

УДК 63.54:574.4

АГРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ТЕХНОЛОГИИ УПРАВЛЕНИЯ ПОТОКАМИ CO₂ В АГРОЭКОСИСТЕМАХ. СООБЩЕНИЕ 2. ВОССТАНОВЛЕНИЕ МИКРОБНОГО ЗВЕНА АГРОГЕОХИМИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА

© 2023 г. В. Н. Башкин^{1,*}, Р. А. Галиulina²

¹ Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН
142290 Пущино, Московская обл., ул. Институтская, 2, Россия

² Институт фундаментальных проблем биологии РАН
142290 Пущино, Московская обл., ул. Институтская, 2, Россия

*E-mail: vladimirbashkin@yandex.ru

Поступила в редакцию 02.02.2023 г.

После доработки 06.03.2023 г.

Принята к публикации 15.04.2023 г.

Рассмотрено применение агрогеохимических технологий, направленных на восстановление агрогеохимических циклов в сельскохозяйственных экосистемах, прежде всего в микробном звене, регулирующем потоки CO₂. Приведены примеры рекультивации нарушенных и загрязненных почв, переувлажненных и/или переосушенных почв и оценено их воздействие на величину потока CO₂. Представлен комплекс агрогеохимических технологий, направленных на оценку и стабилизацию микробного звена биогеохимического цикла в агроэкосистемах. Приведены примеры использования этих технологий для регулирования выбросов CO₂ в агроэкосистемах. С использованием одной из таких технологий показано почти 5-кратное снижение скорости потоков CO₂ при рекультивации нарушенных пастбищных экосистем тундры. Необходимы дальнейшее развитие и использование агрогеохимических технологий, направленных на восстановление биогеохимических циклов в агроэкосистемах, прежде всего в микробном звене, регулирующем потоки CO₂.

Ключевые слова: агроэкосистемы, потоки CO₂, микробоценозы, регулирующие факторы, удобрения, агрогеохимические технологии.

DOI: 10.31857/S0002188123070049, **EDN:** OFPDTZ

ВВЕДЕНИЕ

Агрогеохимические технологии являются природоподобными технологиями и направлены на восстановление агрогеохимической цикличности в сельскохозяйственных экосистемах или, другими словами, биогеохимических циклов в агроэкосистемах. Это необходимо, прежде всего, в микробном звене агрогеохимического круговорота [1]. Целью данного сообщения являются рассмотрение трансформации именно микробного звена агрогеохимических круговоротов в нарушенных и загрязненных агроэкосистемах и приемы его восстановления с использованием различных агрогеохимических технологий.

РЕКУЛЬТИВАЦИЯ НАРУШЕННЫХ И ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Рекультивация нарушенных тундровых почв.
Ямало-Ненецкий автономный округ (Россия) от-

личают не только огромные запасы природного газа в стране, но и самое большое поголовье домашних оленей. В процессе добычи и транспортировки углеводородного сырья не исключены механические воздействия на почвенный и растительный покров при проезде техники, необходимой для проведения геологоразведочных работ, бурения скважин и обустройства месторождения. Кроме того, куда больший масштаб деградация пастбищ приобретает при чрезмерном стравливании северными оленями, в результате чего нарушается целостность тундровых почв, т.к. они частично или полностью лишаются растительного покрова и органогенного слоя. Затем наступает период их разрушения под действием ветра, что приводит к образованию песчаных обнажений. Потери, понесенные в результате этих процессов, значительно превышают потери пастбищ при промышленном освоении территорий. При этом естественное восстановле-

ние выбитых оленьих пастбищ может занять несколько десятилетий. Соответственно, крайне актуальной становится своевременная рекультивация тундровых почв, нарушенных добычей и транспортировкой углеводородного сырья, а также нерациональным выпасом оленьих стад для предотвращения их окончательного “опустынивания”.

Данную проблему можно эффективно решить с помощью инновационной биогеохимической технологии рекультивации, обеспечивающей природоподобный подход к восстановлению плодородия нарушенных и загрязненных тундровых почв. Согласно концептуальной модели этой технологии, в нарушенных почвах в первую очередь необходимо учитывать их гранулометрический состав или общую влагоемкость. Затем необходимо внести местный торф, учитывая при этом его состав, чтобы он оптимально подходил для данного конкретного участка [2–4]. После этого производят посев семян и выращивают на участке смесь многолетних трав с использованием гумата калия, полученного из отборного местного торфа и выступающего в качестве стимулятора роста и развития данных видов растений. Этот классический природный процесс гарантированно завершается с желаемым результатом благодаря развитым технологиям, учитывающим региональные природно-климатические особенности конкретной рекультивируемой территории и уделяющим внимание ее естественным параметрам. Применяемая биогеохимическая технология представляет собой строго определенную последовательность операций, выполняемых в 3 этапа [4]. На первом этапе а) на крупномасштабной карте, предназначенной для рекультивации территории в масштабе 1:200000 и крупнее выделяют отдельные участки с нарушенными почвами и указывают размер их площадей, а также определяют местонахождение торфяников, где можно отбирать торф, потенциально пригодный для рекультивации; б) с этих участков и месторождений отбирают усредненные репрезентативные пробы почвы и торфа (из слоя 0–6 см) соответственно для определения гранулометрического состава и/или общей влагоемкости почвы, а также с целью последующего выбора месторождения — из него необходимо взять торф, который оптимально подходит для рекультивации данного конкретного участка; в) гранулометрический состав почвы определяют при рекультивации нарушенных почв на участках с волнистым рельефом и неоднородным почвенным покровом; г) общую влагоемкость почвы определяют при рекультивации нарушенных почв на участках с равнинным

или слаборасчлененным рельефом и монотонным однородным почвенным покровом. Самое главное на этом этапе, чтобы большая часть результатов была получена в лаборатории, например, зимой, в течение не более 30 сут. Второй этап включает следующие действия: а) исходя из выбранного соотношения торфа и грунта и с учетом площади участка для рекультивации, рассчитывают массу торфа, вносимого в слой 0–6 см нарушенной почвы, и массу самой нарушенной почвы в слое 0–6 см; б) подготовленную торфяную массу предварительно доводят до рассыпчатого состояния воздушной сушкой, что необходимо для удобного равномерного распределения такой массы по всей площади рекультивируемого участка и дальнейшей ее закладки в слой нарушенного грунта; в) производят закладку торфа в слой 0–6 см нарушенного грунта участка в соответствии с расчетной дозой; г) последующий посев смеси многолетних трав методом “залужения”, т.е. создание на участке сплошного травяного покрова с помощью соответствующих технологий и оборудования. В составе травосмесей, формируемых из многолетних трав, может входить кострец (*Bromus inermis*), кабан сибирский (*Elymus sibiricus*), овсяница луговая (*Festuca pratensis*), овсяница красная (*Festuca rubra*), мятлик луговой (*Poa pratensis*), тимофеевка луговая (*Phleum pratense*) и другие виды, позволяющие получить на рекультивируемом участке плотную траву и плотный травяной дерн.

Третий этап включает: а) для улучшения посевных свойств семян, регулирования состояния растений на разных этапах их роста и развития в процессе формирования их продуктивности, а также для повышения устойчивости растений к неблагоприятным воздействиям внешней среды применяют гумат калия, который вносят в определенных дозах для замачивания семян перед посевом, в качестве корневых и внекорневых подкормок (опрыскивания) в период вегетации с помощью соответствующей технологии и приемов [3]; б) гумат калия выделяют оригинальным способом из местного специально отобранного торфа Ямало-Ненецкого автономного округа, который оптимально подходит рекультивируемому участку. Из этого торфа извлекают гуминовые кислоты. Их очистку проводят по всем правилам получения химически чистых веществ, практически не влияющих на молекулярные структуры гуминовых кислот. Это гарантирует получение стабильного гумата калия; в) дальнейший уход за растительностью на рекультивируемом участке осуществляется с помощью соответствующих технологий и оборудования; г) эффективность

Таблица 1. Потоки углекислого газа из нарушенной и рекультивированной тундровой почвы оленьих пастбищ

Почва	Максимальная скорость выделения, мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$	Общее суточное выделение, г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$	Изменение баланса CO_2 , мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$	Суммарное дыхание экосистемы, мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сут}$
Нарушенная	0.21	1.02	0.12	0.62
Рекультивированная	0.04	0.21	0.19	0.19

рекультивации нарушенных почв с применением торфа и гумата калия оценивают в целом по результатам сравнительного анализа 2-х основных показателей восстановления плодородия — активности фермента дегидрогеназы и биомассы смеси многолетних трав, полученных на нарушенных и рекультивированных почвах.

Высокая эффективность инновационной биогеохимической технологии рекультивации нарушенных тундровых почв подтверждена результатами оценки восстановления плодородия почв Тазовского полуострова аномально жарким и засушливым летом 2016 г. в Ямало-Ненецком автономном округе. Например, уже за 2 нед наблюдения активность фермента дегидрогеназы рекультивированной почвы увеличилась в 50 раз, а биомасса смеси многолетних трав на рекультивированной почве увеличилась на 50% по сравнению с показателями нарушенной почвы, что свидетельствовало о большом потенциале восстановления плодородия почвы данным методом.

Восстановление нарушенных тундровых пастбищ также резко снижает выбросы углекислого газа (табл. 1). Такие изменения отражают восстановление температурного режима при мелиорации пастбищ, что способствует сокращению минерализации органического вещества (торфяного материала) и уменьшению выделения CO_2 .

Следует подчеркнуть, что данные тундровые почвы используют под пастбища в зоне вечной мерзлоты, и они являются одними из основных компонентов глобального круговорота углерода. В случае прогнозируемого изменения климата они могут стать значительным источником выбросов парниковых газов. Для оценки температурной чувствительности истечения CO_2 из торфяных почв на севере Западной Сибири был поставлен 4-летний трансплантационный эксперимент (перенос почвенных кернов высотой 20 см и диаметром 10 см) в торфяном горизонте почв. Повышение температуры в среднем на 7°C вызывало положительную обратную связь (30–70%) выделения CO_2 из пересаженных почв по сравнению с контрольными показателями. Температурная зависимость эмиссии CO_2 из трансплантированных

почв имела наибольшую величину ($R^2 = 0.8$) в первые 2 года в результате максимальной контрастности температурных условий между участками и снижалась в последние 2 года. И наоборот, большую часть времени ($Q_{10} = 3\text{--}6$) температурная чувствительность выделения CO_2 из трансплантированных почв демонстрировала высокие показатели, что свидетельствовало об увеличении скорости разложения органического вещества в торфяных почвах зоны вечной мерзлоты в течение длительного периода времени (4 года) [5].

Рекультивация загрязненных почв. Как было показано, суммарные выделения CO_2 из почв в агроэкосистемах определяются влиянием комплекса факторов внешней среды на совокупность биологических и физико-химических процессов в почвах. Выявить влияние загрязнения почв на их фоне достаточно сложно. Оперативный мониторинг показал, что аэротехногенное загрязнение почв химическими выбросами увеличивает минерализацию органического вещества в почвах. Потери углерода в газообразном состоянии больше в почвах легкого гранулометрического состава с низким содержанием гумуса. Например, если в незагрязненной серой лесной почве потери углерода с паром за 3 года составили 6.5, а в загрязненной — 9.3%, то в аллювиальной почве они достигли 18.5%. В дерново-луговой почве, характеризующейся благоприятными свойствами и высокой устойчивостью к загрязнениям, потери были меньше (7.2%). Эмиссия CO_2 за вегетационный период в контрольной не загрязненной серой лесной почве составила $131 \text{ г}/\text{м}^2$, а при ее загрязнении фторидами — всего $123 \text{ г}/\text{м}^2$. В загрязненной аллювиальной почве эти показатели снижались до $110 \text{ г}/\text{м}^2$, но при этом увеличивались до $150 \text{ г}/\text{м}^2$ в дерново-луговой почве вне зависимости от ее загрязнения. Эксперименты показали обратную зависимость между интенсивностью потерь газообразного углерода и запасами гумуса в загрязненных почвах, что согласовалось с представлениями об устойчивости органического вещества почв к минерализации [6].

Интенсификация процессов минерализации в загрязненных почвах подтверждена исследовани-

ями баланса и циркуляции азота с использованием изотопа ¹⁵N. Изменение относительного содержания С-биомассы свидетельствовало о повышении подвижности органических веществ в загрязненных аллювиальных и серых лесных почвах. Изменения, по всей вероятности, были связаны с неспецифическими адаптивными реакциями почвенного микробного комплекса в условиях загрязнения [7]. Интенсификация процессов минерализации могла быть связана с увеличением доли грибов в микробном сообществе. По многочисленным данным, они более устойчивы к заражению по сравнению с бактериями и актиномицетами. Поступление в почву органических веществ техногенного происхождения также могло сказаться на интенсификации процессов минерализации за счет “стимулирующего эффекта”. Например, известен факт увеличения эмиссии CO₂ из почв при низких концентрациях бенз(а)пирена [8].

Комплексное загрязнение почвы влияет не только на биологические, но и на физические и химические процессы. Известно, что при техногенном загрязнении почв фторидами, органическими соединениями и другими загрязняющими веществами возможно разрушение органо-минеральных комплексов, связанное с пептизацией коллоидов, в результате чего происходит деградация гумуса и ухудшается структура пахотных почв.

Однако в условиях сильного загрязнения почвы, как правило, наблюдают подавление минерализации органических веществ и снижение выбросов CO₂ — данный факт можно считать установленным еще в конце прошлого века [9–13].

В условиях континентального климата Сибири наибольшая часть углекислого газа из почв агроэкосистем поступает в атмосферу в безморозный период. Выбросы в зимнее время не превышают 1–2% от общего годового производства CO₂. Наблюдения показывают, что в условиях Прибайкалья (Россия) суммарная эмиссия CO₂ из почв за вегетационный период составляет 80–90% годового стока. Исходя из этого, можно дать приблизительную оценку поступления CO₂ из почв в агроэкосистемы и сопоставить его с прямыми антропогенными выбросами. По расчетам авторов [6], общие выбросы CO₂ из почв в агроэкосистемы в зоне воздействия локального загрязнения ОАО “Саянскхимпром” достигают 48 тыс. т/год, что в 6.6 раза превышает промышленные выбросы.

Благодаря развитым механизмам поддержания гомеостаза (численно и избыточный по числу видов микробный пул, полифункциональность,

дублирование и обратимость микробиологических процессов и др.) почвенный микробный комплекс динамично реагирует на изменение факторов внешней среды. Совокупность реакций, поддерживающих функциональную устойчивость системы при внешних воздействиях, можно рассматривать как адаптацию. Существует прямая зависимость между содержанием С-биомассы и способностью микробного комплекса к адаптации. Чем больше численность и биомасса микроорганизмов, тем выше способность сообщества к выживанию в неблагоприятных условиях.

При этом негативное влияние загрязнения почв, соответствующее “приемлемому” уровню, проявляется в снижении устойчивости почвенного микробного комплекса, особенно в почвах с низким содержанием гумуса. Увеличение энергозатрат в результате приспособления к изменяющимся условиям среды на уровне клетки, популяции и микробного сообщества способствует увеличению минерализации, эмиссии CO₂ и уменьшению содержания органического вещества в почвах.

Рекультивация почв, загрязненных тяжелыми металлами, возможна благодаря различным технологиям, например, с применением торфа и органического компоста [14]. Компост или компостирование широко исследовано в связи с загрязнением сельскохозяйственных почв тяжелыми металлами и быстрым ростом органических отходов. Компост богат питательными веществами, гуминовыми веществами и микроорганизмами; его можно добавлять в сельскохозяйственные почвы в качестве удобрения для повышения их плодородия и стимулирования роста сельскохозяйственных культур и микроорганизмов, а также в качестве мелиоранта для уменьшения загрязнения тяжелыми металлами.

Как было отмечено выше, уровень (ре)иммобилизации азота связан с образованием микробной биомассы. Однако, если принять во внимание, что синтез новообразованных веществ сопровождается более активной минерализацией вследствие высокой подвижности данных веществ, их значительного накопления в почве может не произойти. Снижение (ре)иммобилизации азота, характерное для загрязненных почв, отчасти связано не с торможением процессов, а вероятно, с усилением рециркуляции новообразованных веществ. Активное вовлечение новообразований в процессы минерализации–иммобилизации зависит от повышенной потребности микробного комплекса в субстрате в условиях стресса. В результате в повторном синтезе участвует только часть новообразованных углерод- и азотсодержа-

щих веществ, а другая часть (возможно, более значительная) выбрасывается в атмосферу.

В ходе полевых экспериментов на серой лесной среднесуглинистой почве юга Сибири (Россия) применение технологии рекультивации почв запашкой сидератов привело к увеличению выбросов CO_2 . В случае с сидератами за вегетационный период (май–сентябрь) из почвы выдвинулось в 1.3–1.6 раза больше CO_2 , чем из почв, подверженных традиционной обработке, что можно объяснить интенсивной минерализацией свежего органического вещества [15].

Таким образом, на эмиссию CO_2 влияют региональные особенности почв и гидротермические условия наряду с антропогенными и техногенными воздействиями на агроэкосистемы. Ее увеличение в техногенно-загрязненных почвах связано с повышенной минерализацией органического вещества, которая может привести к распаду и уменьшению запасов гумуса. Можно предположить, что в условиях загрязнения увеличение потерь углерода зависит от изменения метаболизма почвенных микроорганизмов.

Рекультивация переувлажненных и/или переосушенных почв. В ряде регионов с чрезмерной влажностью добыча торфа осуществляется путем осушения торфяников. При использовании остаточных торфяных отложений (толщина торфа 1.0–1.5 м) после осушения, вспашки и использования почвы под сенокосы важно оценить величину выбросов CO_2 . В работе [16] потоки CO_2 измеряли с помощью динамических камер: при нетронутой растительности *NEE* (чистый экосистемный обмен) измерялся как поток CO_2 между экосистемой и атмосферой (на единицу площади почвы, $\text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$), *R_{eco}* (дыхание экосистемы) – как поступление CO_2 из экосистемы в атмосферу, определяемое дыханием корней и надземных частей растений, а также почвенных гетеротрофов (на единицу площади почвы, $\text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$), а при его удалении рассчитывали *R_{soil}* (дыхание почвы) как поступление CO_2 из почвы в атмосферу, определяемое дыханием корней растений и почвенных гетеротрофов (на единицу площади почвы, $\text{г CO}_2/\text{м}^2/\text{ч}$). Для моделирования потоков CO_2 использовали их связи с температурой почвы и воздуха, уровнем почвенных и грунтовых вод, фотосинтетически активным излучением, подземной и надземной фитомассой растений. Параметризацию моделей проводили с учетом устойчивости коэффициентов, оцениваемых методом статистического моделирования (Bootstrap). Были проведены численные эксперименты для оценки влияния раз-

личных способов сенокоса на величину *NEE*. Установлено, что суммарный показатель *NEE* за сезон (с 15 мая по 30 сентября) достоверно не различался для сенокоса без укоса (K_0) и залежных земель, составив 4.5 ± 1.0 и 6.2 ± 1.4 т С/га/сезон соответственно. Таким образом, оба объекта были источником выбросов углекислого газа в атмосферу. Однократный укос сена за сезон (K_1) приводил к увеличению *NEE* до 6.5 ± 0.9 , а двукратный (K_2) – до 7.5 ± 1.4 т/га/сезон. Как при K_1 , так и при K_2 потери углерода незначительно увеличивались по сравнению с K_0 и оказались близкими к показателям залежи. При этом накопленный растениями углерод частично преобразовался при скашивании в сельскохозяйственную продукцию (количество скошенной фитомассы при K_1 и K_2 составило 0.8 ± 0.1 и 1.4 ± 0.1 т/га/сезон соответственно), хотя значительная его часть возвращалась в атмосферу при отмирании и последующем разложении растений.

По данным полевых измерений потоков CO_2 , результаты моделирования показали, что при экстенсивном использовании (без внесения удобрений, орошения, посева трав и т.п.) баланс CO_2 сенокосных угодий будет незначительно отличаться от баланса залежных торфяников, особенно с учетом растительной фитомассы, изъятой во время сенокоса. Неиспользуемые сенокосные угодья на осушенных торфяниках являются источником выбросов CO_2 в атмосферу, и их возврат в сельскохозяйственный оборот может перевести часть “бесполезных” выбросов CO_2 в сельскохозяйственную продукцию.

Также отмечено, что увлажнение подсушенных и оттаивание мерзлых почв привело к резкому, но кратковременному увеличению скорости выделения С- CO_2 в 2.7–12.4 и 1.6–2.7 раза соответственно по сравнению с постоянными условиями инкубации. По мере истощения почвы потенциально минерализованным органическим веществом интенсивность импульсов С- CO_2 , инициированных разрушающими воздействиями, уменьшалась. Совокупное дополнительное продуцирование С- CO_2 почвами природных ландшафтов за 6 циклов составило 21–40% случаев с постоянными условиями инкубации, а продуцирование С- CO_2 окультуренными землями, в том числе почвами, постоянно находящимися под чистым паром, – 45–82%. Содержание потенциально минерализованного органического вещества в почвах, подвергнутых многократному осушению–увлажнению–замораживанию–оттаиванию, уменьшилось в 1.6–4.4 раза по сравнению с почвами, не пострадавшими от нарушающих

воздействий, а константы скорости минерализации уменьшились в 1.9–3.6 раза. Подчеркнуто, что кумулятивный эффект циклов высушивания–увлажнения–замораживания–оттаивания проявляется не столько в уменьшении общего содержания C_{орг} в почве, сколько в снижении потенциала минерализации органического вещества почвы [17].

В целом можно сделать вывод, что для моделирования потоков CO₂ в сельскохозяйственных системах успешно применяют:

- балансовый подход – для определения динамики CO₂ в наземных экосистемах в различных масштабах [18];

- картографический метод – наложение разных типов карт для интегрирования потоков CO₂ в пахотных почвах [19, 20];

- геоинформационный анализ – для оценки поглощения CO₂ лесами и потенциального запаса углерода в растительном покрове [21];

- регрессионные зависимости выбросов CO₂ от гидротермических или почвенно-климатических параметров окружающей среды [22, 23].

Рассмотрены следующие трудности, возникающие при использовании математических методов для описания углеродного цикла: множественность методов расчета, высокие требования к входным данным, ограниченная доступность входящей информации, необходимость учета изменений климата, ошибки в описании функциональной зависимости выделения CO₂ от температуры. Необходимо проанализировать проблемы количественной оценки компонентов углеродного биогеохимического цикла, т.е. двойственную роль почвы как поглотителя углерода и источника углеродных соединений, являющихся парниковыми газами, а также взаимодействие углеродного и азотного циклов, разделение фонда почвенного органического углерода на фракции и особенно соотношение микробного и корневого дыхания. Дальнейшее развитие полученных моделей позволит лучше оценить потоки парниковых газов, правильно определить влияние на них климатических и антропогенных факторов и разработать стратегию снижения их выбросов [24].

АГРОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ТЕХНОЛОГИИ УПРАВЛЕНИЯ МИКРОБИОМАМИ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Различные биогеохимические технологии основаны на принципах управления микробными сообществами в почвах. Основные стратегии кон-

троля микроорганизмов в почве можно условно охарактеризовать как *r*-виды с низкой эффективностью использования субстрата, быстро растущие на легкодоступных соединениях, и *K*-стратегии – медленно, но эффективно минерализующие труднодоступный углерод (в том числе гуминовые вещества). Доказано, что преобладание в микробном сообществе видов с *r*- или *K*-стратегией определяет скорость процессов роста, а конкурентные отношения микроорганизмов с разными стратегиями роста лежат в основе механизмов эмиссии, секвестрации и круговорота почвенного углерода. Воздействие таких стрессовых факторов внешней среды как повышенное содержание углекислого газа приводит к увеличению доли быстрорастущих микроорганизмов в сообществе. И наоборот, при загрязнении тяжелыми металлами, а также при дефиците влаги микроорганизмы с *K*-стратегией получают экологическое преимущество. Повышение уровня загрязнения приводит к значительному снижению максимальной удельной скорости роста и к преобладанию микроорганизмов с *K*-стратегией в микробных сообществах техногенно загрязненных почв. В целом смена преобладающей экологической стратегии почвенного микробного сообщества является механизмом адаптации почвенных микроорганизмов к изменениям экологической ситуации [7].

Биогеохимические технологии, представленные в табл. 2, регулируют эффективность микробного звена биогеохимических циклов в агроэкосистемах. Как правило, эти технологии предусматривают использование различных минеральных и органических удобрений, мелиорантов и сельскохозяйственных отходов. Проблема разработки и внедрения инновационных, осуществимых и экологически безопасных природоподобных технологий, направленных на увеличение запасов углерода (C) и существенное снижение выбросов парниковых газов (ПГ) на всех сельскохозяйственных угодьях, в том числе рисоводческих, имеет решающее значение.

В частности, в ходе полевых испытаний, проведенных в провинции Хунань, Китай, было установлено, что секвестрация углекислого газа (CO₂) корнями растений риса зависит от кремниевых (Si) удобрений. Количество дополнительно секвестрированного CO₂ зависело от содержания доступного для растений кремния в агрохимикатах, частоты и продолжительности их применения и гранулометрического состава почвы [25].

Полученные данные свидетельствовали о том, что кремниевые удобрения способствуют процессу секвестрации углерода и снижению эмиссии

Таблица 2. Технологии управления микробным звеном биогеохимических циклов в агроэкосистемах

Технология	Технологические принципы	Ссылка
Метод подготовки проб для изотопного анализа азота	Оценка изотопных параметров микробной минерализации	Авторское свидетельство СССР № 1043565, 1982 г. [26]
Метод определения азотминерализующей способности почв	Оценка минерализующей способности почв	Авторское свидетельство СССР № 1206703, 1983 г. [27]
Способ оценки биodeградации пестицидов	Оценка восстановления естественной микрофлоры	Авторское свидетельство СССР № 5005241, 1991 г. [28]
Метод оценки степени очищенности почвы от остатков пестицидов	Реабилитация загрязненных почв	Авторское свидетельство СССР № 1836636, 1994 г. [29]
Метод прогнозирования поведения азота в агроэкосистемах	Оценка минерализующей способности почв	Авторское свидетельство СССР № 1753415, 1995 г. [30]
Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем в случае с техногенно загрязненными почвами	Реабилитация загрязненных почв	[6, 11]
Метод контроля очистки почв, загрязненных углеводородами, и обезвреживания углеводородного шлама посредством анализа активности каталазы	Реабилитация загрязненных почв	Патент РФ на изобретение № 2387995, 2010 г. [31]
Метод контроля очистки почв, загрязненных углеводородами, и обезвреживания углеводородного шлама посредством анализа активности дегидрогеназы	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации загрязненных почв	Патент РФ на изобретение № 2387996, 2010 г. [32]
Метод контроля эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв различного гранулометрического состава посредством анализа активности дегидрогеназы	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2491137, 2013 г. [33]
Метод оценки эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв различной водоудерживающей способности торфом	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2611159, 2017 г. [34]
Метод получения гумата калия из местного торфа Ямало-Ненецкого автономного округа	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2610956, 2017 г. [35]
Метод оценки эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв внесением местного торфа и гумата калия	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2611165, 2017 г. [36]
Метод диагностики хронического и случайного загрязнения почв тяжелыми металлами посредством анализа активности фермента дегидрогеназы	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации загрязненных почв	Патент РФ на изобретение № 2617533, 2017 г. [37]

Таблица 2. Окончание

Технология	Технологические принципы	Ссылка
Метод биохимического контроля эффективности рекультивации нарушенных и загрязненных тундровых почв	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2672490, 2018 г. [38]
Метод определения источника и времени загрязнения окружающей среды и биологических субстратов человека пестицидом ДДТ в районах Крайнего Севера	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации загрязненных почв	Патент РФ на изобретение № 2701554, 2019 г. [39]
Метод определения микробного загрязнения водной среды посредством анализа активности фермента дегидрогеназы	Оценка восстановления природной микрофлоры при загрязнении водных экосистем	Патент РФ на изобретение № 2735756, 2020 г. [40]
Известково-фосфогипсовый мелиорант	Восстановление микробного звена биогеохимического цикла при рекультивации деградированных почв	[41]
Секвестрация углерода корнями риса при удобрении кремнием	Инновационные, осуществимые, экологически безопасные природоподобные технологии, направленные на увеличение накопления углерода и значительное сокращение выбросов парниковых газов на всех сельскохозяйственных угодьях, в том числе рисоводческих, за счет применения кремния	[25]

ПГ при возделывании риса. Их применение обеспечило повышение урожайности риса на 12.1–71.2% и фиксации CO₂ корневой системой в объеме 0.95–14.9 т/га за один сезон. Возврат углерода в почву и воспроизводство плодородия можно обеспечить за счет усиленного развития корневой системы растений и увеличения количества корневых остатков после сбора урожая. Агрохимикаты, содержащие доступный для растений кремний, следует включить в технологию реализации 4R-СТРАТЕГИИ минерального питания сельскохозяйственных культур.

Следует подчеркнуть, что перечень биогеохимических технологий, представленный в табл. 2, далеко не исчерпывающий. Сюда можно также отнести различные подходы, способствующие восстановлению дикорастущей микрофлоры, например, при загрязнении сельскохозяйственных почв тяжелыми металлами и нефтепродуктами [42], а также другие приемы и методы, направленные на регулирование биогеохимической структуры агроэкосистем в целом.

Поэтому необходим мониторинг всех составляющих биогеохимических циклов углерода и азота, от микробного звена до человека, замыкающего пищевые трофические цепи. Важно понимать и оценивать экономические и социальные аспекты как выбросов CO₂ в атмосферу, так и воздействия повышенных концентраций этого газа на здоровье человека. В этом случае заслуживают внимания подходы, используемые при экономической оценке воздействия промышленных выбросов газов на здоровье человека в различных провинциях Китая [43].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ современной литературы показал, что агроэкосистемы в большинстве случаев являются чистым источником CO₂, а секвестрация происходит только при переводе сельскохозяйственных угодий в залежь. Микробное звено биогеохимических циклов в агроэкосистемах обуславливает процессы эмиссии CO₂, секвестрации и трансформации соединений углерода в почвах. Среди

факторов управления этим микробным звеном можно отметить следующие:

– внесение минеральных и органических удобрений;

– направленность процессов минерализации органических веществ почвы и методы регулирования сопряженной углерод- и азотминерализующей способности почв;

– изменение продуктивности агроэкосистем в условиях повышения концентрации углекислого газа в атмосфере и почвенном воздухе;

– агротехнологические приемы, в том числе применение нулевой обработки почвы, органических удобрений различной природы, а также различных мелиорантов, в том числе фосфогипса;

– рекультивация нарушенных и загрязненных почв, переувлажненных и/или переосушенных почв, влияющих на потоки CO₂.

При этом следует оценивать методы, направленные на снижение потоков CO₂ при использовании удобрений в цикле “производство–внесение”. Существующая практика внедрения низкоуглеродных сельскохозяйственных технологий (НСХТ) пока не может свидетельствовать об их применимости для обеспечения как пищевой, так и экологической безопасности. Необходимы дальнейшее развитие и использование агрогеохимических технологий, направленных на восстановление биогеохимических циклов в агроэкосистемах, прежде всего в микробном звене, регулирующем потоки CO₂.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Bashkin V., Alekseev A., Levin B., Mescherova E.* Biogeochemical technologies for managing CO₂ flows in agroecosystems // *Adv. Environ. Eng. Res.* 2023. V. 4(1). P. 012.
<https://doi.org/10.21926/aeer.2301012>
2. Biogeochemical technologies for managing pollution in polar ecosystems / Ed. Bashkin V. // *Environ. Pollut.* V. 26. Switzerland: Springer, 2016. 219 pp.
3. Ecological and biogeochemical cycling in impacted polar ecosystems / Ed. Bashkin V. N.Y.: NOVA Publishers, 2017. 308 p.
4. *Bashkin V.N., Galiulin R.V.* Geoeological risk management in polar areas // *Environ. Pollut.* V. 28. Switzerland: Springer, 2019. 155 p.
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-04441-1>
5. *Матышак Г.В., Тархов М.О., Рыжова И.М., Гончарова О.Ю., Сефилян А.Р., Чуванов С.В., Петров Д.Г.* Температурная чувствительность истечения CO₂ с поверхности бугристых торфяников Северо-Западной Сибири при оценке трансплантационным методом // *Почвоведение.* 2021. № 7. С. 815–826.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X21070108>
6. *Помазкина Л.В., Котова Л.Г., Лубнина Е.В.* Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем в случае с техногенно загрязненными почвами. Новосибирск: Наука, 1999. 207 с.
7. *Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В.* Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: Товарищ-во научн. изд. КМК, 2016. 243 с.
8. *Галиулин Р.В., Башкин В.Н., Галиулина Р.А., Лебедев А.Р.* Оценка загрязнения почв бенз(а)пиреном и их биологической активности // *Агрохимия.* 1993. № 12. С. 62–65.
9. *Doelman P., Haanstra L.* Effect of lead on soil respiration dehydrogenase activity // *Soil Biol. Biochem.* 1979. V. 11. P. 475–479.
10. *Chang F.H., Broadbent F.E.* Influence of trace metals on carbon dioxide evolution from a yolo soil // *Soil Sci.* 1981. V. 132. P. 416–421.
11. *Помазкина Л.В., Лубнина Е.В., Зорина С.Ю., Котова Л.Г.* Динамика выделения CO₂ серой лесной почвой в лесостепи Прибайкалья // *Почвоведение.* 1996. Т. 23. С. 327–331.
12. *Aoyama M., Itaya S., Otowa M.* Effect of copper on the decomposition of plant residues, microbial biomass and B-glucosidase activity in soils // *Soil Sci. Plant Nutr.* 1993. V. 39. P. 557–566.
13. *Звягинцев Д.Г., Кураков А.В., Умаров М.М., Филипп З.* Микробиологические и биохимические показатели загрязнения свинцом дерново-подзолистых почв // *Почвоведение.* 1997. № 9. С. 1124–1131.
14. *Mei Huang, Yi Zhu, Zhongwu Li, Bin Huang, Ninglin Luo, Chun Liu, Guangming Zeng.* Compost as a soil amendment to remediate heavy metal-contaminated agricultural soil: mechanisms, efficacy, problems, and strategies // *Water Air Soil Pollut.* 2016. V. 227. P. 359.
<https://doi.org/10.1007/s11270-016-3068-8>
15. *Соколова Л.Г., Зорина С.Ю., Белоусова Е.Н.* Эмиссия CO₂ из почвы при введении кратковременной сидерации в паровое поле в условиях лесостепной зоны Прибайкалья // *Почвоведение.* 2021. № 10. С. 1262–1273.
<https://doi.org/10.31857/S0032180X2110011>
16. *Ильясов Д.В., Молчанов А.Г., Глаголев М.В., Суворов Г.Г., Сирип А.А.* Моделирование нетто-экосистемного обмена углекислым газом сенокоса на осушенной торфяной почве: анализ сценариев землепользования // *Компьют. исслед-я и моделир.* 2020. № 12. С. 1427–1449.
<https://doi.org/10.20537/2076-7633-2020-12-6-1427-1449>
17. *Семенов В.М., Козум Б.М., Лукин С.М.* Влияние повторяющихся циклов высыхания–увлажнения–замораживания–оттаивания на активный пул органического вещества почвы // *Почвоведение.* 2014. № 4. С. 443–454.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X14040078>
18. *Houghton R.A., House J.I., Pongratz J., van der Werf G.R., DeFries R.S., Hansen M.C., Le Quere C., Ramankutty N.* Carbon emissions from land use and land-cover change // *Biogeosciences.* 2012. V. 9. P. 5125–5142.
<https://doi.org/10.5194/bg-9-5125-2012>

19. Потоки и пулы углерода в наземных экосистемах России / Под ред. Заварзина Г.А. М.: Наука, 2007. 315 с.
20. *Smith J., Smith P., Wattenbach M., Gottschalk P., Romanenkov V.A., Shevtsova L.K., Sirotenko O.D., Rukhovich D.I., Koroleva P.V., Romanenko I.A., Lisovoi N.V.* Projected changes in the organic carbon stocks of croplands mineral soils of European Russia and the Ukraine, 1990–2000 // *Global Change Biol* 2007. V. 13. P. 342–356.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01297.x>
21. *Солодянкина С.В., Черкашин А.К.* Экономическая ГИС-оценка способности растительности к нейтрализации антропогенных выбросов углекислого газа на юге Восточной Сибири // *Вестн. НГУ. Сер. Информ. технол.* 2014. № 2. С. 99–108.
22. *Смагин А.В., Садовникова Н.Б., Щерба Т.И., Шнырев Н.А.* Абиотические факторы почвенного дыхания // *Экол. вестн. Север. Кавказа*. 2010. № 1. С. 5–13.
23. *Chen S., Zou J., Hu Z., Chen H., Lu Y.* Global annual soil respiration in relation to climate, soil properties and vegetation characteristics: Summary of available data // *Agric. For. Meteorol.* 2014. V. 198–199. P. 335–346.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.08.020>
24. *Суховеева О.Е.* Проблемы моделирования биогеохимического цикла углерода в агроландшафтах // *Уч. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки*. 2020. Т. 162. С. 473–501.
<https://doi.org/10.26907/2542-064X.2020.3.473-501>
25. *Чжао Дань-дань, Чжан Пэн-бо, Бочарникова Е.А., Матиченков В.В., Хомяков Д.М., Пахненко Е.П.* Оценка секвестрации углерода корнями риса при удобрении кремнием // *Вестн. МГУ. Сер. почвовед.* 2019. № 3. С. 17–22.
26. *Башкин В.Н., Кудяров В.Н., Кузнецова Т.В.* Метод подготовки проб для изотопного анализа азота. А.с. СССР № 1043565 // *Б.И.* 1982.
27. *Башкин В.Н., Кудяров В.Н.* Метод определения азот-минерализующей способности почв. А. с. СССР № 1206703 // *Б. И.* 1983.
28. *Васильева Г.С., Башкин В.Н., Хомутов С.М., Орлинский Д.Б.* Метод оценки биоразложения пестицидов. А. с. СССР № 5005241 // *Б. И.* 1991.
29. *Васильева Г.С., Башкин В.Н., Хомутов С.М., Орлинский Д.Б.* Метод оценки степени очищенности почвы от остатков пестицидов. А. с. СССР № 1836636 // *Б. И.* 1994.
30. *Башкин В.Н., Головнина Н.О.* Метод прогнозирования поведения азота в агроэкосистемах. А. с. СССР № 1753415 // *Б. И.* 1995.
31. *Башкин В.Н., Бухгалтер Е.Б., Галиулин Р.В., Коняев С.В., Калинина И.Е., Галиулин Р.А.* Метод контроля очистки почв, загрязненных углеводородами, и обезвреживания углеводородного шлама посредством анализа активности каталазы. Пат. № 2387995, РФ. 27.04.2010.
32. *Башкин В.Н., Бухгалтер Е.Б., Галиулин Р.В., Коняев С.В., Калинина И.Е., Галиулин Р.А.* Метод контроля очистки почв, загрязненных углеводородами, и обезвреживания углеводородного шлама посредством анализа активности дегидрогеназы. Пат. № 2387996, РФ. 27.04.2010.
33. *Арно О.Б., Араб А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Маклюк О.В., Припутина И.В.* Метод контроля эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв различного гранулометрического состава посредством анализа активности дегидрогеназы. Пат. № 2491137, РФ. Зарег. в Гос. реестре изобр. РФ 27.08.2013.
34. *Арно О.Б., Арабский А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Алексеев А.О., Салбиев Т.Х.-М., Серебряков Е.П.* Метод оценки эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв с разной общей влагоемкостью торфом. Пат. № 2611159, РФ. // *Б.И.* № 6. 21.02.2017.
35. *Арно О.Б., Арабский А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Алексеев А.О., Галиулина Р.А., Мальцева А.Н., Ямников С.А., Николаев Д.С., Мурзагулов В.Р.* Метод получения гумата калия из местного торфа Ямало-Ненецкого автономного округа. Пат. № 2610956, РФ // *Б.И.* № 5. 17.02.2017.
36. *Арно О.Б., Арабский А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Алексеев А.О., Ямников С.А., Николаев Д.С., Мурзагулов В.Р.* Метод оценки эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв внесением местного торфа и гумата калия. Пат. № 2611165, РФ // *Б.И.* № 6. 21.02.2017.
37. *Арно О.Б., Арабский А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулин Р.А.* Метод диагностики хронического и случайного загрязнения почв тяжелыми металлами посредством анализа активности фермента дегидрогеназы. Пат. № 2617533, РФ // *Б.И.* № 12. 25.04.2017.
38. *Арно О.Б., Арабский А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Соловищук Л.А., Маклюк О.В.* Метод биохимического контроля эффективности рекультивации нарушенных и загрязненных тундровых почв. Пат. № 267249, РФ // *Б.И.* № 32. 15.11.2018.
39. *Арно О.Б., Арабский А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулин Р.А.* Метод определения источника и времени загрязнения окружающей среды и биологических субстратов человека пестицидом ДДТ в районах Крайнего Севера. Пат. № 2701554, РФ // *Б.И.* № 28. 30.09.2019.
40. *Арно О.Б., Арабский А.К., Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Соловищук Л.А., Маклюк О.В., Мурзагулов В.Р., Линник А.И.* Метод определения микробного загрязнения водной среды посредством анализа активности фермента дегидрогеназы. Пат. РФ на изобр. № 2735756, РФ // *Б. И.* № 31. 06.11.2020.
41. *Poblete-Grant P., Cartes P., Pontigo S., Biron P., Mora M.D., Rumpel C.* Phosphorus fertiliser source determines the allocation of root-derived organic carbon to soil organ-

- ic matter fractions // *Soil Biol Biochem.* 2022. V. 167. P. 108614.
42. *Bashkin V.N.* Biogeochemical engineering: Technologies for managing environmental risks // *Adv. Environ. Eng. Res.* 2022. V. 3(4). P. 040.
<https://doi.org/10.21926/aeer.2204040>
43. *Xu X., Xu Z., Chen L., Li C.* How does industrial waste gas emission affect health care expenditure in different regions of China: An application of bayesian quantile regression // *Inter. J. Environ. Res. Public. Health.* 2019. V. 16. P. 2748.
<https://doi.org/10.3390/ijerph16152748>

Agrogeochemical Technologies for Managing CO₂ Flows in Agroecosystems. Message 2. Restoration of the Microbial Link of the Agrogeochemical Cycle

V. N. Bashkin^{a,#} and R. A. Galiulina^b

^a *Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science of the RAS
Institutskaya ul. 2, Moscow district, Pushchino 142290, Russia*

^b *Institute of Fundamental Problems of Biology of the RAS
Institutskaya ul. 2, Moscow region, Pushchino 142290, Russia*

[#] *E-mail: vladimirbashkin@yandex.ru*

The application of agrogeochemical technologies aimed at restoring agrogeochemical cycles in agricultural ecosystems, primarily in the microbial link regulating CO₂ flows, is considered. Examples of recultivation of disturbed and polluted soils, waterlogged and/or over-dried soils are given and their impact on the amount of CO₂ flux is estimated. A complex of agrogeochemical technologies aimed at assessing and stabilizing the microbial link of the biogeochemical cycle in agroecosystems is presented. Examples of the use of these technologies for the regulation of CO₂ emissions in agroecosystems are given. Using one of these technologies, an almost 5-fold decrease in the rate of CO₂ flows during the reclamation of disturbed pasture ecosystems of the tundra is shown. It is necessary to further develop and use agrogeochemical technologies aimed at restoring biogeochemical cycles in agroecosystems, primarily in the microbial link regulating CO₂ flows.

Keywords: agroecosystems, CO₂ fluxes, microbocenoses, regulatory factors, fertilizers, agrogeochemical technologies.