения величин ЭИА в пространстве и времени.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Массированное использование промышленных азотных удобрений удвоило потоки N в его глобальном биогеохимическом цикле, трансформировав его в агрогеохимический, с многими экологическими последствиями. В настоящее время необходимо снизить потери азота при выращивании сельскохозяйственных культур, обеспечивая при этом его достаточные ресурсы для обеспечения продовольственной безопасности. Современные достижения и проблемы, связанные с эффективностью использования азота в сельском хозяйстве и определением возможностей исследований в области агрогеохимии азота, его почвенного цикла и агрономии, могут быть полезными для достижения устойчивого использования N в сельском хозяйстве. В качестве экологического показателя оценки ЭИА могут помочь оценить риск потерь N на фермах или полях. Это также может быть полезным для региональных оценок или оценок цепочки поставок [127, 128]. Технология дробного внесения удобрений может существенно снизить потери азота при низкой потребности растений на полевых контурах с низким уровнем плодородия с соответствующим снижением дозы внесения удобрений, в частности, для выращивания на этих участках многолетних трав для рекультивации или биоэнергетики. Благодаря современным технологиям, лучший способ улавливать неиспользованный N после вегетации основной культуры – использовать покровные культуры, выращиваемые для быстрого роста после созревания основной культуры. Это будет способствовать удалению неиспользованного азота из почвенного раствора и снижению его потерь в окружающей среде. В дальнейшем поглощенный азот может быть мобилизован из биомассы покровных культур для обеспечения основного урожая следующего года.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Перельман Ф.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Астрей-2000, 1999. 768 с.
2. *Башкин В.Н.* Агрогеохимия азота. Пушино: ОНТИ НЦБИ, 1987. 272 с.
3. *Bashkin V.N.* Modern biogeochemistry (textbook). Kluwer Academic Publishers, 2002. 572 p.
4. *O'Neill P.M., Shanahan J.F., Schepers J.S., Caldwell B.* Agronomic responses of corn hybrids from different eras to deficit and adequate levels of water and nitrogen // *Agron. J.* 2004. 96. P. 1660–1667. <https://doi.org/10.2134/agronj2004.1660>

5. *Elser J.J., Bracken M.E.S., Cleland E.E., Gruner D.S., Harpole W.S., Hillebrand H.* Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems // *Ecol. Lett.* 2007. 10. P. 1135–1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>
6. *Кудеяров В.Н.* Агрогеохимические циклы углерода и азота в современном земледелии России // *Агрохимия.* 2019. № 12. С. 3–15. <https://doi.org/10.1134/S000218811912007X>
7. *Borlaug N.* The Green revolution revisited and the road ahead. Anniversary Nobel Lecture, Norwegian Nobel Institute in Oslo, Norway. September 8, 2000. Retrieved October 14, 2016.
8. *Smil V.* Nitrogen and food production: Proteins for human diets // *Ambio* 2002. V. 31. P. 126–131. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.126>
9. *Godfray H.C.J., Beddington J.R., Crute I.R., Haddad L., Lawrence D., Muir F.* Food security: the challenge of feeding 9 billion people // *Science.* 2010. V. 327. P. 812–818. <https://doi.org/10.1126/science.1185383>
10. FAO. World fertilizer trends and outlook to 2022. Rome, 2019.
11. *Zhang X., Davidson E.A., Mauzerall D.L., Searchinger T.D., Dumas P., Shen Y.* Managing nitrogen for sustainable development // *Nature.* 2015. V. 528. P. 51–59. <https://doi.org/10.1038/nature15743>
12. *Кудеяров В.Н., Башкин В.Н., Кудеярова А.Ю., Бочкарев А.Н.* Экологические проблемы минеральных удобрений. М.: Наука, 1984. 212 с.
13. *Башкин В.Н.* Агрогеохимия азота. Пушкино: ОНТИ НЦБИ, 1987. 272 с.
14. *Bashkin V.N.* Environmental chemistry: Asian lessons (textbook), Kluwer Academic Publishers, 2003. 472 p.
15. *Sutton M.A., Raghuram N., Adhya T., Baron J., Cox C., de Vries W.* The nitrogen fix: from nitrogen cycle pollution to nitrogen circular economy // *Frontiers* 2018/19: Emerging issues of environmental concern. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2019. P. 52–65.
16. *Ковда В.А.* Биогеохимические циклы в природе и их нарушения человеком. М.: Наука, 70 с.
17. *Кудеяров В.Н.* Цикл азота в почве и эффективность удобрений. М.: Наука, 1989. 216 с.
18. *Bashkin V.N.* Modern biogeochemistry (textbook). Kluwer Academic Publishers, 2002. 572 p.
19. *Rockstrom J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F.S., III, Lambin E.F.* A safe operating space for humanity // *Nature.* 2009. V. 461. P. 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
20. *Canfield D.E., Glazer A.N., Falkowski P.G.* The evolution and future of earth's nitrogen cycle // *Science.* 2010. V. 330. P. 192–196. <https://doi.org/10.1126/science.1186120>
21. *Steffen W., Richardson K., Rockstrom J., Cornell S.E., Fetzer I., Bennett E.M.* Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet // *Science/* 2015. V. 347. P. 6223. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
22. *Kanter D., Winiwarter W., Bodirsky B., Bouwman L., Boyer E., Buckle S.* A framework for nitrogen futures in the shared socioeconomic pathways // *Glob. Environ. Change/* 2020. V. 61. P. 102029. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.102029>
23. *Sutton M.A., Oenema O., Erismann J.W., Leip A., van Grinsven H., Winiwarter W.* Too much of a good thing // *Nature/* 2011. V. 472. P. 159–161. <https://doi.org/10.1038/472159a>
24. *Winiwarter W., Höglund-Isaksson L., Klimont Z., Schöpp W., Amann M.* Technical opportunities to reduce global anthropogenic emissions of nitrous oxide // *Environ. Res. Lett.* 2018. V. 13:014011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9ec9>
25. NOAA. Global Monitoring Laboratory, Dataset for nitrous oxide. 2021. Available online at: <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/hats/combined/N2O.html> (accessed April 9, 2021).
26. *Кудеяров В.Н.* Агрогеохимические циклы углерода и азота в современном земледелии России // *Агрохимия.* 2019. № 12. С. 3–15. <https://doi.org/10.1134/S000218811912007X>
27. *Mueller N.D., Gerber J.S., Johnston M., Ray D.K., Ramankutty N., Foley J.A.* Closing yield gaps through nutrient and water management // *Nature/* 2012. V. 490. P. 254–257. <https://doi.org/10.1038/nature11420>
28. *Udvardi M., Below F.E., Castellano M.J., Eagle A.J., Giller K.E., Ladha J.K., Liu X., Maaz T.M., Nova-Franco B., Raghuram N., Robertson G.P., Roy S., Saha M., Schmidt S., Tegeer M., York L.M. and Peters J.W.* A Research road map for responsible use of agricultural nitrogen // *Front. Sustain. Food Syst.* 2021. V. 5:660155. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.660155>
29. *Ladha J.K., Pathak H., Krupnik T.J., Six J., van Kessel C.V.* Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospects // *Adv. Agron.* 2005. V. 87. P. 85–156. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(05\)87003-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(05)87003-8)
30. *Башкин В.Н.* Биогеохимия. М.: Научн. мир, 2004. 582 с.
31. *Martinez-Feria R.A., Castellano M.J., Dietzel R.N., Helmers M.J., Liebman M., Huber I.* Linking crop- and soil-based approaches to evaluate system nitrogen-use efficiency and tradeoffs // *Agric. Ecosyst. Environ.* 2018. V. 256. P. 131–143. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.002>
32. *Курганова Е.В.* Плодородие и продуктивность почв Московской области. М.: Изд-во МГУ, 2002. 320 с.
33. *Лукин С.В.* Агроэкологическое состояние и продуктивность почв Белгородской области. Белгород, 2016. 344 с.
34. *McLellan E.L., Cassman K.G., Eagle A.J., Woodbury P.B., Sela S., Tonitto C.* The nitrogen balancing act: tracking the environmental performance of food production // *Bioscience.* 2018. V. 68. P. 194–203. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix164>
35. *Basso B., Shuai G., Zhang J., Robertson G.P.* Yield stability analysis reveals sources of large-scale nitrogen loss from the U.S. Midwest // *Sci. Rep.* 2019. V. 9: 5774. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42271-1>

36. *Bodirsky B.L., Popp A., Lotze-Campen H., Dietrich J.P., Rolinski S., Weindl I.* Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution // *Nat. Commun.* 2014. V. 5. P. 1–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms4858>
37. *Cassman K.G., Grassini P.* A global perspective on sustainable intensification research // *Nat. Sustain.* 2020. V. 3. P. 262–268. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0507-8>
38. *Sheldrick W.F., Syers J.K., Lingard J.* A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales // *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2002. V. 62. P. 61–72. <https://doi.org/10.1023/A:1015124930280>
39. *Tilman D., Cassman K.G., Matson P.A., Naylor R., Polasky S.* Agricultural sustainability and intensive production practices // *Nature.* 2002. V. 418. P. 671–677. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
40. *Liu J., You L., Amini M., Obersteiner M., Herrero M., Zehnder A.J.* A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland // *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 2010. V. 107. P. 8035–8040. <https://doi.org/10.1073/pnas.0913658107>
41. *Robinson N., Brackin R., Vinall K., Soper F., Holst J., Gamage H.* Nitrate paradigm does not hold up for sugarcane // *PLoS ONE.* 2011. 6: e19045. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019045>
42. *Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J.* 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland // *Environ. Res. Lett.* 2014. V. 9: 105011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
43. *He W., Jiang R., He P., Yang J., Zhou W., Ma J.* Estimating soil nitrogen balance at regional scale in China's croplands from 1984 to 2014 // *Agric. Syst.* 2018. V. 167. P. 125–135. <https://doi.org/10.1016/j.agry.2018.09.002>
44. *Córdova C.S., Castellano M.J., Dietzel R., Licht M.A., Togliatti K., Martinez-Feria R.* Soybean nitrogen fixation dynamics in Iowa, USA // *Field Crops Res.* 2019. V. 236. P. 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.03.018>
45. *Abrol Y.P., Adhya T.K., Aneja V.P., Raghuram N., Pathak H., Kulshrestha U.* The Indian nitrogen assessment: Sources of reactive nitrogen, environmental and climate effects, management options, and policies. Elsevier, 2017. 366 p.
46. *Kanter D., Winiwarter W., Bodirsky B., Bouwman L., Boyer E., Buckle S.* A framework for nitrogen futures in the shared socioeconomic pathways // *Glob. Environ. Change.* 2020. V. 61: 102029. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.102029>
47. *Robertson G.P., Grandy A.S.* Soil system management in temperate regions // *Biological approaches to sustainable soil systems* / Eds. N. Uphoff, A.S. Ball, E. Fernandes, H. Herren, O. Husson, M. Laing, C. Palm, J. Pretty, P. Sanchez, N. Snanganga, and J. Thies. Boca Raton, FL: CRC Press, 2006. P. 27–39.
48. *Allison F.E.* The Enigma of soil nitrogen balance sheets. N.Y.: Academic Press, 1955. 455 p.
49. *Cassman K.G., Dobermann D., Walters D.T.* Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management // *Ambio.* 2002. V. 31. P. 132–140. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.132>
50. *Gardner J.B., Drinkwater L.E.* The fate of nitrogen in grain cropping systems: a meta-analysis of ¹⁵N field experiments // *Ecol. Appl.* 2009. V. 19. P. 2167–2184. <https://doi.org/10.1890/08-1122.1>
51. *Olson R.V., Murphy L.S., Moser H.C., Swallow C.W.* Fate of tagged fertilizer nitrogen applied to winter wheat // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1979. V. 43. P. 973–975. <https://doi.org/10.2136/sssaj1979.03615995004300050032x>
52. *Sowers K.E., Miller B.C., Pan W.L.* Optimizing yield and grain protein in soft white winter wheat with split nitrogen applications // *Agron. J.* 1994. V. 86. P. 1020–1025. <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600060017x>
53. *Corbeels M., Hofman G., Van Cleemput O.* Soil mineral nitrogen dynamics under bare fallow and wheat in vertisols of semi-arid Mediterranean Morocco // *Biol. Fertil. Soils.* 1999. V. 28. P. 321–328. <https://doi.org/10.1007/s003740050500>
54. *López-Bellido L., López-Bellido R.J., López-Bellido F.J.* Fertilizer nitrogen efficiency in durum wheat under rainfed Mediterranean conditions: Effect of split application // *Agron. J.* 2006. V. 98. P. 55–62. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0017>
55. *Jayasundara S., Wagner-Riddle C., Parkin G., von Bertoldi P., Warland J.* Minimizing nitrogen losses from a corn–soybean–winter wheat rotation with best management practices // *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2007. V. 79. P. 141–159. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9103-9>
56. *Семенов В.М.* Функции углерода в минерализационно-иммобилизационном обороте азота в почве // *Агрохимия.* 2020. № 6. С. 78–96. <https://doi.org/10.31857/S0002188120060101>
57. *Salvagiotti F., Cassman K.G., Specht J.E., Walters D.T., Weiss A., Dobermann A.* Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review // *Field Crops Res.* 2008. V. 108. P. 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.03.001>
58. *Salvagiotti F., Specht J.E., Cassman K.G., Walters D.T., Weiss A., Dobermann A.* Growth and nitrogen fixation in high yielding soybean: Impact of nitrogen fertilization // *Agron. J.* 2009. V. 101. P. 958–970. <https://doi.org/10.2134/agronj2008.0173x>
59. *Lory J.A., Scharf P.C.* Yield goal versus delta yield for predicting fertilizer nitrogen need in corn // *Agron. J.* 2003. V. 95. P. 994–999. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.9940>
60. *Tenorio F.A., McLellan E.L., Eagle A.J., Cassman K.G., Andersen D., Krausnick M.* Benchmarking impact of nitrogen inputs on grain yield and environmental performance of producer fields in the western US Corn Belt // *Agric. Ecosyst. Environ.* 2020. V. 294:106865. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106865>
61. *Poffenbarger H.J., Barker D.W., Helmers M.J., Miguez F.E., Oik D.C., Sawyer J.E.* Maximum soil organic carbon storage in Midwest US cropping systems when crops

- are optimally nitrogen-fertilized // PLoS ONE. 2017. V. 12: e0172293.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172293>
62. *Smith J., Yeluripati J., Smith P., Nayak D.* Potential yield challenges to scale-up of zero budget natural farming // Nat. Sustain. 2020. V. 3. P. 247–252.
<https://doi.org/10.1038/s41893-019-0469-x>
 63. *Башкин В.Н., Кудяров В.Н.* Сезонная динамика необменного аммония в серых лесных почвах // Агрохимия. 1974. № 3. С. 14–17
 64. *Stanford G.* Rationale for optimum nitrogen fertilization in corn production // J. Environ. Qual. 1973. V. 2. P. 159–166.
<https://doi.org/10.2134/jeq1973.00472425000200020001x>
 65. *Cassman K.G., Dobermann D., Walters D.T.* Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management // Ambio. 2002. V. 31. P. 132–140.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.132>
 66. *Christianson L., Castellano M., Helmers M.* Nitrogen and phosphorus balances in Iowa cropping systems: Sustaining Iowa's soil resource // Proceedings of the Integrated Crop Management Conference. Ames, IL: Iowa State University Extension, 2012. P. 43–46.
 67. *Daigh A.L., Zhou X., Helmers M.J., Pederson C.H., Horton R., Jarchow M.* Subsurface drainage nitrate and total reactive phosphorus losses in bioenergy-based prairies and corn systems // J. Environ. Qual. 2015. V. 44. P. 1638–1646.
<https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0080>
 68. *Robertson G.P.* Nitrogen use efficiency in row crop agriculture: crop nitrogen use and soil nitrogen loss // Ecology in Agriculture / Ed. L.E. Jackson. N.Y., USA: Academic Press, 1997. P. 347–365.
<https://doi.org/10.1016/B978-012378260-1/50011-7>
 69. *Osterholz W.R., Rinot O., Liebman M., Castellano M.J.* Can mineralization of soil organic nitrogen meet maize nitrogen demand? // Plant Soil. 2017. V. 415. P. 73–84.
<https://doi.org/10.1007/s11104-016-3137-1>
 70. *Robertson G.P., Vitousek P.M.* Nitrogen in agriculture: Balancing the cost of an essential resource // Annu. Rev. Environ. Resour. 2009. V. 34. P. 97–125.
<https://doi.org/10.1146/annurev.envi-ron.032108.105046>
 71. *Basso B., Shuai G., Zhang J., Robertson G.P.* Yield stability analysis reveals sources of large-scale nitrogen loss from the U.S. Midwest // Sci. Rep. 2019. V. 9:5774.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-42271-1>
 72. *Allen D.E., Kingston G., Rennenberg H., Dalal R.C.* Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils // Agric. Ecosyst. Environ. 2010. V. 136. P. 209–217.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.002>
 73. *Robinson N., Brackin R., Vinall K., Soper F., Holst J., Gamage H.* Nitrate paradigm does not hold up for sugarcane // PLoS ONE. 2011. V. 6:e19045.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019045>
 74. *Chen X., Cui Z., Fan M., Vitousek P., Zhao M., Ma W.* Producing more grain with lower environmental costs // Nature. 2014. V. 514. P. 486–489.
<https://doi.org/10.1038/nature13609>
 75. *Chen X.-P., Cui Z.-L., Vitousek P.M., Cassman K.G., Matson P.A., Bai J.-S.* Integrated soil–crop system management for food security // Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 2011. V. 108. P. 6399–6404.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1101419108>
 76. *Grassini P., Cassman K.G.* High-yield maize with large net energy yield and small global warming intensity // Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 2012. V. 109. P. 1074–1079.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1116364109>
 77. *Bindraban P.S., Dimkpa C.O., White J.C., Franklin F.A., Melse-Boonstra A., Koele N.* Safeguarding human and planetary health demands a fertilizer sector transformation // Plants People Planet. 2020. № 2. P. 302–309.
<https://doi.org/10.1002/ppp3.10098>
 78. *Семенов В.М., Агаев В.А., Тимченко А.В., Соколов О.А.* Методы регуляции аммонийно-нитратного режима питания растений при применении азотных удобрений // Агрохимия. 1987. № 4. С. 14–21.
 79. *Муравин Э.А.* Ингибиторы нитрификации. М.: Агропромиздат, 1989. 247 с.
 80. *Linquist B.A., Liu L., van Kessel C., van Groenigen K.J.* Enhanced efficiency nitrogen fertilizers for rice systems: meta-analysis of yield and nitrogen uptake // Field Crops Res. 2013. V. 154. P. 246–254.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2013.08.014>
 81. *Abalos D., Jeffery S., Sanz-Cobena A., Guardia G., Vallejo A.* Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency // Agric. Ecosyst. Environ. V. 189. P. 136–144.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.036>
 82. *Burzaco J.P., Ciampitti I.A., Vyn T.J.* Nitrapyrin impacts on maize yield and nitrogen use efficiency with spring-applied nitrogen: Field studies vs. meta-analysis comparison // Agron. J. 2014. V. 106. P. 753–760.
<https://doi.org/10.2134/agronj2013.0043>
 83. *Qiao C., Liu L., Hu S., Compton J.E., Greaver T.L., Li Q.* How inhibiting nitrification affects nitrogen cycle and reduces environmental impacts of anthropogenic nitrogen input // Glob. Change Biol. 2015. V. 21. P. 1249–1257.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12802>
 84. *Thapa R., Chatterjee A., Awale R., McGranahan D.A., Daigh A.* Effect of enhanced efficiency fertilizers on nitrous oxide emissions and crop yields: a meta-analysis // Soil Sci. Soc. Am. J. 2016. V. 80. P. 1121–1134.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2016.06.0179>
 85. *Li T., Zhang W., Yin J., Chadwick D.D., Norse D.* Enhanced efficiency fertilizers are not a panacea for resolving the nitrogen problem // Glob. Change Biol. 2018. V. 24. e511–e521.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13918>
 86. *Hatfield J.L., Walthall C.L.* Meeting global food needs: Realizing the potential via genetics × environment × management interactions // Agron. J. 2015. V. 107. P. 1215–1226.
<https://doi.org/10.2134/agronj15.0076>
 87. *Pang J., Palta J.A., Rebetzke G.J., Milroy S.P.* Wheat genotypes with high early vigour accumulate more nitrogen and have higher photosynthetic nitrogen use efficiency during early growth // Funct. Plant Biol. 2014. V. 41. P. 215–222
<https://doi.org/10.1071/FP13143>

88. *Lam S.K., Suter H., Mosier A.R., Chen D.* Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission: a double-edged sword? // *Glob. Change Biol.* 2017. V. 23. P. 485–489.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13338>
89. *Woodward E.E., Hladik M.L., Kolpin D.W.* Nitrapyrin in streams: The first study documenting off-field transport of a nitrogen stabilizer compound // *Environ. Sci. Technol. Lett.* 2016. № 3. P. 387–392.
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00348>
90. *Huerta Lwanga E., Gertsen H., Gooren H., Peters P., Salánki T., Van Der Ploeg M.* Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae) // *Environ. Sci. Technol.* 2016. V. 50. P. 2685–2691.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>
91. *Zumstein M.T., Schintlmeister A., Nelson T.F., Baumgartner R., Wobken D., Wagner M.* Biodegradation of synthetic polymers in soils: Tracking carbon into CO₂ and microbial biomass // *Sci. Adv.* 2018. V. 4: eaas9024.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aas9024>
92. *Näsholm T., Kielland K., Ganeteg U.* Uptake of organic nitrogen by plants // *New Phytol.* 2009. V. 182. P. 31–48.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02751.x>
93. *Paungfoo-Lonhienne C., Visser J., Lonhienne T.G., Schmidt S.* Past, present and future of organic nutrients // *Plant Soil.* 2012. V. 359. P. 1–18.
<https://doi.org/10.1007/s11104-012-1357-6>
94. *Brackin R., Näsholm T., Robinson N., Guillou S., Vinall K., Lakshmanan P.* Nitrogen fluxes at the root-soil interface show a mismatch of nitrogen fertilizer supply and sugarcane root uptake capacity // *Sci. Rep.* 2015. V. 5: 15727.
<https://doi.org/10.1038/srep15727>
95. *Bindraban P.S., Dimkpa C., Nagarajan L., Roy A., Rabbinge R.* Revisiting fertilisers and fertilisation strategies for improved nutrient uptake by plants // *Biol. Fertil. Soils.* 2015. V. 51. P. 897–911.
<https://doi.org/10.1007/s00374-015-1039-7>
96. *Adediran J.A., Taiwo L.B., Akande M.O., Sobulo R.A., Idowu O.J.* Application of organic and inorganic fertilizer for sustainable maize and cowpea yields in Nigeria // *J. Plant Nutr.* 2007. V. 27. P. 1163–1181.
<https://doi.org/10.1081/PLN-120038542>
97. *Xia L., Lam S.K., Yan X., Chen D.* How does recycling of livestock manure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance? // *Environ. Sci. Technol.* 2017. V. 51. P. 7450–7457.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06470>
98. *Swaney D.P., Howarth R.W., Hong B.* Nitrogen use efficiency and crop production: Patterns of regional variation in the United States, 1987–2012 // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 635. P. 498–511.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.027>
99. *Bashkin V.N.* Modern biogeochemistry: Environmental risk assessment, 2d Edit. Springer Publishers, 2006. 444 p.
100. *Bashkin V.N.* Modern biogeochemistry: Environmental risk assessment, 2d Edit. CIP, China – Chinese translation, 2009. 268 p.
101. *Howarth R., Swaney D., Billen G., Garnier J., Hong B., Humborg C.* Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate // *Front. Ecol. Environ.* 2012. V. 10. P. 37–43.
<https://doi.org/10.1890/100178>
102. *Syswerda S., Basso B., Hamilton S., Tausig J., Robertson G.* Long-term nitrate loss along an agricultural intensity gradient in the Upper Midwest USA // *Agric. Ecosyst. Environ.* 2012. V. 149. P. 10–19.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.007>
103. *Hess M.C., Mesléard F., Buisson E.* Priority effects: Emerging principles for invasive plant species management // *Ecol. Eng.* 2019. V. 127. P. 48–57.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.011>
104. *Van Kessel C., Venterea R., Six J., Adviento-Borbe M.A., Linquist B.J.* Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis // *Glob. Change Biol.* 2013. V. 19. P. 33–44.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x>
105. *Gelfand I., Shcherbak I., Millar N., Kravchenko A.N., Robertson G.P.* Long-term nitrous oxide fluxes in annual and perennial agricultural and unmanaged ecosystems in the upper Midwest USA // *Glob. Change Biol.* 2016. V. 22. P. 3594–3607.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13426>
106. *Семенов В.М., Кудеяров В.Н., Соколов О.А.* Локальное внесение сульфата аммония под различные сельскохозяйственные культуры // *Химия в сел. хоз-ве.* 1983. № 6. С. 44–48.
107. *Perrin T.S., Drost D.T., Boettinger J.L., Norton J.M.* Ammonium loaded clinoptilolite: a slow-release nitrogen fertilizer for sweet corn // *J. Plant Nutr.* 1998. V. 21. P. 515–530.
<https://doi.org/10.1080/01904169809365421>
108. *Chin A., Schmidt S., Buckley S., Pirie R., Redding M., Laycock B.* Sorbents can tailor nitrogen release from organic wastes to match the uptake capacity of crops // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 645. P. 1474–1483.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.135>
109. *Liu X.J., Wang J.C., Lu S.H., Zhang F.S., Zeng X.Z., Ai Y.W.* Effects of non-flooded mulching cultivation on crop yield, nutrient uptake and nutrient balance in rice-wheat cropping systems // *Field Crops Res.* 2003. V. 83. P. 297–311.
[https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(03\)00079-0](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(03)00079-0)
110. *Yang N., Sun Z., Feng L., Zheng M., Chi D., Meng W.* Plastic film mulching for water-efficient agricultural applications and degradable films materials development research // *Mater. Manuf. Process.* 2015. V. 30. P. 143–154.
<https://doi.org/10.1080/10426914.2014.930958>
111. *Fan M.S., Jiang R.F., Liu X.J., Zhang F.S., Lu S.H., Zeng X.Z.* Interactions between non-flooded mulching cultivation and varying nitrogen inputs in rice-wheat rotations // *Field Crops Res.* 2005. V. 91. P. 307–318.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2004.08.006>
112. *Zhang J., Liu Y.X., Zhang N., Hu B., Jin T., Xu H.* NRT1.1B is associated with root microbiota composi-

- tion and nitrogen use in field-grown rice // *Nat. Biotechnol.* 2019. V. 37. P. 676–684.
<https://doi.org/10.1038/s41587-019-0104-4>
113. *Giller K.E., Chalk P., Dobermann A., Hammond L., Heffer P., Ladha J.K.* Emerging technologies to increase the efficiency of use of fertilizer nitrogen // *Agriculture and the Nitrogen Cycle* / Eds A.R. Mosier, J.K. Syers, and J.R. Freney. Washington, DC: Island Press, 2004. P. 35–51.
 114. *Liu X.J., Ai Y.W., Zhang F.S., Lu S.H., Zeng X.Z., Fan M.S.* Crop production, nitrogen recovery and water use efficiency in rice-wheat rotation as affected by non-flooded mulching cultivation (NFMC) // *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2005. V. 71. P. 289–299.
<https://doi.org/10.1007/s10705-004-6801-4>
 115. *Wassmann R., Neue H.U., Ladha J.K., Aulakh M.S.* Mitigating greenhouse gas emissions from rice-wheat cropping systems in Asia // *Tropical agriculture in transition—opportunities for mitigating greenhouse gas emissions?* Dordrecht: Springer, 2004. P. 65–90.
https://doi.org/10.1007/978-94-017-3604-6_4
 116. *Церлинг В.В.* Диагностика питания сельскохозяйственных культур: Справочник. М.: Агропромиздат, 1990. 235 с.
 117. *Justes E., Mary B., Jean-Marc M., Machet J., Huché-Théliet L.* Determination of a critical nitrogen dilution curve for winter wheat crops // *Ann. Bot.* 1994. V. 74. P. 397–407.
<https://doi.org/10.1006/anbo.1994.1133>
 118. *Varvel G.E., Schepers J.S., Francis D.D.* Ability for in-season correction of nitrogen deficiency in corn using chlorophyll meters // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1997. V. 61. P. 1233–1239.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100040032x>
 119. *Pinter J.P.J., Hatfield J.L., Schepers J.S., Barnes E.M., Moran M.S.* Remote sensing for crop management // *Photogramm. Eng. Rem.* 2003. V. S 69. P. 647–664.
<https://doi.org/10.14358/PERS.69.6.647>
 120. *Yao X., Huang Y., Shang G., Zhou C., Cheng T., Tian Y.* Evaluation of six algorithms to monitor wheat leaf nitrogen concentration // *Remote Sens.* 2015. V. 7. P. 14939–14966.
<https://doi.org/10.3390/rs71114939>
 121. *Magney T.S., Eitel J.U.H., Vierling L.A.* Mapping wheat nitrogen uptake from RapidEye vegetation indices // *Precis. Agric.* 2017. V. 18. P. 429–451.
<https://doi.org/10.1007/s11119-016-9463-8>
 122. *Fu Y., Yang G., Pu R., Li Z., Li H., Xu X.* An overview of crop nitrogen status assessment using hyperspectral remote sensing: Current status and perspectives // *Eur. J. Agron.* 2021. V. 124. P. 126241.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2021.126241>
 123. *Zhang H.-Y., Ren X.-X., Zhou Y., Wu Y.-P., He L., Heng Y.-R.* Remotely assessing photosynthetic nitrogen use efficiency with in situ hyperspectral remote sensing in winter wheat // *Eur. J. Agron.* 2018. V. 101. P. 90–100.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.08.010>
 124. *Chlingaryan A., Sukkarieh S., Whelan B.* Machine learning approaches for crop yield prediction and nitrogen status estimation in precision agriculture: a review // *Comp. Electron. Agric.* 2018. V. 151. P. 61–69.
<https://doi.org/10.1016/j.compag.2018.05.012>
 125. *Morris T.F., Murrell T.S., Beegle D.B., Camberato J.J., Ferguson R.B.* Strengths and limitations of nitrogen rate recommendations for corn and opportunities for improvement // *Agron. J.* 2018. V. 110. P. 1–37.
<https://doi.org/10.2134/agronj2017.02.0112>
 126. *Schroeck A.M., Gaube V., Haas E., Winiwarter W.* Estimating nitrogen flows of agricultural soils at a landscape level – A modelling study of the Upper Enns Valley, a long-term socio-ecological research region in Austria // *Sci. Total Environ.* 2019. V. 665. P. 275–289.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.071>
 127. *Bashkin V.N.* Modern biogeochemistry: Environmental risk assessment. 2d Edit. CIP, China – Chinese translation, 2009. 268 p.
 128. *Erisman J.W., Leach A., Bleeker A., Atwell B., Cattaneo L., Galloway J.* An integrated approach to a nitrogen use efficiency (NUE) indicator for the food production–consumption chain // *Sustainability.* 2018. V. 10: 925.
<https://doi.org/10.3390/su10040925>

Improving the Efficiency of Nitrogen Use: Problems and Solutions. Part 1. Agrogeochemical Approaches

V. N. Bashkin

*Institute of Physico-Chemical and Biological Problems of Soil Science of the RAS
 ul. Institutskaya 2, Moscow district, Pushino 142290, Russia
 E-mail: bashkin@issp.serpukhov.su*

Nitrogen is an important but generally deficient nutrient for biological systems. The development of the Haber-Bosch industrial process for ammonia synthesis helped to remove the restrictions of agricultural production, contributing to the “green revolution” and reducing hunger. However, the massive use of industrial nitrogen fertilizers has doubled the N flows in its global biogeochemical cycle, transforming it into an agrogeochemical one, with many environmental consequences. The article shows that it is necessary to reduce nitrogen losses during the cultivation of agricultural crops, while ensuring its sufficient resources to ensure food security. Modern achievements and problems related to the efficiency of nitrogen use (EIA) in agriculture and the determination of research opportunities in the field of agrogeochemistry of nitrogen, its soil cycle and agronomy to achieve sustainable use of N in agriculture are considered.

Key words: efficiency of nitrogen use, biological nitrogen fixation, breeding, microbiome, roots, soil health.