Санкт-Петербургский государственный университет

**МИЛОСЕРДОВА Виктория Александровна**

**Выпускная квалификационная работа бакалавра**

**ВЛИЯНИЕ БИОУГЛЯ**

**НА СОДЕРЖАНИЕ ЛАБИЛЬНОГО УГЛЕРОДА**

**И ДОСТУПНОГО РАСТЕНИЯМ АЗОТА**

**В ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЕ**

Основная образовательная программа бакалавриата

«Почвоведение»

Научный руководитель: к.б.н., доцент БАНКИНА Татьяна Александровна

Рецензент: к.б.н., с.н.с. ФГБНУ АФИ

РИЖИЯ Елена Яновна

Санкт-Петербург

2019

**Содержание:**

[**1.** **Биоуголь и его влияние на свойства почвы (обзор литературы).** 5](#_Toc8992458)

[1.1 Лабильный углерод в почве. Состав, функции, методы определения 5](#_Toc8992459)

[1.2 Доступный растениям азот в почвах. Формы, методы определения 9](#_Toc8992460)

[1.3 Физико-химические свойства древесного биоугля и его применение 12](#_Toc8992461)

[1.3.1 Пористость 13](#_Toc8992462)

[1.3.2 Химический состав и химия поверхности 14](#_Toc8992463)

[1.4 Влияние биоугля на свойства почвы 17](#_Toc8992464)

[1.4.1 Сорбция гидрофобных органических соединений биоуглем 17](#_Toc8992465)

[1.4.2 Удержание, доступность и выщелачивание питательных веществ 17](#_Toc8992466)

[1.4.3 Влияние биоугля на процессы нитрификации и аммонификации в почве 18](#_Toc8992467)

[1.4.4 Влияние биоугля на микрофлору почв 20](#_Toc8992468)

[1.4.5 Влияние биоугля на содержание углерода в почве 23](#_Toc8992469)

[1.4.6 Влияние биоугля на содержание азота в почве 24](#_Toc8992470)

[1.5 Влияние биоугля на урожайность культур 25](#_Toc8992471)

[**2. Материалы и методы** 27](#_Toc8992472)

[2.1 Материалы 27](#_Toc8992473)

[2.2 Постановка и проведение модельного опыта 29](#_Toc8992474)

[2.3 Методы 29](#_Toc8992475)

[**3. Результаты и обсуждение** 30](#_Toc8992476)

[3.1 Действие биоугля на формирование минеральных форм азота в почве 30](#_Toc8992477)

[3.2 Действие биоугля на содержание лабильного углерода в почве (Cэгв) 35](#_Toc8992478)

[3.3 Действие биоугля на содержание азота в составе лабильного углерода 38](#_Toc8992479)

[3.4 Влияние биоугля на биомассу кукурузы и усвоение азота растениями 42](#_Toc8992480)

[**Заключение** 48](#_Toc8992481)

[**Выводы** 49](#_Toc8992482)

[**Рекомендации** 50](#_Toc8992483)

[**Публикации** 51](#_Toc8992484)

[**Список использованной литературы** 52](#_Toc8992485)

[**Приложения** 58](#_Toc8992486)

**Введение**

Содержание лабильного легкоразлагаемого органического вещества в почвах и его трансформация является определяющим фактором для почвенного плодородия и развития растений. Именно на этой форме органического вещества акцентировал внимание И.В. Тюрин (1956): «Огромна роль в питании растений той части органического вещества почвы, которая сравнительно легко разлагается микроорганизмами и составлена из неразложившихся органических остатков ежегодного опада и промежуточных продуктов его разложения. Собственно гумусовые вещества почвы, по причине их значительной устойчивости, играют гораздо меньшую роль». Однако влияние биоугля на формирование в почвах лабильных соединений углерода практически не изучено. Лабильный углерод имеет определяющее значение для всех почвенных процессов: он влияет на физические свойства почвы, способствует удержанию влаги, оструктуривает почву, а главное – образует доступный растениям азот в виде NH4 и NO3 в процессе минерализации.

Доступный растениям почвенный органический азот высвобождается из растительного опада, детрита и гумуса в результате гидролиза и после минерализации формирует урожай на 70-80%, и лишь 20-30% азота растения получают из удобрений.

Влияние биоугля на лабильные формы углерода и доступный растениям азот недостаточно изучено, однако известно, что в большинстве случаев биоуголь положительно влияет на плодородие почвы путём улучшения её физико-химических свойств и увеличения численности таксономических групп почвенных микроорганизмов. Поэтому естественно предположить, что биоуголь будет положительно влиять на образование лабильного углерода и почвенного доступного азота, однако по этому вопросу данных в литературе практически нет.

Важной особенностью биоугля является его сорбционная способность, которая позволяет удерживать элементы питания растений, постепенно высвобождая их, что позволяет растениям лучше усваивать питательные вещества.

Для прогнозирования экологически безопасных доз азотных удобрений, необходимо знать содержание лабильного углерода и доступного растениям азота в почве. Кроме того, снижение доз азотных удобрений за счёт количества почвенного азота имеет как экономическую, так и экологическую значимость.

В связи с недостаточными и противоречивыми данными о действии биоугля на содержание лабильного углерода и доступного растениям почвенного азота, цель исследования состояла в изучении влияния биоугля на содержание лабильного углерода и доступного растениям почвенного азота.

В задачи исследования входило:

* охарактеризовать влияние биоугля на содержание лабильного углерода, доступного растениям азота в почве и биомассу кукурузы;
* оценить действие растительных остатков клевера и тимофеевки на содержание лабильного углерода, доступного растениям азота в почве и биомассу кукурузы;
* охарактеризовать влияние биоугля в сочетании с растительными остатками на содержание лабильного углерода, доступного растениям азота в почве и биомассу кукурузы.

# **Биоуголь и его влияние на свойства почвы (обзор литературы).**

## Лабильный углерод в почве. Состав, функции, методы определения

Органическое вещество почв по Шульц, Кершенсу (1998) делится на две важнейшие фракции – органический инертный углерод и его разлагаемая часть. Инертная часть зависит в первую очередь от гранулометрического состава почв, температуры, режима увлажнения. Разлагаемая часть зависит от количества и качества пожнивных и корневых остатков, органических удобрений. Именно эта часть влияет на трансформационные процессы, иммобилизацию питательных веществ и поллютантов (Шульц, Кершенс, 1998).

На этой форме органического вещества акцентировал внимание и И.В. Тюрин (1955): «Огромна роль в питании растений той части органического вещества почвы, которая сравнительно легко разлагается микроорганизмами и составлена из неразложившихся органических остатков ежегодного опада и промежуточных продуктов его разложения. Собственно гумусовые вещества почвы, по причине их значительной устойчивости, играют гораздо меньшую роль». В результате ферментативного гидролиза растительных остатков, детрита и гумуса в почве образуется лабильное органическое вещество (Кауричев и др., 1972), причём доля гумуса, участвующего в его создании, невелика и составляет менее 1% от Собщ (Фокин,1983).

Скорости минерализации, рассчитанные на гумус в целом или на общее содержание углерода, не являются информативными. Имеет смысл относить их только к трансформируе­мой части углерода инертного (Си) (Кершенс, 1992).

 По степени доступности почвенным микроорганизмам Д.С. Орлов (1980) делит гумус почвы на две большие группы: активные формы гумуса, которые можно использовать в качестве показателя окультуренности почвы, и стабильные, формирующие консервативные признаки почв – гуминовые кислоты и гумины.

Роль активных разлагаемых форм органического вещества почв велика. Они определяют функционирование всей биокосной системы почвы и прежде всего продуктивность этой системы и экологическую устойчивость. Лабильное органическое вещество (ЛОВ) почв является материальной основой существования почвенной биоты, поставляя ей энергию и питание. Органические соединения, такие как аминокислоты, аминосахара, аммонийные соли органических кислот и др., входящие в состав ЛОВ, после их минерализации являются главным источником почвенного доступного азота для растений. Сорбируясь минеральной частью почвы, ЛОВ оструктуривают её, увеличивают емкость поглощения. Хелатируя тяжелые металлы, ЛОВ увеличивает экологическую устойчивость ценозов. ЛОВ, перемещаясь по профилю почвы восстанавливает структуру и поддерживает её водоудерживающую способность.

Для агроценозов значение ЛОВ – трудно переоценить. Это основной резерв почвенного доступного азота, от которого в первую очередь зависит величина будущего урожая. Формирование ЛОВ зависит от количества поступающих в почву растительных остатков, биологической активности микробиоты, температуры и влажности.

Решающим фактором для плодородия почв и процессов роста растений является не только содержание в почве органического вещества, но и активность его трансформации, которая определяется количеством способного к превращению органического вещества. Запас трансформируемого органического вещества соответствует количеству доступных питательных веществ для микро­организмов и может быть приближенно определен по количеству углерода, раство­римого в горячей воде.

Биологическая активность почвы является производным от интенсивности минерализации актив­ной части углерода и соответствует ежегодному количеству углерода органического вещества почвы (кг/га в год), превращаемому (способному трансформироваться) при специфи­ческих условиях определенного местообитания.

Необходимо исходить из того, что и разлагаемый, и инертный углерод одинаковым образом влияют на физические свойства почвы, а также на емкость поглощения. Отсюда следует различное значение почвоулучшаю­щего действия органического вещества для различных типов почв. Например, очень существенно, если емкость поглощения песчаной почвы за счет внесения органического вещества увеличивается с 5 до 7 мг-экв, тогда как для чернозема по­вышение емкости поглощения с 24 до 26 мг-экв гораздо менее значимо.

Содержание в почве инертного органического вещества определяется пре­имущественно гранулометрическим составом и практически не поддается регулиро­ванию. Все изменения в большей или меньшей степени касаются превращаемой части органического вещества и ежегодно высвобождаемого из нее азота.

Все земледельческие и растениеводческие мероприятия должны быть направ­лены на поддержание в обрабатываемом слое содержания минерализуемого углерода в пределах нормативного интервала между 0,3 и 0,7% (Кершенс, 1992).

Содержание углерода во фракции органического вещества почв, экстрагируемой горячей водой, является легко­определяемым показателем для оценки запасов разлагаемого органического вещества в почвах (Шульц, Кершенс, 1998).

Лабильный органический углерод, определяемый путём экстракции горячей водой (Cэгв) по Шульц и Кершенс (1998) состоит в основном из неспецифических органических соединений. Это негумифицированные углеводы, углеводороды, органические кислоты, спирты, эфиры, альдегиды, смолы, аминокислоты, аминосахара, полисахариды, уроновые кислоты, хитин, полифенолы и др.

Наиболее активной фракцией органического вещества почв являются детриты, представляющие собой не полностью гумифицированные фрагменты растительного и животного происхождения, не связанные с минеральной частью почвы. Период минерализации детритов длится от нескольких недель до нескольких месяцев и даже лет в зависимости от их химического состава (Травникова, 1987).

Достоверным параметром оценки разлагаемой части является содержание соединений углерода во фракции органического вещества почв, экстрагируемой горячей водой (Cэгв), которая определяется простыми и известными методами. Химический состав получаемой фракции содержит значительную часть углерода микробной биомассы почв, простые органические компоненты, гидролизуемые в условиях данной вытяжки и представляющие очень легкоразлагаемую часть органического активного вещества почв.

Фракция Cэгв характеризуется узким соотношением углерода к азоту (C:N в пределах 5-10). Тесная корреляция между Cэгв и нитрифицирующей способностью почвы (r=0,91, n=22), а также с величиной микробной биомассы (r=0,97, n=15) позволяет считать, что эта фракция имеет большое значение для всех почвенных трансформационных процессов, особенно для снабжения азотом вегетирующих растений.

Процессы трансформации лабильного органического вещества определяют функционирование всей биокосной системы почвы и прежде всего продуктивность этой системы, её экологическую устойчивость. Изучение интенсивности минерализации лабильного органического вещества позволяет определить время и условия образования способных к минерализации органических соединений почв, снабжающих вегетирующие растения доступным почвенным азотом, определить степень воздействия антропогенных факторов на этот показатель. Однако, несмотря на важность проблем трансформации лабильного органического вещества исследования немногочисленны, а их результаты и интерпретация – неоднозначны (Тюрин, 1965; Гришина, Орлов, 1977; Помазкина, 1996).

Решающим фактором в метаболизме почвы является постоянное поступление свежего растительного органического вещества, продукты минерализации которого служат материальной базой для образования как лабильных органических соединений, так и процессов гумификации.

## Доступный растениям азот в почвах. Формы, методы определения

В естественных ценозах основным источником азота для вегетирующих растений является пул доступного почвенного азота в виде NH4 и NO3, формируемый из ежегодно поступающего в почву растительного опада, детрита и гумуса. Поэтому пул доступного почвенного азота можно считать одним из показателей плодородия почв.

В агросистемах растения также питаются нитратами и аммонием, поступающими с минеральными азотными удобрениями, а пул почвенного доступного азота составляет меньшую величину в урожае по сравнению с естественными ценозами. Однако эти величины необходимо знать, как с экономических, так и с экологических позиций.

Почвенный азот, доступный вегетирующим растениям, высвобождается из растительного опада, детрита и гумуса в результате минерализации лабильных органических соединений до NH4 и NO3 (Фокин,1983).

Для агроценозов основными формами органических веществ, участвующих в образовании лабильных органических соединений (Cлаб.) – основного субстрата, минерализуемого почвенной биотой и формирующего пул почвенного доступного азота, являются пожнивные остатки, детрит и гумус, рисунок 1 (Банкин и др., 2002)

Растительные остатки

CO2

Детрит

Лабильное органическое вещество

Гумус

NO3 + NH4

**Рисунок 1.** Формы органических соединений почвы, участвующих в образовании пула доступного почвенного азота.

Конечными продуктами минерализации лабильных органических соединений почвы являются CO2 и минеральные формы азота NH4 и NO3. В период вегетации растений основная функция почвенных микроорганизмов – максимально минерализовать лабильные органические соединения с высвобождением минеральных форм азота. В осенне-ранневесенний период функция микробной биоты состоит в иммобилизации остаточного азота минеральных удобрений. Переключение работы почвенной микробиоты с процесса минерализации азотсодержащих органических соединений на процесс иммобилизации минерального азота в микробную биомассу и в органические соединения осуществляется в результате поступления в почву свежего малоазотистого растительного опада, который, гидролизуясь, значительно расширяет в лабильном органическом веществе отношение углерода к азоту.

Количество почвенного доступного азота, находящегося в сфере биологического круговорота, определяется содержанием Cлаб., насыщенностью его азотом, определяемому по C:N отношению и количеством минерализованного Cлаб. за вегетационный период. Одномоментные определения этих показателей химическими методами не позволяют оценить количество минерализованного Cлаб. и образовавшегося почвенного доступного азота, так как устанавливается квазистационарное состояние, при котором непрерывно происходит расход Cлаб. в процессе минерализации и восполнение его в результате ферментативного гидролиза растительных остатков. При этом большая часть образующегося минерального азота поглощается растениями и микроорганизмами.

Определить суммарную величину почвенного доступного азота, образовавшегося за вегетационный период и усвоенного вегетирующими растениями, можно по выносу азота биологическим урожаем (Трепачев, 1980). Безусловно, это возможно только без внесения в почву минеральных азотных удобрений и в отсутствие азота, симбиотически фиксированного бобовыми культурами. Поступление за вегетационный период азота с осадками и за счет деятельности свободноживущей азотфиксирующей микрофлоры уравновешивается денитрификационными потерями.

Пул почвенного доступного азота, определяется массой поступающих в почву растительных остатков, активностью микробиоты и отношением C к N, показывающим насыщенность азотом минерализуемых лабильных органических соединений. Этот азот высвобождается из ежегодно возобновляемых и минерализуемых органических соединений (Банкин, 2005).

Особенность поведения в почве азота минеральных удобрений, в отличие от почвенного доступного азота, состоит в том, что коэффицент использования культурами вносимого азота невелик и составляет 0,3-0,4 (Берестецкий,1986). Остающиеся невостребованными в почве в конце вегетационного периода 60-70% азота минеральных удобрений, будут на одну треть вымыты из почвы к началу следующего вегетационного сезона, еще одна треть может быть иммобилизована в органический азот почвы, а остающийся минеральный азот денитрифицируется, т.е. превращается в газ и удаляется из почвы (Банкина, 1993). Направленность работы почвенной биоты в сторону иммобилизации или в сторону денитрификации минерального азота регулируется содержанием в почве легкоминерализуемых почвенной биотой органических соединений и величиной отношения в них органического углерода к азоту (C:N).

Существует несколько способов определения почвенного доступного азота. Известен способ определения доступного растениям и микрофлоре азота по содержанию азота в легкоразлагаемом органическом веществе (ЛОВ), которое включает в себя послеуборочные остатки, органические удобрения и промежуточные продукты их разложения (детрит). Определение содержания ЛОВ основано на отделении его от стабильного гумуса и минеральной части почвы с помощью тяжелой жидкости плотностью 1,6-1,8 г/см3 и определении в нём азота. Однако этот способ недостаточно точен, обладает низкой чувствительностью, ограниченной областью применения и используются в основном для расчёта доз органических удобрений.

Также известен способ определения доступного азота для дерново-подзолистых почв, основанный на показателях нитрифицирующей способности почвы. Однако и этот способ недостаточно точен и информативен, так как исходное содержание нитрата не входит в подсчёт мобилизованного азота, способ не учитывает аммонийный азот, не даёт представления о ближайшем резерве органических соединений, при минерализации которых высвобождается доступный растениям азот.

Более точным способом определения доступного растениям азота является метод, разработанный Т.А. Банкиной. Он основан на извлечении из прокомпостированной в течение недели при оптимальной влажности и температуре 35 °С почвы лабильных форм азота кипящей водой. В вытяжке после восстановления сплавом Деварда при мягком щелочном гидролизе (с использование CaO) определяют сначала количество реально доступного растениям, затем при жестком гидролизе (40%-ный раствор NaOH) количество потенциально доступного минерализуемого азота.

Существует множество других методов определения доступного растениям азота: метод Стенфорда (экстракция 0,5м CaCl2), Тюрина-Кононовой (экстракция 0,5н H2SO4) и др. Однако, ни один метод не признан в качестве стандартного для определения запасов доступного азота растениям.

В связи с этим было принято решение изучить способ Шульц и Кершенс для этой цели и сопоставить содержание азота в вытяжке, при экстракции кипящей водой, с выносом азота растениями.

## Физико-химические свойства древесного биоугля и его применение

Биоуголь состоит из стабильных соединений углерода, которые образуются из биомассы в процессе пиролиза при температуре 300-1000 °С. В большинстве случаев pH биоугля больше 7, однако, его структурный и химический состав – очень гетерогенный. От физико-химических свойств биоугля зависит не только влияние на свойства почвы, но и пригодность разных его видов для конкретного применения.

Биоуголь используется в сельскохозяйственной деятельности для улучшения физико-химических свойств почвы с целью повышения плодородия, а также для секвестрации углерода в почвах. Различия в свойствах между различными видами биоугля подчеркивают необходимость индивидуальной оценки каждого биологического продукта перед его включением в почву на определенном участке.

### Пористость

Биоуголь – высокопористое вещество (общий объем пор около 70 % от объема угля). На распределение пор по размерам в биоугле, а, следовательно, и суммарную площадь поверхности, влияют исходное сырье и условия его обработки (Downie и др., 2009). Во время термической обработки сырья потеря массы происходит в основном за счет органических летучих веществ: после их сгорания образуются пустоты, которые и образуют сеть пор.

Поры биоугля разделяются по диаметрам на три категории (Downie и др., 2009): макропоры (> 50 нм), мезопоры (2 нм -50 нм) и микропоры (<2 нм). Эти категории на порядки меньше стандартных категорий размеров пор в почвоведении. Исследования, проведенные в 1991 году, говорят о том, что сосудистая структура исходного растительного материала, вероятно, будет способствовать возникновению макропор в биоугле (Wildman and Derbyshire, 1991). Однако, в 2009 году было опубликовано иное мнение: в основном микропоры формируются непосредственно во время обработки материала (Brown, 2009). Температура пиролиза является важнейшим фактором для результирующего распределения пор древесного угля (Lua и др., 2004), так как именно от нее зависят физические изменения, которые претерпевает сырьё во время обработки (Antal и Grønli, 2003). Повышение температуры пиролиза от 250 до 500 °С способствует развитию микропор в биоугле, получаемого из фисташковых орехов, в связи с усиленным выделением летучих веществ. Однако, при последующем повышении температуры наблюдается уменьшение общей площади поверхности биоугля, в связи с плавлением его структуры (Lua и др., 2004).

Влияние каждого параметра обработки на микропористость в готовом биоугле определяется в первую очередь типом сырья, как отмечено в некоторых исследованиях (Cetin и др., 2004; Lua и др., 2004; Pastor-Villegas и др., 2006; Gonzaléz и др., 2009). Таким образом, состав сырья определяет скорость его термического разложения.

### Химический состав и химия поверхности

Основными составляющими биоугля считаются связанный углерод – 50-90%; летучие вещества (например, смолы) – 0-40%, минеральные вещества – 0,5-5%, а также влага – 1-15% (Antal and Gronli, 2003; Brown, 2009). В гетерогенном составе биоугля содержатся как стабильные, так и лабильные компоненты (Sohi и др., 2009).

Относительная доля компонентов биоугля определяет химическое и физическое поведение и функцию биоугля в целом (Brown, 2009): из растительных остатков (ржи, кукурузы, удобрений и морских водорослей) производится более тонкий и менее механически прочный биоуголь, чем из древесного сырья (Winsley, 2007). Влажность – еще один важный компонент биоугля (Antal and Gronli, 2003): чем выше содержание влаги, тем больше затраты на производство и транспортировку. Collison и др., (2009) считают, что содержание влаги не должно превышать 10% (по весу). Для этого в случае необходимости используется предварительная сушка сырья.

Содержание минеральных веществ в биоугле зависит от зольности биомассы: из травы, зерновой шелухи, остатков соломы производится биоуголь с высоким содержанием золы, в отличие от древесного сырья (Demirbas, 2004). Например, биоуголь из навоза может содержать 45% золы (Amonette and Joseph, 2009). Биоуголь из растительных остатков также богаче питательными элементами, поэтому он лучше разлагается микробными сообществами (Sohi и др., 2009). В таблице 3 представлены диапазоны рН и элементный состав (C, N, C: N, P, K, доступный P и минеральный N) биоугля, произведенного при различных условиях пиролиза (350-500ºC) из различного сырья (древесина, зеленые отходы, растительные остатки, подстилка, ореховая скорлупа) (Chan и Xu, 2009).

**Таблица 1.** pH и элементный состав биоугля (средние значения).

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | pH | C,г/кг | N, г/кг | N (NO3+NH4), мг/кг | С:N | P, г/кг | P доступный, г/кг | K, г/кг |
| Значения | от | 6,2 | 172 | 1,7 | 0,0 | 7 | 0,2 | 0,015 | 1,0 |
| до | 9,6 | 905 | 78,2 | 2,0 | 500 | 73,0 | 11,6 | 58 |
| Среднее значение | 8,1 | 543 | 22,3 | - | 61 | 23,7 | - | 24,3 |

Как видно из таблицы, общее содержание углерода колеблется между 172 и 905 г/кг, однако часто его концентрация не более 500 г/кг. Содержание N в биоугле может быть высоким, но важно учитывать, что в основном N присутствует в недоступном виде; содержание минерального азота обычно не превышает 2 мг/кг (Chan и Xu, 2009). Было установлено, что ароматические и гетероциклические структуры, содержащие N, возникают в результате нагрева биомассы, превращаясь из лабильных структур в более недоступные формы (Almendros и др., 2003). Обнаружено, что соотношение C к N (индикатор способности органических субстратов высвобождать неорганический N) в биоугле варьирует между 7 и 500 (Chan и Xu, 2009). Это может влиять на удержание питательных веществ в почвах. Общие количества Р и К в биоугле имеют широкие диапазоны (в зависимости от исходного сырья), со значениями между 2,7-480 и 1,0-58,0 г / кг соответственно (Chan and Xu, 2009). Примечательно, что общие диапазоны N, P и K в биоугле шире, чем в типичных органических удобрениях. Большинство минеральных элементов в биоугле представляют собой дискретные ассоциации, каждая из которых содержит более одного типа минеральных элементов и независима от углеродной матрицы (за исключением K и Ca) (Amonette and Joseph, 2009). Joseph и др. (2009) подчеркивают, что роль высокоминерального биоугля не до конца ясна, так как его долгосрочное воздействие на свойства почвы ещё не изучено.

Сложный гетерогенный химический состав биоугля обуславливает поверхностную химию, от которой зависит взаимодействие биоугля со всевозможными веществами в окружающей среде. В процессе обработки происходит разрушение и перегруппировка химических соединений, в результате образуются функциональные группы, такие как гидроксил -ОН, амино -NH2, кетон -OR, сложный эфир - (C = O) OR, нитро-NO2, альдегид - (C = O) H, карбоксил - (C = O) OH) группы. Они встречаются преимущественно на внешней поверхности графеновых листов (Harris, 1997; Harris и Tsang, 1997), а также на поверхности пор (van Zwieten и др., 2009).

Биоугль отличается от других органических веществ большим количеством ароматического углерода и наличием конденсированных ароматических структур углерода (Schmidt и Novak, 2000). Эта специфическая ароматическая структура биоугля имеет различные формы, например, включает в себя аморфный С, доминирующий при более низких температурах пиролиза, и турбостратный С, образующийся при более высоких температурах (Keiluweit и др., 2009). Высокая стабильность биоугля зависит от природы его углеродных структур (Nguyen и др., 2008). Однако не ясно, какие именно механизмы придают устойчивость ароматическим структурам С в почве.

Из-за высокой химической стабильности биоугля микроорганизмы не могут использовать C, как и другие питательные вещества, содержащиеся в его структуре. Однако соединения углерода могут легко выщелачиваться и минерализоваться (Lehmann и др., 2009), а в некоторых случаях было показано, что биоуголь стимулирует микробную активность, увеличивает численность микроорганизмов (Steiner и др., 2008a). В настоящее время такие фракции биоугля количественно оцениваются путем инкубационных исследований и часто называются летучим веществом или лабильной фракцией.

Минеральные вещества, представленные зольными включениями, являются весьма ценными в почвенной пищевой сети, так как содержат важные для биологического поглощения макро- и микроэлементы. Эти элементы также влияют на создание химической структуры биоугля в процессе пиролиза: металлоорганические реакции – термодинамически благоприятны для протекания пиролиза при высоких температурах, а азот может замещать один или два атома углерод в ароматических соединениях (Leinweber и др., 2007). Анализы с водными растворами кислот, используемые в различных почвенных исследованиях, эффективны при извлечении из биоугля таких элементов, как Cu, Fе, С, Р, К, Mg, и Ca (Freitas и др., 2002; Bourke и др.,2007; Major и др., 2010). Возможно, некоторая доля этих питательных веществ доступна растениям и микроорганизмам.

## Влияние биоугля на свойства почвы

### Сорбция гидрофобных органических соединений биоуглем

Биоуголь сорбирует до 80-90% от общего поглощения гидрофобных органических соединений (Cornelissen и др., 2005).

Вероятно, биоуголь способен повысить общую сорбционную емкость почв (Chiou, 2004). После включения биоуглеродной золы в иловые суглинки, возросла их сорбционная способность для диурона (Yang and Sheng, 2003), других анионных (Hiller и др., 2007) и катионных (Sheng и др., 2005) гербицидов. Похоже, что процесс сорбции биоуглём механически не соответствует традиционным сорбционным моделям для аморфного органического вещества, кроме того, этот процесс – менее обратим (Gustafsson и др., 1997; Chiou и Kile, 1998; Jonker и др., 2005). Адсорбция биоуглём сильно зависит от концентрации, в отличие от поглощения аморфным органическим веществом (Gustafsson и др., 1997; Sander и Pignatello, 2005; Pastor-Villegas и др., 2006; Wang и др., 2006; Chan и др., 2007).

### Удержание, доступность и выщелачивание питательных веществ

Внесение биоугля способствует изменению не только химических, но и физических свойств почвы, тем самым влияя и на продуктивность сельскохозяйственных почв. Однако, потенциал биоуголя в сельскохозяйственной деятельности всё ещё не до конца изучен. Пока установлены лишь такие агрономически полезные свойства биоугля, как повышение удержания влаги и питательных веществ.

Важно учитывать количество доступных питательных веществ биоугля: это необходимо для оценки его вклада в плодородие почв, особенно в сочетании с удобрениями, так как биоуголь может адсорбировать катионы, анионы и неполярные органические соединения (Gürüz, 1980; Fujita и др., 1991; Sander и Pignatello, 2005). Сорбционная емкость и пористость биоугля зависят от температуры пиролиза и исходного сырья (Lehmann, 2007; Downie и др., 2009).

Согласно другим данным, внесение биоугля незначительно влияет на концентрацию и доступность питательных элементов в почве, а в основе его положительного действия лежит снижение дозы удобрений за счёт уменьшения выщелачивания, связанного с добавлением биоугля (Lehmann, 2003b).

Rondon и др. (2007) полагают, что при внесении биоугля в почву, удержание азота увеличивается путём стимуляции его микробной иммобилизации, увеличением рециркуляции нитрата, что связано с более высокой доступностью углерода.

### Влияние биоугля на процессы нитрификации и аммонификации в почве

Биоуголь может оказывать существенное влияние на трансформацию минеральных форм азота в почве.

Нитрификация – процесс, в ходе которого аммиак окисляется до нитрита, который затем окисляются до нитрата. Именно в нитратной форме большинство высших растений потребляют азот. В этой же форме азот вымывается из почвы и денитрифицируется.

Нитрификация осуществляется бактериями Nitrosomonas и Nitrobacter. Эти бактерии являются облигатными аэробами-окислителями. Важнейшими нитрификаторы – виды рода Nitrosolobus. Бактерии строго специализированы: Nitrosomonas окисляют аммиак и представляют субстрат для Nitrobacter, окисляющих нитрит.

Основным источником нитрата является органическое вещество почвы, минерализация которого обеспечивает постоянное образование нитрата. Скорость минерализации зависит от его состава, климатических условий, степени и характера землепользования.

Избыточное количество нитрата вызывает снижение биологической ценности продукции, что опасно для здоровья человека и животных (О.А. Соколов 1992).

Установлено, что нитратная (NO3) и аммонийная (NH4) формы азота равноценны, но их соотношение зависит от видовой специфики выращиваемой культуры, а также от факторов окружающей среды: с внесением калия растения лучше усваивают нитрат, с внесением кальция – аммоний; нитрат лучше усваивается в кислой среде, а аммоний – в щелочной. Но всё же в основном растения усваивают азот в форме нитрата, т.к. амидная и аммонийная формы азота в почве подвергаются нитрификации, переходя в нитратную в течение 10-15 дней. Внесение биоугля в почву снижает содержание нитрата (López-Cano Inés et al., 2013).

Аммонификация – это основной процесс минерализации органических соединений, содержащих азот (белки и их производные). Процесс аммонификации осуществляется многими микроорганизмами в различных условиях. В процессе аммонификации участвуют как аэробные, так и анаэробные бактерии, грибы, актиномицеты (особенно активны представители родов Bacillus, Pseudomonas, Clostridium, Proteus vulgaris и др). На интенсивность этого процесса решающее значение оказывает степень гумусированности почвы.

Аммонийный азот не является в почве стабильным соединением, так как нитрифицирующие бактерии окисляют его до азотной кислоты. В процессе нитрификации 4—18% от общей массы аммиака превращается в закись азота (N2О). Кроме того, если почва щелочная, газообразный аммиак теряется в значительных количествах.

Внесение биоугля значительно снижает содержание N-NH4 в почве. Это может быть связано со способностью биоугля к сорбции питательных веществ и органического вещества, что ведёт к снижению скорости минерализации органических удобрений (López-Cano Inés et al., 2013).

### Влияние биоугля на микрофлору почв

Воздействие биоугля на микрофлору недостаточно изучено. Считается, что оно может быть краткосрочным и долгосрочным. Частицы биоугля содержат различные вещества на своей поверхности, в том числе, сахара и альдегиды (Painter, 2001), которые быстро разлагаются и имеют краткосрочный (на один или два вегетационных периода) эффект на почвенные сообщества (Zackrisson и др., 1996). В частицах биоугля могут содержаться вещества с бактерицидными и фунгицидными свойствами, например, кресолы и формальдегиды (Painter, 2001), однако и они быстро распадаются в почве, что сводит вероятность долгосрочного эффекта таких веществ на микробиоту к минимуму (Zackrisson и др., 1996). Биоуголь – это дополнительный источник питательных веществ, но, вероятно, их воздействие тоже краткосрочное, так как эти вещества быстро поглощаются почвенной биотой и растениями.

Во многих исследованиях с биоуглем рост урожайности был связан с развитием микоризы (Warnock и др., 2010). Биоуголь положительно влияет на её распространение (Ishii и Kadoya, 1994; Vaario и др., 1999). В исследовании с люцерной на стерильных почвах биоуголь не дал никакого эффекта на рост растения, тогда как в почвах, содержащих микоризу, внесение биоугля значительно увеличило рост люцерны (Nishio, 1996). Это доказывает взаимодействие биоугля с почвенной микрофлорой, влияющей на рост растений. Вероятно, главной причиной такого воздействия является структура биоугля: его многочисленные поры служат убежищем для экстрарадикальных гифов грибов, которые могут расти в поровом пространстве биоугля (Saito и Marumoto, 2002). Warnock и др. (2007) считают, что положительный эффект биоугля на микоризу – косвенный, и связан с его влиянием на другие почвенные микробы, с детоксикацией аллелохимикатов на поверхности биоугля.

Поровое пространство биоугля служит убежищем и для других микроорганизмов. Возможно, именно по этой причине рост микробной биомассы и её активности возрастает (Lehmann и др., 2011). Микробиологическая активность – важный фактор, влияющий на плодородие почв и урожайность: при интенсивном разложении органического вещества усиливается высвобождение питательных веществ. Keith и др., 2011 установили, что внесение биоугля усиливает распад органического вещества, однако этот эффект краткосрочен. Для понимания процессов взаимодействия биоугля с почвенной микрофлорой необходимы дополнительные долгосрочные исследования (Jeffery и др., 2015).

В почвах с биоуглем были обнаружены более высокие числа эксплуатационных таксономических единиц, по сравнению с древними лесными почвами. Сравнение бактериального разнообразия в лесных почвах и в «terra preta» (с углём) показало, что темные почвы были на 25% богаче как количеством биоты, так и количеством филогенетических групп: 14 – в «terra preta», 9 – в лесной почве (Kim и др. 2004).

Лабораторный эксперимент с помощью меченных изотопов органических соединений показал: при внесении биоугля бактериальная активность увеличивается одновременно с усложнением структуры бактериального сообщества (Mahmood et al., 2003). В то же время, внесение биоугля в почву влияет на использование органики и популяционные структуры микробного сообщества (O’Neill et al., 2009). С увеличением базального дыхания почвы увеличивается норма дыхания микроорганизмов (Steiner et al., 2008).

Spokas и Reicosky в 2009 году получили противоречивые данные, описывающие сокращения и возбуждение дыхания биоты при применении различных видов биоугля в различных почвах. Возможно, на интенсивность дыхания микроорганизмов влияет увеличение pH, доступность питательных элементов. Исследовании Kimura and Nishio (1989) показали, что количество в почве гетеротрофных микроорганизмов, которые увеличивают растворимость фосфатов, возрастает при внесении в почвы биоугля. Также, при внесении от 50 до 150 граммов биоугля на кг почвы, микробная биомасса увеличивается, и отмечается линейное возрастание микробной эффективности (Steiner и др., 2008). Возможно, биоуголь стимулирует рост микроорганизмов в связи с распадом наиболее неустойчивых структур, входящих в его состав (Hamer и др., 2004).

Количество свободноживущих азотфиксирующих бактерий также увеличивается при внесении в почву активированного угля (Berglund и др., 2004) и биоугля (Gundale и DeLuca, 2006), в связи с чем усиливается нитрификация.

Почвенные грибы по-разному реагируют на внесение биоугля. Благодаря агрессивному росту гиф сапрофитов и их внеклеточной ферментативной активности они колонизируют поры биоугля, постепенно разлагая его (Thies and Rillig 2009).

 Saito (1990), Warnock и др., (2007) считают, что увеличение урожайности при внесении биоугля происходит благодаря совокупности факторов, однако, не ясно, которые из них являются наиболее важными. Lehmann и др. (2007), а также Gundale и DeLuca (2006) предположили, что биоуголь увеличивает доступность питательных веществ почвы путём изменения её физико-химических свойств. С увеличением доступности питательных веществ, меняется и потенциальное изобилие микоризных грибов, а также местный пищевой баланс (Мельник и др. 2002). Для понимания эффективности использования биоугля необходимо определить роль микроорганизмов почвы при его внесении.

В настоящее время существует мало свидетельств того, что почвенная мезо- и макрофауна затронута внесением биоугля в почву (Thies and Rillig, 2009). Однако процессы, влияющие на поток энергии в пределах почвы, влияют и на бактериальные и грибные трофические цепи, которые в свою очередь воздействуют на более высокие трофические уровни. Возможно, эти изменения повлияют на организмы, использующих биоуголь, как, например, земляные черви (Topoliantz and Ponge, 2005).

Таким образом, внесение биоугля в почву стимулирует микробиологическую активность, улучшает структуру микробного сообщества, усиливает микоризацию корневых систем растений. Однако, авторы нередко отмечают противоречивость данных, а также ограниченность количества культур и почв, на которых велись исследования.

### Влияние биоугля на содержание углерода в почве

Эффективная оценка устойчивости биоугля в окружающей среде имеет первостепенное значение, особенно при рассмотрении возможности его использования в качестве средства связывания углерода (Glaser и др., 2000; Brodowski и др., 2005a). Многочисленные исследования говорят о том, что биоуголь увеличивает запас углерода в почве (Mann 2002; Marris 2006; Lehmann и др. 2003b; Myers и др. 2003; Teixeira и 2003 Martins; Steiner 2007, Slavich и др., 2013). Это происходит за счёт снижения скорости минерализации органического вещества (Cross и Sohi, 2011; Keith и др., 2011).

Важно влияние биоугля на стабилизацию или трансформацию устойчивого углерода в почве (Woolf и Lehmann, 2012; Singh и Cowie, 2014). Исследования не выявили влияния карбонизированной биомассы на увеличение скорости разложения устойчивого углерода в почве, но в некоторых экспериментах отмечалось улучшение стабилизации почвенного углерода путем взаимодействия с минералами (Liang и др., 2010).

Биоуголь способен смягчать последствия климатических изменений за счёт увеличения долгосрочных резервуаров углерода в почве и сокращения эмиссии парниковых газов.Внесение биоугля в почву снижает растущую концентрацию углекислого газав атмосфере и повышает секвестрацию углерода путем создания устойчивых стоков углерода (Lehmann, 2007a; Laird, 2008; Sohi и др., 2010). Высококонденсированные ароматические структуры в составе биоугля препятствуют его разложению в почве, что даёт возможность эффективно секвестрировать часть углерода длительное время – в течение десятилетий и даже столетий (Lehmann и др., 2006; Novak и др., 2010; Wardle и др., 2008; Lützow, 2006; Petrus, 2006). Woolf и др., 2010 установили, что масштабное использование биоугля может снизить до 12% текущих антропогенных выбросов CO2.

Внесение биоугля в почву может компенсировать вынос остатков урожая с пахотных земель для возмещения органического углерода почв, стабилизируя почвенное плодородие (Li и др., 2012).

Биоуголь несколько изменяет агрегированность почв и цикл углерода, что в свою очередь воздействует на изменение почвенной гидрофизики (Briggs и др., 2005). Влияние различных почвенно-климатических факторов на содержание углерода в почве и доступность его микрофлоре при применении биоугля не изучена.

Таким образом, внесение биоугля – важный элемент комплекса мероприятий, направленных на сохранение почвы, повышение устойчивости агроэкологической системы в сочетании с удержанием углерода. Важно определить стратегию обработки агропочвы, которая лучше всего подходит для конкретного участка. Взаимодействие биоугля с другими способами связывания и сохранения углерода (no-till, мульчирование, высеваемые культуры, сложные севообороты, смешанные системы земледелия, агролесоводство) пока не изучено.

### Влияние биоугля на содержание азота в почве

Доступность питательных элементов растениям – важнейший фактор урожайности культур, особенно для таких дефицитных элементов как азот. В почве азот существует в виде органических соединений, которые впоследствии подвергаются аммонификации, под воздействием почвенных микроорганизмов. Для почв характерно динамическое изменение содержания различных форм азота в зависимости от активности микроорганизмов (Ковингтон и Sackett 1992; Gundale и 2007 DeLuca).

Элементы биоугля оказывают решающее влияние на потенциальное плодородие почв (Rassel, 1988). В древесном угле часто содержатся значительные количества питательных элементов (Rovira и др. 2009), например, содержание азота в биоугле может колебаться от 21 до 370 мг в кг.

Способность биоугля к поглощению вещества обуславливает его потенциальную способность к адсорбции азота (NH4+) и впоследствии к увеличению уровня доступности азота для растений, что, вероятно, и увеличивает урожай при применении биоугля.

В лабораторном эксперименте с выращиванием редьки (Raphanussativus) при внесении биоугля не наблюдалось увеличения урожая, однако при использовании биоугля совместно с удобрениями урожай достоверно увеличился – наблюдался синергетический эффект взаимодействия двух компонентов (Steiner и др. 2007).

## Влияние биоугля на урожайность культур

Многие исследователи (Morris, 2006; Lützow, 2006; Petrus, 2006) проводили опыты с разными культурами, закладывая параллельные делянки с биоуглем и без него. Урожаи на делянках с углем всегда были выше (на корнеплодах, зерновых, овощах, плодовых культурах).

Воздействие биоугля на урожайность сравнивают с воздействием других форм органического вещества. Потенциальная польза от внесения биоугля может быть связана с различными изменениями почвенных свойств, которые приводят к возрастанию плодородия:

- изменение физических свойств, таких как текстура и стабильность почвенных агрегатов, размер почвенных пор и их распределение;

- изменение химических свойств, таких как содержание органического вещества, его состава, запас питательных веществ и их доступность для растений, а также рН;

- изменение биологических свойств, таких как количество, активность и разнообразие почвенной микрофлоры и фауны (Cassman, 1999).

Внесение в почву биоугля усиливает рост растений (Glaser и др. 2002; Lehmann 2003a; Yamato и др. 2006; Steiner и др. 2007; Rondon и др. 2007; Kimetu и др. 2008; Blackwell и др. 2009; Asai и др. 2009). Однако, Lehmann и Rondon (2005), сообщая об этом, говорят о зависимости от количества, внесенного биоугля: существенное влияние на урожайность было достигнуто при внесении от 20% до 220% биоугля в почву. Баргманн и др. (2012) обнаружили, что биомасса урожая пшеницы и бобовых возросла при внесении карбонизированного материала, полученного из мякоти свеклы и злаков пшеницы, однако биомасса всходов лука-порея снизилась.

Blackwell и др. (2009) указывают, что список исследованных культур ограничен и не включает работ над полевыми культурами, кустами, деревьями, или тропическими зерновыми культурами.

В нейтральных или основных условиях pH анионы очень плохо связываются с ППК. За счёт этого зерновые культуры испытывают нехватку в анионах питательных веществ (например, фосфатов), так как анионы выщелочены или вымываются из почвы. Cheng и др. (2008) утверждают, что биоуголь обладает обменной вместимостью анионов (при pH 3.5). Возможно, биоуголь способен обмениваться анионами с почвой, однако механизм этого процесса пока не известен.

Значение pH биоугля изменяется от нейтрального к основному. Улучшения рН почвы биоуглём считается одним из наиболее вероятных механизмов увеличения урожайности. Большинство экспериментов велись в тропиках, однако, испытания в умеренных областях также начаты.

Таким образом, многие исследования свидетельствуют о том, что биоуголь способен положительно влиять на физико-химические свойства почвы, повышать её влагоёмкость, увеличивать численность и биоразнообразие почвенной микрофлоры, положительно сказываясь на ее активности. Такие воздействия, как правило, ведут к повышению почвенного плодородия. Всё же влияние биоугля неоднозначно: некоторые исследования показывают, что применение удобрений, вне зависимости от степени окультуренности почв, вызывает большее, по сравнению с применением биоугля, увеличение сырой биомассы растений. Совместное внесение удобрений с биоуглем давало разные результаты, поэтому необходимо продолжать исследования влияния биоугля на продуктивность растений. Данные об интенсивности и направленности почвенных процессов, биоразнообразии почвенной биоты также носят противоречивый характер в исследованиях зарубежных авторов. В России исследования малочислены.

Известно, что биоуголь способен удерживать как элементы питания растений, так и поллютанты. Кроме того, биоуголь снижает эмиссию парниковых газов. Важно, что все опыты проводились в ограниченном списке почв, поэтому требуются более масштабные и детальные исследования для понимания действия биоугля при любых факторах. О воздействии биоугля на свойства почвы в долгосрочной перспективе также пока не известно.

Влияние биоугля на содержание лабильного углерода и доступного растениям органического азота после его минерализации практически не изучено, что необходимо для прогнозирования экологически безопасных доз азотных удобрений.

# **. Материалы и методы**

## Материалы

Исследования проведены в лабораторных условиях на дерново-подзолистой почве, отобранной на территории Меньковского филиала Агрофизического НИИ Россельхозакадемии (Ленинградская обл., пос. Меньково). Агрохимическая характеристика пахотного горизонта почвы представлена в таблице 2.

**Таблица 2.** Агрохимическая характеристика дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH(H2O) | pH(KCl) | Cобщ,% | Nобщ. орг., % | Содержание минеральных форм азота, мг/кг | НСП, мг/кг | C:N | P2O5, мг/кг | K2O, мг/кг |
| N-NO3 | N-NH4 | N-NO2 |
| 6,56 | 5,31 | 1,52 | 0,11 | 17,7 | 2,81 | 0,47 | 6,7 | 11,7 | 485 | 75,3 |

Почва имеет слабокислую реакцию среды, среднее содержание общих углерода и азота, достаточное количество минерального азота и калия, высокое содержание фосфора. Отношение C к N указывает на преобладание процессов минерализации.

Объектом исследования был биоуголь, полученный методом пиролиза из березы, выращенной на Карельском перешейке, в Приозерске. Элементный состав биоугля представлен в таблице 3.

**Таблица 3.** Элементный состав биоугля.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH водной вытяжки | Cобщ % | N% | H% | N-NO3, мг/кг | N-NH4, мг/кг | P, мг/кг | K, мг/кг | Ca, мг/кг | Mg, мг/кг | Fe, мг/кг |
| 8,34 | 87,4 | 0,4 | 2,8 | 0,0 | 6,0 | 8,3 | 73 | 3970 | 952 | 789 |

Реакция биоугля слабощелочная. На 87% биоуголь представлен циклическими и ароматическими соединениями углерода. Азот содержится в количестве 0,4%, в основном в форме аммония, нитрат отсутствует. В дефиците находится фосфор – 8,3 мг/кг, калий – 73 мг/кг. Биоуголь содержит очень большое количество кальция и магния, чем объясняется его щелочная реакция. Берёзы Карельского перешейка принадлежат к так называемым «железным ландшафтам», поэтому произведенный из них биоуголь содержит повышенное количество железа.

Для сравнения с действием биоугля в схему опыта были включены растительные остатки: сухая зеленая биомасса клевера красного (Trifolium pratense) и сухая зеленая биомасса тимофеевки (Phleum pratense). Элементный состав растительных остатков представлен в таблице 4.

**Таблица 4.** Элементный состав растительных остатков

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Растение | C:N | % на сухую массу. |
| C | N | Зола | K2O | CaO | MgO | P2O5 |
| Клевер красный | 20 | 39,4 | 1,97 | 5,38 | 1,50 | 2,01 | 0,63 | 0,56 |
| Тимофеевка | 27 | 41,9 | 1,55 | 5,91 | 2,04 | 0,49 | 0,20 | 0,70 |

Клевер красный содержит значительно больше азота и меньше углерода, чем тимофеевка. Отношение C к N в биомассе клевера – 20, что указывает на близкие к равновесию процессы минерализации-иммобилизации лабильных органических соединений с некоторым преобладанием процессов минерализации. Критическая граница C:N равна 23. При трансформации биомассы тимофеевки, напротив, преобладают процессы иммобилизации.

## Постановка и проведение модельного опыта

Модельный опыт по компостированию был заложен в сосудах на 0,5 кг почвы. Биоуголь и растительные остатки вносили в почву в одинаковых количествах, из расчёта 15 т/га биоугля, растительных остатков из расчета 200 ц/га сырой биомассы.

Компостирование почвы с биоуглем и растительными остатками проводили в оптимальных гидротермических условиях в течение 90 дней. По истечении этого срока в каждый сосуд были посеяны наклюнувшиеся семена кукурузы зубовидной жёлтой (сорт Yellow, США), в количестве 5 штук, оставлено по 3 растения в сосуде. Через 45 дней растения были сняты, определён вес сырой, затем сухой биомассы, а также общее содержание азота в растениях.

## Методы

Исследования содержания аммиачного, нитратного и общего азота проведены общепринятыми методами («Практикум по агрохимическому анализу почв» - Крейер, Банкина, Орлова, Юрьева; 2005).

**Экстракция лабильного углерода и азота проведена горячей водой** (Cэгв), по методу Шульц-Кершенса (1998).

К 10 г почвы прибавляют 50 мл дистиллированной воды, колбу закрывают «слёзкой», ставят в термостат при температуре 105 °C на 1 час. Далее фильтруют. 10 мл фильтрата помещают в колбу на 100 мл, выпаривают, снова добавляют 10 мл фильтрата и выпаривают. Прибавляют 10 мл хромовой смеси, помещают в термостат на 150 °C на 20 минут. Колбу охлаждают, прибавляют 3-5 капель фенилантраниловой кислоты, титруют 0,2н солью Мора до изменения окраски раствора в изумрудно-зелёную.

Определение органического азота в составе лабильного углерода в почве проведено по методу Тюрина. Органическое вещество почвы окисляют смесью хромовой кислоты с серной. Азот органических соединений при этом переходит в аммонийную форму. Его определяют объемным методом после отгона NH4 из щелочной среды. Определение лабильного органического азота проведено из вытяжки, в которой определяли лабильный углерод. 10 мл фильтрата помещают в колбу на 100 мл, выпаривают, снова добавляют 10 мл фильтрата, выпаривают. Прибавляют 2,5 мл 10%-раствора K2Cr2O7 и 5 мл H2SO4 (пл 1.84), перемешивают. Нагревают до кипения и кипятят не менее 10 минут. Жидкость должна позеленеть. Затем весь раствор переносят в отгонную колбу аппарата Кьельдаля и отгоняют аммиачный азот.

# **. Результаты и обсуждение**

## Действие биоугля на формирование минеральных форм азота в почве

Содержание минеральных форма азота в агроэкосистемах является одним из главных факторов, определяющих минеральное питание растений и плодородие почвы. Образование аммония и нитрата в основном осуществляется микробиологически при участии ферментов. Основной путь обеспечения азотом растений – минерализация азот-органических соединений. На долю почвенного азота приходится до 80% от общего выноса растениями азота с урожаем.

Аммонификация – основной процесс минерализации азотсодержащих соединений. Этому процессу подвержены белки и их производные – пептиды и аминокислоты; нуклеиновые кислоты и их производные – пуриновые и пиримидиновые основания, мочевина, мочевая кислота, азотсодержащий полисахарид хитин и гумусовые кислоты. Процесс аммонификации носит универсальный характер и осуществляется многими микроорганизмами в широком диапазоне условий, за исключением мест с очень жарким и сухим климатом. Минерализацию азотсодержащих органических соединений могут проводить как аэробные, так и анаэробные бактерии, грибы, актиномицеты.

При дезаминировании аминокислот выделяется свободный аммиак, кетокислоты, оксикислоты, спирты, жирные кислоты, углекислый газ, вода. Дезаминирование аминокислот – это разложение их на аммиак и кетокислоты. Дезаминирование аминокислот в анаэробных условиях приводит к образованию аминов без выделения аммония. Амины являются ядовитыми веществами для растений и почвенных микроорганизмов.

Содержание аммиачного азота после 3-дневного и 90-дневного компостирования исследуемой почвы представлено в таблице 1.

**Таблица 1.** Содержание аммиачного азота в почве после компостирования, мг/кг

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Вариант** | **N-NH4,****компостирование 3 дня** | **N-NH4,****компостирование 90 дней** |
| **Почва** | 9,5a | 5,5ab |
| **почва + биоуголь** | 8,5a | 1,0a |
| **почва + биоуголь+****клевер** | 23,0c | 20,5c |
| **почва + биоуголь +****тимофеевка** | 16,5b | 20,5c |
| **почва + клевер** | 37,0d | 4,5ab |
| **почва + тимофеевка** | 42,0d | 5,5b |

Как можно видеть, содержание N-NH4 в почве после 3 дней компостирования варьировало от 8,5 мг/кг в варианте с биоуглём до 42 мг/кг в варианте с тимофеевкой. В первые дни компостирования биоуголь не повлиял на интенсивность процесса аммонификации по сравнению с контролем. При добавлении растительных остатков к биоуглю накопление аммония в почве возросло в 2-3 раза. Однако, без биоугля аммонификация увеличилась в 4-5 раз по сравнению с действием одного биоугля. При совместном внесении биоугля и растительных остатков накопление аммония в почве в 1,5-2 раза меньше, чем в случае действия одних растительных остатков.

После 90-дневного компостирования содержание N-NH4 колебалось от 1 мг/кг в варианте с биоуглем до 20,5 мг/кг в варианте с растительными остатками и биоуглем. В результате компостирования почвы с биоуглем содержание аммония снизилось по сравнению с контролем более чем в 5 раз. При добавлении к биоуглю клевера и тимофеевки содержание аммония в почве – напротив, повысилось по сравнению с контролем практически в 4 раза. Это, по-видимому, связано с сорбцией аммония биоуглем, а также с тем, что наработанный растительными остатками аммоний менее интенсивно трансформируется в нитрат по фону биоугля; т.е. биоуголь сдерживал процесс аммонификации и таким образом препятствовал процессу нитрификации. Кроме того, вероятно, аммоний мог поглотиться микробиотой почвы. Без биоугля окисление N-NH4 в N-NO3 происходило более интенсивно.

Нитрификация – это окисление аммония в нитрат. Часть аммиачного азота, образовавшегося в результате процесса аммонификации, окисляется в нитрат. Именно в этой форме азот используется большинством высших растений. В этой же форме он подвергается значительным потерям из почвы – вымывается в грунтовые воды и денитрифицируется. Нитрификация происходит в два этапа: окисление аммиака в нитрит и окисление нитрита в нитрат. Этот процесс осуществляется нитрификаторами – облигатными аэробами-окислителями. Содержание нитрата в исследуемой почве после 3 дней компостирования показано на рисунке 1.**Рисунок 1.** Влияние биоугля на изменение содержания нитрата после 3 дней компостирования почвы, мг/кг.

Уже на 3 день компостирования почвы биоуголь достоверно снизил содержание нитрата. При внесении растительных остатков, как в чистом виде, так и по фону биоугля, наблюдалась уменьшение содержания нитрата в почве в связи с его иммобилизацией. Однако в вариантах с тимофеевкой, как по фону биоугля, так и в чистом виде, содержание нитрата выше, чем в вариантах с клевером. Влияние биоугля в сравнении с растительными остатками на содержание нитрата после 90-дневного компостирования почвы показано на рисунке 2.**Рисунок 2.** Влияние биоугля в сравнении с растительными остатками на содержание нитрата после 90-дневного компостирования почвы, мг/кг.

Через 90 дней после начала компостирования почвы количество нитрата значительно возросло, особенно в вариантах с клевером. Тенденция к снижению содержания нитрата под влиянием биоугля сохранилась и через 90 дней – биоуголь также продолжал ингибировать накопление нитрата в почве. По фону клевера биоуголь не оказал отрицательного действия на накопление нитрата в почве. По фону тимофеевки биоуголь достоверно снизил содержание нитрата.

Накопление нитрата в почве не говорит о способности почвенной среды производить нитрат. Чтобы это определить, необходимо вычесть из количества накопленного в процессе компостирования нитрата их исходное содержание. Эта величина будет указывать на производительную силу почвы (нитрифицирующую способность). Нитрифицирующая способность почвы представлена на рисунке 3.

**Рисунок 3.** Нитрифицирующая способность почвы за период 90-дневного компостирования, мг/кг.

Биоуголь снизил нитрифицирующую способность почвы, что можно объяснить наличием в биоугле токсичных для нитрификаторов соединений, типа смол, альдегидов, кетонов, поверхностно-активных веществ (ПАВ) и др.

При совместном применении клевера и биоугля нитрифицирующая способность почвы также была ниже по сравнению с действием одного клевера.

По фону тимофеевки нитрифицирующая способность почвы была значительно меньше, чем в вариантах с клевером, что связано с меньшим содержанием азота и более длительным временем разложения тимофеевки. Ни клевер, ни тимофеевка не сняли отрицательного действия биоугля на производительную силу почвы (нитрифицирующую способность).

Таким образом, биоуголь снизил интенсивность процессов аммонификации и нитрификации.

## Действие биоугля на содержание лабильного углерода в почве (Cэгв)

Значение лабильного углерода в почве трудно переоценить: это – материальная и энергетическая основа всей почвенной биоты и растений. Лабильный углерод улучшает почвенную структуру, увеличивает влагоёмкость почвы, является основой для образования гумуса, формируя промежуточные соединения: аминокислоты, аминосахара, лигнин, оксицеллюлозы, фенолы, бензолы, пирокатехин, хиноны и др.

Лабильный углерод в почве определен по методу Шульц-Кершенса (1998) путем экстракции горячей водой. Полученные результаты через 3 дня после компостирования почвы представлены на рисунке 4.

**Рисунок 4.** Действие биоугля на содержание лабильного углерода после 3 дней компостирования почвы, мг/кг.

Содержание Cэгв в почве после 3 дней компостирования варьировало от 206 до 378 мг/кг. Биоуголь достоверно снизил содержание лабильного углерода в почве по сравнению с контролем. Добавление к биоуглю клевера и тимофеевки достоверно повысило содержание лабильного углерода по сравнению с действием одного биоугля. Внесение биоугля по фону клевера не увеличивало количество лабильного углерода в почве, но по фону тимофеевки – отмечено достоверное увеличение. Влияние биоугля на содержание лабильного углерода в почве после 90 дней компостирования представлено на рисунке 5.

**Рисунок 5.** Действие биоугля на содержание лабильного углерода в почве после 90 дней компостирования, мг/кг.

Через 90 дней компостирования количество лабильного углерода в почве уменьшилось и варьировало от 128 до 321 мг/кг. Биоуголь достоверно снизил содержание лабильного углерода в почве по сравнению с контролем. За 90 дней компостирования почвы токсичные соединения, входящие в состав биоугля, разложились не до конца, и биоуголь в некоторой степени продолжал оказывать негативное влияние на процессы образования лабильных органических соединений.

При добавлении к биоуглю клевера содержание лабильного углерода резко повысилось, и было наибольшим (321 мг/кг), в то время как при внесении в почву клевера без биоугля содержание лабильного углерода было достоверно ниже. Это говорит о том, что биоуголь стабилизирует образование лабильных соединений углерода за счет некоторого ингибирования гидролитических процессов растительной биомассы растительных остатков, а также процессов минерализации под влиянием лиаз и трансфераз, в результате которых образуются лабильные органические соединения.

При внесении тимофеевки совместно с биоуглем содержание лабильного углерода было достоверно ниже (226 мг/кг) по сравнению с вариантом, где использовался клевер. Это связано, с одной стороны, с несколько менее интенсивной минерализацией тимофеевки по сравнению с клевером, а с другой – с более интенсивно идущим процессом иммобилизации минеральных соединений азота.

Таким образом, биоуголь снижает накопление в почве лабильного углерода, как при внесении клевера, так и тимофеевки.

Содержание лабильного углерода в почве по Шульц-Кершенсу не превышает 1-2% от содержания общего углерода. Лабильный органический углерод, определяемый в вытяжке после кипячения навески почвы в воде (Cэгв), представлен обычно неспецифическими органическими соединениями типа аминокислот, гексозаминов, органическими кислотами, такими как уксусная, щавелевая, яблочная и их солями, амидами, аминами, а также специфическими водорастворимыми гуминовыми и фульвокислотами. Все эти органические соединения легко доступны почвенной микрофлоре и поэтому разлагаются в течение вегетационного периода, выделяя нитрат и аммоний. Поэтому лабильный легкоразлагаемый органический углерод является носителем доступного азота для растений и почвенной биоты. В таблице 2 представлено содержание лабильного органического углерода в процентах от общего.

**Таблица 2.** Влияние биоугля на содержание общего и лабильного органического углерода в почве после 90-дневного компостирования

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| **Вариант** | **Cобщ, %** | **Cэгв, мг/кг,** | **Cэгв, % от Собщ** |
|
| **почва** | 1,38d | 158,8a | 1,1a |
| **почва + биоуголь** | 1,34bc | 141,4a | 1,1a |
| **почва + биоуголь + клевер** | 1,36c | 321,4c | 2,4c |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 1,30a | 226,7b | 1,8b |
| **почва + клевер** | 1,29a | 238,2b | 1,9b |
| **почва + тимофеевка** | 1,31ab | 128,1a | 1,0a |

Лабильный органический углерод (Cэгв) после 90 дней компостирования почвы составил один процент от общего углерода в контрольном варианте, при внесении только биоугля и только тимофеевки. Содержание Cэгв в процентах от общего углерода было одинаковым в варианте совместного применения биоугля с тимофеевкой и одного клевера (1,8-1,9%), что достоверно больше по сравнению с предыдущими тремя вариантами. Наибольший процент лабильного органического углерода от общего установлен в варианте совместного применения клевера с биоуглем (2,4%), который достоверно отличался от всех других вариантов опыта.

Общее содержание углерода в почве варьировало от 1,38% до 1,29% и было одинаковым в вариантах с растительными остатками и при совместном внесении биоугля с тимофеевкой (1,29-1,31%). Достоверно выше был процент общего углерода в вариантах с биоуглем и его совместном применении с клевером (1,34-1,36%). Самое высокое процентное содержание общего углерода было в контрольной почве (1,38%). Оно достоверно отличалось от всех других вариантов опыта. Добавление в почву биоугля и растительных остатков, по-видимому, способствовало усилению процессов минерализации, что привело к небольшому уменьшению содержания общего углерода в почве в процессе девяностодневного компостирования в оптимальных гидротермических условиях.

Таким образом, наибольший процент лабильного углерода был получен при совместном внесении биоугля с растительными остатками клевера (2,4%).

## Действие биоугля на содержание азота в составе лабильного углерода

В лабильном органическом веществе (Cэгв) органический азот доступен растениям после его минерализации. На рисунке 6 представлено содержание органического азота в составе лабильного углерода (Cэгв) через 3 дня компостирования почвы.

**Рисунок 6.** Содержание органического азота в почве через 3 дня компостирования почвы, мг/кг.

Видно, что практически во всех вариантах содержание азота в начальный период компостирования было одинаковым. Исключение составили варианты с биоуглем и клевером. Биоуголь содержит 5% азота, вероятно в форме аммония, который учитывается при отгоне в аппарате Кьельдаля вместе с органическим азотом после его окисления хромовой смесью также до аммония. В почве с клевером в оптимальных гидротермических условиях уже через 3 дня начался интенсивный ферментативный гидролиз биомассы клевера с образованием аминокислот, органических кислот и аммония, который сразу сорбировался почвой. Это способствовало быстрому развитию почвенной биоты, её размножению, и образованию достаточного количества микробной биомассы, минерализация которой приводила к образованию гексозаминов и аминокислот, пополняя пул органического доступного азота в почве.

Влияние биоугля на содержание азота в составе лабильного углерода после 90 дней компостирования почвы представлено на рисунке 7.

**Рисунок 7.** Содержание органического азота в почве через 90 дней после компостирования почвы, мг/кг.

Через 90 дней компостирования количество доступного органического азота в почве резко изменилось. В почве с биоуглем его стало меньше, чем в контроле, что связано, по-видимому, с трансформацией аммония, входящего в состав биоугля, в нитрат, либо с осмотрофным поглощением его биотой. В случае включения в состав биоугля органических форм азота произошла их минерализация. Следует отметить, что в водную вытяжку по Шульц-Кершенсу может переходить аммоний, сорбированный биоуглем, который также входит в состав фракции, определяемой по Кьельдалю. Самое высокое содержание доступного органического азота установлено при совместном применении биоугля с клевером. По-видимому, биоуголь, сдерживая минерализационную активность почвенной биоты, частично сохранил накопленный органический азот, образовавшийся при минерализации клевера. Один клевер без биоугля в почве быстро разложился, в результате в этом варианте доступного органического азота накопилось в 2 раза меньше по сравнению с вариантом совместного применения биоугля с клевером. При внесении в почву тимофеевки с биоуглем и без него содержание доступного органического азота было одинаковым, что связано с медленной минерализацией тимофеевки и меньшим количеством азота в ней, по сравнению с клевером.

Таким образом, биоуголь снизил содержание легко минерализуемого органического азота по сравнению с контролем на 10,7%, что обусловлено снижением интенсивности процессов минерализации и меньшим образованием промежуточных продуктов, в который входит азот.

По данным Шульц и Кершенса соотношение C к N в лабильном органическом веществе, экстрагируемом горячей водой, колеблется от 4 до 10. Влияние биоугля на соотношение C к N в лабильном органическом веществе (Cэгв) представлено в таблице 3.

**Таблица 3.** Влияние биоугля на соотношение C к N в лабильном органическом веществе

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| **Вариант** | **Cэгв,****мг/кг** | **N в составе Сэгв** | **C:N** |
| **мг/кг** | **%** |
| **почва** | 158,8a | 38,4c | 24,2c | 4,1a |
| **почва + биоуголь** | 141,4a | 34,3b | 24,2c | 4,1a |
| **почва + биоуголь + клевер** | 321,4c | 40,0d | 12,4b | 8,0b |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 226,7b | 22,4a | 9,8a | 10,1b |
| **почва + клевер** | 238,2b | 22,3c | 9,4a | 10,7b |
| **почва + тимофеевка** | 128,1a | 26,2a | 20,4c | 4,9a |

В исследуемой почве биоуголь не повлиял на соотношение C к N в лабильном органическом веществе (C:N=4,1) по сравнению с контролем. При добавлении растительных остатков как с биоуглем, так и без него это соотношение увеличилось до 8-10, что связано с усилением процессов иммобилизации.

Процент органических азотсодержащих соединений от всего органического углерода, переходящего в кипящую водную вытяжку не отличался в контрольной почве и варианте с биоуглем (24,2%). При внесении растительных остатков с биоуглем и без него произошло достоверное уменьшение доступного органического азота в составе лабильного углерода до 9,4-9,8%, что, очевидно, связано с усилением минерализации лабильных азотсодержащих органических соединений. Следует выделить вариант с биоуглем и клевером, где процент доступного органического азота составил 12,4%, что значительно больше по сравнению с другими вариантами, где применялись растительные остатки, за исключением варианта с тимофеевкой. По-видимому, биоуголь сдерживает минерализацию не только углеродистых легкоразлагаемых соединений, но и азотных.

## **Влияние биоугля на биомассу кукурузы и усвоение азота растениями**

Для того чтобы сопоставить усвоение азота растениями кукурузы с содержанием доступного азота в почве, был проведён вегетационный опыт на дерново-подзолистой почве. Растения кукурузы выращивали в сосудах, куда помещали 0,5 кг прокомпостированной в течение 90-а дней почвы с биоуглем и растительными остатками. Через 1,5 месяца растения были сняты и высушены. В сухой биомассе было определено общее содержание азота по Кьельдалю. На рисунке 8 представлена сырая биомасса растений кукурузы.

**Рисунок 8.** Влияние биоугля на сырую биомассу растений кукурузы.

Сырая биомасса кукурузы варьировала от 10 до 17 г/сосуд и была наибольшей и одинаковой в вариантах с клевером. Варианты с тимофеевкой, как в чистом виде, так и по фону биоугля, не различались между собой, но по биомассе были значительно меньше по сравнению с действием клевера. Действие одной тимофеевки было сопоставимо с действием одного биоугля и совместным применением биоугля с тимофеевкой. Один биоуголь способствовал достоверному увеличению биомассы кукурузы на небольшое значение.

Таким образом, биоуголь совместно с сидератами не повлиял на величину сырой биомассы кукурузы.

Полученные данные сухой биомассы растений представлены на рисунке 9.

**Рисунок 9.** Влияние биоугля на сухую биомассу растений кукурузы.

По сравнению с контрольной почвой применение биоугля достоверно увеличило количество сухой биомассы растений. При добавлении к биоуглю клевера величина сухой биомассы растений возросла на 82% по сравнению с контролем, но действие клевера без биоугля было на 33% более эффективным. При внесении биоугля с тимофеевкой величина сухой биомассы кукурузы была достоверно меньше по сравнению с применением биоугля с клевером (клевером). Таким образом, биоуголь при совместном применении с растительными остатками снизил величину сухой биомассы растений кукурузы по сравнению с действием растительных остатков без биоугля.

Влияние биоугля на усвоение азота растениями кукурузы представлено на рисунке 10.

**Рисунок 10.** Влияние биоугля на усвоение азота растениями кукурузы.

Биоуголь не повлиял на усвоение азота растениями кукурузы, которые вынесли из почвы столько же азота, сколько и в контроле (18,0 и 20,0 мг/сосуд). В варианте с клевером и биоуглем растения усвоили достоверно меньше азота, чем в варианте с одним клевером. В варианте с тимофеевкой и биоуглем растения усвоили также достоверно меньше азота, чем с одной тимофеевкой.

Таким образом, биоуголь способствовал уменьшению поступления азота в растения.

Для определения влияния биоугля на усвоение азота биомассой кукурузы также было рассчитано процентное содержание азота в сухой биомассе растений. Полученные данные представлены в таблице 4.

**Таблица 4.** Влияние биоугля на усвоения азота растениями кукурузы

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Вариант | Масса свежей, г/сосуд | Масса сухой, г/сосуд | Содержание N,% | Усвоенный растениями N (вынос), мг/сосуд |
| почва | 10,1a | 1,1a | 1,6b | 18,0a |
| почва + биоуголь | 12,9b | 1,4b | 1,5b | 20,0ab |
| почва + биоуголь + клевер | 17,3d | 2,0d | 1,6b | 31,0c |
| почва + биоуголь + тимофеевка | 14,8c | 1,6c | 1,4b | 23,0b |
| почва + клевер | 16,5d | 2,4e | 1,7c | 39,0d |
| почва + тимофеевка | 13,9bc | 2,6f | 1,2a | 31,0c |

Процентное содержание азота в сухой биомассе кукурузы различалось по вариантам незначительно. Достоверное различие установлено между действием клевера (1,7%) и тимофеевки (1,2%).

**Таблица 5.** Влияние биоугля на содержание различных форм доступного азота в почве и усвоение их растениями.

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Вариант | Вынос Nрастениями, мг/сосуд | Доступный Nорг в составе Cэгв,мг/сосуд |  ∑N-NO3+N-NH4,мг/сосуд | Общий доступный N,мг/сосуд | Вынос от общего доступного N, % |
| почва | 18,0a | 16,5ab | 45,3d | 61,8c | 30,3a |
| почва + биоуголь | 20,0ab | 15,5ab | 38,7c | 53,8b | 38,2b |
| почва + биоуголь + клевер | 31,0c | 18,4b | 57,6f | 76,0d | 40,8b |
| почва + биоуголь + тимофеевка | 23,0b | 11,2a | 34,7b | 45,9a | 49,7c |
| почва + клевер | 39,0d | 11,1a | 51,5e | 62,6c | 62,5d |
| почва + тимофеевка | 31,0c | 13,1ab | 31,6a | 44,7a | 70,1d |

Самое большое количество азота поступило в растения кукурузы в варианте с клевером (39 мг/сосуд). Эта величина достоверно отличалась от всех других вариантов. При добавлении биоугля к клеверу поступление азота в растения достоверно снизилось. В случае с тимофеевкой закономерность сохранилась: 31 и 23 мг/сосуд. Один биоуголь по сравнению с контролем не увеличил поступление азота в растения, результаты были достоверно одинаковы (18 и 20 мг/сосуд). Интересно, что клевер по фону биоугля достоверно увеличивал поступление азота в растения (20 и 31 мг/сосуд), а тимофеевка – нет (20 и 23 мг/сосуд). Таким образом, биоуголь не повлиял на поступление азота в растения, однако по фону клевера и тимофеевки снизил усвоение азота кукурузой.

Органический азот, представленный в Cэгв неспецифическими азотсодержащими органическими соединениями типа аминокислот, гексозаминов и др., в сосудах с почвой перед посадкой растений находился в количестве от 11 до 18 мг/сосуд. Эта величина была значительно меньше той, которую усвоили растения кукурузы. Вероятно, органический азот подвергся интенсивной минерализации в оптимальных гидротермических условиях в процессе 90-а дневной инкубации почвы и был весь израсходован растениями.

Через 90 дней инкубации почвы в оптимальных гидротермических условиях больше всего накопилось минерального азота (N-NO3+N-NH4) в почве в вариантах с клевером (57,6 и 51,5 мг/сосуд). Биоуголь достоверно снизил накопление минерального азота в почве (45,3 мг/сосуд – контроль, 38,7 мг/сосуд – биоуголь) как по фону растительных остатков, так и без них.

Содержание общего доступного минерального и органического азота в почве перед посевом растений после 90-а дневного компостирования было наивысшим в варианте с клевером и биоуглем (76 мг/сосуд) и одним клевером (62,6 мг/сосуд). На этих вариантах была получена наибольшая биомасса растений кукурузы. Биоуголь достоверно снизил накопление доступного азота в почве по сравнению с контролем. В процессе 90-а дневного компостирования почвы в вариантах с тимофеевкой и его совместным применением с биоуглем накопилось наименьшее и одинаковое количество доступного азота. Таким образом, биоуголь по фону тимофеевки не оказал никакого влияния на накопление доступного азота в почве.

Если принять допущение, что накопленный в процессе инкубации почвы доступный растениям азот не подвергался никаким микробиологическим превращениям, а только поступал в растения, то процент его усвоения оказался наименьшим в контроле (30%), в вариантах с биоуглем колебался от 38 до 49%, а в вариантах с чистыми растительными остатками процент усвоенного доступного растениям азота от общего содержания его в почве составил 62-70% и был достоверно одинаков для клевера и тимофеевки.

Таким образом, внесение биоугля не влияет на усвоение азота растениями по сравнению с контролем, применение биоугля в сочетании с растительными остатками снижает усвоение азота кукурузой по сравнению с вариантами без биоугля.

Исследования показали, что содержание органического доступного азота, выделенное из водной вытяжки по Шульц-Кершенсу и определенное по Тюрину путем окисления хромовой смесью с последующим отгоном аммиачного азота по Кьельдалю, не может служить диагностическим способом определения содержания доступного азота для растений в почве по двум причинам. Первая причина состоит в том, что исследуемая вытяжка не включает в свой состав содержание нитрата, которым в основном питаются растения. Вторая причина заключается в том, что в течение 90-а дневного компостирования почвы в оптимальных условиях лабильные азотсодержащие органические соединения могут подвергаться интенсивной микробиологической трансформации, в связи с чем их количество может быть иным по сравнению с почвой, находящейся в равновесном состоянии.

Новым в работе является определение доступного для растений лабильного органического азота, который по полученным данным может составлять от 60 до 100 кг азота на 1 га. На эту величину возможно сократить планируемые дозы азотных удобрений и получить ощутимый экономический и экологический эффект.

# **Заключение**

В лабораторном опыте было изучено влияние биоугля на образование лабильного углерода и доступного растениям азота.

Содержание общего доступного минерального и органического азота в почве перед посевом растений оказалось наибольшим в варианте с бобовым сидератом и биоуглем и одним бобовым сидератом. На этих вариантах была получена наибольшая биомасса растений кукурузы.

Установлено, что биоуголь стабилизирует образование лабильного углерода за счет ингибирования процессов минерализации. Наибольший процент лабильного органического углерода от общего оказался в варианте совместного применения бобового сидерата с биоуглем, который достоверно отличался от других вариантов опыта.

Для того чтобы сопоставить усвоение азота растениями кукурузы с содержанием доступного азота в почве, был проведён вегетационный опыт на дерново-подзолистой почве. Результаты показали, что биоуголь по сравнению с контролем не влияет на усвоение азота растениями, а совместное применение биоугля с растительными остатками снижает усвоение азота кукурузой по сравнению с вариантами без биоугля. Кроме того, установлено, что доступный для растений лабильный органический азот может составлять от 60 до 100 кг/га. Этот азот состоит в основном из аминокислот и аминосахаров и, как известно, может минерализоваться до аммония и нитрата в течение 2-3 недель. Поэтому на эту величину возможно сократить планируемые дозы азотных удобрений и получить ощутимый экономический и экологический эффект.

# **Выводы**

* Внесение биоугля незначительно ингибировало процессы минерализации органических соединений почвы, что сопровождалось уменьшением содержания лабильного углерода на 10,9% и легко разлагаемого органического азота в почве на 10,7%. Применение биоугля стимулировало формирование биомассы побегов кукурузы, но достоверно не влияло на поступление в них азота.
* Действие растительных остатков (клевера и тимофеевки) усиливало процессы минерализации органического вещества в почве, что сопровождалось увеличением содержания в ней лабильного углерода и снижением содержания легко разлагаемых органических форм азота. В результате усиливалось поступление азота в побеги кукурузы, и увеличивалась их биомасса. Эффект клевера на перечисленные показатели был выше эффекта тимофеевки.
* Биоуголь в сочетании с растительными остатками (особенно клевера) снижал эффективность действия последних на интенсивность минерализационных процессов в почве, азотное питание и формирование биомассы побегов кукурузы.

# **Рекомендации**

* Биоуголь целесообразно вносить в почву в сочетании с растительными остатками бобовых культур для снижения интенсивности их минерализации и обеспечения пролонгированного поступления азота в растения.
* Разработанная модификация определения легко разлагаемого азота в почве, основанная на получении вытяжки по Шульц-Кершенсу (1998) и определении в ней органического азота по Тюрину, может быть использована для уточнения диагностики азотного питания растений.

# **Публикации**

Статья: Банкина, Т. А., Рижия, Е. Я., Орлова, Н. Е., Милосердова, В. А., & Груздева, Ю. И. (2018). Влияние биоугля на содержание лабильного углерода и минеральных форм азота в дерново-подзолистой супесчаной почве. *Почвы в биосфере: Сборник материалов Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 50-летию Института почвоведения и агрохимии СО РАН.*(pp. 21-25)

Тезисы: Милосердова В.А. (2019). Влияние биоугля на содержание лабильного углерода и азота в почве. *XXII Докучаевские чтения 2019 – Почва как система функциональных связей в природе (принято к печати).*

# **Список использованной литературы**

1. Almendros, G., H. Knicker, and F.J. González-Vila. 2003. Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive isothermal heating as determined by solid-state 13C- and 15N-NMR spectroscopy. Org. Geochem.
2. Amonette, J.E., Jospeh, S., 2009. Charecteristics of Biochar: Microchemical Properties. In: J. Lehmann, Joseph, S. (Editor), Biochar for Environmental Management Science and Technology. Earthscan, London.
3. Antal Jr, M.J. and Grönli, M., 2003. The art, science, and technology of charcoal production. Industrial and Engineering Chemistry Research 42(8): 1619-1640 с.
4. Asai H, Samson BK, Stephan HM, Songyikhangsuthor K, Inoue Y, Shiraiwa T, Horie T.,2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. Field Crops Res 111: 81–84 с.
5. Berglund LM, DeLuca TH, Zackrisson TH., 2004. Activated carbon amendments of soil alters nitrification rates in Scots pine forests. Soil Biol Biochem 36: 2067–2073 с.
6. Blackwell P, Riethmuller G, Collins M.,2009. Biochar application for soil. Chapter 12. In: Lehmann J, Joseph S (eds) Biochar for environmental management science and technology. Earthscan, London, 207–226 с.
7. Bourke, J., Manley-Harris, M., Fushimi, C., Dowaki, K., Nunoura, T., Antal, M. J. Jr., 2007. Do all carbonised charcols have the same structure? A model of the chemical structrue of carbonized charcoal. Industrial and Engineering Chemistry Research 46: 5954-5967 с.
8. Briggs, C.M., Breiner, J., and Graham, R.C., 2005. Contributions of Pinus Ponderosa Charcoal to Soil Chemical and Physical Properties. The ASA-CSSA-SSSA International Annual Meetings (November 6-10, 2005), Salt Lake City, U.S.A. 248-255 с.
9. Brodowski, S., Amelung, W., Haumaier, L., Abetz, C., Zech, W., 2005. Morphological and chemical properties of black carbon in physical soil fractions as revealed by scanning electron microscopy and energy-dispersive X-ray spectroscopy. Geoderma 128: 116-129 с.
10. Brown, R., 2009. Biochar Production Technology. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan. 237-239 с.
11. Cary T. Chiou and Daniel E. Kile, 1998. Deviations from Sorption Linearity on Soils of Polar and Nonpolar Organic Compounds at Low Relative Concentrations. Environ. Sci. Techno 32: 338-343 с.
12. Cassman, K.G. (1999) Ecological Intensification of Cereal Production Systems: Yield Potential, Soil Quality, and Precision Agriculture. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 96, 5952-5959 с.
13. Cetin, E., Moghtaderi, B., Gupta, R., and Wall, T. (2004). “Influence ofpyrolysis conditions on the structure and gasification reactivity ofbiomass chars.”Fuel, 83(16), 2139–2150 с.
14. Chan, K. Y., Xu, Z., 2009. Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan. 368-374 с.
15. Chan, K.Y., Van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A. and Joseph, S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. Australian Journal of Soil Research 45(8): 629-634 с.
16. Cheng, C. H., Lehmann, J., Engelhard, M., 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. Geochimica et Cosmochimica Acta 72: 1598-1610 с.
17. Chiou, C. T Cornelissen, G., Gustafsson, Ö., 2004. Sorption of phenanthrene to environmental black carbon in sediment with and without organic matter and native sorbates. Environmental Science and Technology 38: 148-155 с.
18. Cornelissen, G., Gustafsson, Ö., Bucheli, T. D., Jonker, M. T. O., Koelmans, A. A., van Noort, P. C. M., 2005. Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal and kerogen in sediments and soils: mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation and biodegradation. Environmental Science and Technology 39: 6881-6895 с.
19. Demirbas, A., 2004. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 72(2): 243-248 с.
20. Downie, A., Crosky, A., Munroe, P., 2009. Physical properties of biochar. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan. 108-112 с.
21. Glaser, B., Balashov, E., Haumaier, L., Guggenberger, G. and Zech, W., 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. Organic Geochemistry 31(7-8): 669-678 с.
22. Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. Biology and Fertility of Soils 35: 219-230 с.
23. Gundale, M.J. and T.H. DeLuca. 2007. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of Koeleria macrantha in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem. Biology and Fertility of Soils: 43: 303-311 с.
24. Gustafsson, Ö., Haghseta, F., Chan, C., Macfarlane, J., Gschwend, P., 1997. Quantification of the dilute sedimentary soot phase: implications for PAH speciation and bioavailability. Environmental Science and Technology 31: 203-209 с.
25. Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S. and Amelung, W., 2004. Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. Organic Geochemistry 35(7): 823-830 с.
26. Harris, P. J. F., Tsang, S. C., 1997. High resolution of electron microscopy studies of non-graphitizing carbons. Philosophical Magazine A 76 (3): 667-677 с.
27. Hiller, E., Fargasova, A., Zemanova, L., Bartal, M., 2007. Influence of wheat ash on the MCPA imobilization in agricultural soils. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 78: 345-348 с.
28. Ishii, T., Kadoya, K., 1994. Effects of charcoal as a soil conditioner on citrus growth and vesicular–arbuscular mycorrhizal development. Journal of the Japaneese Society for Horticultural Science 63: 529-535 с.
29. Jonker, M. T. O., Hawthorne, S. B., Koelmans, A. A., 2005. Extremely Slowly Desorbing Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Soot and Soot-like Materials: Evidence by Supercritical Fluid Extraction. Environmental Science and Technology 39: 7889-7895 с.
30. Keiluweit, M., Kleber, M., 2009. Molecular level interactions in soil and sediments: the role of aromatic π-systems. Environmental Science and Technology 43: 3421-3429 с.
31. Kim, S., Kaplan, L. A., Brenner, R., Hatcher, P. G., 2004. Hydrogen-deficinet molecules in natural riverine water samples - Evidence for the existence of black carbon in DOM. Mar. Chemistry 92: 225-234 с.
32. Kimetu, J.M., Lehmann, J., Ngoze, S. O., Mugendi, D. N., Kinyangi, J. M., Riha, S., Verchot, L., Recha, J. W., and Pell, A. N., 2008. Reversibility of soil productivity decline with organic matter of differing quality along a degradation gradient. Ecosystems 11(5): 726-739 с.
33. Kimura R, Nishio M.,1989. Contribution of soil microorganism to utilisation of insoluble soil phosphorus by plants in grasslands. 288-291 с.
34. Laird, Lehmann, J. and Sohi, S., 2008. Comment on "fire-derived charcoal causes loss of forest humus". Science 321: 5894 с.
35. Lehmann, J., 2007. A handful of Carbon. Nature 447: 143-144 Lehmann, J., 2007. Bio-energy in the black. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 381-387. Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., and Sohi, S., 2009. Stability of biochar in the soil. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan: 416-419.
36. Lehmann, J., 2007. Bio-energy in the black. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 381-387 с.
37. Lehmann, J., da Silva Jr., J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., and Glaser,B., 2003b. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol in the Central Amazon basin: Fertiliser, manure and charcoal amendments. Plant and Soil 249: 343-357 с.
38. Lützow, M.V. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions [Текст] / M. V. Lützow, I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, G. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner, H. Flessa // European Journal of Soil Science – 2006. – №4 – 426-445 с.
39. Mahmood S, Finlay RD, Fransson A-M, Wallander H., 2003. Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhiza spruce seedlings. FEMS Microbiol Ecol 43: 121–131 с.
40. Major J, DiTommaso A, German LA, McCann JM., 2003. Weed population dynamics and management on Amazonian dark earth. Chapter 22. In: Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI (eds) Amazonian dark earths origin properties management. Kluwer Academic, Dordrecht, 125–139 с.
41. Mann CC (2002) The real dirt on rain forest fertility. Science 297: 920–923 с.
42. Marris, E., 2006. Putting the carbon back: Black is the new green. 442(7103): 624-626 с.
43. Nguyen, B.T., Lehmann, J., Kinyangi, J., Smernik, R., Riha, S. J., and Engelhard, M. H., 2008. Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. Biogeochemistry, 89(3): 295-308 с.
44. Novak J.M., Busscher W.J. et al. (2010) Short term CO2 mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kunduidult. Geoderma 154: 281-288 с.
45. O'Neill, B., Grossman, J., Tsai, M. T., Gomes, J. E., Lehmann, J., Peterson, J., Neves, E., and Thies, J. E., 2009. Bacterial Community Composition in Brazilian Anthrosols and Adjacent Soils Characterized Using Culturing and Molecular Identification. Microbial Ecology: 6-13 с.
46. Pastor-Villegas, J., Pastor-Valle, J. P., Meneses Rodriguez, J. M., and García, M., 2006. Study of commercial wood charcoals for the preparation of carbon adsorbents. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 76: 103-108 с.
47. Petrus, L. Biomass to biofuels, a chemical perspective [Текст] / L. Petrus, M. A. Noordermeer // Green Chemistry. – 2006. – №8. – с. 861-867.
48. Rondon, M.A., Lehmann, J., Ramírez, J. and Hurtado, M., 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (Phaseolus vulgaris L.) increases with bio-char additions. Biology and Fertility of Soils 43(6): 699-708 с.
49. Rovira P., Duguy B. and Vallejo V.R. 2009. Black carbon in wildfire-affected shrublandMediterranean soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 172: 43–52 с.
50. Saito, M., and Marumoto, T., 2002. Inoculation witharbuscularmycorrhizal fungi: the status quo in Japan and the future prospects. Plant and Soil 244: 273–279 с.
51. Saito, M., and Marumoto, T., 2002. Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: the status quo in Japan and the future prospects. Plant and Soil 244: 273–279 с.
52. Sander, M., and Pignatello, J. J., 2005. Characterisation of charcoal adsorption sites for aromatic compounds: Insights drawn from single and bi-solute competitive experiments. Environmental Science and Technology 39: 1606-1615 с.
53. Sheng, G., Yang, Y., Huang, M., and Yang, K., 2005. Influence of pH on pesticide sorption by soil containing wheat residue-derived char. Environmental Pollution 134: 457-463 с.
54. Sohi, S., Lopez-Capel, E., Krull, E., and Bol, R., 2009. Biochar, climate change and soil: a review to guide future research. CSIRO Land and Water Science Report. 202-208 с.
55. Steiner, C. Slash and Char as Alternative to Slash and Burn: soil charcoal amendments maintain soil fertility and establish a carbon sink [Текст] / C. Steiner // Cuvillier Verlag. – 2007. - c. 218-230.
56. Steiner, C., Glaser, B., Teixeira, W. G., Lehmann, J., Blum, W. E. H., and Zech, W., 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 171(6): 893-899 с.
57. Teixeira WG, Martins GC.,2003. Soil physical characterization. Chapter 15. In: Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI (eds) Amazonian dark earths origin properties management. Kluwer Academic, Dordrecht, с 271–286.
58. Thies JE, Rillig MC.,2009. Characteristics of biochar: biological properties. Chapter 6. In: Lehmann J, Joseph S (eds) Biochar for environmental management science and technology. Earthscan, London, 85–10 с.
59. Topoliantz, S. and Ponge, J.F., 2005. Charcoal consumption and casting activity by Pontoscolex corethrurus (Glossoscolecidae). Applied Soil Ecology 28(3): 217-224 с.
60. Van Zwieten, L. Biochar reduces emissions of non-CO2 GHG from soil. In: Lehmann J., Joseph [Текст] / L. Van Zwieten, Bhupinderpal-Singh, S. Joseph, S. Kimber, A. Cowie, Y. Chan // Biochar for environmental management. – 2009. 155-156 с.
61. Wang, X., Sato, T., and Xing, B., 2006. Competitive sorption of pyrene on wood chars. Environmental Science and Technology 40: 3267-3272.
62. Warnock, D.D., Lehmann, J., Kuyper, T.W. and Rillig, M.C., 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil - Concepts and mechanisms. Plant and Soil 300(1-2): 9-20 с.
63. Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I.F., Anshori, S. and Ogawa, M., 2006. Effects of the application of charred bark of Acacia mangium on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. Soil Science and Plant Nutrition, 52(4): 489-495 с.
64. Yang, Y., and Sheng, G., 2003. Enhanced pesticide sorption by soils containing particulate matter from crop residue burns. Environmental Science and Technology 37: 3635-3639 с.
65. Банкина Т.А. Петров М.Ю., Петрова Т.М., Банкин М.П. Хроматография в агроэкологии. Спб.: НИИ Химии СПбГУ, 2002 – 580 с.
66. Банкин М.П., Банкина Т.А., Земесзиркс Н.Э. Управление содержанием органического вещества и азота при интенсивном использовании дерново-подзолистых почв. // Вестник СПбГУ. – 1993. – Сер.3, вып.3. – С. 96-99.
67. Банкин М.П., Банкина Т.А., Коробейникова Л.П. Физико-химические методы в агрохимии и биологии почв. – СПб, СПбГУ. – 2005г. – 178 с.
68. Бергман В., Гюнтер А. Анализ почв и применение удобрений. М: «Колос». - 1969. – 104 с.
69. Берестецкий О.А. Биологические основы плодородия почв. М: «Колос». – 1984. – 287 с.
70. Володин В.М. Изменение состава гумусовых веществ и биологической активности эродированных черноземов // Вестник сельскохозяйственной науки. – 1988. - №2. – 55-59 с.
71. Гришина I.A., Орлов Д.С. Система показателей гумусного состояния почв. Тез.докл. У делегатского съезда. В.О.П., Минск, вып.2, 1977.
72. Кауричев И.С. Почвы нечерноземной зоны и пути повышения их плодородия в условиях интенсивного земледелия. – М: издательство ТСХА, 1983, 28 с.
73. Кершенс М. 1992. Значение содержания гумуса для плодородия почв и круговорота азота // Почвоведение. 10: 122-131 с.
74. Крейер, Банкина, Орлова, Юрьева - «Практикум по агрохимическому анализу почв», 2005.
75. Помазкина Л.В. Агрохимия азота в таежной зоне Прибайкалья. Новосибирск. «Наука». – 1985. – 175 с.
76. Трепачев Е.П. Биологический и минеральный азот земледелия: пропорции и проблемы. Журнал сельскохозяйственной биологии Т.15. 1980, - 56-61 с.
77. Тюрин И.В. Плодородие почв и проблема азота в почвоведении и земледелии / И.В. Тюрин // Докл. VI Международному конгрессу почвоведов. М.: Изд-во АН СССР, 1956.
78. Тюрин И.В. Органическое вещество почвы и его роль в плодородии. Издательство: Наука, 1965 г.
79. Фокин А.Д. Включение органических веществ и продуктов их разложения в гумусовые вещества почвы. // Известия ТСХА, 1974. – Вып.6.- 99-110 с.
80. Шульц Э., Кершенс М. 1998. Характеристика разлагаемой части органического вещества почв и ее трансформации при помощи экстракции горячей водой // Почвоведение. 7: 890-894 с.

# **Приложения**

**Таблица 1.** pH и элементный состав биоугля (средние значения).

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | pH | C,г/кг | N, г/кг | N (NO3+NH4), мг/кг | С:N | P, г/кг | P доступный, г/кг | K, г/кг |
| Значения | от | 6,2 | 172 | 1,7 | 0,0 | 7 | 0,2 | 0,015 | 1,0 |
| до | 9,6 | 905 | 78,2 | 2,0 | 500 | 73,0 | 11,6 | 58 |
| Среднее значение | 8,1 | 543 | 22,3 | - | 61 | 23,7 | - | 24,3 |

**Таблица 2.** Агрохимическая характеристика дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH(H2O) | pH(KCl) | Cобщ,% | Nорг, % | Содержание минеральных форм азота, мг/кг | НСП, мг/кг | C:N | P2O5, мг/кг | K2O, мг/кг |
| N-NO3 | N-NH4 | N-NO2 |
| 6,56 | 5,31 | 1,52 | 0,11 | 17,7 | 2,81 | 0,47 | 6,7 | 11,7 | 485 | 75,3 |

**Таблица 3.** Элементный состав биоугля.

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH водной вытяжки | Cобщ % | N% | H% | N-NO3, мг/кг | N-NH4, мг/кг | P, мг/кг | K, мг/кг | Ca, мг/кг | Mg, мг/кг | Fe, мг/кг |
| 8,34 | 87,4 | 0,4 | 2,8 | 0,0 | 6,0 | 8,3 | 73 | 3970 | 952 | 789 |

**Таблица 4.** Элементный состав растительных остатков

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Растение | C:N | % на сухую массу. |
| C | N | Зола | K2O | CaO | MgO | P2O5 |
| Клевер красный | 20 | 39,4 | 1,97 | 5,38 | 1,50 | 2,01 | 0,63 | 0,56 |
| Тимофеевка | 27 | 41,9 | 1,55 | 5,91 | 2,04 | 0,49 | 0,20 | 0,70 |

**Таблица 5.** Содержание аммиачного азота в почве после компостирования, мг/кг.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Вариант** | **N-NH4,****компостирование 3 дня** | **N-NH4,****компостирование 90 дней** |
| **почва** | 9,5a | 5,5ab |
| **почва + биоуголь** | 8,5a | 1,0a |
| **почва + биоуголь +****клевер** | 23,0c | 20,5c |
| **почва + биоуголь +****тимофеевка** | 16,5b | 20,5c |
| **почва + клевер** | 37,0d | 4,5ab |
| **почва + тимофеевка** | 42,0d | 5,5b |

**Таблица 6.** Влияние биоугля на изменение содержания нитрата после 3 дней компостирования почвы, мг/кг.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **N-NO3** |
| **почва** | 17,7f |
| **почва + биоуголь** | 13,8e |
| **почва + биоуголь + клевер** | 5,5b |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 6,4c |
| **почва + клевер** | 4,7a |
| **почва + тимофеевка** | 9,3d |

**Таблица 7.** Влияние биоугля в сравнении с растительными остатками на содержание нитрата после 90-дневного компостирования почвы, мг/кг.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **N-NO3** |
| **почва** | 85,0d |
| **почва + биоуголь** | 76,4c |
| **почва + биоуголь + клевер** | 94,3e |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 49,2a |
| **почва + клевер** | 98,4e |
| **почва + тимофеевка** | 57,7b |

**Таблица 8.** Нитрифицирующая способность почвы за период 90-дневного компостирования, мг/кг.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **N-NO3** |
| **почва** | 67,3d |
| **почва + биоуголь** | 62,6c |
| **почва + биоуголь + клевер** | 88,9e |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 42,8a |
| **почва + клевер** | 93,6f |
| **почва + тимофеевка** | 48,4b |
|  |  |

**Таблица 9.** Действие биоугля на содержание лабильного углерода после 3 дней компостирования почвы, мг/кг.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **Cэгв** |
| **почва** | 260,0b |
| **почва + биоуголь** | 206,2a |
| **почва + биоуголь + клевер** | 377,8d |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 307,3bc |
| **почва + клевер** | 342,5cd |
| **почва + тимофеевка** | 271,9d |
|  |  |

**Таблица 10.** Действие биоугля на содержание лабильного углерода в почве после 90 дней компостирования, мг/кг.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **Cэгв** |
| **почва** | 158,8b |
| **почва + биоуголь** | 141,4a |
| **почва + биоуголь + клевер** | 321,4d |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 226,6c |
| **почва + клевер** | 238,2c |
| **почва + тимофеевка** | 128,0a |

**Таблица 11.** Влияние биоугля на содержание общего и лабильного органического углерода в почве после 90-дневного компостирования.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| **Вариант** | **Cобщ, %** | **Cэгв, мг/кг,** | **Cэгв, % от Собщ** |
|
| **почва** | 1,38d | 158,8a | 1,1a |
| **почва + биоуголь** | 1,34bc | 141,4a | 1,1a |
| **почва + биоуголь + клевер** | 1,36c | 321,4c | 2,4c |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 1,30a | 226,7b | 1,8b |
| **почва + клевер** | 1,29a | 238,2b | 1,9b |
| **почва + тимофеевка** | 1,31ab | 128,1a | 1,0a |

**Таблица 12.** Содержание органического азота в почве через 3 дня компостирования почвы, мг/кг.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **Nорг** |
| **почва** | 47,2a |
| **почва + биоуголь** | 59,4b |
| **почва + биоуголь + клевер** | 46,6a |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 27,7a |
| **почва + клевер** | 62,2b |
| **почва + тимофеевка** | 39,6a |
|  |  |

**Таблица 13.** Содержание органического азота в почве через 90 дней после компостирования почвы, мг/кг.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **Nорг** |
| **почва** | 38,4c |
| **почва + биоуголь** | 34,3b |
| **почва + биоуголь + клевер** | 40,0d |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 22,4a |
| **почва + клевер** | 22,3a |
| **почва + тимофеевка** | 26,2a |

**Таблица 14.** Влияние биоугля на соотношение C к N в лабильном органическом веществе.

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| **Вариант** | **Cэгв,****мг/кг** | **N в составе Сэгв** | **C:N** |
| **мг/кг** | **%** |
| **почва** | 158,8a | 38,4c | 24,2c | 4,1a |
| **почва + биоуголь** | 141,4a | 34,3b | 24,2c | 4,1a |
| **почва + биоуголь + клевер** | 321,4c | 40,0d | 12,4b | 8,0b |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 226,7b | 22,4a | 9,8a | 10,1b |
| **почва + клевер** | 238,2b | 22,3c | 9,4a | 10,7b |
| **почва + тимофеевка** | 128,1a | 26,2a | 20,4c | 4,9a |

**Таблица 15.** Влияние биоугля на сырую биомассу растений кукурузы.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **Масса, г** |
| **почва** | 10,1a |
| **почва + биоуголь** | 12,9b |
| **почва + биоуголь + клевер** | 17,3d |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 14,8c |
| **почва + клевер** | 16,5d |
| **почва + тимофеевка** | 13,9bc |

**Таблица 16.** Влияние биоугля на сухую биомассу растений кукурузы.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **Масса, г** |
| **почва** | 1,1a |
| **почва + биоуголь** | 1,4b |
| **почва + биоуголь + клевер** | 2,0d |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 1,6c |
| **почва + клевер** | 2,4e |
| **почва + тимофеевка** | 2,6f |

**Таблица 17.** Влияние биоугля на усвоение азота растениями кукурузы.

|  |  |
| --- | --- |
| **Вариант** | **Усвоенный****растениями****N (вынос),****мг/сосуд** |
| **почва** | 18,1a |
| **почва + биоуголь** | 20,4ab |
| **почва + биоуголь + клевер** | 30,9c |
| **почва + биоуголь + тимофеевка** | 22,9b |
| **почва + клевер** | 39,1d |
| **почва + тимофеевка** | 31,3c |

**Таблица 18.** Влияние биоугля на усвоения азота растениями кукурузы

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| Вариант | Масса свежей, г/сосуд | Масса сухой, г/сосуд | Содержание N,% | Усвоенный растениямиN (вынос), мг/сосуд |
| почва | 10,1a | 1,1a | 1,6b | 18,0a |
| почва + биоуголь | 12,9b | 1,4b | 1,5b | 20,0ab |
| почва + биоуголь + клевер | 17,3d | 2,0d | 1,6b | 31,0c |
| почва + биоуголь + тимофеевка | 14,8c | 1,6c | 1,4b | 23,0b |
| почва + клевер | 16,5d | 2,4e | 1,7c | 39,0d |
| почва + тимофеевка | 13,9bc | 2,6f | 1,2a | 31,0c |

**Таблица 19.** Влияние биоугля на содержание различных форм доступного азота в почве и усвоение их растениями

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Вариант | Вынос Nрастениями, мг/сосуд | Доступный Nорг в составе Cэгв,мг/сосуд |  ∑N-NO3+N-NH4,мг/сосуд | Общий доступный N,мг/сосуд | Вынос от общего доступного N, % |
| почва | 18,0a | 16,5ab | 45,3d | 61,8c | 30,3a |
| почва + биоуголь | 20,0ab | 15,5ab | 38,7c | 53,8b | 38,2b |
| почва + биоуголь + клевер | 31,0c | 18,4b | 57,6f | 76,0d | 40,8b |
| почва + биоуголь + тимофеевка | 23,0b | 11,2a | 34,7b | 45,9a | 49,7c |
| почва + клевер | 39,0d | 11,1a | 51,5e | 62,6c | 62,5d |
| почва + тимофеевка | 31,0c | 13,1ab | 31,6a | 44,7a | 70,1d |