

ОПРЕДЕЛЕНИЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ПОЧВ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ

В. И. САВИЧ, А. Д. ДОБЕРМАНН, А. А. ВАНЬКОВА, Е. В. НАУМОВА

(Кафедра почвоведения)

Показаны возможность и перспективность оценки микробиологической активности почв по результатам воздействия микроорганизмов на вносимые в почву соединения. Проведена оценка железоредуцирующей, денитрифицирующей, целлюлозоразлагающей и нитрифицирующей способности почв при внесении в них соответственно окисных форм железа, нитратов, соломы и аммония с помощью физико-химических методов индикации. Для определения собственно микробиологической активности предложено построение калибровочных графиков с использованием чистых культур.

Процессы, обуславливающие плодородие почв, трансформацию соединений ионов в ней, в значительной степени связаны с микробиологической активностью, что определяет необходимость разработки точных и экономичных методов ее оценки. Существующие анализы, к сожалению, весьма трудоемки. Помимо этого, они позволяют получать данные о потенциальной микробиологической активности, которые могут значительно отличаться от истинного ее уровня, т. к. определяются в оптимальных условиях, а не в складывающихся в конкретной почве. Следует учитывать также, что в природной среде одновременно работает значительное число микробиологических систем, которые как конкурируют друг с другом, так и подготавливают субстрат для последующего разложения или синтеза. Указанные процессы протекают во времени и требуют энергии активации. Все это приводит к неточности информации о микробиоло-

гической активности естественных почв, получаемой существующими методами.

Целью нашего исследования является разработка новой системы методов оценки микробиологической активности почв, основанной на учете конечных результатов деятельности микроорганизмов в естественных условиях. Предлагается 4 принципиально различных варианта методик определения микробиологической активности почв в полевых условиях.

1. В почву добавляется реагент, изменение количества которого обусловлено микробиологической активностью. Через определенный промежуток времени (или в динамике) устанавливают количество исходного реагента и количество образовавшегося продукта. Анализируются почвенные суспензии свежих образцов (с определенным уровнем приближения исследования могут быть проведены в сухих образцах).

2. В почву ненарушенного сло-

жения добавляется реактив, изменение содержания которого может быть обусловлено микробиологической активностью. Создается оптимальная влажность. В отличие от варианта 1 в данном случае работают микроорганизмы, находящиеся на поверхности структурных отделностей. В остальном варианты 1 и 2 аналогичны.

3. В суспензию свежей почвы опускается электрод, селективный на определенную реакцию. При этом вещество, которое может изменяться под влиянием микробиологической активности, вводится в дополнительную мембрану, надеваемую на электрод, или в микроячейку с почвенным раствором.

4. Оценка изменений вносятся в почву соединений проводится методом химической автографии или аппликации: а) при введении вещества в почву; б) при нанесении вещества на аппликационную поверхность или на ионитовую мембрану.

В данной работе приведены результаты апробации варианта 1. Оценена денитрифицирующая, железоредуцирующая, целлюлозоразлагающая, нитрифицирующая способность почв с использованием физико-химических методов индикации.

Методика

Объектом исследования выбраны различные типы почв, резко различающиеся по генезису и свойствам. Для анализа взяты образцы пахотного горизонта солонца и чернозема Оренбургской области, дерново-подзолистой плохой и хорошооккультуренной почвы Московской области, различных горизонтов дерново-подзолистой, серой лесной, темно-серой лесной почвы, выщелоченного, типичного, обыкновенно-

го и южного черноземов Башкирской АССР, компостированные в условиях оптимальной и избыточной влажности в течение 6 мес.

При определении железоредуцирующей способности почв испытано большое число вариантов, различающихся по соотношению почва — раствор, концентрации сорбата, времени взаимодействия. После проведенных методических исследований выбраны следующие прописи методик. Для оценки железоредуцирующей способности почв, ее образец 20 г заливается 20 мл раствора 10^{-3} моль/л $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Суспензия взбалтывается и через 5 мин, 1 и 24 ч измеряются значения pH и Eh. Определение желательно вести в свежих образцах в полевых условиях. Параллельно к 20 мл раствора 10^{-3} моль/л FeCl_3 добавляется 1 мл железоредуцирующих микроорганизмов *Clostridium pasteurianum*, содержащих по вариантам 10^4 — 10^8 млн микроорганизмов на 1 мл. Через 24 ч измеряется pH и Eh среды, строится калибровочный график изменения Eh, rH₂ в зависимости от численности железоредуцирующих микроорганизмов. По полученным материалам проводятся следующие расчеты:

1) по калибровочному графику оценивается условная численность железоредуцирующих микроорганизмов в почве, соответствующая степени восстановления FeCl_3 в объектах исследования; 2) рассчитывается напряженность окислительно-восстановительных процессов по значению $r\text{H}_2 = \text{Eh} / 30 + 2\text{pH}$ и по значению Eh при $\text{pH} = 6,5$ $\text{Eh}_{\text{pH}=6,5} = \text{Eh}_1 + 59 \text{ мВ}$ ($\text{pH}_1 = 6,5$). Для оценки железоредуцирующей способности почв рассчитываются коэффициенты:

$$K_{r\text{H}_2} = \frac{r\text{H}_2(t=0)}{r\text{H}_2(t=24)} \text{ и } K_{\text{Eh}} = \frac{\text{Eh}(t=0)}{\text{Eh}(t=24)}.$$

Определение Eh после добавления раствора FeCl_3 к почве через 1 и 24 ч позволяет с определенной степенью условности рассчитать отдельно сорбцию и десорбцию Fe почвой, что оценивается изменением Eh через 1 ч, и процесс железоредукции, что оценивается изменением Eh за промежуток 1—24 ч.

При оценке железоредуцирующей способности почв указанным методом, как и любыми другими методами, существуют допущения и ограничения, которые необходимо учитывать при интерпретации данных:

1. Добавление раствора FeCl_3 к почве не должно изменять рН до уровня менее 5,0, что может наблюдаться в слабобуферных песчаных почвах; в этом случае следует изменить концентрацию FeCl_3 .

2. Предпочтительнее определение не только Eh и рН, но и концентрации Fe^{3+} и Fe^{2+} с α , α -дипиридилем, что уточняет, но и несколько усложняет методику.

3. Определенные ошибки метода возможны в связи с наличием суспензионного эффекта и при изменении естественной газовой среды.

4. При добавлении FeCl_3 к почве одновременно с процессом восстановления железа протекает процесс сорбции Fe, а при подкислении почв раствором FeCl_3 — процесс растворения осадков железа, находящихся в почве, что изменяет и Eh среды. В восстановленных почвах происходит химическое восстановление Fe из добавляемого раствора FeCl_3 , что при рН=6,0 наблюдается в пределах Eh \approx 200 мВ.

В полевых условиях 20 г почвы естественной влажности и естественного сложения, взятой специальным буром, помещают в стаканчик с крышкой, в который затем вводят полиэтиленовый пакетик, содержащий 20 мл 10^{-3} моль/л FeCl_3 . Пакетик разрезают, образец закрывают и тщательно взбалтывают. Через заданное время определяют рН и Eh. По выполнению анализа образец фильтруют, фильтр с почвой при тщательной очистке стаканчика сушат и перевозят в лабораторию для взвешивания с целью проведения последующих пересчетов на воздушно-сухую почву.

При определении денитрифицирующей способности почв в рамках проведенных исследований оптимальной выбрана следующая методика. Образец почвы 25 г заливают 20 мл раствора 10^{-3} моль/л по KNO_3 и $2,5 \cdot 10^{-2}$ моль/л по MnSO_4 (для создания постоянства ионной силы) и тщательно перемешивают. Через 15 мин и 24 ч в суспензии измеряют rNO_3 с соответствующим ионоселективным электродом (для анализа желательно использовать свежие образцы и проводить его в полевых условиях). Изменение активности NO_3 при взаимодействии сорбата с почвой в течение 15 мин обусловлено сорбцией NO_3 , а за период 15 мин 24 ч — процессами денитрификации. Параллельно измеряют изменение rNO_3 в

стандартном растворе (20 мл) при добавлении в него 10^3 — 10^8 мли денитрификаторов. По полученным данным строят калибровочную кривую, откладывая по горизонтали численность денитрификаторов, по вертикали — rNO_3 (количество восстановленного при этом иона NO_3). Затем по ней, зная уровень денитрификации в почве, оценивают в первом приближении численность денитрификаторов. В этом случае перспективно также использовать коэффициент денитрификации

$$K_d = \frac{[\text{NO}_3^-] \text{ через 15 мин}}{[\text{NO}_3^-] \text{ через 24 ч}}$$

При оценке денитрифицирующей способности почв существуют следующие допущения и ограничения.

1. Считается, что уровень нитрификации почв значительно ниже, чем концентрация раствора KNO_3 , вводимого в почву. Концентрация NO_3 в суспензии через определенный промежуток времени может быть выше, чем в исходном растворе; тогда можно говорить об отсутствии процесса денитрификации и о развивающемся процессе нитрификации.

2. В почве происходит химическая и микробиологическая денитрификация; NH_4 фиксируется почвой, NH_3 улетучивается. Данные процессы в предлагаемой методике не разделяются.

3. При значительной сорбции почвой NO_3 или ярком проявлении процесса денитрификации активность NO_3 в растворе оказывается ниже чувствительности электрода. В этом случае следует увеличить концентрацию сорбата. Учитывая изложенное, одновременно с определением денитрифицирующей способности почв перспективно определять нитрифицирующую способность традиционным или предлагаемым нами методом (см. ниже).

При оценке нитрифицирующей способности к образцу почвы 25 г добавляют 20 мл $2,5 \cdot 10^{-3}$ моль/л $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ и $2,5 \cdot 10^{-2}$ моль/л MnSO_4 и тщательно перемешивают. Через 15 мин и 24 ч определяют rNO_3 и rNH_4 . Полученные материалы позволяют оценить нитрифицирующую способность почв за указанный промежуток времени, а также внести поправки в расчеты денитрифицирующей способности. В полевых условиях сорбаты вносят в почву в полиэтиленовых пакетиках емкостью 20 мл, которые перед этим разрезают. Образцы тщательно перемешивают.

В работе проведены: один опыт (1-й) по оценке железоредуцирующей способности почв, три (2, 3, 4-й) — по оценке денитрифицирующей способности почв, два (5, 6-й) — по нитрифицирующей способности почв, один (7-й) — целлюлозоразлагающей способности почв. Железоредактирующую способность почв определяли в соответствии с описанной ранее методикой. Определение денитрифицирующей способности почв в опыте 2 проводили в соответствии с указанной ранее методикой.

В опыте 3 10 г почвы заливают 10 мл 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} н. KNO_3 (по вариантам) и компостировали при температуре 25—30 °С в закрытых сосудах. По истечении 3 ч, 3 и 4 дней определяли pNO_3 .

В опыте 4 образец почвы 10 г заливали 5 мл H_2O и оставляли на ночь, затем в зависимости от варианта добавляли 19 или 15 мл 10^{-3} моль/л KNO_3 , а также соответственно 1 и 5 мл денитрифицирующих микроорганизмов. Через 15 мин и 2 дня определяли pNO_3 .

При оценке нитрифицирующей способности дерново-подзолистой почвы ее образцы отбирали с делянок полевого опыта (в учхозе ТСХА «Михайловское»), различающихся по обеспеченности элементами питания растений (без удобрений и 165N60P120K). В опыте почву компостировали при естественной влажности 3 сут, затем определяли активность NO_3^- в исходном образце. В почву с разных вариантов полевого опыта вносили $(NH_4)_2SO_4$ из расчета 200 кг д. в. на 1 га. Измерения активности NO_3^- и NH_4^+ проводили через 1 ч, 3 и 6 сут.

В опыте 6 к образцу почвы 25 г добавляли 20 мл $2,5 \cdot 10^{-3}$ моль/л $(NH_4)_2SO_4$ и $2,3 \cdot 10^{-2}$ моль/л $MnSO_4$ (для создания постоянной ионной силы) и через 15 мин и 24 ч измеряли pNO_3^- и pNH_4^+ с соответствующими ионселективными электродами.

При оценке целлюлозоразлагающей способности (опыт 7) образцы дерново-подзолистой почвы, взятые в уже упомянутом выше опыте, компостировались в термостате при 30 °С в течение 6 сут при нормальном увлажнении. После компостирования в контроле и варианте с внесением соломы из расчета 30 т/га определяли CO_2 в почвенном воздухе. Для этого на поверхность почвы ставился пенициллиновый стаканчик, заполненный 5 мл 0,01 н.

$NaOH$, и создавалась изолированная система. Через 1 ч проводилось титрование 0,01 н. HCl . Затем стаканчики вновь заполняли 0,01 н. $NaOH$ и через сутки снова проводили титрование. Количество нейтрализованной щелочи пропорционально количеству выделившегося CO_2 .

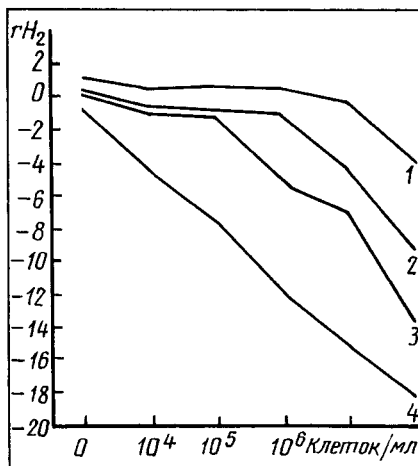
Оценка железоредуцирующей способности почв

Анализ графиков изменения Eh по ХСЭ (хлорсеребряному электроду) pH, rH_2 стандартного раствора при добавлении железоредуцирующих микроорганизмов (рис. 1—4) показывает, что существует достаточно четкая зависимость изменения Eh, rH_2 от времени взаимодействия и увеличения титра суспензии этих микроорганизмов.

Из табл. 1, где приведены данные о железоредуцирующей способности разных типов почв, полученные в опыте с использованием $5 \cdot 10^{-3}$ моль/л $FeCl_3$ при времени взаимодействия 24 ч и 15 мин, видно, что почвы, компостированные в условиях избыточного увлажнения, характеризуются более низкими значениями Eh и rH_2 , чем почвы, компостированные при оптимальной влажности, при добавлении как H_2O , так и $FeCl_3$. С течением времени у почв с добавлением воды значение Eh в условиях анаэробнозиса увеличивается в

Рис. 1. Изменение Eh стандартного раствора при добавлении железоредуцирующих микроорганизмов.

1 — время взаимодействия 24 ч; 2 — 2 дня; 3 — 3 дня; 4 — 4 дня.



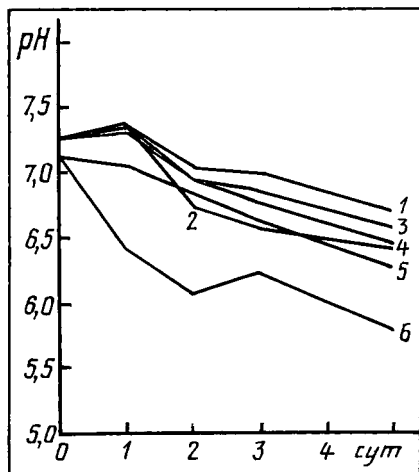


Рис. 2. Изменение рН стандартного раствора при добавлении железоредуцирующих микроорганизмов.

1 — контроль; 2 — 10^4 ; 3 — 10^5 ; 4 — 10^6 ; 5 — 10^7 ; 6 — 10^8 клеток железоредуцирующих микроорганизмов на 1 мл.

связи с наличием в воде кислорода.

Показателем устойчивости почв к развитию анаэробнозиса могут служить различия значений Eh и gH_2 при избыточной и оптимальной влажности. В данном опыте различия этих величин для солонца, чернозема, дерново-подзолистой почвы контроля и хорошоокультуренной почвы составили соответственно 353 мВ и 11,0; 165 мВ и 3,2; 295 мВ и 5,4; 196 мВ и 6,1. Отсюда следует, что наибольшей ОВ буферной емкостью обладал чернозем и наименьшей — солонец.

Для оценки окислительно-восстановительных буферных свойств изучаемых почв и их железоредуцирующей способности перспективно также провести следующие расчеты. При внесении в почву раствора $FeCl_3$ происходит увеличение Eh и изменение gH_2 . Размеры данного изменения $Eh_{FeCl_3} - Eh_{исх}$ по сравнению со значениями тех же показателей в варианте с H_2O характеризуют при взаимодействии до 15 мин ΔEh_1 (окислительно-восстановительную буферную емкость почв в окислительном интервале), а при взаимодействии 24 ч — ΔEh_2 (железоредуцирующую способность почв).

Данные табл. 2 показывают, что значения Eh через 24 ч ниже, чем через

Рис. 3. Изменение gH_2 стандартного раствора при добавлении железоредуцирующих микроорганизмов в зависимости от времени взаимодействия.

Обозначения те же, что на рис. 2.

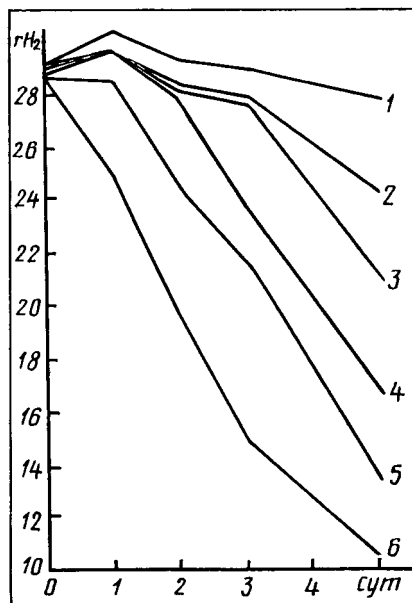
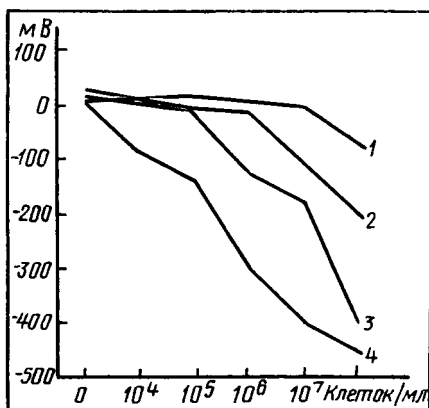


Рис. 4. Изменение gH_2 стандартного раствора при добавлении железоредуцирующих микроорганизмов.

Обозначения те же, что на рис. 1.



15 мин. Разность $\Delta Eh_2 - \Delta Eh_1$ характеризует железоредуцирующую способность почв. Она выше у почв, компостирувавшихся в условиях избыточного ув-

лажнения. Из сравниваемых почв солоонец отличается большей железоредуцирующей способностью, а дерново-подзолистая хорошоокультуренная почва — наиболее низкой. На основании рис. 1 можно сказать, что железоредуцирующая способность солонца в условиях избыточной влажности соответствует количеству железоредуцирующих микроорганизмов 10^5 млн на 1 мл суспензии при времени взаимодействия 15 мин, или $>10^6$ млн/мл при времени 24 ч, а у дерново-подзолистой окультуренной почвы в тех же условиях — 10^7 млн/мл при времени взаимодействия в течение 24 ч.

Применение физико-химических методов для оценки железоредуцирующей способности почв в полевых условиях позволяет: 1) прогнозировать возможность появления в изучаемой почве определенного количества Fe^{2+} , в том числе и его предельно допустимой концент-

Таблица 1
Железоредуцирующая способность почв в условиях оптимального (числитель) и избыточного (знаменатель) увлажнения (опыт 1)

Вариант	Eh, мВ		гН ₂	
	15 мин	24 ч	50 мин	24 ч
<i>Солонец</i>				
Н ₂ O	420	455	28,7	29,6
	67	120	17,7	19,4
<i>Чернозем</i>				
FeCl ₃	470	485	26,4	27,4
	305	197	23,0	20,2
Н ₂ O	455	425	26,6	25,2
	290	335	23,4	24,7
FeCl ₃	470	465	29,2	25,2
	390	370	24,5	23,9
<i>Дерново-подзолистая почва</i>				
контроль				
Н ₂ O	465	412	24,9	22,7
	170	230	19,5	21,2
FeCl ₃	590	513	25,7	21,1
	347	335	22,1	22,2
<i>хорошоокультуренная</i>				
Н ₂ O	380	375	26,9	25,8
	190	245	20,8	22,7
FeCl ₃	430	425	24,6	25,2
	303	317	21,7	22,8

Таблица 2
Результаты расчета железоредуцирующей способности почв в условиях оптимального (в числителе) и избыточного (в знаменателе) увлажнения

Почва	Об-ем-кость в интер-вале ΔEh ₁	Fe-редуцирующая способность	
		ΔEh ₂	ΔEh ₂ — ΔEh ₁
Солонец	50	35	—15
	238	50	—188
Чернозем	15	40	+25
	100	35	—65
<i>Дерново-подзолистая:</i>			
контроль	125	100	—25
	177	105	—72
хорошоокультуренная	50	50	0
	113	72	—41

рации, вероятность заохриания дрен; 2) прогнозировать способность почв восстанавливать окисленные продукты до окислительно-восстановительного потенциала менее 200 мВ и возможность появления токсичных продуктов, появляющихся при таких условиях; 3) ориентировочно оценивать по калибровочному графику количество железоредуцирующих микроорганизмов в почве; 4) оценивать возможность и длительность затопления и орошения почв, их восстановительную способность, выраженную в определенных единицах, что позволяет характеризовать качество сельскохозяйственных угодий, степень переувлажнения почв и потребность в осушении, рассчитывать оптимальные оросительные нормы.

Оценка денитрифицирующей способности почв

Как видно из табл. 3, максимальная концентрация NO₃ в почвенном растворе после добавления в почву 10^{-3} моль/л KNO₃ была в горизонте В, характеризовавшемся большими значениями окислительно-восстановительного потенциала и меньшей микробиологической активностью. Процесс сорбции был сильнее выражен в пахотном горизонте дерново-подзолистой хорошоокультуренной почвы, а процесс денитрификации — в том же горизонте неокulturенной почвы.

Наблюдения за динамикой денитрификации в течение 14 сут в горизонтах Ап и В дерново-подзолистой почвы (табл. 4) показали, что Eh значительно уменьшается с течением времени только в гумусовом горизонте, а в горизонте В почти не изменяется. Сорбция NO_3 несколько увеличилась за время наблюдений, интенсивность денитрификации в горизонте В оставалась практически постоянной, а в горизонте Ап снижалась.

В табл. 5 приведены результаты опыта 3 по оценке денитрификации в дерново-подзолистой почве и черноземе, компостированных повторно в условиях оптимального и избыточного увлажнения. В этом опыте после внесения в почву KNO_3 активность NO_3 наиболее интенсивно изменялась в период 3 ч — 3 дня и почти не изменялась с 3-го по 4-й день. Очевидно, со временем наступает ингибирование денитрификации. Интересно, что добавление разных количеств KNO_3 (10^{-1} — 10^{-3} моль/л) мало влияло на

равновесную концентрацию NO_3 в почве (исключением явился образец чернозема, который компостировался при оптимальной влажности и добавлении 10 мл KNO_3 10^{-1} моль/л; в этом случае отмечалась максимальная интенсивность денитрификации). Избыточное увлажнение исследуемых образцов не привело к увеличению денитрификации по сравнению с ее уровнем в образцах с оптимальным увлажнением. Полученные данные свидетельствуют о возможности использования предлагаемой методики, однако при использовании в опыте 3 более длительного периода компостирования, чем в опыте 2, мы получили менее контрастные результаты при оценке показателей различных типов почв.

Определение интенсивности денитрификации в опыте 4 проводилось двумя методами согласно прописи, приведенной в разделе «Методика» этой статьи. Активность NO_3 измеряли через 3 ч, 3 и 4 дня. Условно принимали, что через 3 ч

Таблица 3

Концентрация NO_3 в почвенном растворе в зависимости от времени компостирования с 10^{-3} моль/л KNO_3

Почва	рН	Eh, мВ по ХСЭ	NO_3 , мг/л		Интенсивность денитрификации ΔNO_3 , мг/л	$K_d = \frac{[\text{NO}_3] \text{ (I)}}{[\text{NO}_3] \text{ (II)}}$
			15 мин I	24 ч II		
Солонец, Ап	8,0	125	88,3	40,4	—47,9	2,19
Горизонты дерново-подзолистой почвы:						
Ап, контроль	7,0	135	78,4	17,2	—61,2	4,56
Ап, хорошоокультуренная	7,4	140	74,1	36,0	—38,1	2,06
В, контроль	4,4	610	84,8	84,8	—	1,0
В, хорошоокультуренная	4,4	610	138,3	140,0	1,7	0,99

Таблица 4

Изменение концентрации NO_3 в почвенном растворе дерново-подзолистой почвы в течение 14 дней компостирования

День после заотпления	Eh, мВ		рН		$\text{NO}_3 \cdot 10^{-6}$		Интенсивность денитрификации $\Delta\text{NO}_3 \cdot 10^{-6}$	
	Ап	В	Ап	В	Ап	В	Ап	В
0	525	590	7,15	4,35	90,3	30,6	—44,0	2,1
2	495	542	7,25	4,35	34,8	32,9	—32,3	0
4	455	583	7,25	4,35	28,3	31,1	—27,6	0
7	395	550	7,30	4,35	23,5	24,8	—17,0	—0,9
9	365	550	7,25	4,45	13,1	24,7	—14,6	0
14	325	553	7,33	4,45	10,7	24,3	—22,6	0

уменьшение значений этого показателя обусловлено ее сорбцией, а через 3 и 4 дня (за вычетом сорбции) — денитрификацией. Сравнение вариантов с внесением 1 и 5 мл микроорганизмов позволило определить методом внутреннего стандарта количество денитрификаторов в естественной почве.

Как видно из табл. 6, минимальной сорбцией NO_3 отличались образцы светлой-серой лесной пахотной почвы. Через

2 дня в результате процесса денитрификации активность NO_3 резко упала. При этом не выявлено существенных различий вариантов с внесением в почву 1 и 5 мл суспензии денитрификаторов. Очевидно, эти микроорганизмы оказались недостаточно приспособленными к условиям конкретной почвенной среды, в частности к pH. Отдельные горизонты различались по конечной активности NO_3 в 2—6 раз, что подтверждает воз-

Таблица 5

Интенсивность денитрификации по изменению активности NO_3 в почве в условиях оптимального (числитель) и избыточного (знаменатель) увлажнения

Почва	$\text{NO}_3 \cdot 10^{-6}$ моль/л			$\Delta \text{NO}_3 \cdot 10^{-6}$ моль/л	
	3 ч	3 дня	4 дня	3 ч — 3 дня	3 ч — 4 дня
<i>При сорбции $\text{KNO}_3 \cdot 10^{-1}$ моль/л</i>					
Дерново-подзолистая: оптимальная влажность	30,4	2,3	1,9	-28,1	-28,5
	28,6	1,6	1,5	27,0	-27,1
избыточная »	37,5	1,7	1,5	-35,8	-36,0
	39,1	0,6	1,2	-38,5	-37,9
Чернозем: оптимальная влажность	248,9	29,0	5,6	-219,9	-243,3
	169,3	110,3	75,7	-59,0	-93,6
избыточная »	44,1	2,6	1,4	-41,5	-42,7
	40,5	0,6	0,6	-40,0	-40,0
<i>При сорбции $\text{KNO}_3 \cdot 10^{-2}$ моль/л</i>					
Дерново-подзолистая: оптимальная влажность	54,6	2,2	1,7	-52,4	-52,9
	44,1	1,1	0,9	-43,1	-43,2
избыточная »	52,3	1,1	0,5	-51,2	-51,8
	41,3	0,9	0,8	-40,4	-40,5
Чернозем: оптимальная влажность	48,8	1,7	1,1	-47,1	-47,7
	33,7	1,8	1,4	-31,9	-32,3
избыточная »	58,1	1,2	0,7	-56,9	-57,4
	48,8	1,2	0,8	-47,6	-48,0
<i>При сорбции $\text{KNO}_3 \cdot 10^{-3}$ моль/л</i>					
Дерново-подзолистая: оптимальная влажность	144,6	4,9	1,0	-139,7	-143,6
	41,9	1,6	1,1	-40,3	-40,8
избыточная влажность	87,8	3,3	1,6	-84,5	-86,2
	56,8	1,0	0,9	-55,8	-55,9
Чернозем: оптимальная влажность	40,2	2,9	1,4	-37,3	-38,8
	47,8	1,6	1,2	-46,2	-46,6
избыточная »	19,2	1,6	0,8	-17,6	-18,4
	27,2	2,0	1,4	-29,2	-25,8

Интенсивность денитрификации в почве при определении путем использования денитрифицирующих микроорганизмов и без них

Почва	Горизонт	19 мл KNO ₃ + +1 мл де- нитрифика- торов		15 мл KNO ₃ + +5 мл де- нитрифика- торов		Без денитрифи- каторов; сни- жение актив- ности NO ₃ 10 ⁻⁴ моль/л за 3 дня	
		исх.	2 дня	исх.	2 дня		
Дерново-подзолистая: залежь	A1 0—17	10,0	0,3	8,8	0,3	5,9	
	A2 19—29	10,0	0,18	8,7	0,3	5,0	
	клевёр	Ап 0—20	10,2	0,3	8,8	0,3	8,1
	В 35—45	10,3	0,1	8,7	0,3	7,0	
Светло-серая лесная: пашня	Ап 0—20	12,7	0,3	13,0	0,3	36,7	
	A2B 26—36	13,4	0,1	12,7	0,1	27,3	
	лес	A1 2—20	10,3	0,1	8,7	0,2	6,0
	A2 20—30	10,2	0,1	8,7	0,3	5,2	
Темно-серая лесная: лес	A1 1—12	10,0	0,4	8,8	0,6	7,9	
	A2B 14—24	10,0	0,1	8,8	0,5	8,1	
Чернозем выщелоченный	Ап 0—20	10,2	0,1	8,8	0,3	6,5	
	A1 40—50	10,2	0,1	9,0	0,3	4,0	
Чернозем типичный	Ап 0—20	10,1	0,1	8,8	10,1	8,1	
	A1 30—40	10,8	0,1	9,5	0,1	6,6	
Чернозем оподзоленный: пашня	Ап 0—20	12,0	0,2	11,7	0,4	2,3	
	A1 30—40	10,4	0,2	11,7	0,4	5,5	
	лес	Ап 0—20	13,0	0,2	10,0	0,4	12,1
	A1 25—35	10,2	0,2	9,2	0,3	3,6	
Чернозем южный: пашня	Ап 0—20	10,3	0,1	12,0	0,3	4,8	
	AB 33—43	10,0	0,1	10,0	0,1	6,4	
	целина	A1 0—20	9,0	0,1	9,2	0,4	2,1
	AB 33—43	9,0	0,1	8,8	0,1	3,0	

возможность использования данного метода. В то же время полученные результаты свидетельствуют о целесообразности сокращения времени взаимодействия. В варианте без добавления денитрификаторов наблюдалось наибольшее уменьшение активности NO₃ в светло-серой лесной пахотной почве и наименьшее — в целинном образце южного чернозема. И в том, и в другом случае получаются и одинаковые значения денитрификации $p \cdot 10^{-4}$ моль/л NO₃ на 100 г почвы, что также свидетельствует о слабом влиянии вносимых денитрификаторов на происходящие процессы.

Оценка нитрифицирующей способности почв

Из табл. 7 следует, что активность NO₃ меняется в зависимости от варианта опыта: она минимальная в контроле и увеличивается в вариантах с удобрением. Внесение (NH₄)₂SO₄ не влияло

на активность NO₃, измеренную через 1 ч после закладки опыта. В процессе компостирования значение этого показателя сначала уменьшалось, а затем увеличивалось во всех вариантах опыта. Иная картина наблюдалась в отношении активности NH₄, которая закономерно уменьшалась только в вариантах с (NH₄)₂SO₄. В неудобренных вариантах активность NH₄ была меньше 10⁻⁵. Кроме того, активность NH₄ различалась по вариантам опыта: в контроле она несколько ниже, чем в вариантах 165N60P120K. Различий в активности NO₃ и NH₄ в зависимости от рельефа местности не выявлено.

Нитрифицирующую способность можно оценивать также по доле перехода NH₄ в NO₃ (не учитывая сорбцию этих ионов почвой) и по скорости этого перехода (в то же время NO₃ образуется при разложении органических остатков). Результаты расчета приведены в табл. 8.

Определение нитрификационной спо-

Активность NO_3 и NH_4 в дерново-подзолистой почве

Условия опыта	NO_3 10^{-4} моль/л			NH_4 10^{-4} моль/л		
	14/VII	17/VII	20/VII	14/VII	17/VII	20/VII
<i>Нижняя часть склона:</i>						
контроль						
Без удобрений	1,1	0,35±0,06	0,73±0,27	10^{-5}	10^{-5} *	10^{-5}
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0,69	3,02±2,65	4,66±3,85	5,01	3,23±0,04	2,35±0,13
<i>165N60P120K</i>						
Без удобрений	4,17	0,52±0,07	0,64±0,05	10^{-5}	10^{-5}	10^{-5}
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	4,17	3,58±1,05	3,76±0,53	4,9	3,98±0,12	2,9±0,19
<i>Верхняя часть склона:</i>						
контроль						
Без удобрений	1,74	0,61±0,14	0,43±0,06	10^{-5}	10^{-5}	10^{-5}
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	1,74	2,33±0,53	2,54±0,28	15,13	2,9±0,28	2,3±0,13
<i>165N60P120K</i>						
Без удобрений	2,19	0,23±0,05	0,34±0,02	10^{-5}	10^{-5}	10^{-5}
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	2,75	1,76±0,36	1,82±0,24	0,57	3,54±0,24	3,11±0,08

* Меньше 10^{-5} моль/л.Таблица 8
Оценка нитрифицирующей способности дерново-подзолистой почвы

Вариант полевого опыта	Образовалось NO_3 10^{-4} моль/л		Окислилось NH_4 10^{-4} моль/л	
	без удобрений	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	без удобрений	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
<i>Нижняя часть склона</i>				
Контроль	Н. д.	4,0	—	2,7
165N60P120K	—	—	—	2,0
<i>Верхняя часть склона</i>				
Контроль	—1,3	0,8	—	12,0
165N60P120K	1,9	—0,9	—	—2,5

способности почвы в опыте б показало (табл. 9), что после внесения $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ в почву происходило некоторое уменьшение Eh, увеличение активности NO_3 и уменьшение активности NH_4 , т. е. ион NH_4 окислился после внесения его в почву. Полученные данные свидетельствуют о возможности использования предложенной методики для оценки нитрифицирующей способности почв.

Наименьшей нитрифицирующей способностью в рассматриваемом опыте характеризовался горизонт В дерново-подзолистой почвы, обладающий меньшей гумусированностью и микробиологической активностью, а также более кислой реакцией среды.

Оценка целлюлозоразлагающей способности почв

Таблица 9

Оценка нитрифицирующей способности разных типов почв по активности NO_3 и NH_4

Почва	Eh, мВ		рН		NO_3-N 10^{-6} моль/л		NH_4-N 10^{-6} моль/л	
	исх.	24 ч	исх.	24 ч.	исх.	24 ч	исх.	24 ч
Солонец	544	535	6,8	6,8	20,5	20,9	4,0	2,9
Лугово-черноземная	373	330	6,2	6,2	1,8	2,3	10,5	9,5
Дерново-подзолистая:								
Ап	625	597	4,8	4,7	14,3	16,5	17,2	14,9
В	600	625	4,4	4,3	4,3	4,4	11,4	11,5

Целлюлозоразлагающая способность дерново-подзолистой почвы в посевах озимой пшеницы (октябрь 1989 г., учхоз «Михайловское»)

Условия опыта	0,01 М HCl, мл		рН (26/Х)	Ен, мВ (26/Х)
	23/Х	24/Х		
<i>Без удобрений (контроль)</i>				
Солома, 30 т/га	4,71±0,15	1,83±0,06	7,22±0,02	193,00±5,10
Без соломы	4,77±0,02	2,14±0,04	7,4±0,05	235,00±3,00
<i>165N60P120K</i>				
Солома, 30 т/га	4,41±0,09	1,93±0,05	7,09±0,05	192,00±0,58
Без соломы	4,61±0,03	2,21±0,06	7,15±0,02	258,00±4,30
Холостое титрование	5,26	4,92	—	—

Данные табл. 10, полученные физико-химическими методами, показывают, что при добавлении соломы по сравнению с вариантом без соломы в сорбционных сосудах с 0,01 н. NaOH несколько меньше значение рН среды, значительно ниже значение окислительно-восстановительного потенциала, что обусловлено выделением из почвы и сорбцией CO₂ и органических летучих соединений. При разложении соломы их, естественно, выделяется больше [3]. Соответственно на титрование сосудов, в которых NaOH уже частично нейтрализован выделившимся CO₂ (H₂CO₃), в дальнейшем пошло меньше HCl. Особенно ярко это проявляется при длительном компостировании почвы.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что предложенная методика может быть использована для оценки целлюлозоразлагающей способности почв в естественных условиях. В хорошо удобренной почве может содержаться больше целлюлозоразлагающих микроорганизмов и повышаться целлюлозоразлагающая активность. В то же время при очень больших нормах минеральных удобрений последняя может падать. Так, в исследуемых нами почвах в варианте 165N60P120K целлюлозоразлагающая активность была ниже, чем в контроле.

Заключение

Исследования показали целесообразность оценки железоредуцирующей, нитрифицирующей, целлюлозоразлагающей, де-

нитрифицирующей способности почв физико-химическими методами: железоредуцирующую способность почв — по доле перехода Fe³⁺ в Fe²⁺, нитрифицирующую — по трансформации NH₄ в NO₃, целлюлозоразлагающую — по выделению CO₂ после внесения соломы, денитрифицирующую — по переходу NO₃ в NH₄ после внесения соответствующих соединений в почву и ее компостировании или в суспензию почв с дальнейшим определением рNO₃, рNH₄, CO₂, Fe³⁺, Fe²⁺ в кинетике.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бабьева И. П., Агре Н. С. Практическое руководство по биологии почв.— М.: Изд-во МГУ, 1971.— 2. Зайдельман Ф. Р. Мелиорация заболоченных почв Нечерноземной зоны РСФСР.— М.: Колос, 1981.— 3. Мишунина М. П. Биологическая активность дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы в зависимости от состояния ее удобренности при возделывании кормовой свеклы.— Автореф. канд. дис.— М., 1989.— 4. Савич В. И., Трубицина Е. В., Докучаев В. С. Экспресс-методы изучения свойств почв в полевых условиях.— Земледелие, 1987, № 2, с. .

Статья поступила 21 января 1990 г.

SUMMARY

It is shown that it is possible and promising to estimate microbiological soil activity by the results of the effect of microorganisms on the compounds applied to the soil. Iron-reducing, denitrifying, cellulose-decomposing and nitrifying ability of soils after application of iron oxides, nitrates, straw and ammonium respectively has been estimated by means of physico-chemical indicative methods. To determine true microbiological activity, it is suggested to construct calibrative charts using pure crops.