

УДК 631.4 + 631.95

<https://doi.org/10.32686/1812-5220-2022-19-2-40-53>

ISSN 1812-5220

© Проблемы анализа риска, 2022

Экологические риски применения азотных удобрений

Башкин В. Н.,

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

Аннотация

В статье показано, что массовое использование промышленных азотных удобрений удвоило потоки азота в его глобальном биогеохимическом цикле, при этом трансформировав в агрогеохимический, с многими экологическими последствиями. В статье рассмотрены экологические риски, связанные с применением азотных удобрений, такие как накопление нитратов в грунтовых водах, овощеводческой продукции, в атмосфере. Показано, что необходимо снизить потери азота при выращивании сельскохозяйственных культур, обеспечивая при этом его достаточные ресурсы для обеспечения продовольственной безопасности. Предложены приемы управления экологическими рисками в современных агроэкосистемах.

Ключевые слова: экологические риски; азотные удобрения; нитраты; природные воды; овощи; атмосфера.

Для цитирования: Башкин В. Н. Экологические риски применения азотных удобрений // Проблемы анализа риска. 2022. Т. 19. № 2. С. 40—53, <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2022-19-2-40-53>

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Ecological Risks of Using Nitrogen Fertilizers

Vladimir N. Bashkin,
Institute of Physico-Chemical
and Biological Problems of Soil
Science RAS,
Institutskaya str., 2, Pushchino,
Moscow region, 142290, Russia

Abstract

The article shows that the mass use of industrial nitrogen fertilizers has doubled the nitrogen flows in its global biogeochemical cycle, while transforming it into an agrogeochemical one, with many environmental consequences. The article discusses the ecological risks associated with the use of nitrogen fertilizers, such as the accumulation of nitrates in groundwater, vegetable products, in the atmosphere. It is shown that it is necessary to reduce nitrogen losses during the cultivation of agricultural crops, while ensuring its sufficient resources to ensure food security. Methods of ecological risk management in modern agroecosystems are proposed.

Keywords: ecological risks; nitrogen fertilizers; nitrates; natural waters; vegetables; atmosphere.

For citation: Bashkin V.N. Ecological risks of using nitrogen fertilizers // Issues of Risk Analysis. 2022;19(2):40-53, (In Russ.), <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2022-19-2-40-53>

The author declare no conflict of interest.

Содержание

Введение
1. Характеристика риска
2. Управление риском
Заключение

Введение

Дефицит азота в различных экосистемах, и прежде всего в агроэкосистемах и сельскохозяйственных почвах, предопределяет возрастающее мировое производство и применение азотных удобрений, что обусловлено потреблением пищи увеличившимся населением Земли.

Биофильность азота высокая, фактор биофильности, т. е. отношение содержания данного элемента в растительности и биоте в целом по отношению к содержанию в литосфере, равен 160, в этом смысле азот уступает только углероду (780), превосходя водород (70) и кислород (1,5) [1]. Известно, что азот является важнейшим компонентом белка и белковой пищи в целом, а доступность азота в почве служит ключевым фактором, ограничивающим как естественную, так и сельскохозяйственную продуктивность в наземных экосистемах [2—6].

Разработка в начале XX в. технологии связывания атмосферного азота (N_2) в аммиак (NH_3) 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].

В настоящее время в мировом сельском хозяйстве ежегодно используется более 120 млн т минеральных азотных удобрений [10]. В 2010 г. общее количество азота, поступающее за счет удобрений, биологической фиксации азота зернобобовыми культурами, атмосферных выпадений и навоза, составило 174 млн т N, однако только 74 млн т N было обнаружено в собранной продукции [11]. Следовательно, значительная часть оставшегося азота с сельскохозяйственных угодий попадает в окружающую среду, где происходит его накопление в поверхностных и грунтовых водах, растительной продукции, а также в атмосфере. Это сопровождается снижением качества воздуха и способствует изменению климата, что приводит к издержкам для биоразнообразия, рыболовства, здоровья человека и социальной инфраструктуры [12–15]. Минеральные соединения азотных удобрений легко усваиваются растениями и другими организмами. Потребность в этих удобрениях привела к удвоению потоков N в его глобальном цикле. Это сопровождается изменением биогеохимической структуры биосферы как среды обитания человечества [16, 13, 17–22].

Таким образом, во многих сельскохозяйственных системах используется слишком много азота, и существует необходимость в ограничении количества используемого азота удобрений и уменьшении загрязнения окружающей среды, т. е. необходимо снизить вероятность проявления экологических рисков.

1. Характеристика риска

Накопление нитратов в природных водах

Наиболее опасным проявлением эколого-агрохимических проблем, связанных с применением азотных удобрений, является аккумуляция нитратного азота в питьевых водах. В 1945 г. Комли [23] первым идентифицировал связь между метгемоглобинемией у детей и высоким содержанием нитратов в питьевой воде.

Как известно, Всемирная организация здравоохранения приняла предельно допустимую концентрацию (ПДК) нитратов в питьевой воде, равную 45 мг/л N-NO_3^- (или 10 мг/л N-NO_3^-). Тем не менее до сих пор нет научно обоснованной ПДК для нитратов, и поэтому в разных странах ПДК для нитра-

тов изменяется от 20 до 100 мг/л. Случаи заболевания метгемоглобинемией наблюдаются и при содержании <45 мг/л, тогда как в некоторых областях, имеющих концентрацию нитратов в питьевой воде >90 мг/л, не было отмечено связанных с содержанием нитратов заболеваний у детей. Шувал и Грюнер [24] подробно охарактеризовали патогенез метгемоглобинемии, показав, что наиболее склонны к этому заболеванию младенцы до трехмесячного возраста. Важными аспектами, определяющими патогенез болезни, являются также: а) присутствие бактерий (все виды бактерий, выделенных из полости рта и из желудочно-желудочного тракта, были способны редуцировать нитраты в нитриты); б) кислотность желудочного сока (у больных детей кислотность была повышена); в) тип потребляемых одновременно молочных продуктов; г) условия питания (показано, что присутствие витамина C в пище младенца может предохранять его от заболевания) и ряд других факторов. Наличием или отсутствием этих показателей, характеризующих патогенез болезни, можно объяснить наблюдаемые в некоторых случаях несоответствия между содержанием нитратов в питьевой воде и заболеваемостью детей метгемоглобинемией.

В обзоре Национальной академии наук США [25] доказаны многие случаи падежа скота в результате потребления пищи и воды, содержащих высокие концентрации нитратов. Найдены многие видовые различия среди животных по отношению к содержанию нитратов в пище и воде: новорожденные поросята так же чувствительны, как и грудные дети.

Опасным с экологической точки зрения является процесс обогащения поверхностных вод питательными веществами, особенно азотом и фосфором, связанный с определением «эвтрофикация» [26]. Хотя часто почти не делается различий между терминами «эвтрофикация» и «загрязнение», они не являются синонимами. Процесс эвтрофикации представляет собой естественное явление. Однако человек в значительной степени ускорил интенсивность эвтрофикации главным образом за счет возросшего выброса питательных веществ с городскими, промышленными и животноводческими сточными водами, а также за счет всевозрастающего использования удобрений. При изучении проблемы эвтрофикации очень трудно определить количественную сторону вопроса, так как эвтрофикация озер с природной низкой продуктивностью может

быть в настоящее время много ниже, чем озер, которые имели высокую продуктивность еще до появления человека [27].

Исследование факторов, наиболее ответственных за эвтрофикацию водоемов, проведено многими авторами, и показано, что N и P являются важнейшими лимитирующими факторами. В ряде последних работ установлено, что азот гораздо чаще может быть лимитирующим фактором. Применение азотных минеральных удобрений, хотя и опосредованно, приводит к увеличению содержания азота в поверхностных водах и усилению степени выраженности процесса эвтрофикации.

Аккумуляция избыточного азота в сельскохозяйственных ландшафтах, являющаяся следстви-

ем нерационального использования минеральных азотных удобрений, ведет к увеличению концентрации соединений азота в грунтовых и поверхностных водах (табл. 1).

Оценка величин промывания нитратов до верхних водоносных горизонтов и их накопления в грунтовых водах сельскохозяйственных водосборов малых рек бассейна р. Оки сделана на основании данных по концентрации $N-NO_3^-$ и среднесезонных модулей стока подземных вод в бассейнах этих рек. Модули стока изменялись от 1,0 до 2,0 л/с/км², содержание нитратного азота от 0 до >50 мг/л.

В табл. 2 показано, что от 22 до 66% аккумулярованного в ландшафтах азота могло попадать в грунтовые воды, вызывая их возрастающее загрязнение

Таблица 1. Факторы, определяющие экологический риск загрязнения нитратами грунтовых вод

Table 1. Factors determining the ecological risk of groundwater nitrate pollution

Степень риска	Факторы поступления азота	Природные факторы
Высокий	Высокие нагрузки азота ^а или высокая плотность населения ^б	Хорошо дренируемые почвы и высокая распашка территории
Повышенный	Высокие нагрузки азота ^а или высокая плотность населения ^б	Плохо дренируемые почвы или высокая распашка территории
Пониженный	Низкие нагрузки азота ^а и низкая плотность населения ^б	Плохо дренируемые почвы или низкая распашка территории
Низкий	Низкие нагрузки азота ^а и низкая плотность населения ^б	Плохо дренируемые почвы или высокая распашка территории

^а Нагрузка азотом относится к поступлению азота из неорганических удобрений, навоза животных и атмосферных осадков.

^б Плотность населения используется для указания дополнительных несельскохозяйственных источников азота, таких как бытовые удобрения, септические системы и домашние животные.

Таблица 2. Оценка возможного вымывания избыточного азота в грунтовые воды водосборов малых рек бассейна р. Оки

Table 2. Assessment of possible leaching of excess nitrogen into groundwater catchments of small rivers of the Oka river basin

Год	Водосборы рек						Водосборы рек					
	Городнянка			Скнига			Ицка			Сохна		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1969	15	5	33	4	1	25	0,4	0,2	50	3	1,9	63
1977	37	8	22	11	4	36	5	3	60	0,3	0,1	33
1978	21	10	48	12	6	50	6	4	66	0,8	0,4	50
1979	55	21	38	30	10	33	13	6	46	1,2	0,7	58
1984	54	22	40	30	15	50	16	8	50	1,7	0,9	59
2015	34	9	23	32	9	33	19	5	45	2	1,5	43

Примечания. 1 — аккумуляция избыточного азота в бассейне, кг/га/г; 2 — количество азота, вымываемого в грунтовые воды, кг/га/г; 3 — количество азота, вымываемого в грунтовые воды, % от аккумулярованного.

нитратным и нитритным азотом. В дальнейшем, вследствие разгрузки грунтовых вод в речные, происходит также обогащение азотом поверхностных вод.

Полученные результаты еще раз характеризуют возрастающую роль грунтовых вод как агрогеохимического барьера в круговороте азота; одновременно это подчеркивает отрицательные экологические последствия антропогенного нарушения агрогеохимического цикла данного элемента. При этом снижение применения азотных удобрений в 1990-е гг. сопровождалось также снижением поступления азота в грунтовые воды, хотя этот процесс все-таки имел место. Аналогичные данные отмечены для США, на территории которых аккумуляция нитратов в грунтовых водах проходила достаточно долго, несмотря на снижение доз применяемых азотных удобрений после достижения пика в 1970-х гг. [28]. Также отмечено, что на легких почвах, как в России, так и в США, до 20—25% относительно мелких скважин (<30 м) в грунтовых водах нитраты продолжали содержаться в существенных количествах (около или выше ПДК).

Выявление существенных факторов, определяющих загрязнение нитратами подземных вод, имеет решающее значение для определения разумных агроэкологических показателей, которые поддерживают разработку, применение и мониторинг политики регулирования внесения азотных удобрений. С использованием данных примерно из 1200 австрийских муниципалитетов для проведения подробного статистического анализа (1) факторов, влияющих на загрязнение нитратами подземных вод, и (2) прогностической способности показателей баланса азота, одного из наиболее часто используемых агроэкологических показателей, обнаружено, что процентная доля пахотных земель в данном регионе положительно коррелирует с концентрацией нитратов в подземных водах. Кроме того, характеристики окружающей среды, такие как температура и осадки, являются важными сопутствующими факторами. Более высокие средние температуры приводят к снижению загрязнения подземных вод нитратами, возможно, из-за увеличения испарения. Более высокие средние осадки разбавляют нитраты в почве, что еще больше снижает концентрацию нитратов в подземных водах. Регрессионный анализ показывает, что валовой азотный баланс является

статистически значимым предиктором загрязнения нитратами, при этом риски загрязнения нитратами подземных вод возрастают в регионах с более высоким средним количеством осадков [29].

В конце 1990-х гг. в водах западного Поозерья Белоруссии установлено, что поверхностные и подземные воды региона загрязняются соединениями азота. Накопление в них азота тесно связано с антропогенной нагрузкой на территорию, зависит от ландшафтных условий и почвообразующих пород. Влияние агротехногенных нагрузок привело к площадному загрязнению нитратами, особенно западной части изученного региона (42—53% площади). В пределах исследованной территории сформировался новый тип подземных вод — нитратно-гидрокарбонатно-кальциевый вместо существовавшего ранее гидрокарбонатно-кальциевого. В воде рек содержание нитратов было зафиксировано ниже ПДК, но более высокое по сравнению с озерами. В водоемах, основным источником загрязнения которых являются атмосферные осадки, преобладают нитраты, при поступлении сточных вод с животноводческих ферм — азот аммония. Для снижения азотной нагрузки на водоемы необходимы кардинальные меры [30]. При этом выявлено, что умеренные дозы азотных удобрений не приводят к его аккумуляции на водосборных территориях и не способствуют накоплению нитратов в грунтовых водах [31].

В районе Чжанье, Северо-Западный Китай, среднее значение концентраций $N-NO_3^-$ в пробах подземных вод составило $10,66 \pm 0,19$ мг/л⁻¹. Концентрации $N-NO_3^-$, превышающие ПДК, установленные ВОЗ, были обнаружены в 32,4% из 71 скважины и составили 13, 33,3, 52,4 и 50,0% в пробах грунтовых вод из питьевых колодцев, ирригационных колодцев, колодцев с ручным насосом и грунтовых вод соответственно. При этом пробы подземных вод с концентрациями $N-NO_3^-$, превышающими пороговое значение для питьевой воды, в основном были взяты с глубины менее 20 м. Концентрации $N-NO_3^-$ в подземных водах в районах, используемых для выращивания овощей и кукурузы, были значительно выше, чем в городских или рисовых районах. Загрязнение подземных вод в районах с песчаными почвами было более серьезным, чем в районах с глинистыми [32]. Также показано, что загрязнение

нитратами подземных вод в дельте р. Хуанхэ, Китай, является важной проблемой, связанной не только с рассеиванием нитратов и проблемами со здоровьем, но и с массовым переносом и взаимодействием подземных, морских и речных вод в прибрежной зоне. Пространственное распределение нитратов, источники нитратов и процессы трансформации азота были исследованы с помощью полевых исследований и геохимических методов. Нитраты накапливались в основном в неглубоких горизонтах грунтовых вод и имели пространственное распределение, совпадающее с геоморфологией и землепользованием/водопользованием [33]. Аналогичные результаты показаны в ряде регионов Индии [34].

Практически во всех описанных примерах значимым фактором риска было применение высоких доз азотных удобрений, особенно на легких песчаных почвах и при орошении.

Накопление нитратов в растениеводческой продукции

Наряду с аккумуляцией нитратов в питьевых водах экологические последствия интенсивного применения азотных удобрений связаны с накоплением нитратного азота в сельскохозяйственной, растениеводческой и животноводческой продукции.

Излишнее накопление нитратов в пище млекопитающих нежелательно из-за возможной трансформации в нитриты, которые вызывают метгемоглобинемию у детей. В случае высокого содержания аминов в пище или после приема лекарств, дающих при распаде аминокислот, возможно формирование щелочных нитрозаминов, обладающих канцерогенными свойствами [24].

В ряде случаев были отмечены отравления людей и животных вследствие использования в пищу сельскохозяйственной растительной продукции, содержащей высокие концентрации нитратного азота. Было установлено, что нитраты при сбалансированной диете сами по себе практически безопасны. Отрицательные последствия аккумуляции нитратного азота в растениеводческой продукции связаны с образованием ядовитых газов (NO , NO_2 , N_2O_4) при силосовании кормов, а также с восстановлением нитратов до нитритов, вызывающих метгемоглобинемию у грудных детей и новорожденных животных.

Наиболее серьезным последствием аккумуляции нитратов в пище и воде может быть образование в присутствии нитратов, нитритов и вторичных аминов нитрозаминов, обладающих канцерогенными, тератогенными и мутагенными свойствами. Присутствие нитрозаминов обнаружено в ряде продуктов, а также показана возможность формирования их в организме человека в результате метаболической трансформации нитратов в нитриты и образования вторичных аминов из третичных при помощи бактерий желудочно-кишечного тракта [28, 35].

Овощи являются основным источником пищевых нитратов. Присутствие нитратов в овощах часто связано с вредным воздействием на здоровье человека, т. е. с токсическими эффектами метгемоглобинемии и возможностью вызвать эндогенное образование канцерогенных N-нитрозосоединений. Однако это также связано с благотворным воздействием на здоровье, поскольку нитраты представляют собой важный альтернативный путь к биологически активному NO и его важной физиологической роли в сосудистой и иммунной функции [36—38].

Проведенный в Австралии и Новой Зеландии мониторинг содержания нитратов в овощной продукции показал, что средние концентрации нитратов в верхней границе, выраженные в виде нитрата натрия, были самыми высокими в сыром и свежеприготовленном шпинате (2741—2963 мг/кг), консервированной свекле (2009 мг/кг), свежей петрушке (1957 мг/кг), сыром сельдерее (1527 мг/кг) и сыром салате (1144 мг/кг). Для бананов, брокколи, капусты, огурцов, картофельных чипсов, тыквы и клубники концентрации составляли от 100 до 450 мг/кг. Все остальные обследованные продукты питания имели концентрацию нитратов менее 100 мг/кг [39].

При консервировании и хранении зеленых овощей (шпинат, салат и т. д.), содержащих высокие количества нитратного азота, также возможно образование нитритов. Так, Шуфан [40] показал, что растения шпината, выращенные при внесении высоких доз азотного удобрения (160—320 кг/га N), накопили при четырехдневном хранении больше 30 мг N-NO_2 на 100 г сырого веса овощей.

Установленные ФАО предельно допустимые количества нитратов для человека равны 500 мг N-NO_3^-

в день. Всемирная организация здравоохранения считает допустимым содержание нитратов в диетических продуктах до 300 мг на 1 кг сырого вещества [41].

Накопление нитратов в растениях зависит от множества факторов. Так, существует ряд растительных семейств, представители которых способны аккумулировать в своих органах высокие концентрации нитратов. Однако абсолютные величины содержания нитратов в растительных тканях обусловлены рядом факторов, таких как скорость поглощения и ассимиляции нитратов, их содержание в почвах или питательных субстратах, содержание молибдена, регулирующего работу нитратредуктазы, время отбора образцов растительных тканей и т. д. Значительные изменения в содержании нитратов были отмечены не только у различных видов внутри одного семейства, но также у генотипических разновидностей внутри одного вида.

Уровень содержания нитратного азота в почве — весьма важный фактор, регулирующий поступление нитратов в выращиваемые растения. Скорость накопления нитратного азота в почве в течение периода вегетации оказывает большее влияние, чем количество нитратов, присутствующих в почве к началу вегетации растений. Это связано с высокой мобильностью этой формы азота в почве.

Данные, представленные в табл. 3, свидетельствуют об избыточном поступлении и аккумуляции нитратного азота в различных сортах капусты, выращиваемой на пойменной почве при высоком уровне обеспеченности почв азотом вследствие

как внесения больших доз азотных удобрений, так и их значительной азотминерализующей способности.

При высоком исходном уровне обеспеченности почв доступным азотом, а также наличии высокой азотминерализующей способности пойменных почв избыточная аккумуляция нитратного азота в капусте наблюдается даже на вариантах без внесения азотных удобрений. Применение азотных удобрений приводит к еще большему накоплению нитратов (табл. 4, 5).

Содержание нитратного азота, как и аммонийного, в надземной массе трав зависит не только от дозы удобрения, но также от его формы. Так, в опытах на бурой ферралитовой почве опытной экспериментальной станции «Эскамбрэй», Куба, при внесении аммиачной селитры содержание минерального азота в надземной массе панголы было выше, чем при внесении сульфата аммония. Увеличение дозы азота в обоих случаях приводило к усилению азотминерализующей способности почвы и значительному возрастанию концентрации азота в растительной биомассе (табл. 6).

В связи с интенсивным применением азотных удобрений отмечается множество случаев избыточного накопления нитратов в растениях, особенно в условиях недостаточной освещенности и повышенной температуры.

Для оценки неканцерогенного риска накопления нитратов в организме человека используется т. н. неканцерогенный показатель опасности (Non-Carcinogenic Hazard Quotient, NHQ). Для

Таблица 3. Использование азота почвы и удобрений капустой на пойменной почве

Table 3. Use of soil and fertilizer nitrogen by cabbage on floodplain soil

Доза ^{15}N на фоне $P_{180} K_{300}$	Азот почвы, кг/га			Сумма ($N_{\text{уд.}}$ + $N_{\text{почвы}}$), кг/га	Урожай капусты, ц/га	Вынос N, кг/га	N- NO_3^- , мг/кг сырой массы	$K_{\text{исп.}}$ $N_{\text{уд.}}$
	NH_4^+ NO_3^-	N-минер. способность	всего					
Без удобрений	70	380	450	450	1127	123	225	—
0	75	325	400	400	1096	170	255	—
N_{100}	120	305	425	525	976	166	370	28
N_{150}	90	390	480	630	1205	266	400	80
N_{200}	85	415	500	700	1134	180	515	15
N_{250}	120	350	470	710	1146	211	530	15

Таблица 4. Использование азота почвы и удобрения капустой в условиях производственного опыта на пойменной почве*Table 4. The use of soil and fertilizer nitrogen by cabbage in field experiment on floodplain soil*

Варианты опыта	N почвы, кг/га			Сумма N _{уд.} + N _{п.} , кг/га	Урожай капусты, ц/га	Вынос N, кг/га	N-NO ₃ ⁻ , мг/кг сырой массы	K _{исп.} , %
	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺	N-минер. способность	всего					
Без удобрений, 1-й год последствия	116	390	506	506	1012	87	80	–
Без удобрений, 2-й год последствия	84	210	294	294	703	74	59	–
На фоне 2-го года последствия:								
P ₉₀ K ₁₄₀	83	180	263	263	785	70	59	–
P ₁₈₀ K ₂₈₀	93	215	308	308	774	66	66	–
¹⁵ N ₅₀ P ₉₀ K ₁₄₀	83	220	303	353	809	109	63	35
N ₅₀ P ₁₈₀ K ₂₈₀	88	200	288	338	802	94	68	–
¹⁵ N ₇₅ P ₉₀ K ₁₄₀	83	220	303	378	1085	139	72	40
N ₇₅ P ₁₈₀ K ₂₈₀	86	190	276	351	1046	126	74	–
¹⁵ N ₁₀₀ P ₉₀ K ₁₄₀	84	195	279	379	1031	184	105	48
N ₁₀₀ P ₁₈₀ K ₂₈₀	83	185	268	368	1007	181	115	–
¹⁵ N ₁₂₅ P ₉₀ K ₁₄₀	83	215	298	423	1101	140	120	34
N ₁₂₅ P ₁₈₀ K ₂₈₀	83	200	283	408	1012	117	125	–
Производственная доза								
N ₁₂₅ P ₁₈₀ K ₂₈₀	120	360	480	686	900	123	430	–
НРС _{0,95}					35			

Таблица 5. Поступление азота в надземную массу капусты в зависимости от обеспеченности пойменных почв азотом*Table 5. Nitrogen intake into the aboveground mass of cabbage depending on the availability of nitrogen in floodplain soils*

Сорт капусты	Показатель	Дата отбора проб			
		1.VI.83	4.VII.83	1.VIII.83	1.IX.83
Ранняя	1	140	140	–	–
	2	Опт.	Выс.	–	–
	3	244	120	–	–
Поздняя	1	150	150	160	160
	2	Выс.	Выс.	Выс.	Опт.
	3	354	330	150	150

Примечания. 1 — наличие доступного азота в почве, кг N/га; 2 — индекс обеспеченности по данным листовых анализов; 3 — содержание нитратного азота, мг N/кг сырой массы.

Таблица 6. Содержание аммонийного и нитритного азота в наземной массе панголы в зависимости от вида и доз азотных удобрений (мг/кг сырой массы)

Table 6. The content of ammonium and nitrite nitrogen in the aboveground mass of pangola, depending on the type and doses of nitrogen fertilizers (mg/kg of crude mass)

Укос	Вид удобрения	Доза N, кг/га под укос	Содержание в наземной массе	
			N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
1-й	(NH ₄) ₂ SO ₄	30	340	201
		60	474	386
	NH ₄ NO ₃			
		30	497	416
		60	600	591
2-й	(NH ₄) ₂ SO ₄	30	144	88
		60	166	111
	NH ₄ NO ₃			
		30	140	124
		60	121	140
3-й	(NH ₄) ₂ SO ₄	30	376	185
		60	268	334
	NH ₄ NO ₃			
		30	331	225
		60	261	410

единичного источника величина NHQ может быть получена из следующего уравнения:

$$NHQ = \frac{CDI}{RFD}, \quad (1)$$

где CDI — хроническое поступление нитрата в мг/кг веса тела в день и RFD — хроническая референтная доза, которая составляет 3,65 мг/кг веса тела в день:

$$CDI = \frac{C \times EF \times ED \times IRF \times (Kg / 1000g)}{LT \times BW \times (365 \text{ day/year})}, \quad (2)$$

где C — концентрация нитрата в овощной продукции (мг/кг); BW — вес тела (для взрослых ~70 кг); ED — продолжительность экспозиции (70 лет); EF — частота экспозиции (365 дней в году); IRF — среднее дневное потребление, основанное на типе овощей (г/день), и LT — средняя продолжительность жизни, 70 лет для неканцерогенных рисков.

Величина CDI рассчитывается для каждого типа овощей, и с учетом специфической величины референтной дозы для нитратов (RFD) оценивается величина риска для здоровья для каждого вида овощей [42].

Выполненные расчеты неканцерогенного риска с использованием данных, приведенных в табл. 3—6, показали, что все величины были ниже референтных значений.

Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) использовала данные, основанные на риске метгемоглобинемии, чтобы установить приемлемую суточную норму (ADI) для нитратов в размере 3,7 мг/кг массы тела в день, что эквивалентно 222 мг нитрата в день для взрослого весом 60 кг и нитрита 0,07 мг/кг массы тела в день, эквивалентно 4,2 мг нитрита в день для взрослого весом 60 кг. Следует отметить, что верхний предел, представленный ADI ВОЗ, соответствует концентрации пищевых нитратов, которые снижают кровяное давление у взрослых с нормотензией и гипертонией. Фактически, разовые порции продуктов с высоким содержанием нитратов, включая шпинат, рукколу и салат ромэн, могут превышать ADI ВОЗ; эти наблюдения подчеркивают спорные вопросы, касающиеся потенциальных рисков для здоровья и преимуществ потребления нитратов и нитритов с пищей. Неорганические нитраты и нитриты являются питательными веществами для растений, юридически обязательными добавками к обработанному мясу, а также компонентами пищевых продуктов и пищевых добавок, которые снижают кровяное давление и повышают работоспособность. Споры вокруг потребления нитратов и нитритов с пищей существуют из-за потенциального повышения риска некоторых видов рака у взрослых и метгемоглобинемии (т.е. синдрома «синего ребенка») у младенцев. Однако более поздние данные свидетельствуют о том, что диетические нитраты, являясь экзогенным источником эндогенного производства оксида азота по пути нитрат — нитрит — оксид азота у человека, оказывают понижающее кровяное давление действие и повышают спортивные показатели у людей. До сих пор во многих базах данных по питательным веществам отсутствует информация о содержании нитратов и нитритов в пищевых продуктах, что ограничивает возможности изучения эпидемиологических ассо-

циаций, связанных со здоровьем. Однако проведенное исследование потребления нитратов и нитритов человеком из культурных рационов питания, продуктов питания и пищевых добавок позволило определить потенциальный диапазон воздействия доступных продуктов питания. Изучение прототипных схем ежедневного приема пищи из 4 мировых культур показало, что схемы питания с наибольшими концентрациями нитратов и нитритов были при использовании листовой зелени и корнеплодов (как в японской и китайской диете), тогда как концентрации в американской и индийской диете были значительно ниже. Кроме того, потребление 1 порции богатой нитратами пищи или добавки может превышать допустимую суточную норму потребления нитратов. Учитывая потенциальную пользу для здоровья и риски, связанные с потреблением нитратов и нитритов с пищей, существует необходимость в рациональных диетических рекомендациях в отношении продуктов, содержащих нитраты и нитриты, для достижения оптимального здоровья сердечно-сосудистой системы и спортивных результатов, принимая во внимание потенциальные негативные риски для здоровья [43].

Накопление соединений азота в атмосфере

Известно, что удаление азота из почвы может происходить не только путем вымывания нитратного азота в грунтовые и поверхностные воды, но и в результате процесса денитрификации, когда N_2 улетучивается из почвы в виде N_2 и NO_x . Существенным и тревожным нарушением нормально-го биогеохимического цикла азота вследствие его трансформации в агрогеохимический может быть проникновение закиси азота (N_2O) в атмосферу. В ряде ранних исследований подчеркивается, что применение азотных удобрений способствует увеличению несбалансированного поступления N_2O в верхние слои атмосферы вследствие стимулирования денитрификации в почвах и природных водах [см. 2]. Закись азота в атмосфере в результате сложных фотохимических реакций взаимодействует с молекулой озона с образованием различных азотсодержащих компонентов и атомарного кислорода. Несбалансированность поступления N_2O может привести к разрушению озонового экрана Земли и прорыву потока ультрафиолетовой

радиации в атмосферу и биосферу с губительными последствиями для жизни.

Организация Объединенных Наций (ООН) в Программе по окружающей среде определила чрезмерный реактивный N как одну из пяти возникающих угроз, с которыми сталкивается планета, так что четвертая 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 существенное негативное воздействие на окружающую среду и здоровье человека [44]. 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 [45], концентрация которого в атмосфере увеличивалась на 0,8 частей на миллиард (ppb) в год — от 300 ppb в 1980 г. до 332 ppb в 2020 г. [46].

Несмотря на очевидный алармизм этих и предшествующих исследований, связанный как с недостатком мониторинговых данных, так и с очевидными политическими запросами, в целом эту проблему нельзя полностью игнорировать. Отсюда вытекает еще один аспект серьезных отрицательных экологических последствий нерационального применения минеральных азотных удобрений и связанных с этим экологических рисков.

2. Управление риском

В настоящее время отмечается возрастающий интерес к оценке различных факторов, связанных с увеличением эффективности использования азота. В первую очередь это связано с ростом применения минеральных азотных удобрений, достигшим в начале 20-х гг. XXI в. уже более 120 млн т. Растет и количество применяемых органических удобрений и компостов, также являющихся источником привносимого в агроэкосистемы азота. В агрохимической литературе вопросам оценки коэффициента использования азота из минеральных и органических удобрений было уделено большое внимание, и существующие оценки для минеральных удобрений не превышают в среднем 40—50%. Однако

даже сейчас невозможно с достаточной точностью оценить величины использования почвенного азота, минерализуемого из почвенного органического вещества.

Известно, что суммарная оценка трансформации азота в почве под воздействием различных факторов (дозы удобрений, гидротермические параметры, агрохимические показатели почвы, микробиологическая активность) может быть сделана на основании определения азотминерализующей способности почв. Азотминерализующая способность почв может быть охарактеризована как количество органического азота в почве, способного к минерализации в течение прогнозируемого вегетационного сезона, которое будет включать в себя азот, поглощенный растениями, реиммобилизуемый микроорганизмами, теряемый при вымывании и денитрификации, а также остающийся в доступной форме после окончания периода вегетации [35].

Проведенные опыты с мечеными ^{15}N азотными удобрениями в различных почвенно-климатических и экологических условиях показали, что, независимо от почвы и схемы опыта, величины доступного растениям азота, определенные разными методами, были близкими. При этом установлено, что величины АМС (x) имели достоверную обратную корреляционную связь с величинами коэффициентов использования азотных удобрений (y):

$$y = 43,4 - 0,0550 x, r = -0,928, P_{0,01}.$$

Аналогичная связь была отмечена и для величин суммы доступного растениям азота (суммарное количество $\text{N}-(\text{NO}_{3-} + \text{NH}_{\text{обм.}}^+)$) и АМС):

$$y = 44,5 - 0,0449 x, r = -0,942, P_{0,01}.$$

В общей сумме азота, доступного в течение периода вегетации растениям, величины АМС составляют в основном более 70—75%, т. е. являются определяющими. Их оценка позволяет диагностировать азотный режим почв и возможность использования азотных удобрений, поскольку, как показано, коэффициенты использования этих удобрений тесно связаны с величинами АМС почв: возрастают при уменьшении количества почвенного минерализуемого азота и уменьшаются при его увеличении (рисунок).

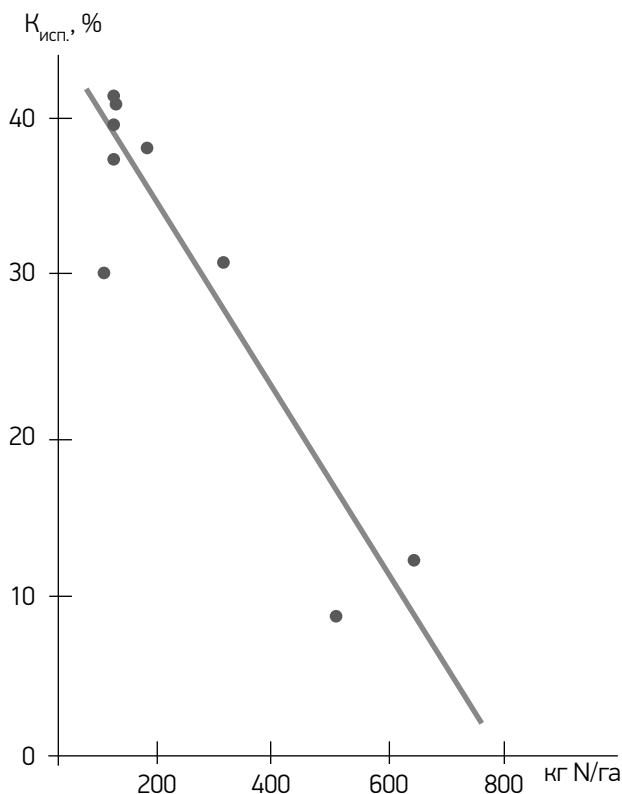


Рисунок. Зависимость величин коэффициента использования азота удобрений (y) различными культурами от азотминерализующей способности почвы (x)

Figure. Dependence of the values of the nitrogen utilization coefficient of fertilizers (y) by various crops on the nitrogen mineralizing ability of the soil (x)

Таким образом, регулирование применения азотных удобрений на основе определения их азотминерализующей способности позволяет в ряде случаев существенно снизить применение минеральных удобрений без изменений величин урожая растений и уменьшить экологические риски.

Закключение

Отрицательные экологические последствия нерационального применения азотных удобрений характеризуются накоплением нитратного и нитритного азота в питьевых водоисточниках, в растениеводческой продукции и усилением несбалансированного поступления N_2O в атмосферу вследствие процесса денитрификации. Эти эколо-

гические последствия зафиксированы практически во всех почвенно-климатических зонах. Показана возможность оценки экологического риска с использованием методов и приемов агрогеохимии. Количественная оценка различных статей агрогеохимического цикла азота позволяет определить возможности устранения избыточного антропогенного давления на них. В первую очередь это связано с оптимизацией доз азотных удобрений, например, на основе определения азотминерализующей способности почв, и соответствующим уменьшением содержания в различных компонентах агроэкосистем азота, подверженного денитрификации и вымыванию. Снижается и накопление нитратов в растительной продукции.

Литература [References]

1. Перельман Ф. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. М.: Астрей-2000, 1999. 768 с. [Perelman F. I., Kasimov N. S. Geochemistry of landscape. Moscow: Astraea-2000, 1999. 768 p. (In Russ.)]
2. Башкин В. Н. Агрогеохимия азота. Пуццино: ОНТИ НЦБИ, 1987. 272 с. [Bashkin V. N. Agrogeochemistry of nitrogen. Pushchino: ONTI NCBI, 1987. 272 p. (In Russ.)]
3. Bashkin V. N. Modern Biogeochemistry (textbook). Kluwer Academic Publishers. 2002. 572 pp.
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. DOI: 10.2134/agronj2004.1660
5. Elser J. J., Bracken M. E. S., Cleland E. E., Gruner D. S., Harpole W. S., Hillebrand H., et al. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems // *Ecol. Lett.* 2007;(10):1135—1142. DOI: 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. DOI: 10.1134/S000218811912007X [Kudeyarov V. N. The agrobiogeochemical cycles of carbon and nitrogen of Russian croplands // *Agrochimia*. 2019;(12):3-15 (In Russ.), DOI: 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. DOI: 10.1579/0044-7447-31.2.126
9. Godfray H. C. J., Beddington J. R., Crute I. R., Haddad L., Lawrence D., Muir F., et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people // *Science* 2010. V. 327, P. 812—818. DOI: 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. DOI: 10.1038/nature15743
12. Кудеяров В. Н., Башкин В. Н., Кудеярова А. Ю., Боцкарев А. Н. Экологические проблемы минеральных удобрений. М.: Наука, 1984. 212 с. [Kudeyarov V. N., Bashkin V. N., Kudeyarova A. Yu., Bochkarev A. N. Ecological problems of mineral fertilizers. Moscow: Nauka, 1984. 212 p. (In Russ.)]
13. Башкин В. Н. Биогеохимия. М.: Научный мир, 2004. 582 с. [Bashkin V. N. Biogeochemistry. M.: Scientific world, 2004. 582 p. (In Russ.)]
14. Bashkin V. N. Environmental Chemistry: Asian Lessons (textbook), Kluwer Academic Publishers, 2003. 472 pp.
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,” in *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. С. 3—70. [Kovda V. A. Biogeochemical cycles in nature and their human violations. M.: Nauka. P. 3—70. (In Russ.)]
17. Кудеяров В. Н. Цикл азота в почве и эффективность удобрений. М.: Наука, 1989. 216 с. [Kudeyarov V. N. Nitrogen cycle in soil and fertilizer efficiency. Moscow: Nauka, 1989. 216 p. (In Russ.)]
18. Bashkin V. N., Galiulin R. V. Innovative geoecological risk assessment in technogenesis for green economy progress // In: Jovanovic L., Radosavjevic Z., Ernakov V. (Eds) *Green economy in the era of fourth industrial revolution*. Belgrade 2021, Chapter 2, P. 45—67, https://doi.org/10.18485/green_economy_4ir.2021.ch2
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. DOI: 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. DOI: 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. DOI: 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. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2019.102029
23. Comly Y. Y. Cyanosis of infant caused by nitrates in well water // *J. Am. Med. Assoc.*, 1945. V. 129. No. 2. P. 112—117.
24. Shuval Y., Gruener R. Effects on man and animals of ingesting nitrates and nitrites in water and food. In: *Effect of Agricultural Production on Nitrates in Food and Water with particular References to Isotopic Studies*. Vienna: IAEA, 1974. P. 117—130.
25. NAS. Accumulation of nitrates. Washington, DC, USA, 1972. P. 4—17.
26. Stewart K. M., Rolich C. A. Eutrophication: a review. Sacramento, CA, 1967. 72 pp.
27. Коплан-Дикс И. С., Назаров Г. В., Кузнецов В. К. Роль минеральных удобрений в эвтрофировании вод суши. Л.: Наука, 1985. 263 с. [Koplan-Dix I. S., Nazarov G. V., Kuznetsov V. K. The role of mineral fertilizers in the eutrophication of land waters. L.: Nauka, 1985. 263 p. (In Russ.)]
28. Nolan B. T., Ruddy B. C., Hitt K. J., Helsel D. R. A National Look at Nitrate Contamination of Ground Water // *Water Conditioning and Purification*, January 1998;39(12):76-79.
29. Wick K., Heumesser C., Schmid E. Groundwater nitrate contamination: Factors and indicators // *Journal of Environmental Management*, 2013;(111(3)):178-86. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.06.030
30. Новиков Г. В., Оношко М. П., Капельщиков Н. А., Романов В. П., Карташевич З. К. Азот в водах западного Полесья // *Вестник Белорусского государственного университета. Сер. 2, Химия. Биология. География*. 1998. № 1. С. 53—57 [Novikov G. V., Onoshko M. P., Kapelytsikov N. A., Romanov V. P., Kartashevich Z. K. Nitrogen in the waters of the western Lake district // *Bulletin of the Belarusian State University. Ser. 2, Chemistry. Biology. Geography*. 1998;(1):53-57 (In Russ.)]
31. Мусин Р. Х., Нуриев И. С. Влияние сельскохозяйственных удобрений на качество грунтовых вод // *Ученые записки Казанского государственного университета. Естественные науки*, 2009. Т. 151. №. 3. С. 136—142. [Musin R. H., Nuriev I. S. The influence of agricultural fertilizers on the quality of groundwater // *Scientific notes of Kazan State University. Natural Sciences* 2009;151(3):107-114 (In Russ.)]
32. Yang R., Liu W. Groundwater Nitrate Contamination in an Agroecosystem in Zhangye Oasis, Northwest China // *Environmental Earth Sciences*, July 2009;(61(1)):123-129. DOI: 10.1007/s12665-009-0327-7
33. Chen J., Taniguchi M., Liu G., Miyaoka K., Onodera S., Tokunaga S., Fukushima Y. Nitrate pollution of groundwater in the Yellow River delta, China // *Hydrogeology Journal* 2007;15:1605-1614
34. Khandare H. W. Scenario of Nitrate contamination in Groundwater: Its causes and Prevention // *International Journal of ChemTech Research* 2013;5(4):1921-1926.
35. Bashkin V. N. Modern Biogeochemistry: Environmental Risk Assessment, 2d Edition. Springer Publishers, 2006. 444 pp.
36. Трифонова Т. А., Чеснокова С. М., Рязанцева О. Н. Нитраты в пище и воде // *Экология и жизнь*, 2009. № 6. С. 80—84. [Trifonova T. A., Chesnokova S. M., Ryzantseva O. N. Nitrates in food and water // *Ecology and Life*, 2009;(6):80-84. (In Russ.)]
37. Федоренко Е. В., Коломиец Н. Д. Подходы к оценке алиментарной нагрузки пищевыми добавками // *Гигиена и санитария*, 2013. Т. 92. № 1. С. 40—41. [Fedorenko E. V., Kolomiets N. D. Approaches to assessment of the alimentary load by nutrient additives // *Hygiene and sanitation*. 2013;92(1):40-41. (In Russ.)]
38. Gorenjak A. H. Nitrate in vegetables and their impact on human health. A review // *Acta Alimentaria*, 2013. V. 42 No. 2. P. 158—172. DOI:10.1556/AAlim.42.2013.2.4
39. Food Standards: Australia & New Zealand. Survey of nitrates and nitrites in food and beverages in Australia. 2010. 28 pp + Apps.
40. Schuphan W. Significance of nitrates in food and drinking water. In: *Effect of Agricultural Production on Nitrates in Food and Water with particular References to Isotopic Studies*. Vienna: IAEA, 1974. P. 101—116.
41. Radojevic M. and Bashkin V. N. Practical Environmental Analysis (textbook). Royal Chemical Society Publications, UK, 1999. 466 pp.
42. Башкин В. Н., Галиуллина Р. А. Оценка риска накопления тяжелых металлов в овощных культурах // *Проблемы анализа риска*. Т. 18. 2021. № 4. С. 48—65, <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2021-18-4-48-65> [Bashkin V. N., Galiullina R. A. Assessment of the risk of

- heavy metals accumulation in vegetable crops // Issues of Risk Analysis. 2021;18(4):48-65, (In Russ.), <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2021-18-4-48-65>
43. Keller R. M., Beaver L., Prater C., Hord N. Dietary Nitrate and Nitrite Concentrations in Food Patterns and Dietary Supplements // Nutrition Today: 9/10 2020. Vol. 55. Issue 5. P. 218—226. DOI: 10.1097/NT.0000000000000253
44. Sutton M. A., Oenema O., Erisman J. W., Leip A., van Grinsven H., Winiwarter W. Too much of a good thing // Nature. 2011. V. 472. P. 159—161. DOI: 10.1038/472159a
45. 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. DOI: 10.1088/1748-9326/aa9ec9
46. 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).

Сведения об авторе

Башкин Владимир Николаевич: доктор биологических наук, профессор, главный научный сотрудник Федерального государственного бюджетного учреждения науки «Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН» (ИФХиБПП РАН)

Количество публикаций: более 400

Область научных интересов: биогеохимия, (гео)экологические риски, газовая промышленность

ResearcherID: J-4621-2018

Scopus Author ID: 7005340339

Контактная информация:

Адрес: 142290, Московская обл., г. Пущино, ул. Институтская, д. 2/1

vladimirbashkin@yandex.ru

Статья поступила в редакцию: 16.03.2022

Одобрена после рецензирования: 28.03.2022

Принята к публикации: 29.03.2022

Дата публикации: 29.04.2022

The article was submitted: 16.03.2022

Approved after reviewing: 28.03.2022

Accepted for publication: 29.03.2022

Date of publication: 29.04.2022