

МОСКОВСКИЙ ОРДЕНА ЛЕНИНА,  
ОРДЕНА ОКТЯБРЬСКОЙ РЕВОЛЮЦИИ  
ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ  
ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ им. М.В. ЛОМОНОСОВА  
ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

*На правах рукописи*

АЛЕКСЕЕВА Анна Станиславовна

**ВЛИЯНИЕ ПРИМЕНЕНИЯ НЕТРАДИЦИОННЫХ  
ОРГАНИЧЕСКИХ УДОБРЕНИЙ НА НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ  
МЕТАЛЛОВ И БИОЛОГИЧЕСКУЮ АКТИВНОСТЬ ДЕРНОВО-  
ПОДЗОЛИСТЫХ СУПЕСЧАНЫХ ПОЧВ**

Специальность 06.01.04. - агрохимия

Диссертация на соискание ученой степени  
кандидата биологических наук

Научные руководители:

доктор сельскохозяйственных наук,  
академик РАСХН  
В.Г. Минеев

доктор сельскохозяйственных наук  
В.А. Касатиков

Москва, 2002 год

## Содержание

Введение.....	4
Глава I. Обзор литературы.	
1. Использование ОСВ в мире и РФ.....	7
2. Сельскохозяйственные источники поступления, трансформация и миграция ТМ в почве.....	12
3. Транслокация ТМ в растительную продукцию агроценозов.....	20
4. Методы оценки подвижности и индентификация форм ТМ в почве.....	24
5. Нормирование ТМ в почве, прогноз загрязнения растений и изменения почвенного микробоценоза.....	28
6. Влияние ОСВ на биологическую активность почвы.....	35
7. Приемы ремедиации почв, загрязненных ТМ, их оценка и эффективность.....	39
Глава II. Объекты и методы исследований.	
8. Полевой опыт.....	46
9. Модельный опыт.....	47
10. Характеристика химического состава ОСВ и торфяного компоста на его основе.....	48
11. Методы исследований.....	50
Глава III. Результаты и обсуждение.	
12. Влияние возрастающих доз ОСВ и компоста на основные агροхимические свойства почвы.....	52
12.1. Содержание и баланс органического углерода в почве.....	52
12.2. Кислотно-основные свойства и питательный режим почв полевого опыта.....	58
13. Влияние ОСВ и компостов на содержание ТМ в почве.....	65

13.1. Кадмий.....	68
13.2. Хром.....	71
13.3. Медь.....	73
13.4. Цинк.....	76
13.5. Никель.....	78
13.6. Свинец.....	81
14. Динамика фракционного состава тяжелых металлов в почвах модельного опыта.....	84
15. Влияние ОСВ и компоста на урожай и биологическое качество растений .....	99
16. Влияние ОСВ и компоста на биологическую активность почвы.....	106
Выводы.....	111
Список литературы.....	113
Приложения.....	128

## **Введение.**

Одной из основных задач современной агроэкологии является разработка стратегий реабилитации почв, загрязненных различными токсическими веществами. Тяжелые металлы (ТМ) являются приоритетными загрязнителями агроэкосистем, испытавших на себе применение различных промышленных отходов, использовавшихся в качестве нетрадиционных удобрений и мелиорантов.

Разработка подобных стратегий должна основываться на глубоком знании химических, физико-химических и биологических процессов, протекающих в почвах, подвергшихся загрязнению. Металлы-токсиканты, поступая в почву с осадками сточных вод (ОСВ), вступают в различные реакции, адсорбируются почвенными коллоидами, образуют труднорастворимые соединения со свободными анионами, инкорпорируются окклюдирующими полуторными оксидами железа и марганца, поглощаются микроорганизмами и растениями (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Большая часть тяжелых металлов ОСВ закрепляется в верхнем гумусовом горизонте почв, но в гумидном климате при промывном режиме почв определенная их доля выносится в нижележащие горизонты, аккумулируясь в иллювиальном, а в элювиальных почвах может выноситься за пределы почвенного профиля в грунтовые воды (Плеханова и др., 2001). Одной из мер предупреждения выноса ТМ в грунтовые воды и снижения их доступности для растений является применение мелиорантов, образующих с поллютантами труднорастворимые соединения. Чаще всего для этого используются известковые материалы. Следует отметить, что мелиоранты, применяемые для подобных мероприятий, не должны быть сами загрязнены тяжелыми металлами. Увеличение содержания органического вещества в пахотном горизонте также может снижать биодоступность ТМ. Поэтому применение на малогумусных загрязненных почвах такого экологически

чистого природного сорбента, как торф может рассматриваться как перспективный прием. Вопросы применения торфа с целью мелиорации почв изучены недостаточно: не установлена продолжительность его действия, эффективность связывания с ним ТМ, влияния на их внутрипочвенную миграцию.

Осадки сточных вод – неотъемлемая часть функционирования очистных сооружений городов. Применение ОСВ в сельском хозяйстве осуществляется во всех странах. С целью снижения содержания в них ТМ перспективным может считаться прием разбавления осадков торфом. При этом механически снижается концентрация ТМ в ОСВ, повышается содержание органического вещества в получаемой смеси.

Целью работы являлось изучение мелиорирующего действия торфа на почвах удобряющихся осадками сточных вод и на эколого-агрохимическую обстановку в агроландшафте.

В связи с поставленной целью следующие задачи:

1. Изучить влияние ОСВ и торфяного компоста на его основе на основные параметры плодородия почв, урожай и качество с/х продукции.
2. Рассмотреть динамику содержания различных форм ТМ в почве.
3. Выявить миграцию ТМ по почвенному профилю.
4. Изучить динамику фракционного состава ТМ в почве.
5. Исследовать взаимосвязь между содержанием биодоступных форм ТМ в почве и в растительной продукции.
6. Рассмотреть влияние ОСВ и компоста на биологическую активность почв.

### **Научная новизна**

Научной новизной работы является изучение действия торфяного компоста на основе ОСВ на биодоступность и миграцию вниз по профилю тяжелых металлов. Рассмотрены формы ТМ в почве, а также динамика их форм

по мере минерализации органического вещества традиционных (навоз, торф) и нетрадиционных (ОСВ) органических удобрений. Выявлена фитомелиоративная способность клевера - культуры, способствующей снижению биодоступных форм ТМ в почве, закрепляя их в своей корневой системе.

### **Практическая значимость**

На основании полученных данных для центрального района Нечерноземной зоны РФ были рекомендованы наиболее экологически безопасные дозы осадка сточных вод и торфяного компоста на его основе, являющихся нетрадиционными агрохимическими средствами, используемыми для повышения плодородия и продуктивности сельскохозяйственных культур.

### **Апробация**

Основные результаты диссертационной работы были доложены на Всероссийской научной конференции " Устойчивость почв к естественным и антропогенным воздействиям" (Москва, 2002), Международной научной конференции "Биологические ресурсы и устойчивое развитие" (Пушино, 2001), 1<sup>st</sup> International Iupac symposium "Trace elements in food" (Poland, 2000), а также на заседаниях кафедры агрохимии факультета почвоведения МГУ (1999; 2000; 2001)

### **Публикации**

По результатам исследований опубликовано 5 печатных работ.

Автор выражает признательность Большевой Т.Н. за оказанные помощь, внимание и поддержку при проведении исследовательской работы, а так же Верховцевой Н.В. и Степанову А.Л. за содействие, внимательное отношение и советы при проведении микробиологических исследований.

## **Глава I. Обзор литературы.**

### **1. Использование ОСВ в мире и РФ.**

Проблема утилизации осадков сточных вод стоит во всем мире достаточно остро. Из существующих способов утилизации ОСВ основными являются сжигание, захоронение и использование их в качестве удобрения (Хахимов, Севастьянов, 2001). В разных ситуациях на первый план выдвигается либо задача безопасного удаления осадка, либо получения органического удобрения и соответствующего увеличения урожая сельскохозяйственных культур. В развитых странах утилизация ОСВ неотъемлема от наличия линий очистки сточных вод. Часть сброженных осадков используется для кондиционирования обедненных почв (A global atlas of waste water sludge...,1996).

В Западной Европе и Северной Америке проблема с осадками муниципальных сточных вод решается комплексно. Половина всех ОСВ анаэробно сброживается на уже давно действующих станциях. Около четверти всех осадков не обезвоживается и используется в сельском хозяйстве.

В Великобритании ОСВ удобряют 1,5 % сельскохозяйственных угодий. Ежегодно на поля вносят 350 тыс. т сухой массы осадка. В этой стране внесение ОСВ на поля рассматривается в основном в качестве способа его удаления, так как доля удобрительного потенциала за счет осадков расценивается как незначительная. Согласно оценкам, при внесении на поля всего объема осадка, накапливающегося на очистных станциях страны, можно только на 5,4 % удовлетворить потребность сельского хозяйства в фосфоре, на 4 % в азоте и на 0,25 % в калии.

В Швейцарии правительство определило пределы концентраций тяжелых металлов в ОСВ, вносимых в почву, так как именно наличие поллютантов в осадках сдерживает их широкое применение в сельском хозяйстве. В целом, 55

% осадков, выработанных в 1994 г. (4 млн. м<sup>3</sup>), было использовано в сельском хозяйстве, приведя к дополнительному увеличению содержания ТМ (на 10 % от общего загрязнения ими) в почве (Keller et al, 2001).

Северная Америка имеет свою стратегию обработки осадков: последовательное уплотнение, анаэробное сбраживание в течении 20 дней, обезвоживание на центрифугах или иловых площадках и хранение там же сроком до 3-х лет (концентрация сухого вещества 60 %). Затем они перемешиваются и используются в сельском хозяйстве как удобрения (Винокурова, 1999). Согласно программе по утилизации осадка в штатах Мэриленд и Виржиния, предусматривается внесение осадка на площади 15 тыс. га сельскохозяйственных земель.

По ориентировочным данным в РФ ежегодно образуется около 2,5 млн. т сухого вещества ОСВ, для удобрительных целей применяется не более 4-6 % общего их количества. (Мерзлая, 1995). Использование осадков в качестве удобрения сдерживается из-за неразработанности технологий, нехватки оборудования, отсутствия обоснованных рекомендаций по их использованию в сельском производстве, а также экономического механизма передачи переработанного осадка потребителям (Государственный доклад..., 2000).

Города и крупные промышленные объекты России имеют очистные сооружения, где бытовые и промышленные стоки проходят очистку от твердых примесей. Получаемый осадок сточных вод может содержать большое количество органического вещества, азота, фосфора, калия, что делает возможным его применение в сельском хозяйстве в качестве органического удобрения. Так, ОСВ г. Самары содержат 40-60 % органического вещества, 1-1,36 % общего азота, 0,2-1,23 % общего фосфора, 0,3-0,38 % общего калия, имеют слабощелочную реакцию среды (рН 7,0-7,5) при 50-85 % влажности (Михайлов, 1996).



В связи с тем, что осадки сточных вод используются хозяйствами в виде эффективного органического удобрения, следует обратить внимание на качественный состав органического вещества. Органическое вещество ОСВ включает в себя микробные клетки и продукты их разложения, целлюлозу, хитин, гуминоподобные вещества, лигнин, химические соединения идущие с канализационным стоком (белки, полисахариды, жирные кислоты, масла, нефтепродукты и отходы органического синтеза); соединения, образующиеся в процессе обработки и хранения сточных вод (фталовые сложные эфиры, воска и смолы, полиспирты и полисахара, аминокислоты, бензоидные структуры). Все это обуславливает как повышение микробиологической активности почвы при внесении ОСВ, так и ее токсикоз.

Состав осадков зависит от специфики промышленности и коммунального хозяйства данного района, а также может изменяться в процессе обработки. Так, по данным С.Ф. Покровской и В.А. Касатикова (1987), если в сыром осадке содержится 3,22% (в расчете на сухой вес) общего азота и 0,07 % подвижного, то в сброженных соответственно 3,07 и 0,27%, в подсушенных на иловых площадках - 2,26 и 0,5%, в термически высушенных - 1,68 и 0,84 %. Изменение влажности осадка на 1-2 % увеличивает или уменьшает в нем содержание элементов питания в 1,5-2 раза.

Кроме основных питательных веществ, в ОСВ обнаружены микроэлементы в разных количествах (от долей мг/кг до десятых долей процента). Например, ОСВ очистных сооружений ВАЗ г. Тольятти содержат следующее количество металлов в мг/кг сухого вещества: Cu - 815, Cr - 2427, Co - 30, Ni - 1006, Cd - 63, Pb - 49, Zn - 2832, Fe - 13274 (Михайлов, 1996). Так как ОСВ г. Тольятти являются продуктами переработки автомобильных заводов ВАЗ и ТООАЗ, в их составе обнаружено также 420-14530 мг/кг нефтепродуктов,

0,6-3,25 мг/кг СПАВ, 1,0-1,7 мг/кг фенолов, содержание 3,4- бензапирена снизилось с 3,0 мг/кг в 1983 г. до 0,75 мг/кг в 1988 г.

Таким образом, производимые в России осадки городских сточных вод отличаются физико-химическими свойствами и микроэлементным составом, обусловленным видом промышленности и соотношением в общем объеме стоков бытовой и промышленной их частей, а также применяемыми на очистных сооружениях технологическими схемами очистки сточных вод и обезвоживания жидких стоков. При этом использование неорганических и органических реагентов для разделения твердой и жидкой фаз ОСВ ведет к снижению концентрации в них как биогенных макроэлементов азота, фосфора и калия, так и группы микроэлементов, в том числе ТМ. Однако если уменьшение концентрации в осадках НРК снижает их качество как удобрения, то снижение концентрации тяжелых металлов повышает уровень безопасности при утилизации ОСВ в качестве удобрения, расширяя ареал их применения в сельском хозяйстве (Касатиков, 1996).

Все виды отходов имеют высокий энергетический потенциал и могут рассматриваться в качестве постоянно возобновляемых ресурсов для получения различных видов продукции (Додолина, Мерзлая, 2000).

Одним из главных достоинств удобрений, приготовленных на основе крупнотоннажных отходов или некоторых видов сырья, является наличие в их составе большого количества органических веществ. Они часто сходны с почвенным гумусом и содержат гуминовые (или гуминоподобные) вещества, которые не только являются источниками элементов минерального питания для растений, а также хорошо связывают катионы и анионы, повышают буферную способность почв благодаря высокому содержанию и большому набору функциональных групп.

Однако органическое вещество осадка сточных вод, внесенного в почву, разлагается в год внесения на 20-35 % (Putnam et al, 1989). В работе Л.А. Андроновой (2002) показано, что нестабилизированный свежий ОСВ, представленный легкоминерализующимися соединениями, не способен поддерживать в течение длительного времени стабильное гумусное состояние почвы и обеспечивать положительный баланс органического углерода. В условиях оптимального увлажнения и температуры органический углерод осадка легко минерализуется. В работе Э. Юмвихозе (1999) также отмечено, что ОСВ довольно быстро минерализуются. Так, через пять лет после внесения осадка содержание органического вещества стало почти таким же как на контроле. Соединения органического вещества после длительного вылеживания ОСВ в буртах более стабильны и оказывают длительное воздействие на содержание органического вещества в почве (Кононов, Лагутина, 1995).

Осадки являются нередко более сильным агентом, влияющим на свойства почв, чем навоз и минеральные удобрения. Они влияют на обменную и гидролитическую кислотности. Содержание общего азота в ОСВ колеблется от 40 до 46 кг/т. Только небольшая часть этого азота находится в форме, доступной для растений. В процессе минерализации, зависящем от многих факторов (влажности и температуры почвы, рН и запасов гумуса) азот переходит в форму, доступную для растений (Покровская, Касатиков, 1987). Под действием ОСВ в почве накапливаются подвижные соединения фосфора (табл. 1). В тоже время минеральные удобрения повышают уровень подвижного фосфора в почве лишь на 30 % (Орлов, Садовникова, 1996) Таким образом, ОСВ могут служить основным источником фосфорного питания растений и при дозах более 30 т/га снимается необходимость фосфорного питания растений за счет действия минеральных удобрений.

Таблица 1.

Влияние ОСВ на химические свойства почвы  
(Орлов, Садовникова, 1996)

Вариант	pH <sub>сол.</sub>	Гумус,%	Нг	ЕКО	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
			мгэкв/100 г почвы		мг/100 г почвы	
Контроль	5,4	1,2	1,35	6,6	7,4	9,6
ОСВ	6,0	1,5	0,93	6,3	33,7	8,4

Содержание калия в осадках намного меньше, чем в навозе, его большая часть находится в жидкой фазе ила и может вымываться при хранении. Потери могут достигать 50-80 % (Касатиков, 1988). Поэтому применение ОСВ практически не влияет на изменение обеспеченности почв калием.

При проведении исследований на дерново-подзолистой среднесуглинистой почве сотрудниками института биологии Коми НЦ УрО РАН установлено, что с повышением доз ОСВ с 30 до 120 т/га за 3 года увеличилось содержание гумуса на 0,23-0,6 %, возросло содержание подвижных форм фосфора и калия на 10-20 % (Чеботарев, 1997). Увеличение значения pH, содержания органического вещества и доступного растениям фосфора, а также возрастание показателя электропроводности почв отмечено также при внесении осадков в вегетационных опытах института классификации и картографирования почв, г. Ларисса (Tsadilas, Matsi, Barbayannis, Dimoyiannis, 1995).

К сожалению, ОСВ имеют несбалансированный состав основных элементов питания, а также содержат значительные количества тяжелых металлов. Соответственно, их использование становится небезопасным (Pecher, Anders, Bertz, 1995; Witter, Giller, McGrath, 1994; Quinche, 1995).

## **2. Сельскохозяйственные источники поступления, трансформация и миграция ТМ в почве.**

Средства химизации являются приоритетными факторами воздействия на агроэкосистему в сельскохозяйственных ландшафтах. В локальном масштабе существенный канал поступления тяжелых металлов - их внесение непосредственно в почву с веществами, используемыми в сельском хозяйстве в качестве удобрений: с осадками сточных вод, компостами из городского мусора, а также пестицидами, фунгицидами, с загрязненными оросительными водами, с минеральными удобрениями. Известкование также является источником загрязнения почв ТМ, и его вклад в их общее поступление довольно ощутим (Войтович, 1997). Следует отметить, что речные воды, загрязненные промышленными отходами, в некоторых районах используются для орошения, особенно при дефиците или отсутствии оросительных вод с хорошими ирригационными показателями.

Пределы колебаний содержания микроэлементов в веществах, используемых в сельском хозяйстве, представлены в таблице 2.

Как фактор, влияющий на содержание ТМ в почве и растениях, удобрения начали исследовать сравнительно недавно, и данные весьма противоречивы. С одной стороны, в составе удобрений могут быть тяжелые металлы, которые потенциально способны загрязнять почву, растения и грунтовые воды, с другой - удобрения, изменяя агрохимические свойства почвы, могут влиять на подвижность токсикантов в почве и их поступление в растения. Из всех видов минеральных удобрений наибольшее количество поллютантов поступает в почву с фосфорными, наименьшее - с азотными и калийными, комплексные удобрения занимают промежуточное положение. Поступление ТМ с известковыми и, особенно, с традиционными видами органических удобрений также многократно превысили приход в почву ТМ (Овчаренко, 1995).

Таблица 2.

Агротехнические источники загрязнения почв тяжелыми металлами,  
 мг/кг сухого вещества (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989)

	Орошение сточными водами	Фосфорные удобрения	Известь	Азотные удобрения	Органика	Пестициды
Cd	2-1500	0,1-170	0,04-0,1	0,05-8,5	0,3-0,8	-
Cu	50-3300	1-300	2-125	1-15	2-60	12-50
Cr	20-40600	66-245	10-15	3,2-19	5,2-55	-
Hg	0,1-55	0,01-1,2	0,05	0,3-2,9	0,09-0,2	0,8-42
Pb	50-3000	7-225	20-1250	2-27	6,6-15	60
Ni	16-5300	7-38	10-20	7-34	7,8-30	-
Zn	700-49000	50-1450	10-450	1-42	15-250	1,3-25

Большую опасность с точки зрения загрязнения среды ТМ представляет использование в сельском хозяйстве компостов из городского мусора, бытовых и промышленных осадков сточных вод, сточных вод. Органическое вещество бытового стока очень хорошо поглощает катионы солей тяжелых металлов, которые поступают в канализацию с промышленными стоками и, таким образом, накапливаются в ОСВ.

Сравнительно небольшое количество токсикантов попадает в пахотный слой почвы с пестицидами и фунгицидами (Controles de residus..., 1992; Hickey, Fuster, Lamar, 1994), расход которых при проведении защитных мероприятий небольшой, поэтому они не представляют серьезной опасности в качестве источника загрязнения почв (Maliszewska, Werzbicha, 1978).

Наиболее серьезная проблема, связанная с использованием ОСВ, заключается в возможности аккумуляции ТМ в почве и растениях.

Систематическое применение осадков на одном месте в течение длительного времени может повысить уровень содержания поллютантов в почве до критического уровня, и, соответственно, неизбежно привести к накоплению в ней ТМ в токсичных уровнях для растений (Большева, Андропова, 1996; Hange et al., 1983; Hinesly et al., 1982; Mortvedt, 1987). В бытовых стоках даже слабозагрязненных поллютантами всегда присутствуют в значительных количествах Zn, Cu, Mn а также Cd, Co, Cr, Pb, Ni. Так, содержание ТМ в ОСВ станций аэрации Ленинградской области колеблется в значительных пределах (мг/кг сухого вещества ОСВ): Mn от 43 до 1900, Cd от 0 до 220, Zn от 540 до 3500, Co от 0 до 22, Cu от 64 до 1363, Cr от 0 до 3046, Pb от 0 до 134, Ni от 9 до 1094 (Юмвихозе, 1999).

По мере минерализации органического вещества осадка в почве катионы металлов переходят из него на почвенные коллоиды или свежевнесенное органическое вещество, и так как подвижность многовалентных катионов токсикантов небольшая, их концентрация постепенно возрастает (Алексеев, Аллилуева, 1988). С другой стороны, ТМ ОСВ могут переходить в легкоподвижную форму и становиться доступными для растений, а также способными мигрировать вниз по профилю почвы.

Поллютанты, поступающие различными путями в почву, связываются в ее верхних слоях и подчиняются присущим только ей закономерностям миграции (рис.1).

Микроэлементы сорбируются (обменно или необменно) осадками гидроксидов железа и марганца, глинистыми минералами и органическим веществом почвы. Металлы, доступные растениям и способные к вымыванию, находятся в почвенном растворе в виде свободных ионов, комплексов и хелатов.

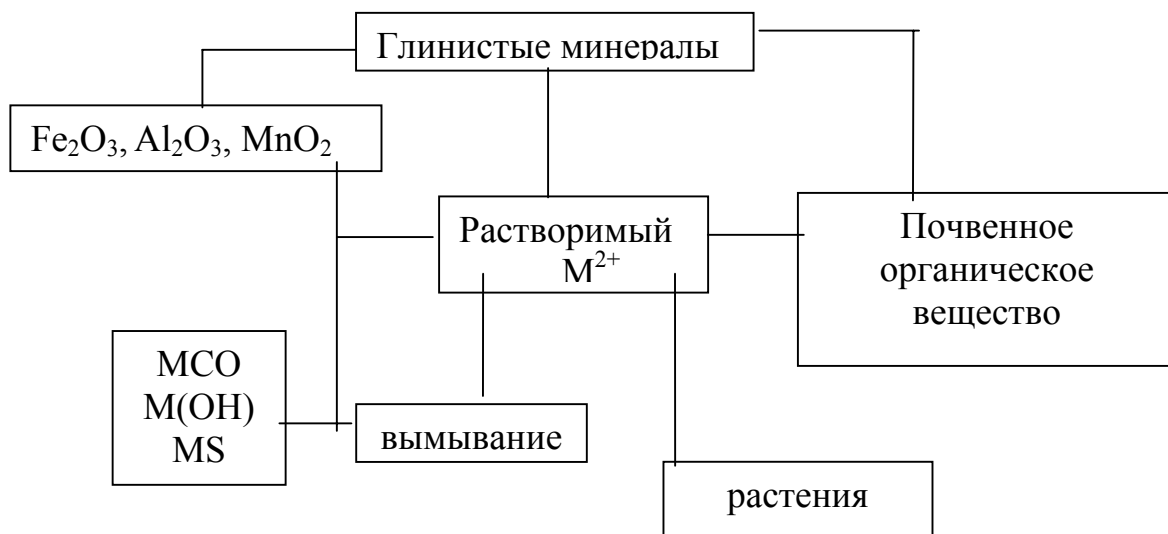


Рис.1. Схема трансформации тяжелых металлов в почвах (Едемская, 1999).

Исследователи отмечают, что взаимодействие ТМ с твердой фазой почвы осуществляется преимущественно при специфической и неспецифической сорбции (Горбатов, 1988; Пинский, 1983). Неспецифическая сорбция имеет место при катионном обмене, материальный носитель которого - почвенный поглощающий комплекс (ППК). Наибольшая способность к обмену у органических веществ и глинистых минералов. Величина и сила специфической сорбции зависят от индивидуальных способностей иона: ионного радиуса, поляризуемости, сродства к электрону, способности к гидролизу и образованию координационных связей и т.д. Адсорбция ионов определяется также свойствами адсорбента и специфическими факторами. Она характеризуется разнообразием типов связей с ППК. Так, вандерваальсовы силы существенны в адсорбции комплексов ТМ с гумусовыми кислотами (Пинский, 1983). А водородная связь важна в адсорбции на поверхности оксидов органических лигандов, связанных с тяжелыми металлами.



Поглощение ТМ почвой в большой степени зависит от реакции среды и от того, какие анионы преобладают в почвенном растворе. В кислой среде больше сорбируются медь, свинец и цинк, а в щелочной - интенсивно поглощаются кадмий и кобальт (табл. 3). Большое значение для адсорбции

Таблица 3.

Подвижность микроэлементов в различных почвах в зависимости от рН почвенного раствора (Руэце, Кырстя, 1986)

рН почвы	Степень подвижности элемента		
	Практически неподвижен	Слабоподвижен	Подвижен
Почвы кислые рН<5,5	Mo	Pb, Cr, Ni, V, As, Se, Co	Sr, Ba, Cu, Cd, S, Ni, Zn, Hg
Почвы слабокислые и нейтральные рН 5,5-7,5	Pb	Sr, Ba, Cr, Ni	Zn, V, As, S
Почвы щелочные и сильнощелочные рН 7,5-9,5	Pb, Ba, Co	Co, Mo (4), Hg, Zn, Ag, Sr, Cu, Cd	Mo (6), V, As, S

металлов имеют органическое вещество почв и оксиды (гидроксиды) железа, алюминия, марганца. По способности адсорбироваться гидроксидами железа и алюминия поллютанты образуют ряд селективности: Pb>Zn>Cd (Forbes et. al., 1976). Медь преимущественно связывается с органическими лигандами и гидроксидами железа (Ладонин, 1995, 1996). Особую роль в адсорбции ТМ играет илистая фракция почвы, представленная в основном глинистыми минералами (Садовникова и др., 1993, 1994). Так, в октаэдрических слоях цинк

способен замещать изоморфно  $Al^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ , внедряясь в них необменно (Зырин и др., 1979).

Известно, что ОСВ являются источником наиболее опасных форм ТМ в почвах - металлоорганических соединений. Опасность этих соединений заключается не только в их высокой токсичности, но и в том, что они вовлекаются в биологический круговорот без предварительной трансформации (Плеханова и др., 2001). В осадках металлы находятся в разных формах, причем органическая не всегда преобладает. Есть данные, что поллютанты, входящие в состав ОСВ, на 90-95 % представлены малорастворимыми соединениями - оксидами, гидроксидами, фосфатами, карбонатами, органо-минеральными комплексами (Гармаш, 1989). Таким образом, информация о распределении токсикантов в загрязненной ОСВ почве поможет узнать об их растворимых формах, химической реакционной способности и фракциях, которые могут служить резервуаром подвижных форм (Stumm, Morgan, 1981). В работе Р. Тэйлора и др. (1995) было показано, что через 10 лет после внесения осадка в целом не было разницы в содержании водорастворимой и обменной фракций Cd, Cu, Ni, Pb и Zn в почве. Это подтверждает то, что эти формы ТМ выносятся растениями и/или выщелачиваются с поверхностного слоя почвы. Металлы более тесно связаны в органической и карбонатной фракциях по сравнению с остаточной фракцией (растворимой в жестком реактиве). При внесении ОСВ уменьшению остаточной фракции сопутствовало увеличение карбонатной и органической фракций. Даже через 10 лет последствия осадков значительное количество металлов осталось в карбонатной и органической фракциях, которые смогли сохранить поллютанты в лабильной форме.

Почва - открытая подсистема в геохимическом ландшафте, потоки веществ в ней связаны с приземной атмосферой, растительностью, поверхностными и почвенно-грунтовыми водами. Она способна активно

трансформировать соединения, поступающие в нее, повышать или понижать их миграционную способность.

Характер и форма миграции, как и трансформация микроэлементов в почве, определяется внутренними (свойства элементов, их реакционная способность, характер соединений) и внешними (температура, влажность, величина рН, наличие органического вещества и т.д.) факторами (Ковда, 1985).

С физико-химической точки зрения миграция элементов в почвах представляет собой непрерывный ряд повторяющихся процессов сорбции элемента почвой из водного раствора и десорбции его в водный раствор (Обухов, Цаплина, 1989; Обухов, 1990; Пинский 1990;1992).

Отмечено, что ТМ, как правило, в большей степени, фиксируются в почвах пахотного слоя (Первунина, Малахов, 1989). Однако при подкислении малобуферной почвы значительная доля металлов из обменно-поглощенного состояния переходит в почвенный раствор. Сильной миграционной способностью в кислой среде обладают кадмий, медь, никель, кобальт. Уменьшение рН на 1,8-2 единицы приводит к увеличению подвижности Zn в 3,8-5,4, Cd в 4-8, Cu в 2-3 раза (Мажайский и др, 2001).

В работе Б.Н. Золотаревой (1997) показано, что условия почвенного и водного режима лесостепной зоны способствуют интенсивной вертикальной миграции ТМ по профилю почвы, в том числе возможен перенос металлов с потоком воды по трещинам, ходам корней и т.д. В условиях сильно расчлененного рельефа существенный вклад в этот процесс вносят боковой и поверхностный стоки.

В работе Б.П. Ахтырцева и др. (1997) отмечено, что элементы с высокой биогенной миграцией (Cu, Ni, Zn, Mn) характеризуются постепенно убывающим распределением их содержания в пределах почвенного профиля аллювиально-луговых насыщенных почв. Например, медь, частично

поглощаемая органическим веществом, с образованием металлоорганических комплексов и минеральных коллоидов, в условиях нейтральной и слабощелочной среды накапливается в наиболее обогащенном гумусовом слое 0-26 см. Здесь ее количество в 1,5-2 раза выше, чем в остальной части почвенного профиля. Основная же масса никеля и хрома закреплена в почве неподвижно, а очень слабая миграция в коллоидном состоянии и в составе механических взвесей не влияет на распределение их по вертикальному профилю и вполне равномерна.

Н.А. Черных (1995) отмечает двойное влияние органического вещества на миграцию металлов в почве. Минерализация органических веществ в почве всегда сопровождается образованием низкомолекулярных соединений, с которыми поллютанты образуют низкомолекулярные комплексы, мигрирующие из пахотного слоя. В дальнейшем, по мере глубокой трансформации органических веществ, образуются высокомолекулярные гумусовые кислоты. Фульвокислоты образуют с металлами хелатные соединения, растворимые в кислой и щелочной среде, мигрирующие вниз по профилю. Комплексы токсикантов с гуминовыми кислотами малоподвижны, нерастворимы в кислой среде, что способствует накоплению ТМ в органогенном горизонте.

### **3. Транслокация ТМ в растительную продукцию агроценозов.**

Достаточно большую роль в поступлении токсикантов в растительную продукцию по мнению Л.П. Овцова (2000) играют протекторные функции почвы. Почвы характеризуются такой интегральной оценкой их свойств как потенциальная буферная способность по отношению к загрязняющим веществам. Потенциальная буферная способность к изучаемым элементам характеризует способность почв поддерживать на постоянном уровне концентрацию данного элемента.

Растения поглощают ТМ из почвенного раствора. Таким образом, поступление токсикантов в растения на почвах, имеющих высокую буферность по отношению к металлам, незначительно даже при высоком загрязнении почв.

Накопление поллютантов в растениях зависит не только от буферных способностей почв, но и от толерантности самих растений, то есть их способности переводить соединения металлов в физиологически неактивное состояние. Результат взаимоотношений между растением и поступившим в его ткани токсикантом рассмотрен П. Беккетом и Р. Девисом (Beckett, Davis, 1978). Диапазон толерантности растений имеет видовую принадлежность и зависит от токсичности металла. Например, злаки более толерантны, чем бобовые культуры. В опытах с пшеницей и бобами конскими, выращенными на кварцевом песке, чтобы исключить инактивацию некоторого количества тяжелых металлов, которое обычно наблюдается в почвах и более полно выявить защитные возможности растений, установлено, что Zn, Pb и Cd оказывают неодинаковое воздействие на злаки и бобовые (Ильин, 1991). Так, Zn угнетал бобовые во всем диапазоне изученных концентраций (0-600 мг/кг песка) сильнее, чем пшеницу. Свинец напротив, начиная с дозы 400 мг, сильнее угнетал пшеницу. При повышении дозы Cd у пшеницы сокращались размеры растений и их органы, уменьшалась биомасса. У бобов конских в пределах доз 1-10 мг/кг Cd рост не подавлялся, а при более высоких дозах происходило угнетение растений. Специфическая особенность бобовых культур - высокое содержание кальция (Магницкий, 1969), которому отводится важная экологическая роль в снижении токсичности ряда ТМ.

E. Goralch, F. Gambus (1992), проводившие сравнительные исследования чувствительности сельскохозяйственных растений к токсическому действию ТМ в сельскохозяйственной академии в Кракове (Польша), выявили, что кукуруза является самой толерантной культурой из всех взятых ими тест-

растений. Остальные культуры по степени устойчивости к поллютантам располагались в следующем нисходящем ряду: подсолнечник, редис, овес, озимая пшеница.

И.О. Плеханова и др. (1995) отмечали, что из овощных культур наиболее устойчива к загрязнителям капуста. В белокочанной капусте, выросшей даже на сильнозагрязненной почве, содержание кадмия в которой превышало 10 мг/кг, его количество в культуре было значительно ниже ПДК. Следующей по устойчивости культурой является картофель, содержание кадмия в клубнях которого достигает критического значения при его содержании в почве равном 8-10 мг/кг. Промежуточное положение по устойчивости к ТМ занимают корнеплоды моркови, свеклы, а также растения кукурузы (зеленая масса). Очень слабой устойчивостью к накоплению тяжелыми металлами обладают петрушка, укроп, салат, а также надземные части картофеля и свеклы.

В работе Г.А. Евдокимовой и Н.П. Мозговой (1993) отмечено, что салат, щавель интенсивно поглощают медь, кобальт и никель, поступление этих элементов в растения укропа, лука и особенно огурца намного меньше. Дикие злаки накапливают никеля больше, чем культурные. При исследовании поглощения какого-либо элемента растениями следует учитывать взаимодействие этого элемента с другими при поступлении в растения (Гребенников, Ельников, 2001).

Растения, произрастающие в условиях избытка химических элементов, в том числе и тяжелых металлов в зависимости от характера их накопления и распределения разделяют на 3 группы: накопители, исключители и индикаторы (Backer, 1981). Накопители отличаются повышенным содержанием металла в растительных органах независимо от его концентрации в почве. По мнению А.П. Виноградова (1982), такие виды обладают генетически закрепленной потребностью поглощать большое количество поллютантов. У исключителей

поступление токсикантов в надземную массу задерживается и остается на низком уровне в широком диапазоне концентраций этих элементов во внешней среде. И только при содержании выше критического уровня начинается неограниченное поступление загрязнителей в растение - когда его защитные механизмы нарушаются. У индикаторов поглощение и транспорт ТМ в надземную часть пропорциональны их концентрации в почве (Микроэлементы в растениях..., 1987).

Возможно приоритетными факторами, снижающими содержание ТМ в растениях, являются защитные механизмы, которые формируются в культурах, произрастающих в условиях нарушения химического баланса в окружающей среде. Эти механизмы вырабатываются не только в ходе онтогенеза, но и филогенеза. Данные явления способны полноценно проявиться только в процессе последовательных вегетаций, то есть у многолетних растений. Поэтому многолетние травы могут произрастать на почвах с высоким содержанием ТМ и быть вполне пригодными для использования в кормовых целях. Так, через 4 года после внесения в почву оксидов металлов при содержании в 0-3 см слое почвы 900 мг/кг Рb и 575 мг/кг Zn содержание этих элементов в растениях не выходило за пределы нормы (Овцов, 2000). Однако, по мнению А.М. Гребенникова и И.И. Ельникова (2001) формирование устойчивых к избытку токсикантов видов растений может происходить и в короткие сроки. В данном случае металлоустойчивые виды часто поглощают больше металлов, чем чувствительные или обычные, что имеет важное экологическое значение и уже применяется на практике для озеленения и рекультивации почв, обогащенных загрязнителями.

Коэффициенты накопления (Кн) ТМ растениями являются количественной характеристикой способности отдельных растений или их частей к поглощению поллютантов. Повышенная защищенность органов

запасания ассимилянтов - семян, плодов, корне- и клубнеплодов от загрязнителей, отмеченная рядом авторов (Ильин, 1986; Плеханова, Кутукова, Обухов, 1995) отчетливо проявляется в значениях Кн. Например, ботва картофеля, кормовой и столовой свеклы значительно интенсивнее накапливают металлы, чем клубни и корнеплоды этих растений. Высокими значениями Кн характеризуются также зеленые овощи (петрушка, салат) и травы (райграс). Следовательно, загрязнение почв будет в первую очередь приводить к избыточному накоплению поллютантов именно в этих чувствительных культурах. По отношению к различным элементам растения также ведут себя по-разному. Так, капуста, обладающая высокой устойчивостью к кадмию и, соответственно, низкими значениями Кн этого элемента, характеризуется довольно высокими коэффициентами накопления никеля и хрома.

Следует указать на то, что при возрастающем техногенном потоке защитные возможности растений по отношению к ТМ уменьшаются. Корни не способны полностью перекрыть попадание избытка металлов в ксилему. При сильном загрязнении среды обитания поток загрязнителей становится столь большим, что наблюдается повышенное содержание их не только в вегетативных органах, но и в органах запасания ассимилянтов. Растения выглядят угнетенными, появляются признаки хлороза, некроза, снижается их продуктивность. Это указывает на нарушения нормальной деятельности метаболических центров и течения метаболических процессов. При очень сильном загрязнении растения прекращают развитие и гибнут (Овцов, 2000).

Чувствительность растений к действию поллютантов имеет особое практическое значение. С одной стороны необходимо выявить растения, наиболее чувствительные к загрязнению почв, для определения опасного уровня загрязнения последних, что тесно связано с нормированием содержания в них ТМ. С другой стороны, необходимо найти наиболее устойчивые к



токсикантам культуры для безопасного использования загрязненных почв (Плеханова и др., 1995).

#### **4. Методы оценки подвижности и индентификация форм ТМ в почве.**

В случае комплексного загрязнения почв тяжелыми металлами необходимо использовать какой-либо критерий для оценки потенциальной опасности загрязнения. Большинство литературных данных (Плеханова, Кутукова, Обухов, 1995; Miller, Azzari, Gardiner, 1995) показывает, что наиболее чувствительным показателем состояния поллютантов является содержание в почве подвижных форм их соединений, так как именно эти формы являются наиболее опасными, попадая в первую очередь в растения и организм человека. В тоже время имеется достаточное количество сведений (Taylor et al, 1995), показывающих, что содержание подвижных форм соединений тяжелых металлов в почвах - одно из наиболее лабильных свойств почв, значительно варьирующее как во времени, так и в пространстве даже в пределах небольшого участка территории.

Под подвижностью мы понимаем способность элементов передвигаться в почве, которая зависит от прочности связи их соединений с твердой фазой почвы, от состояния соединений элементов в почвенном растворе, физико-химических свойств металлов и многих других факторов.

Существует много методов оценки подвижности ТМ в почвах. Наиболее простым способом определения содержания подвижных форм микроэлементов является извлечение их из почв различными химическими экстрагентами. Для извлечения подвижных форм поллютантов используются разнообразные химические соединения, обладающие неодинаковой экстрагирующей силой. К числу наиболее популярных экстрагентов следует отнести ААБ с рН 4,8; 1Н HCl; 0,02М ЭДТА + 1М CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>; 0,005М ДТПА + 0,01М CaCl<sub>2</sub> + 0,1М ТЭА с рН 7,3. По своей растворяющей способности они значительно различаются. В

частности, 1N HCl извлекает ТМ в несколько раз больше, чем ацетат аммонийный буфер, причем это различие сильнее проявляется на черноземах, чем на дерново-подзолистой почве (Ильин, 1991).

Применение ацетат аммонийного буфера позволяет не только выявить повышенные уровни содержания подвижных форм элементов в почвах, но и проследить трансформацию экзогенных соединений. Система практически свободна от недостатков, но для нее характерны высокие аналитические погрешности, если концентрация элемента в растворе меньше 0,1 мг/л. Использование ацетат аммонийного буфера непригодно для извлечения подвижных форм ТМ из черноземов и почв, богатых органическим веществом, но дает хорошие результаты для кислых дерново-подзолистых почв, а также для карбонатных, засоленных и для почв с повышенным содержанием элемента в условиях техногенного загрязнения (Гордеев, Шаманаев, Цуриков, 1995).

Для определения подвижных форм Mn, Zn, Cu, Mo чаще всего использовались индивидуальные экстрагенты, предложенные Я.В. Пейве и Г.Я. Ринькисом. Данные, полученные с их помощью, указывают на значительные различия в количестве подвижной формы одного и того же металла в почвах отдельных регионов. Поскольку использовались одни и те же экстрагенты, причиной различия могли быть генетические особенности почв, прежде всего специфика гранулометрического и минерального составов, уровень гумусированности, реакция среды. Правильная оценка подвижности ТМ затрудняется использованием в качестве экстрагента химических веществ, сильно различающихся по своей растворяющей способности.

В последние два десятилетия появилось много работ по изучению различных форм связей ТМ и их подвижности на основе метода последовательных вытяжек. Этот метод позволяет фракционировать почву и тем самым получать количественные характеристики различной степени

подвижности ТМ в ней. Кроме того, этот метод позволяет связывать поведение поллютантов в почве с ее характеристиками и тем самым прогнозировать распределение и подвижность ТМ. Так например, Л.К. Садовниковой (1996) предложен метод изучения соединений цинка разной подвижности с помощью экстракции почв хлористо-водородной кислотой (многократные последовательные вытяжки из почвы). Этот метод позволяет изучить подвижность соединений цинка в фоновых и загрязненных почвах. Это имеет большое значение в случае внесения в почву осадков сточных вод.

Для идентификации форм нахождения ТМ в почвах используют метод рационального (вещественного) химического анализа и метод механического разделения пробы (Ягодин, Собачкина, 1977). При рациональном химическом анализе используют селективную растворимость отдельных форм соединений в различных реагентах. Метод механического разделения пробы основан на разделении образца на фракции (компоненты) с последующим определением в них тяжелых металлов (Титова и др., 1996; Laboudique, 1999). Данный метод позволяет дифференцировать образец на групповые ассоциации элементов: ил и тонкая пыль представлены главным образом глинистыми минералами, крупные фракции состоят в основном из первичных минералов. Комплексный подход к определению форм микроэлементов с использованием рационального химического анализа и метода механического разделения пробы осуществлен в исследованиях Г.В. Мотузовой (1972) и Juillot et al (1999).

В основу классификации идентифицируемых при помощи аналитических методов форм ТМ могут быть положены различные свойства: тип связи, иммобилизация теми или иными компонентами почвы, способность к извлечению определенным экстрагентом, подвижность элемента.

Для оценки участия разных компонентов почвы в процессах связывания металлов можно использовать широко распространенные в практике

геохимических исследований методы последовательных экстракций. В дальнейшем будем называть эти методы фракционным анализом форм элементов в почвах, а металлы, экстрагируемые на каждой ступени последовательных экстракций - фракциями. Эти методы позволяют классифицировать ТМ по их взаимосвязи с теми или иными компонентами почвы (глинистыми минералами, гидроксидами железа и марганца, органическим веществом и т.п.) или по характеру связи катионов с почвенными частицами. С 1970 года последовательное экстрагирование использовали для определения содержания поллютантов в почве, осадках сточных вод и почв, загрязненных ОСВ (Lake et al, 1989).

Многие авторы исследовали влияние ОСВ на химическом фракционировании тяжелых металлов в почве. В этих исследованиях большинство использовало процедуру последовательной экстракции, адаптированной к методу Стовера (1976) для фракционирования Cd, Cu, Ni, Pb и Zn. Этот метод использовал 1М KNO<sub>3</sub>, 0,5М KF, 0,1М Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, 0,1М EDTA и 1М HNO<sub>3</sub>, как экстрагенты для фракционирования металлов в обменную, адсорбционную, органическую, карбонатную и сульфидную формы.

L.M. Shuman (1985) выделяет следующие фракции: обменную, связанную с органическим веществом, связанную аморфными оксидами железа и алюминия, связанную кристаллическими оксидами железа и алюминия, остаточную. H. Zeinen, G.W. Brummer (1991) различают 7 фракций: мобильную, обменную, окклюдированную MnO<sub>x</sub>, связанную с органическим веществом, окклюдированную аморфными FeO<sub>x</sub>, окклюдированную кристаллическими FeO<sub>x</sub>, остаточную. По методике, принятой Европейским сообществом, выделяются 4 фракции: обменная и кислоторастворимая, связанная оксидами железа и марганца, связанная с органическим веществом, остаточная (Ure et.al, 1993). W.E. Emmerich и др. (1982) предложили выделять 5 фракций: обменную;

карбонатную; органическую; фракцию, связанную с оксидами железа и марганца, и остаточную. Однако, использование последовательных вытяжек, как правило, не позволяет четко идентифицировать конкретные формы связей ТМ с почвенными компонентами или охарактеризовать подвижность ТМ в почве. Связано это с тем, что почву нельзя полностью разделить на желаемые компоненты, не вызывая перераспределения ТМ за счет смещения равновесия в ходе выделения. Кроме того, существуют промежуточные соединения, не выделяющиеся в отдельные фракции, такие как оксидо-углеродные комплексы, которые более устойчивы, чем гидроксиды и органическое вещество по отдельности. Данные соединения более вероятные компоненты почвы, но при этом не выделяются в определенную фракцию (Бердяева, 2001).

Упомянутые выше, извлекаемые различными фракциями, формы ТМ существенно изменяются со временем и зависят от многих почвенных факторов: привноса органического вещества, реакции почвенной среды, емкости катионного обмена и т.д. Эти параметры вызывают перераспределение форм ТМ среди различных почвенных компонентов. Более того, для практики ремедиации почв очень важно знать влияние каждого фактора на распределение форм ТМ, особенно форм, доступных растениям (Iskandar, Adriano, 1997).

5. Нормирование ТМ в почве, прогноз загрязнения растений и изменения почвенного микробиоценоза.

Загрязнение почв тяжелыми металлами является частным случаем химического загрязнения почв под прямым или косвенным влиянием химических веществ до предельно допустимого уровня. Предельно допустимый уровень состояния почв - это тот уровень, при котором начинает изменяться количество и качество биологической продукции, и при котором загрязненные почвы прямо или косвенно негативно влияют на сопредельные с ней среды. Важным условием охраны почв и растений от избыточного

накопления ТМ является их нормирование на различных уровнях - от регламентации антропогенного воздействия на почву до установления санитарно-гигиенических концентраций в растительной продукции.

В самом начале возникшей экологической проблемы нормативы были ориентированы на защиту наиболее уязвимых почв (легкого гранулометрического состава, с малым содержанием гумуса), для которых был характерен невысокий нативный уровень содержания ТМ, и, соответственно, оказались невысокими разработанные нормы допустимого накопления последних (Ильин, 2000). Однако такие почвы встречаются нечасто, и последовавший за этим отказ от единого для всех почв гигиенического норматива привел к дифференциации величины ПДК в зависимости от свойств загрязняемой почвы, главным образом от количества глинистых частиц, гумуса и реакции среды.

В настоящее время в России для оценки загрязнения почв ТМ широко используются как официально одобренные, так и не имеющие официального статуса нормативы. Основное их назначение - не допустить поступления в избыточном количестве антропогенно накапливающихся в почвах ТМ в организм человека и тем самым избежать их негативного влияния.

Назначение суммарного показателя загрязнения ( $Z_c$ ), предложенного Ю.Э. Саетом (1990) и вошедшего затем в "Методические рекомендации" ИМГРЭ с гигиенических позиций не достаточно определено из-за большой расплывчатости классификационных диапазонов концентраций ТМ в почве. С его помощью возможна лишь самая общая оценка экологической ситуации на изученной территории. Тем не менее, в условиях часто наблюдаемых полиметалльных загрязнений почвенного покрова он позволяет оценить возможный отрицательный эффект, суммарно производимый металлами-загрязнителями.

Минздрав СССР в 1987 г. определил предельно допустимые концентрации (ПДК) веществ в почве (САНПиН 42-128-4433-87, 1988) согласно которым они выражаются следующими величинами (фон+элемент, мг/кг) для: Pb - (фон+20); As - (фон+2); Zn - (фон+50); Cu - (фон+35); Ni - (фон+45). В 1991 г. медиками-гигиенистами и Госкомприродой СССР принято более подробное нормирование тяжелых металлов в почве. Согласно этой схеме нормирование ТМ в почвах подразделяется на транслокационное (переход нормируемого элемента в растение), миграционное водное (переход в воду) и общесанитарное гигиеническое (влияние на самоочищающую способность почвы и почвенный микробиоценоз). Недостатком этой разработки является ограниченность информации по предельно допустимой концентрации (по подвижным формам ПДК даны только для 6 металлов) ряда элементов и отсутствие связи ПДК ТМ со свойствами почв. Частично это учтено в "Ориентировочно допустимых концентрациях (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка (табл. 4), разработанных ЦИНАО и другими организациями.

Таблица 4.

Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах с различными физико-химическими свойствами (валовое содержание, мг/кг) (дополнение №1 к перечню ПДК и ОДК № 6229-91)

(Аристархов, 2000)

Элемент	ОДК с учетом фона	Особенности действия на организм
Медь	а)*33 б)*66 в)*132	Повышает клеточную проницаемость, ингибирует глутатионредуктазу, нарушает метаболизм, взаимодействуя с SH, NH <sub>2</sub> и COOH группами
Цинк	а) 55 б) 110 в) 220	Недостаток и избыток вызывает отклонения в развитии, отравления
Свинец	а) 32 б) 65 в) 130	Разностороннее негативное действие. Блокирует -SH белков, ингибирует ферменты, вызывает отравления, поражения нервной системы

Кадмий	а) 0,5 б) 1,0 в) 2,0	Сильно ядовитое вещество, блокирует сульфогидрильные группы ферментов, нарушает обмен Fe и Ca, нарушает синтез ДНК
Никель	а) 20 б) 40 в) 80	Для теплокровных и человека мало токсичен, ингибитор оксидаз, обладает мутагенным действием
Мышьяк	а) 2 б) 5 в) 10	Ядовитое вещество, ингибирует различные ферменты, отрицательное действие на метаболизм, возможно канцерогенное действие

Примечание: а) для почв песчаных и супесчаных; б) для почв кислых (суглинистых и глинистых)  $pH < 5,5$ ; в) для почв с кислотностью близкой к нейтральной, нейтральной (суглинистых и глинистых)  $pH_{KCl} > 5,5$

Предлагаемые ОДК позволяют получать характеристику загрязнения почв в зависимости от их кислотности и гранулометрического состава. Однако нормативы ОДК для цинка и свинца не учитывают наличия у растений защитных механизмов, которые могут существенно ограничить поступление избытка химических элементов в надземные органы (Ильин, 2000).

Ю.М. Матвеевым и А.Н. Прохоровым (1997) был предложен подход к экологическому нормированию на основе природно-географического критерия "фоновое содержание", под которым понимают содержание загрязняющих элементов и соединений в почвах, соответствующее сочетанию естественных факторов почвообразования на территориях, не испытывающих заметного антропогенного воздействия. С целью выявления закономерностей варьирования показателя различные типы почв были сгруппированы на основании сходства-различия их физико-химических свойств. А так же были введены понятия "экологическая норма содержания - ЭНС", соответствующая фоновому содержанию химических элементов и соединений, седиментационная или иная нагрузка на которые не превышает интенсивности выноса поступающих элементов за границы ландшафта; "предельно допустимое



содержание - ДПС", равное 4-х кратному значению ЭНС; "экологически критическое содержание - ЭКС", равное 64-кратному значению ЭНС (табл. 5).

Преобладание подвижных соединений металлов в составе верхних горизонтов загрязненных почв является общей закономерностью, которая прослеживается во всех загрязненных почвах. Показатели подвижности элементов используются для нормирования загрязнения в почвах и растениях, т.к. адекватная оценка, например, содержания состояния растений через валовое количество тяжелых металлов начинается только при высокой концентрации, превышающей фон в 50-100 раз (Химия тяжелых металлов..., 1985).

Среди почвоведов и агрохимиков, занимающихся этой проблемой, существует твердое убеждение, что наиболее объективную оценку загрязнения можно получить при определении в почве содержания подвижной формы тяжелых металлов (Ильин, Степанова, 1979; Важенин, 1982; Зырин, 1983 и др.).

Таблица 5.

Экологические показатели уровня загрязнения почв, мг/кг  
(Матвеев, Прохоров, 1997)

Эл-т	песчаные и супесчаные			Суглинистые и глинистые при pH<5,5			Суглинистые и глинистые при pH>5,5		
	ЭНС	ПДС	ЭКС	ЭНС	ПДС	ЭКС	ЭНС	ПДС	ЭКС
Zn	8,0	55	510	32	110	2040	40	220	2550
Cd	0,04	0,5	3	0,06	1	4	0,07	2	5
Pb	5,0	32	320	13	65	830	13	130	830
Cu	1,5	33	95	13	66	830	18	132	1150
Ni	1,5	20	95	20	40	1280	25	80	1600
Cr	1,5	6	95	18	72	1150	25	100	1600
As	0,5	2	30	1,5	6	95	1,7	10	110
Co	1,0	4	65	10	40	640	13	72	830

По содержанию подвижных форм тяжелых металлов А.И. Обуховым была сделана классификация почв по степени загрязнения (табл. 6). Большим недостатком нормирования является то обстоятельство, что в ПДК пока не учитывается совместный отрицательный эффект ТМ, хотя известно, что почвы загрязняют обычно не одним, а несколькими химическими элементами и что объединенное токсическое действие последних может быть выше, чем наиболее высокое индивидуальное.

Таблица 6.

Классификация почв по содержанию и степени загрязнения подвижных форм ТМ, мг/кг воздушно-сухой почвы, ААБ рН 4,8  
(Обухов, 1992)

Градации	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Co
Содержание						
Очень низкое	<0,2	<0,02	<1	<0,2	<0,2	<0,1
Низкое	0,2-0,5	0,02-0,05	1-2	0,2-0,5	0,2-0,5	0,1-0,2
Среднее	0,5-1,5	0,05-0,10	2-5	0,5-2,0	0,5-1,5	0,2-0,5
Высокое	1,5-5,0	0,10-0,50	5-20	2,0-5,0	1,5-5,0	0,5-3,0
Загрязнение						
Слабое (ПДК)	5-10	0,5-1,0	20-50	5-10	5-10	3-5
Среднее	10-50	1,0-3,0	50-100	10-50	10-50	5-25
Сильное	50-100	3,0-5,0	100-200	50-100	50-100	25-50
Очень сильное	>100	>5,0	>200	>100	>100	>50

Уровнем загрязнения почв ТМ, ограничивающим использование почв в сельскохозяйственном производстве под любые культуры, является стадия загрязнения, когда содержание ТМ в надземных органах выше фона, а

количество поллютантов в репродуктивных органах - на уровне фона и растения заметно угнетены. При этом почва имеет так называемую критическую концентрацию ТМ, которая ведет к накоплению в растениях металлов в количестве, превышающем ПДК.

В настоящее время накоплен обширный материал по способности разных культур поглощать ТМ, однако недостаточно информации о транслокации ТМ в различные растения при увеличении содержания ТМ в почве и изменении ее химических и биологических свойств. При наличии такой информации можно маневрировать культурами на загрязненных почвах с целью получения экологически безопасной продукции. Многие исследователи (Бокова, Ратников, 1995; Черных, Ладонин, 1995; Лебедева и др., 1994, 1995) проводят изучение биологических особенностей растений и почвенных условий, определяющие переход тяжелых металлов в растения на техногенно загрязненных территориях. Эти исследователи подчеркивают необходимость использования при нормировании комплексного рассмотрения накопления ТМ в растениях и ответной реакции почвенной биоты на их присутствие в почве.

Значительно меньшие успехи достигнуты в разработке ПДК для нормального функционирования экосистемы, в частности для микробных ассоциаций, развивающихся в почвах. Несмотря на устойчивость микробной ассоциации в целом, в зоне действия некоторых промышленных предприятий антропогенная нагрузка может быть настолько высокой, что в микробных механизмах происходит "сбив", вызывающий нежелательные изменения в свойствах почвы (Скворцова и др., 1980; Евдокимова, Кислых, 1982; Веденеев, 1983; и др.). После попадания тяжелых металлов в почву микробиологические показатели меняются за очень короткий промежуток времени, поэтому при выявлении ПДК для микробных ассоциаций следует выбирать оптимальный срок или пользоваться средними данными.

Высокая чувствительность микроорганизмов к внешним воздействиям может служить основой для разработки индикаторных тестов или тест-систем на присутствие в почве различных металлов или даже отдельных их соединений.

Попытка установления общесанитарных показателей вредности тяжелых металлов, в частности свинца, по 20 микробиологическим и биохимическим показателям, оказавшаяся успешной, была предпринята А.Ф. Перцовской с сотрудниками (1982). При этом за ПДК был принят уровень загрязнения, который приводил к изменению биохимических показателей до 25% и микробиологических до 50 %.

При оценке состояния экосистемы и, особенно при составлении прогнозов необходимо учитывать не только ингибирующее, но и стимулирующее действие тяжелых металлов. Даже если содержание тяжелых металлов ниже ПДК, остается опасность загрязнения почв, растений и сопредельных ландшафтов, что вызывает необходимость проведения регулярного контроля состояния ТМ в агроценозах, а в случаях обнаружения повышенного их содержания - проводить систему агротехнических и агрохимических мероприятий, уменьшающих их подвижность и возможность поступления в растения (Аристархов, 2000).

## **6. Влияние ОСВ на биологическую активность почвы.**

Под биологической активностью мы понимаем взаимодействие почвы и связанных с ней разнообразных живых существ, для которых почва является основной опорой развития. Биологическая активность отражает способность почвы создавать относительно благоприятные условия для развития микроорганизмов, необходимые для метаболизма элементов питания, которые входят в состав органических компонентов почвы (Лозе, Матье, 1998).

Степень изменения биологической активности почвы может служить мерой воздействия тяжелых металлов на почву. Ее показатели целесообразно

широко использовать при мониторинге и диагностике загрязнения почв поллютантами, т.к. при возникновении в почве стрессовой ситуации некоторые показатели внутрипочвенной биологической активности изменяются раньше других почвенных характеристик (Лебедева, 1984). При проведении большого числа исследований различными авторами (Евдокимова, Мозгова, 1986; Burkhard et al, 1993 и др.) выявлены наиболее чувствительные биохимические показатели на загрязнение почв поллютантами: азотфиксирующая активность почвы, нитрификационная способность, интенсивность выделения почвой углекислого газа, активность некоторых внутрипочвенных ферментов - инвертазы, уреазы, каталазы и т.д. Установлено, что ТМ в количествах, превышающих ПДК, оказывают ингибирующее действие на активность биоты независимо от типа почв (Федоров, Шахов, 1996). Степень ингибирования связана с содержанием металла (особенно его подвижной формы) продолжительностью воздействия загрязнения, природными и почвенными условиями. В подзолистых, дерново-подзолистых, торфяно-болотных почвах наиболее отчетливо ингибирующее действие загрязнителей сказывается на активности каталазы и уреазы. В черноземах и сероземах наибольшая чувствительность к возрастающим количествам токсикантов отмечена для нитрификационной и азотфиксирующей способности почв. Причем, угнетение происходит при обоих типах азотфиксации, как симбиотической (показано угнетение жизнедеятельности азотфиксирующих клубеньковых бактерий), так и несимбиотической (Maliszewska, Webrzbicka, 1978). Воздействие ТМ на несимбиотическую азотфиксацию зависит от типа почв и сильнее проявляется на бедных почвах. На всех почвах не выявлено четкой зависимости изменения продуцирования  $\text{CO}_2$ , активности инвертазы и протеазы от содержания поллютантов. Евдокимова Г.А. (1992) приводит следующие диапазоны изменения величин индикационных параметров при загрязнении почв ТМ:

Параметр	Уровни состояния системы		
	Естественный	Нарушенный	Катастрофический
Азотфиксирующая активность, этилен мкмоль/г/сутки	2,0-2,7	0,2-1,0	0
Нитрификационная активность, N-NO <sub>3</sub> мг/кг	40-60	6-15	0
Инвертазная активность, мг глюкозы/1 г почвы	10-20	7-9	5-9
Уреазная активность, NH <sub>4</sub> , мг/2 г почвы	2-8	1-6	0-0,5
Интенсивность выделения CO <sub>2</sub> , мл/г/сутки	1,7-2,5	0,6-2,5	0,2-0,5

В большинстве случаев отмечается длительный характер действия тяжелых металлов. Пролонгированное действие поллютантов, вносимых в почву с осадком сточных вод, хорошо показано в многолетнем опыте, проводимом на Ротамстедской опытной станции. На почвах, удобренных 25 лет назад ОСВ, биомасса микроорганизмов была почти вдвое ниже, чем в контроле. Снизилась также симбиотическая и несимбиотическая фиксация азота (McGrath et al., 1987).

ОСВ, как органическое удобрение, оказывает активное влияние на рост численности микрофлоры почвы, осуществляющей трансформацию соединений азота в ней. В работе А.В. Малышева и В.И. Костина (1995) для изучения влияния ОСВ на биологическую активность почвы проводился учет количественного состава микрофлоры на мясо-пептонном агаре (МПА) и крахмало-аммиачном агаре (КАА). Численность бактерий, растущих на МПА, с разными дозами ОСВ в начале их освоения не превышала таковую на контроле (без удобрений) в 0,6-3,7 раза, что было связано с усвоением наиболее легкодоступных углеродосодержащих соединений осадков. Через 20 дней после внесения в почву ОСВ численность аммонификаторов значительно увеличилась

с ростом вносимой дозы ОСВ. Через 2 месяца стимулирующее влияние ОСВ на аммонифицируемую микрофлору существенно снизилось. При этом следует отметить, что относительная численность (%) на этих вариантах была значительно выше, чем на контроле. Интерес вызывает тот факт, что при незначительном увеличении численности споровой аммонифицирующей микрофлоры на вариантах с ОСВ наблюдалось резкое снижение их относительного содержания к общей численности аммонифицирующих бактерий. Особенно четко это выразилось непосредственно после внесения осадка в почву. Доля спорных в общей численности бактерий, растущих на МПА, уменьшалась по мере увеличения дозы ОСВ. Это свидетельствует о незавершенности процессов освоения свежих органических веществ, содержащихся в осадках.

Под воздействием токсикантов изменяется и такой показатель внутрипочвенной биологической активности, как общая биомасса разных групп почвенных организмов. Н.Л. Едемская (1999) отмечает, что пока поллютанты выступают в роли микроэлементов (то есть содержатся в малых дозах), они активируют жизнедеятельность почвенных организмов и интенсивность протекания микробиологических процессов, а становясь загрязнителями почв, чаще всего подавляют. Так, при загрязнении почв ТМ численность бактерий, актиномицетов, некоторых видов дрожжей уменьшалась в 50-100 раз (Rauta et al., 1989), а для бацилл и почвенных грибов иногда наблюдается обратный эффект. Установлено, что доминирующие в почвах с высоким содержанием поллютантов виды грибов обладают выраженным фитотоксическим действием на прорастание семян и развитие ряда растений. Некоторые виды почвенных грибов, особенно *p.Aspergillius*, выделяемые из загрязненных почв, известны как возможные возбудители заболевания человека и животных (Едемская, 1999). Изменения, происходящие с комплексом микроорганизмов при загрязнении,

могут подсказать способы ремедиации почв, подвергнутых антропогенному загрязнению.

## **6. Приемы рекультивации почв, загрязненных ТМ, их оценка и эффективность.**

Химическое загрязнение и деградация почв представляют совершенно особую проблему. Почвы медленно накапливают загрязняющие вещества, выполняя при этом протекторные функции в отношении других природных образований. Они защищают подземные воды от химического загрязнения, удерживая поллютанты. Почвы также связывают соединения в малоподвижные и недоступные растениям формы, предохраняя тем самым растительную продукцию от попадания в нее токсикантов. Но, выполняя эту защитную роль, почвы постепенно все в большей мере сами подвергаются загрязнению, и на каком-то этапе оно может достичь таких уровней, когда почвенный покров становится или непригодным для сельскохозяйственного использования, или разрушается вовсе.

Для восстановления почв в сельском хозяйстве применяются различные методы, направленные в основном на снижение токсичности и доступности ТМ. Анализ литературы не дает какой-либо универсальной методики для быстрой рекультивации почв, сильно загрязненных микроэлементами. Действие каждого метода обработки зависит от свойств почвы, главным образом от катионообменной емкости и от реакции растений.

Одно из важнейших мест в детоксикации тяжелых металлов занимает внесение извести и фосфатов с добавкой органических веществ. Защитное действие известкования проявляется в результате замены водорода в ППК на кальций. В микрополевых опытах (Bisessar, 1989) исследовали мелиорирующее действие извести в дозе 10 т/га на загрязненную перегнойную почву (Сорг. 37%, рН 5,7) с фермерского хозяйства, находящегося на расстоянии 1 км от



никелевого завода (Канада). Содержание никеля в почве составляло 5700 мг/кг. Известкование повысило рН почвы до 6,9, снизило количество никеля, экстрагируемого раствором ААБ (рН 7) на 36,5 %. Применение извести, приводящее к росту рН почвы, не всегда впрочем, дает ожидаемый результат - иммобилизацию микроэлементов. Металлы, которые присутствуют в почве преимущественно в форме высокомолекулярных органических хелатов, могут оставаться достаточно растворимыми даже после сильного известкования. Такое явление установлено в основном для Cu, Zn и Cr (Овцов, 2000). Однако в большинстве случаев известь и фосфаты довольно существенно понижают содержание ТМ в растениях, особенно растущих на кислых песчаных почвах. Этот эффект - следствие химических и физических реакций в веществе почвы, а также взаимодействия катионов, свойственного для физиологии растений.

Существенное значение имеет перераспределение загрязнителей по профилю почвы в момент механической обработки. Обычная вспашка почвы отвальным плугом является довольно эффективным и экономически целесообразным приемом, который можно выполнить обычной сельскохозяйственной техникой, имеющейся в каждом хозяйстве. Например, в зоне Чернобыльского следа применение двухъярусного плуга, позволяющего перемещать поверхностный слой почвы толщиной 5-7 см на глубину 20-25 см, при условии окультуривания поднятого слоя почвы, позволило примерно в 10 раз снизить загрязненность травостоя и привело к получению практически чистой продукции животноводства (Граковский и др., 1994). Еще лучше использовать специальную технику для снятия и удаления с поля верхнего слоя почвы: скреперы, грейдеры, бульдозеры, но при этом возникают мощные очаги загрязнения в местах захоронения и может снижаться плодородие почвы в связи с удалением верхнего плодородного слоя.

Для очистки почвы от ТМ и органических загрязнителей часто применяются методы, основанные на экскавации загрязненного слоя, который подвергают дальнейшей обработке: экстракционной или термической (Short, 1988; Geuzens, 1988). Однако, эти методы требуют сложного технического оснащения и, как следствие, являются весьма дорогими. Более того, применение этих методов также приводит к потере почвенного плодородия.

Наиболее значимыми факторами, повышающими устойчивость почв к загрязнению ТМ, является увеличение их поглотительной способности и рН за счет внесения мелиорантов органического и минерального происхождения (торф, лигнин, навоз, растительные компосты, известь, глина, цеолиты и др.) (Галактионова и др., 1993).

Природные цеолиты - гидроалюмосиликаты каркасного строения, имеющие полости и каналы молекулярного размера, являются хорошими сорбентами загрязнителей и одновременно источниками элементов питания, улучшают физические свойства почв. Выявлено, что низкие дозы цеолитов (5 и 10 г/кг почвы) не оказывают достоверного влияния на уменьшение содержания подвижных форм этих металлов, высокие же - 35-50 г/кг - существенно уменьшают количество Zn и Pb в почве. Кадмий, являясь наиболее токсичным и лабильным из изученных ТМ, слабо поглощается цеолитами. Но цеолиты в таких больших дозах ухудшают питательный режим почв. Растения сильно страдают от недостатка азота (Байдина, 1994).

По данным Файзы Салама Али Саламы (1993), на почвах, загрязненных осадками сточных вод или солями ТМ, применение органических удобрений способствует уменьшению подвижности поллютантов в почвах и их поступлению в растения. И биологически активные органические удобрения (экскременты животных), и биологически инертные (торф и компосты) выступают как хорошие сорбенты катионов и анионов, повышают буферность

почв. Образующиеся органоминеральные соединения обладают низкой растворимостью. Однако в некоторых случаях такого эффекта не наблюдается. Так, при внесении в почву свежего навоза происходит миграция меди и никеля вниз по профилю (Евдокимова, 1983).

Большой практический интерес в восстановлении сельскохозяйственной ценности техногенного загрязнения земель представляют программы и рекомендации, специально разрабатываемые для решения этой проблемы. Так, в совместной работе словацко-российских исследователей (Моцик, Калус, Пинский, 1991) изложена двухэтапная, продолжительностью 3-8 лет программа восстановления загрязненных почв. На первом этапе рекультивации почв рекомендовано засаживать их культурами, способными аккумулировать токсичные элементы, при одновременном искусственном подкислении почв путем внесения физиологически кислых удобрений ( $0,001 \text{ M H}_3\text{PO}_4$  или  $0,001 \text{ M HNO}_3$ , две годовые нормы - до 1000 л/га). По достижении уровней загрязнения почв и сельскохозяйственных растений ниже ПДК необходим второй этап, складывающийся из применения органических и минеральных удобрений и известкования.

В работе Р.В. Галиулина (1994) показано, что возможность поглощения растениями тяжелых металлов, находящихся в виде свободных ионов в почвенном растворе, и в виде обменных катионов из твердой фазы почвы, а затем накопление поллютантов в вегетативной массе растения, так же может быть использована для очищения почвы от повышенных количеств загрязнителей. Так, в вегетационных полевых опытах и полевых наблюдениях в зоне воздействия предприятия цветной металлургии была выявлена группа растений с относительно высоким коэффициентом биологического поглощения (КПБ) меди и никеля. В числе этих растений: салат зеленый с КПБ меди и

никеля соответственно равными 1,31 и 1,05; щавель - 0,58 и 0,78; овсяница - 0,74 и 0,42; тимофеевка - 0,52 и 0,34 и костер - 0,45 и 0,24.

Растения сильно отличаются и по способности поглощать и накапливать ТМ. Некоторые растения способны поглощать настолько большое количество ТМ, что их можно использовать для очистки почв от загрязнения (Antosiewicz, 1992). Например, для извлечения из почвы селена можно использовать астрагал, акацию, горчицу белую (некоторые способны накапливать селен до 1000 мг/кг сухой массы), а сахалинская гречиха способна поглощать большое количество свинца, кадмия и других ТМ (Anon, 1989), полевая горчица способна поглощать до 60 % селена при его содержании 3,5 мг/кг почвы (Wilke, 1991). Marquard R., Gaudchau M., Bohm H. (1995) проведя опыты с горцем, гречихой, щавелем также отмечают возможность использования посева этих растений, поглощающих тяжелые металлы, и в частности кадмий, для очистки загрязненных почв. В работе С.И. Тарасова и Н.А. Комаровой (2000) показано, что амарант и редька масличная являются наиболее перспективными при проведении санации и детоксикации дерново-подзолистой супесчаной почвы с токсичным содержанием ТМ и биогенных элементов. Амарант, также как и редька масличная характеризовались высоким выносом основных элементов питания и низким уровнем накопления токсичных соединений в вегетативной массе.

Можно предположить, что в корневой системе растений не имеется специальных морфологических структур для задержания избытка ТМ. Однако способность корневой системы задерживать избыточные ионы обусловлена совокупным действием морфологических структур и химических реакций неспецифической природы, к которым относятся поясок Каспари, обменная емкость корней, многочисленные органические соединения, выделяемые корнями, дающие с ТМ малоподвижные соединения, вакуолярные депо. Они

соответственно способствуют или механической задержке металлов, или их адсорбции на стенках клеток, или изоляции (Алексеев, 1987).

Микроорганизмы также можно использовать в качестве мелиорантов. Для восстановления нарушенных Нижнеамурским горно-обогатительным комбинатом земель использовали ускоренный метод рекультивации, технология которого предусматривает внесение культур микроорганизмов и гуминного препарата на поверхность вскрытых пород со следующим посевом бобово-злаковой травосмеси (Никитина, Крупская, 1988). Применение данной технологии способствовало быстрому накоплению в субстрате органического вещества и восстановлению биологической активности.

Следовательно, анализ отечественной и зарубежной литературы по исследуемой проблеме позволяет заключить, что:

в настоящее время в России возрастает масштаб применения ОСВ из-за высоких цен на минеральные и органические удобрения. К сожалению, статистика по применению осадков в РФ отсутствует, что затрудняет оценку масштабов возможного загрязнения почв при их использовании.

Применение осадков сточных вод приводит к существенному улучшению гумусового и питательного режимов почв, улучшает их кислотно-основные и физические свойства, но скорость минерализации органического вещества ОСВ в почве и факторы, влияющие на этот процесс, изучены недостаточно. При внесении в почву больших доз осадков может создаваться опасный уровень содержания ТМ и токсичных органических соединений.

Тяжелые металлы, поступая в почву, вступают в различные химические реакции, адсорбируются органическим веществом, глинистыми минералами, оксидами, однако не выяснено поведение токсикантов при пролонгированном действии ОСВ.

Поскольку гумусовый горизонт является наиболее мощным геохимическим барьером почв, основная масса ТМ локализуется в нем, однако в зоне избыточного увлажнения определенная часть ТМ может подвергаться вертикальной миграции. Вопрос форм, в которой происходит достаточно интенсивная миграция ТМ в подпахотные горизонты остается пока открытым и требует изучения. Разработанные нормативы и методы оценки загрязнения почв и растений ТМ не дифференцированы с учетом специфики агроценоза.

В настоящее время накоплен обширный материал по способности разных культур поглощать ТМ, тем не менее, недостаточно информации о транслокации ТМ в различные растения при увеличении содержания ТМ в почве и изменении ее химических и биологических свойств.

Пока остается неизвестным, при каком уровне загрязнения почв начинает проявляться токсичное действие тяжелых металлов на микроорганизмы. Интерпретация результатов наблюдений изменения параметров биологической активности затруднена вследствие неразличимости между влиянием загрязнения поллютантами и фоном естественной variability микробиологических показателей.

Проблема реабилитации земель, загрязненных ТМ стоит во многих странах мира и очень актуальна. Эффективность методов реабилитации почв определяется свойствами, уровнем и природой их загрязнения. Видовые особенности растений могут также использоваться при рекультивации пахотных земель, загрязненных микроэлементами, поэтому необходимо проводить специальные исследования систем почва-растение.

## Глава II. Объекты и методы исследования.

### 8. Полевой опыт.

Исследования проводились в опытном хозяйстве Всероссийского научного изыскательского проектно технологического института органических удобрений (ВНИПТИОУ) (Владимирская обл., Судогодский р-он) в 1998-2000 годах в отделе нетрадиционных органических удобрений. Полевой мелкоделяночный опыт был заложен в 1992 г. Размер делянки 1.5 м × 2.0 м. Повторность опыта - четырехкратная. Почва опытного участка дерново-легкоподзоленная неглубококонтактно-глееватая, сформированная на двучленных ледниковых отложениях. Пахотный и иллювиальный горизонты находятся в толще супесчаного отложения, перекрывающего тяжелый моренный (остаточнокарбонатный) суглинок. Рельеф участка – ровный.

В опыте использовали ОСВ очистных сооружений г. Владимира и переходный торф, который смешивали перед внесением в почву с ОСВ в равных весовых частях. Раз в ротацию в почву вносили ОСВ в дозах 15, 30 и 60 т/га, а также торфяной компост на его основе - 30, 60 и 120 т/га. Содержание ОСВ в компосте составляло 50 % по весу, то есть на вариантах с внесением торфа доза ОСВ была такой же. Схема опыта представлена в таблице 7.

Таблица 7.

**Схема полевого опыта**

Фон 0 (ОСВ)	Фон 1 (компост - ОСВ : торф – 1:1)
контроль, без удобрений	контроль, без удобрений
ОСВ 15 т/га	компост 30 т/га
ОСВ 30 т/га	компост 60 т/га
ОСВ 60 т/га	компост 120 т/га

Чередование культур в севообороте следующее: озимая пшеница - сорт "память Федина", ячмень - сорт "Зазерский", овес - сорт "Астор", клевер

красный - сорт "Московский" 2-х лет пользования. Агротехника возделывания культур – общепринятая для центрального района Нечерноземной зоны.

Для решения поставленных задач проводимых исследований в конце вегетации ежегодно отбирали смешанные почвенные образцы из пахотного (0-20 см) и подпахотного (20-40 см) горизонтов. В фазе полной спелости поделяночно были отобраны растения озимой пшеницы и овса. В 2000 году было проведено 2 укоса клевера, пробы растений отбирали после каждого укоса.

## **9. Модельный опыт.**

В 2001 году в четырехкратной повторности был заложен модельный опыт с парующей почвой, где проводили сравнительное изучение минерализации традиционных и нетрадиционных органических удобрений. Почва для модельного эксперимента была отобрана с контрольного варианта полевого опыта. При закладке эксперимента ее смешивали с различными органическими удобрениями в дозах, указанных в схеме опыта (табл. 8). В опыте использовали тот же ОСВ и торф, что и в полевом опыте. Продолжительность модельного эксперимента 4 месяца, что обеспечивало практически полную минерализацию органического вещества, вносимого с удобрениями.

Раз в месяц из компостируемых вариантов отбирали почвенные образцы для определения их агрохимических свойств, фракционного состава тяжелых металлов, а также показателей внутрипочвенной биологической активности: интенсивности потенциального дыхания почвы, численности *Azotobacter chroococcum*, бактерии-индикатора почвенного загрязнения, содержания аммиачных и нитратных форм азота.



Таблица 8.

Схема модельного опыта

№ п/п	варианты	№ п/п	варианты
1	Контроль	10	30 т/га торф
2	15 т/га ОСВ	11	60 т/га торф
3	30 т/га ОСВ	12	120 т/га торф
4	60 т/га ОСВ	13	30 т/га ОСВ + 30 т/га торф
5	120 т/га ОСВ	14	60 т/га ОСВ + 60 т/га торф
6	15 т/га навоз	15	120 т/га ОСВ + 120 т/га торф
7	30 т/га навоз	16	15 т/га ОСВ + 15 т/га торф + 3 т извести
8	60 т/га навоз	17	30 т/га ОСВ + 30 т/га торф + 3 т извести
9	120 т/га навоз	18	60 т/га ОСВ + 60 т/га торф + 3 т извести
		19	120 т/га ОСВ + 120 т/га торф + 3 т извести

### **10. Характеристика химического состава ОСВ и торфяного компоста на его основе.**

В полевом и модельном опытах использовали осадок сточных вод Владимирской станции очистки. Термически высушенный осадок Владимирских очистных сооружений представляет собой рассыпчатую однородную массу темно-серого цвета. Он обладает рядом положительных свойств: имеет зольность 66,8 %, обладает слабокислой реакцией (рН водной вытяжки 6,52). По содержанию питательных элементов осадок несбалансирован, в его составе соединения фосфора преобладают над азотом и калием (табл. 9). Смешивание ОСВ с торфом в равных весовых частях (расчет на воздушно-сухую массу) привело к снижению зольности полученного компоста, но не улучшило соотношение между основными питательными элементами. В компосте отмечается некоторое снижение содержания общего

азота (до 0,85 %), кислоторастворимого калия (до 0,4 %) и кислоторастворимого фосфора (до 1,49 %), но соотношение между элементами остается прежним.

Таблица 9.

Физико-химические свойства ОСВ и компоста

	Зольность, %	рН <sub>H2O</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N-NO <sub>3</sub> , мг/100 г
			%			
ОСВ	66,8	6,5	1,00	1,80	0,51	8,7
компост	52,6	6,7	0,85	1,49	0,40	15,2

При рассмотрении микроэлементного состава ОСВ и компоста особое внимание было уделено ПДК самих осадков, так как металлы, находящиеся в них в количестве, превышающем ПДК, будут определять степень загрязнения почв. Несмотря на значительное содержание кадмия, меди, марганца, хрома и цинка в ОСВ, он был загрязнен выше ПДК (СанПин 2.1.7.573-96) только кадмием (ПДК превышена в 5 раз) и хромом (превышение ПДК – в 1,3 раза), а для никеля отмечалось очень незначительное превышение ПДК. Содержание остальных элементов находилось в пределах допустимой нормы (табл. 10).

Таблица 10.

Химические свойства ОСВ и компоста

	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Zn	Pb	Mn
Валовое содержание, мг/кг								
ОСВ	145	1500	1120	34000	407	3090	127	627
компост	62	773	544	19000	158	1360	76	342
ПДК	30	1200	1500	-	400	4000	1000	2000
Содержание подвижных форм ( 1М ААБ рН 4,8), мг/кг								
ОСВ	43,3	6,36	79,2	87,6	107	1215	2,4	106
компост	9,98	2,82	14,8	60,8	31,8	392	2,0	91,6

Смешивание осадка с торфом приводит к разбавлению концентрации тяжелых металлов примерно в два раза, тем не менее, снижение до уровня ПДК отмечено только для хрома и никеля, содержание же кадмия, превышало допустимый уровень загрязнения для этих органических удобрений. В вытяжку ААБ от валового содержания ТМ в ОСВ переходило 29,8 % Cd; 0,42 % Cr; 7,1 % Cu; 26,3 % Ni; 39,3 % Zn и 1,9 % Pb. Можно отметить, что уровень содержания подвижных форм Cd, Ni и Zn в осадке остается высоким, а остальных металлов - существенно снижается. В компосте доля рассматриваемых форм ТМ от валового содержания также убывает, что связано с разбавлением осадка торфом.

## **11. Методы исследований**

Воздушно-сухие образцы почвы полевого и модельного опытов растирали и просеивали через сито диаметром 1 мм ( а для определения углерода - 0,25 мм). После чего в них определяли параметры агрохимической характеристики по следующим общепринятым гостированным методам: рН водной вытяжки (ГОСТ 26483-85) – потенциометрически, гидролитическую кислотность (ГОСТ 26212-91) по методу Каппена, подвижные формы фосфора (ГОСТ 26207-91) и калия (ГОСТ 26207-91) определяли в вытяжке Кирсанова: фосфор - колориметрически по Дениже, калий – методом пламенной фотометрии, сумму поглощенных оснований (ГОСТ 26487-85) – по Каппену-Гильковицу, содержание органического углерода (ГОСТ 26213-91) – колориметрически по методу Тюрина в модификации Никитина (Практикум по агрохимии, 1989). Определение валового содержания ТМ проводили методом кислотной варки в концентрированной азотной кислоте с добавлением 30 %  $H_2O_2$ , кислоторастворимых форм ТМ - в вытяжке 1М HCl и обменнопоглощенных форм ТМ - в вытяжке 1М ацетат-аммонийного буфера с рН 4,8 (Методические рекомендации, 1981).

Образцы растений взвешивали, высушивали в термостате. Воздушно сухие образцы размалывали на электрической мельнице. Содержание таких биогенных элементов, как азот, фосфор и калий в растениях определяли после мокрого озоления в серной кислоте с 25%  $H_2O_2$ . Азот определяли по методу Кьельдаля отгоном в борную кислоту, фосфор – колориметрически по Дениже, калий методом пламенной фотометрии. Содержание Zn, Cu, Pb, Cd, Ni и Cr в растительных образцах определяли после озоления концентрированной азотной кислотой с 30 %  $H_2O_2$ . Концентрацию ТМ во всех объектах измеряли на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Хитачи-1080» с использованием корректора фона основанного на «эффекте Зеемана».

Фракционный состав ТМ определяли по модифицируемой методике Эммериха, предусматривающей последовательное извлечение фракций ТМ: 1) фракция обменнопоглощенных металлов, выделяемая 0,5 М  $Mg(NO_3)_2$ ; 2) фракция водорастворимых металлов; 3) фракция, связанная с оксидами и гидроксидами Fe и Mn, выделяемая р-ром 0,004М гидроксиламина в 25 % уксусной кислоте; 4) фракция металлов, связанная с почвенным органическим веществом и выделяемая 0,5 М NaOH. Остаточная фракция определялась по разности между определяемым валовым содержанием металлов и суммой выделенных фракций.

Биологическую активность почв оценивали следующими показателями: нитраты по Грандваль-Ляжу фотоколориметрическим методом, аммонийный азот - колориметрически с реактивом Несслера. Для определения потенциальной эмиссии  $CO_2$  почвенные навески (60 % влажности) помещали в герметично закрытые резиновыми пробками флаконы. Через кратные промежутки времени (30 дней) инкубационного периода в них отбирали пробы воздуха и вводили в газовый хроматограф (модель 3700 Московского экспериментального завода "Хроматограф"). Полученные величины концентрации  $CO_2$  в воздухе

подставляли в расчетную формулу и вычисляли скорость эмиссии газа. Численность *Azotobacter croococcum* определяли методом посева на селективной среде Эшби. В ОСВ провели анализ микробного сообщества методом газовой хромато-масспектрометрии (ГХ-МС).

Полученные результаты были статистически обработаны с помощью пакета программ Excel.

### **Глава III. Результаты и обсуждение.**

## **12. Влияние возрастающих доз ОСВ и компоста на основные агрохимические свойства почвы.**

### **12.1. Содержание и баланс органического вещества в почве.**

ОСВ и торфяной компост на его основе используются хозяйствами в качестве органических удобрений. В осадке, который вносили в опытном хозяйстве ВНИПТИОУ, содержится 33 % органического вещества, а в компосте на его основе - 47 % , что связано со смешиванием в равных весовых количествах этих органических удобрений. Навоз - традиционное органическое удобрение, содержит 40-50 % органического вещества в зависимости от вида животного (Органические удобрения, 1989). Учитывая равное количество органического вещества, находящегося в навозе, ОСВ и компосте, последние в равной степени выполняют функции органических удобрений.

В почве модельного эксперимента (без выращивания сельскохозяйственных культур) была проведена сравнительная оценка скорости минерализации органического вещества ОСВ, компоста на его основе, торфа и навоза. При закладке опыта в почве на вариантах с внесением навоза и торфа изначально были отмечены максимальные запасы органического углерода (прил. 3, рис. 2,3). Через 4 месяца запас углерода снизился при использовании навоза в 2 раза, но превышал его содержание на контрольном варианте (почва без внесения удобрений) в 1,1-4,0 раза с возрастанием вносимой дозы удобрения. В случае же с торфом его запас снизился к концу компостирования в 3 раза. И уже через 3 месяца с момента закладки опыта в варианте с 15 т/га торфа уровень запаса органического углерода стал ниже такового на контроле. Тем не менее, при использовании 60 и 120 т торфа даже через 4 месяца запас органического углерода на контроле был превышен в 1,4-3,5 раза.

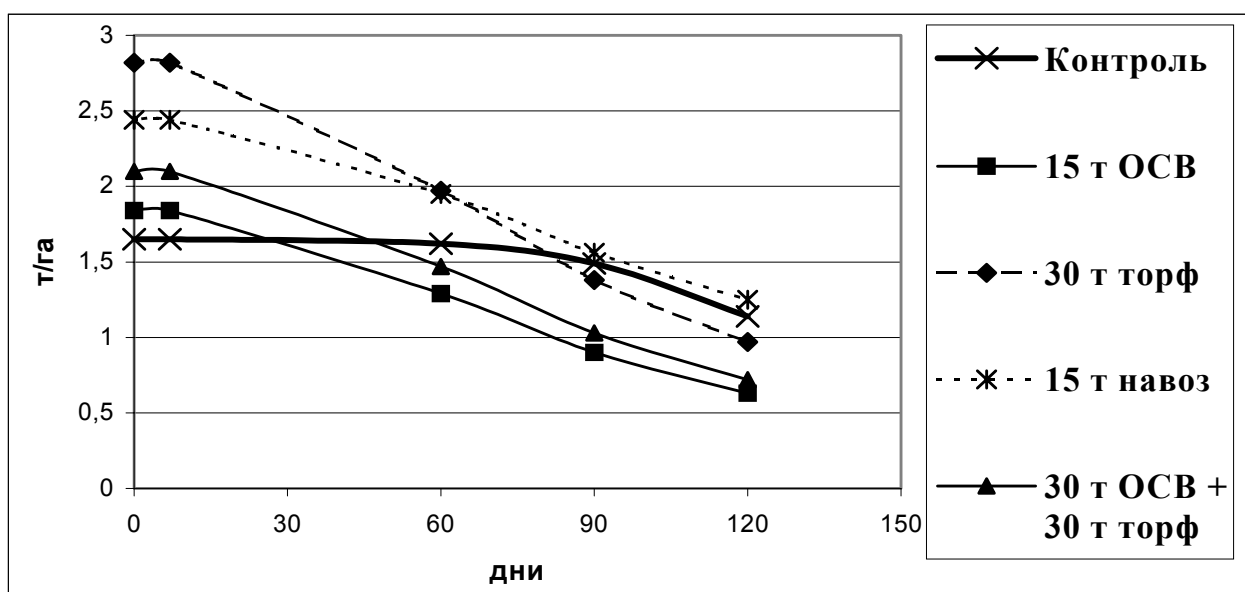


Рис. 2. Динамика запасов органического углерода в почве модельного опыта при применении низких доз органических удобрений.

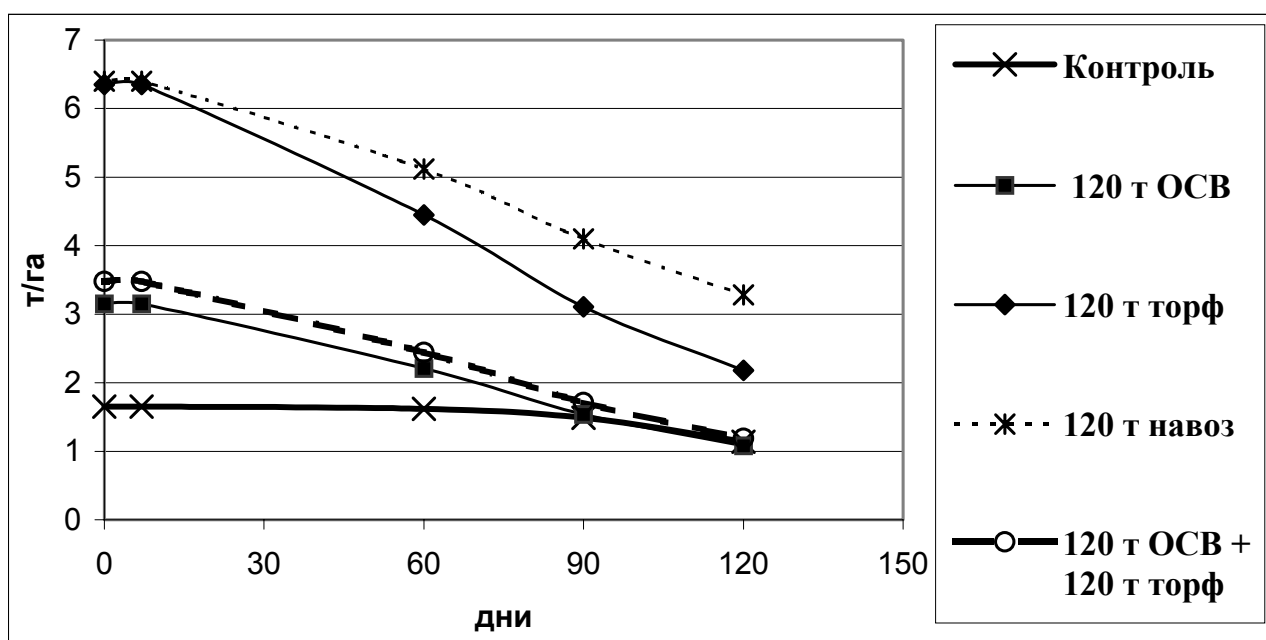


Рис. 3. Динамика запасов органического углерода в почве модельного опыта при применении высоких доз органических удобрений.

При рассмотрении динамики запасов углерода на вариантах с применением ОСВ было отмечено, что уже через месяц с момента начала эксперимента при внесении 15 и 30 т/га осадка уровень содержания

органического углерода опустился ниже контроля, а при внесении 60 т/га ОСВ сравнялся с контролем (рис. 2). Интенсивная минерализация органического вещества привела к тому, что через 4 месяца на всех вариантах с использованием ОСВ запас углерода был ниже контрольного уровня. Компостирование ОСВ с торфом снизило темпы минерализации органического вещества, что можно отнести за счет большего содержания в компосте органического углерода. Но только на варианте с совместным внесением 120 т/га торфа и осадка запас углерода превышал контрольный в 1,2 раза за 3 месяца наблюдений и снизился до уровня контроля через 4 месяца.

Таким образом, можно отметить, что из всех изучавшихся удобрений органическое вещество ОСВ минерализуется наиболее интенсивно. Это связано не только с общим содержанием органического вещества в изучавшихся удобрениях, но и с природой их органического вещества. Как известно, органическое вещество ОСВ представлено, в основном, отмершими микробными клетками, в то время, как органическое вещество торфа и навоза – представлено растительными остатками, минерализация которых в почве происходит менее интенсивно (Органические удобрения, 1989). Рядом авторов было показано, что при применении даже высоких доз ОСВ минерализация органического углерода может произойти практически нацело за один вегетационный период (Андропова, 2002). По интенсивности минерализации испытывавшиеся органические удобрения можно расположить в следующий ряд: ОСВ > ОСВ+торф > торф > навоз.

В полевом опыте использовали только ОСВ и торфяной компост на его основе. В первый год второй ротации севооборота, когда осуществлялось внесение под озимую пшеницу возрастающих доз ОСВ и компоста, содержание Сорг. увеличилось в 1,4-2,2 раза на вариантах с применением осадка и в 1,5-2,6 раза на вариантах с компостом (сравнение с контролем) (прил. 1).



Наблюдения за динамикой изменения содержания органического углерода в почве проводили в течение 3-х лет (рис. 4). Уже через год, на варианте с 15 т/га ОСВ содержание углерода в почве было идентичным контрольному варианту, при внесении 30 т/га ОСВ содержание Сорг. также приблизилось к уровню неудобренной почвы. Только на вариантах с внесением самой высокой дозы ОСВ оно превышало контрольное содержание в 1,5 раза (рис. 4). При внесении компоста в почву поступает при аналогичной осадку дозе большее количество углерода, природа которого несколько иная. Наблюдение динамики минерализации органического вещества на вариантах с компостом показало, что за 2 года происходило менее резкое снижение Сорг. Так, на варианте с использованием 30 т/га компоста в 1999 году содержание органического углерода превышало таковое на контроле в 1,3 раза. При увеличении дозы компоста до 120 т/га содержание Сорг. в почве в 1,6 раза превысило уровень контроля. Следует отметить, что минерализация органического вещества удобрений на супесчаной почве шла очень интенсивно за счет хорошей аэрации. По-видимому, усилению минерализации также способствовало внесение с ОСВ в почву достаточно активной микрофлоры.

Известно, что для поддержания оптимальных параметров гумусного состояния почв очень эффективно травосеяние. На 3-ий год опыта возделывали клевер красный (сорт "Московский"). Возделывание многолетних трав оказало существенное влияние на содержание Сорг. в почвах всех вариантов опыта. Обогащение почвы углеродом при травосеянии происходит, в основном, за счет корневых остатков. Величина массы корневых остатков зависит от уровня питания растений. То есть уровень питания определяет и величину поступления органического углерода в почву. В 2000 году содержание Сорг. закономерно повысилось в 1,3 раза на контроле, а на варианте с внесением 120 т/га компоста почти в 2 раза. Надо отметить, что на вариантах с применением ОСВ уровень

содержания органического углерода, в целом, был ниже, чем на вариантах с компостом. Так, если при использовании самых низких доз ОСВ и компоста содержание органического углерода было одинаковым и составляло 1,25 %, то при применении 60 т/га осадка содержание Сорг. было ниже, чем на варианте со 120 т/га компоста в 1,2 раза.

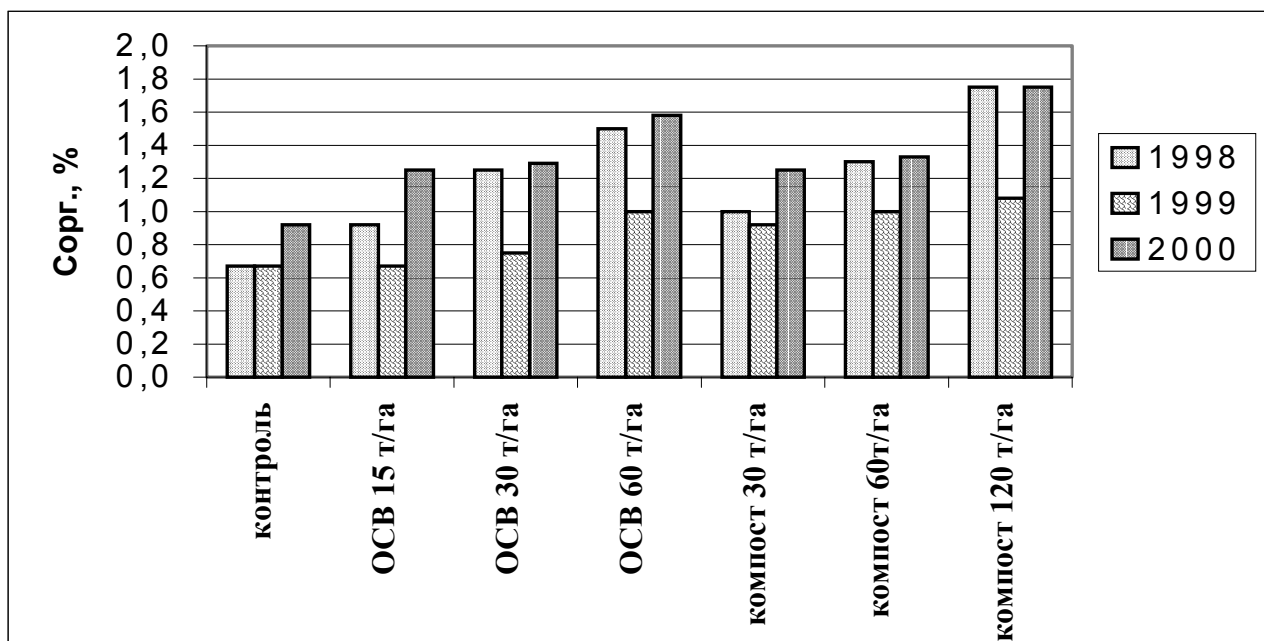


Рис. 4. Динамика содержания органического углерода в пахотном горизонте почвы полевого опыта.

Двухкратное применение ОСВ и компоста (за 2 ротации) привело к изменению содержания Сорг. в подпахотном горизонте, что связано с процессами вымывания, которые могут очень интенсивно протекать на легких почвах. При внесении даже самой низкой дозы ОСВ содержание Сорг. в подпахотном горизонте было выше, чем в пахотном горизонте на контроле, что свидетельствует о высокой подвижности органического вещества осадка (прил. 1). Такой интенсивный вынос органического вещества в подпахотный горизонт может благоприятствовать очищению пахотного горизонта почвы от ТМ и токсичных веществ органической природы

Для оценки эффективности применения ОСВ и компоста в качестве органических удобрений были подсчитаны запасы органического углерода в пахотном горизонте почвы вариантов полевого опыта по методике Н.Ф. Ганжары (1989), а также баланс органического углерода. В 1998 году при внесении органических удобрений под озимую пшеницу баланс органического углерода был положительным. Только на контрольном варианте, где удобрения не вносили, он был отрицательным (табл. 11). При внесении в почву возрастающих доз ОСВ запасы органического углерода увеличились в 1,3-2 раза от контрольного содержания. Внесение компоста увеличило запасы органического углерода в 1,7-3,7 раза по сравнению с контролем, что связано с большим содержанием в нем органического вещества по сравнению с ОСВ. При выращивании овса в 1999 году баланс органического углерода стал отрицательным на всех вариантах опыта, что связано с достаточно быстрой минерализацией и вымыванием органического вещества вносимых удобрений. Запас органического углерода в пахотном слое также снизился в целом в 2 раза по сравнению с предыдущим годом: на вариантах с 15, 30 и 60 т/га ОСВ он составил 43,4; 43,6 и 44,7 % от исходного запаса 1998 года, а при применении 30, 60 и 120 т/га компоста - 42,6; 43,9 и 45,5 % соответственно. Несмотря на 2 года последствий ОСВ и компоста, в 2000 году выращивание клевера привело к тому, что на всех вариантах баланс органического углерода резко вырос и оказался положительным, в том числе и на контроле (табл. 11). Использование в севообороте многолетних трав привело к увеличению запаса углерода в 1,32 раза по сравнению с предыдущим годом, однако, он не восполнил его запаса при внесении органических удобрений и составил 67 % от исходных показателей в 1998 году. Запас углерода в год выращивания многолетних трав (как и в год выращивания овса) был выше на вариантах с применением

компоста, поскольку изначальный запас на них был выше, и минерализация органического вещества происходила более медленно (прил. 1).

Таблица 11.

Баланс органического углерода, 1998-2000 г.г., т/га

Вариант	1998 год	1999 год	2000 год
Контроль	-0,65	-0,35	0,34
15 т/га ОСВ	0,13	-0,36	0,34
30 т/га ОСВ	0,34	-0,37	0,38
60 т/га ОСВ	0,94	-0,42	0,44
30 т/га компост	0,58	-0,35	0,37
60 т/га компост	1,22	-0,42	0,39
120 т/га компост	2,67	-0,46	0,48

Таким образом, выращивание клевера благоприятно отразилось на увеличении содержания органического вещества, запасов органического углерода. Следует, отметить, что увеличения запасов органического углерода при травосеянии было опосредованно инициировано уровнями минерального питания, созданными в почве благодаря применению ОСВ и компоста.

## **12.2. Кислотно-основные свойства и питательный режим почв полевого опыта.**

Применение возрастающих доз ОСВ и компоста на его основе оказало разностороннее воздействие на физико-химические свойства почв. Почва контрольного варианта характеризовалась нейтральной реакцией почвенного раствора, невысокой величиной гидролитической кислотности, низким уровнем содержания доступных для растений форм азота, фосфора, и калия (прил. 1).

Исследования динамики актуальной и гидролитической кислотности, почвы в течение 3-х лет показали, что в год внесения ОСВ величина рН была

нейтральной и сдвигалась в сторону слабощелочной (рис. 5), что, видимо, связано с высоким содержанием в осадке кальция. Такую же закономерность мы наблюдаем на вариантах с применением компостов. Существенных изменений в величине кислотности за годы проведения опыта не наблюдалось. Реакция почвы поддерживалась на благоприятном для растений уровне.

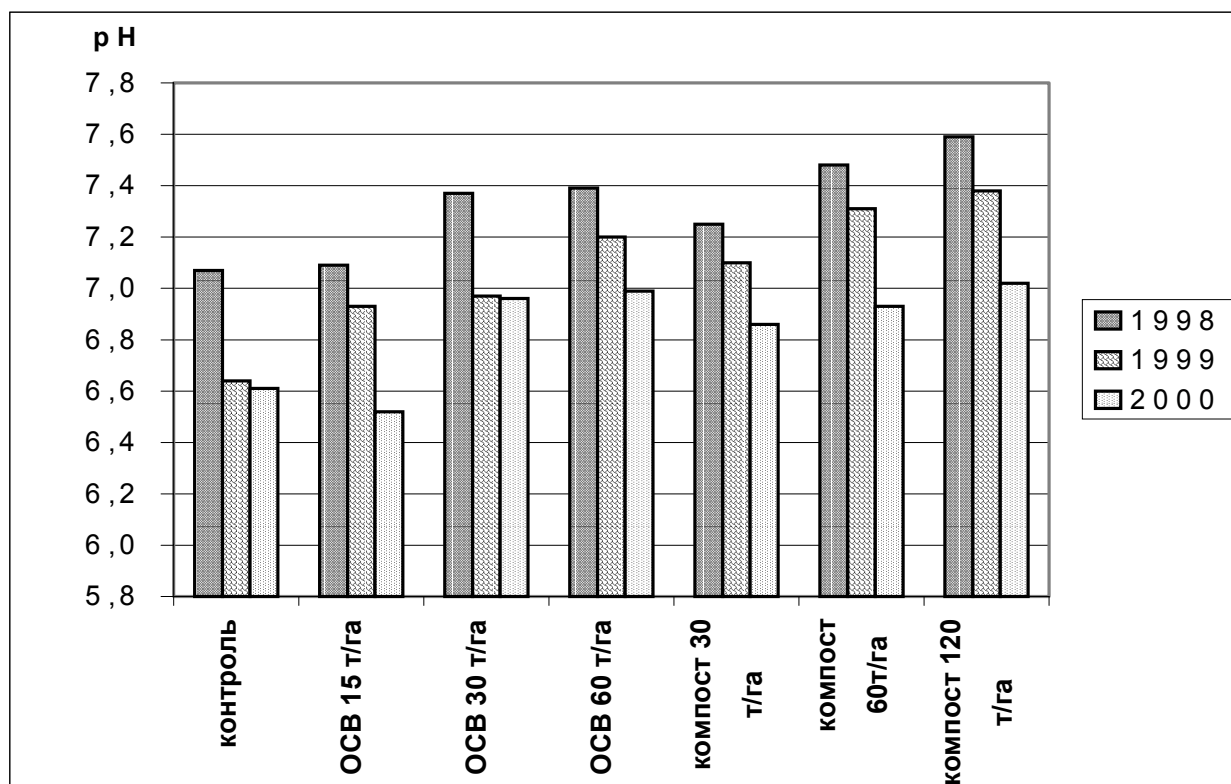


Рис. 5. Динамика величины рН пахотном горизонте почв полевого опыта

На вариантах с применением компостов отмечалось небольшое снижение величины рН, что связано с кислотностью самого торфа (прил. 1). Однако на варианте с максимальной дозой внесения компоста уровень величины рН по прошествии 3 лет оставался таким же, как и при внесении максимальной дозы ОСВ (рис. 5), то есть реакция водной вытяжки была нейтральной. При рассмотрении динамики гидролитической кислотности можно отметить, что с 1998 по 2000 гг. она увеличилась с 1,22 до 2,1 мг-экв/ 100 г почвы на варианте с применением 60 т/га ОСВ и с 1,19 до 1,75 мг-экв/100 г почвы на варианте с

внесением 120 т/га компоста (прил. 1), что, вероятно, связано с подкисляющим эффектом кислых продуктов минерализации органического вещества удобрений.

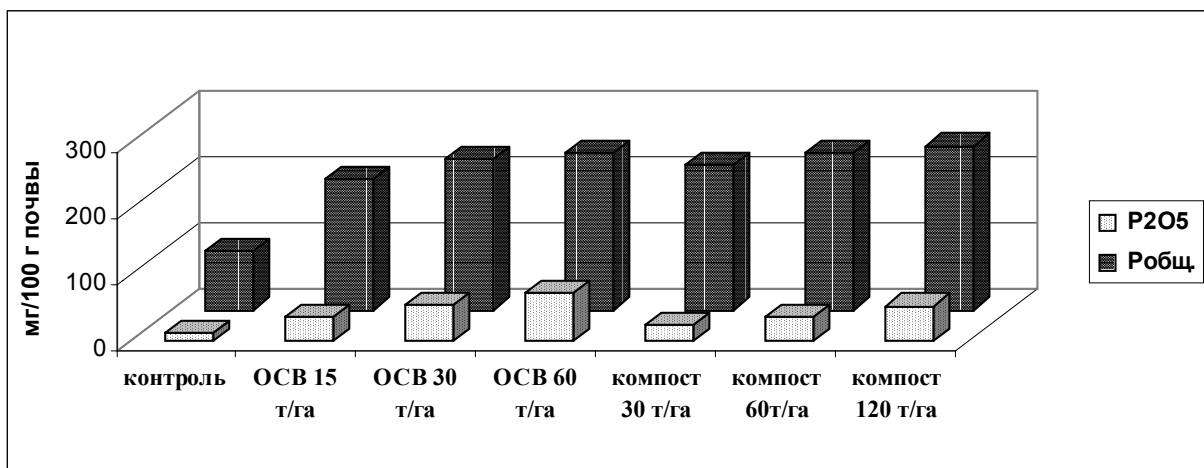
Влияние ОСВ и компоста на его основе распространяется на глубину до 40 см, что объясняется миграцией органического вещества этих удобрений в более глубокие слои почвы и вымыванием катионов кальция, магния и калия в подпахотный горизонт. Это привело к снижению величины гидролитической кислотности и росту суммы поглощенных оснований в слое 20-40 см (прил. 1).

Применение органических удобрений оказывало благоприятное влияние на общие запасы азота в почве. Уровень его валового содержания при внесении возрастающих доз ОСВ варьировал от 0,09 до 0,13 %, что превышает содержание азота на контрольном варианте в 4-6 раз. Внесение возрастающих доз компоста повысило содержание общего азота в 2-4 раза по сравнению с контролем. За 3 года эксперимента произошло снижение валового содержания азота на всех вариантах опыта, что связано с рядом процессов: за счет отчуждения с товарной частью растений, вымыванием и газообразными потерями. Более резкое снижение общего азота было отмечено на вариантах с ОСВ, так как азот осадка легко гидролизуются. Так, в 2000 году на варианте с использованием 120 т/га осадка валовое содержание азота снизилось в 2,6 раза по сравнению с 1998 г. В то время как на варианте со 120 т/га компоста валовое содержание снизилось всего в 1,6 раза, что в данном случае, вероятно связано с менее интенсивным вымыванием азота в нижележащий горизонт почвы. Выращивание клевера привело к сглаживанию разницы между содержанием общего азота на вариантах с применением ОСВ и компоста (прил. 1).

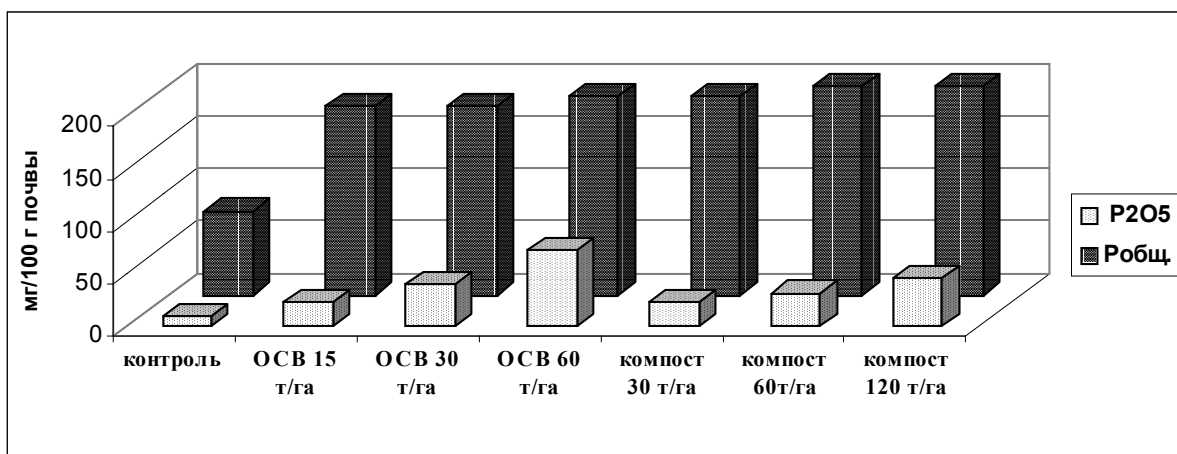
Рассматриваемые нами органические удобрения были богаты фосфором, его содержание в осадке составляло 1,8 %. Использование переходного торфа в опыте снизило содержание фосфора в компосте до 1,5 %. То есть при внесении

возрастающих доз ОСВ (15-60 т/га) в почву вносили 135-540 кг/га фосфора, а с возрастающими дозами компоста (30-120 т/га) - 225-900 кг/га этого элемента. Фосфор в ОСВ характеризуется высокой доступностью для растений (Wen et al, 1997). Однако при внесении в почву происходит трансформация его форм в процессе минерализации органического вещества (Андропова, 2002). В год внесения этих удобрений валовое содержание элемента на вариантах с возрастающими дозами ОСВ превышало таковое на контроле в 2,2-2,6 раза, а на вариантах с компостом - в 2,4-2,8 раз. В последующие 2 года последствия ОСВ и компоста количество общего фосфора снижалось более резко на вариантах с ОСВ, что связано с более быстрой минерализацией осадка и вымыванием элемента в подпахотный горизонт. Тем не менее, на всех вариантах с применением органических удобрений уровень содержания общего фосфора превышал контрольный даже по прошествии 3-х лет после внесения ОСВ и компоста.

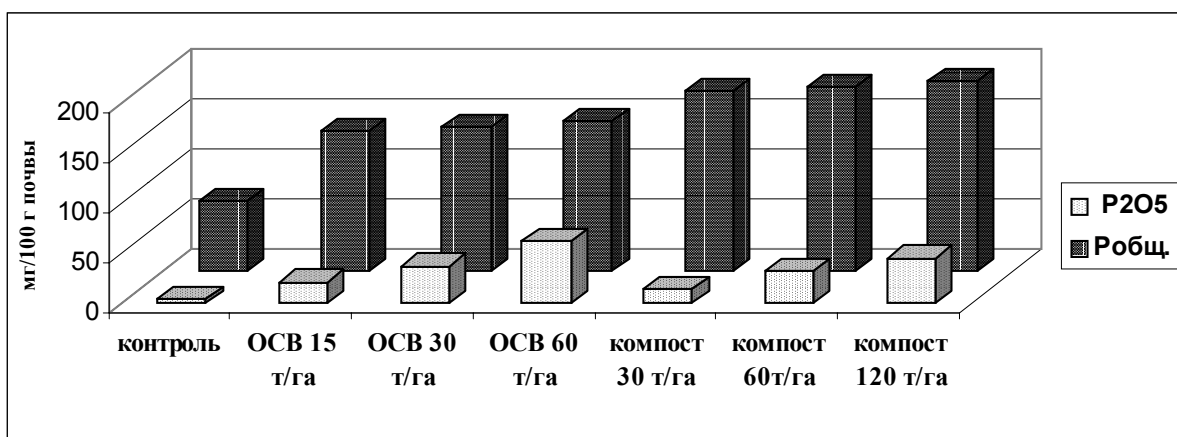
Двухкратное внесение этих удобрений привело к существенным изменениям в содержании доступных форм фосфора в почве. В год внесения осадка содержание подвижных форм фосфора увеличилось по сравнению с контролем в 3 раза на варианте с 15 т/га ОСВ и в 6 раз на варианте с 60 т/га ОСВ. Органическое вещество торфа оказало менее значимое влияние на подвижность фосфора почвы полевого опыта, повышая его содержание по сравнению с контролем в 2-4 раза (рис. 6). Содержание подвижного фосфора на вариантах с внесением 15-60 т/га ОСВ составило 32,3-45,0 % от валового запаса, на вариантах же с использованием 30-120 т/га компоста оно составило 18,9-29,4 % от валового содержания. То есть при использовании ОСВ в доступные для растений формы фосфора от валового запаса переходит больший процент этого элемента по сравнению с компостом, что связано с преобладанием в торфе малорастворимых соединений фосфора. В подпахотный горизонт мигрировало



а) 1998 год



б) 1999 год



в) 2000 год

Рис. 6. Динамика содержания валовых (Робщ.) и подвижных ( $P_2O_5$ ) форм фосфора, мг/100 г почвы.



меньшее количество подвижного фосфора при применении компоста, то есть внесение компоста, вероятно, способствовало большему закреплению фосфора в органических фосфатах в верхнем пахотном слое почвы (прил. 1).

За 3 года исследований уровень подвижного фосфора на контрольном варианте снизился с 11,7 до 4,0 мг/100 г почвы. По сравнению с ним, в 2000 году на вариантах с применением 15-60 т/га ОСВ содержание доступных форм элемента превышало контрольное в 5-15 раз, а на вариантах с 30-120 т/га компоста - в 3,2-11,1 раза. Однако, по мере минерализации органического вещества, содержание подвижного фосфора постепенно уменьшалось, что связано с его поглощением сельскохозяйственными культурами и выносом в нижележащие слои почвы.

Количество вносимых удобрений повлияло на уровень обеспеченности почв фосфором. Так, при использовании низких доз ОСВ и компоста за 3 года исследований почва полевого опыта из разряда высоко обеспеченных перешла в разряд повышенной обеспеченности. Использование же высоких доз удобрений позволило отнести почву к разряду очень высоко обеспеченных и за время исследований уровень обеспеченности данной почвы фосфором не изменился.

ОСВ и компост были не сбалансированы по содержанию калия, поэтому увеличение содержания обменного калия с ростом доз ОСВ и компоста было незначительным (табл. 12). Почвы полевого опыта были отнесены к разряду низко обеспеченных этим элементом даже при использовании 60 т/га ОСВ и 120 т/га компоста. В год прямого действия удобрений валовое содержание калия в почве превышало его содержание на контроле в 1,1-1,7 раз на вариантах с внесением ОСВ и в 1,1 раза на всех вариантах с применением компоста. В последующие годы наблюдений оно снизилось: в 1,3-1,6 раза с применением 15-60 т/га ОСВ и в 1,2-1,3 раза с использованием 30-120 т/га компоста, что связано, вероятно, с миграцией элемента вниз по профилю (прил. 1).

Таблица 12.

Динамика содержания обменных форм калия в почве полевого опыта,  
мг/100 г почвы.

вариант	1998 г.	1999 г.	2000 г.
контроль	5,37	5,22	4,2
ОСВ 15 т/га	5,31	5,29	4,5
ОСВ 30 т/га	6,15	5,31	4,7
ОСВ 60 т/га	6,93	5,68	5,0
компост 30 т/га	5,06	4,47	4,2
компост 60т/га	5,55	4,55	4,4
компост 120 т/га	6,63	5,08	4,7

Доля обменных форм калия от валового его содержания составляла 1,50-1,89 % в год внесения органических удобрений. За 3 года процент обменных форм калия от валового количества снизился на вариантах с применением 15-60 т/га ОСВ до 1,3-1,6 %, на вариантах с компостом – до 1,6 %.

Таким образом, можно сделать вывод, что внесение возрастающих доз ОСВ и компоста на его основе благоприятно влияло на гумусное состояние почвы, ее кислотно-основные свойства, улучшало азотный и фосфорный режим почв. Низкое содержание калия в почве может стать лимитирующим фактором при выращивании сельскохозяйственных культур.

## **12. Влияние ОСВ и компостов на содержание ТМ в почве.**

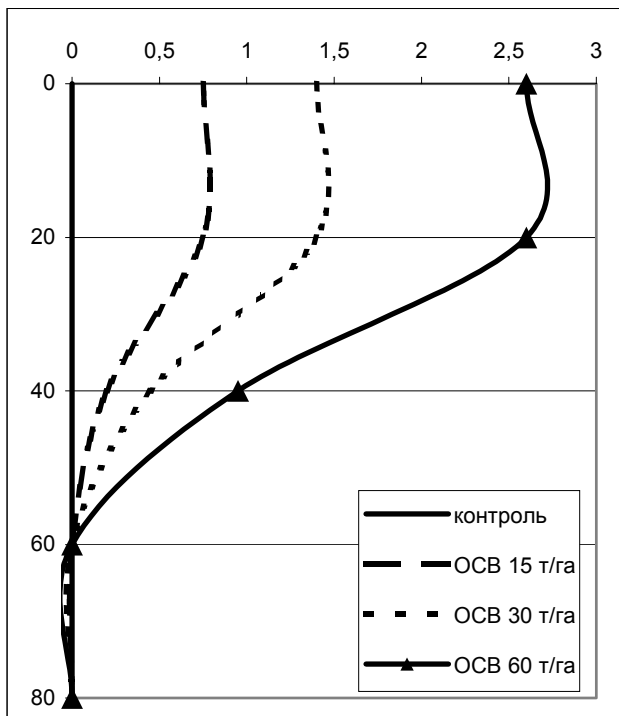
Наиболее серьезная проблема, связанная с использованием ОСВ, - загрязнение почвы и растений ТМ. Как было отмечено выше, осадок Владимирской станции очистки был загрязнен Cd, Cr и незначительно Ni. Повторное внесение ОСВ и компостов в начале ротации севооборота (1998 г.) привело к загрязнению почвы Cd, Cr, Ni и Zn, а также Cu на вариантах с

максимальными дозами внесения органических удобрений (прил. 2). В соответствии с существующими нормативами после внесения ОСВ валовое содержание тяжелых металлов в почве не должно превышать уровня 0,7-0,8 предельно допустимой концентрации. При 2-кратном применении ОСВ в дозах 15 и 30 т/га валовое содержание ТМ в почве составило для Cd - 0,6-0,9 ПДК, Ni - 0,5-0,7 ПДК, а для Cr при внесении всех доз - 0,5-0,8 ПДК, что является предельно допустимым уровнем загрязнения почвы, регламентированным при внесении ОСВ (СанПин 2.1.7.573-96). Только при повторном внесении 60 т/га ОСВ и 120 т/га компоста содержание Cd в почве достигло 1,4-1,7 ПДК, Cu - 1,1-1,3 ПДК, Ni - 1,1-1,4 ПДК, Zn - 1,4-1,6 ПДК. Поскольку превышения ПДК для меди и хрома были незначительными, то ко второму году исследований мы отмечаем снижение до безопасного уровня валового количества этих элементов в почве, что связано с их выносом с урожаем и миграцией в нижележащий горизонт. Содержание Cd, Zn и Ni также снизилось, но оставалось на уровне, превышающем ПДК.

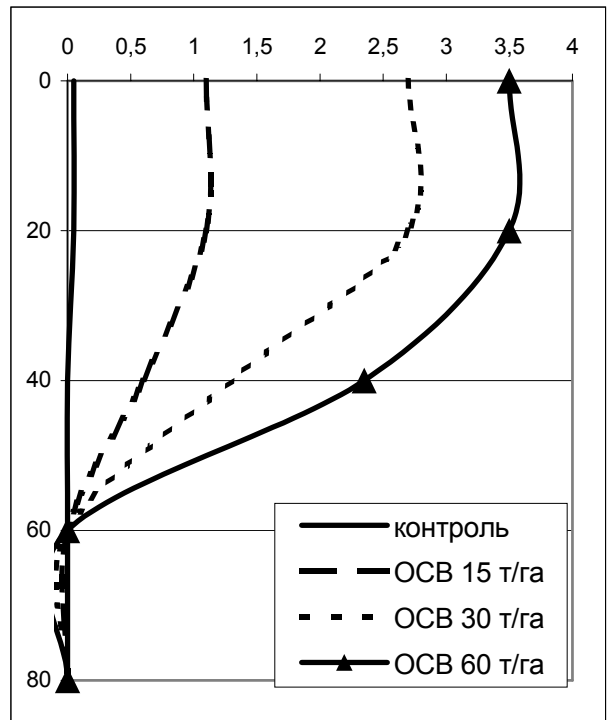
Работами Э. Юмвихозе (1999) и Т.Н. Большевой (2000), выполненными в опытном хозяйстве ВНИПТИОУ, было установлено, что внесение ОСВ приводит к загрязнению не только пахотного, но и подпахотного горизонтов почвы. При инфильтрации поверхностных вод происходит вынос ТМ в растворенном, коллоидном и суспендированном состоянии из одних почвенных горизонтов в другие. Так, в августе 1998 г. количество выпавших осадков значительно превысило норму, поэтому кадмий в значительных количествах мигрировал в подпахотный горизонт, и на вариантах с максимальным внесением ОСВ и компоста в слое почвы 20-40 см наблюдали превышение ПДК по валовому содержанию металла. Уровень содержания Zn, Cu, Cr и Ni в подпахотном горизонте был также превышен (сравнение с контролем), но не доходил до уровня ПДК.

Данные отечественных и зарубежных исследователей убедительно показывают, что валовое содержание ТМ в почве, характеризующее их общий запас, и ПДК, разработанные на основании этого параметра, не являются надежным параметром для оценки доступности элементов растениям (Прохорова, Матвеев, 1997; Environmental restoration..., 2001). В последние годы многими авторами предлагаются различные почвенные вытяжки, содержание ТМ в которых коррелирует с содержанием ТМ в растениях. В нашей стране принято оценивать биодоступность ТМ с помощью вытяжки 1М ААБ, в которую переходят специфически и неспецифически сорбированные формы ТМ, а в случае меди и связанные в органические комплексы ионы.

Уровень накопления обменнопоглощенных форм металлов (так называемых биодоступных форм) достаточно велик в пахотном, а также подпахотном горизонтах почвы (рис.7,8). Именно содержание этих форм в почве, по-видимому, будет определять поступление ТМ в растения. Рассмотрим более подробно поведение подвижных форм основных поллютантов в почве при внесении доз ОСВ и компоста.

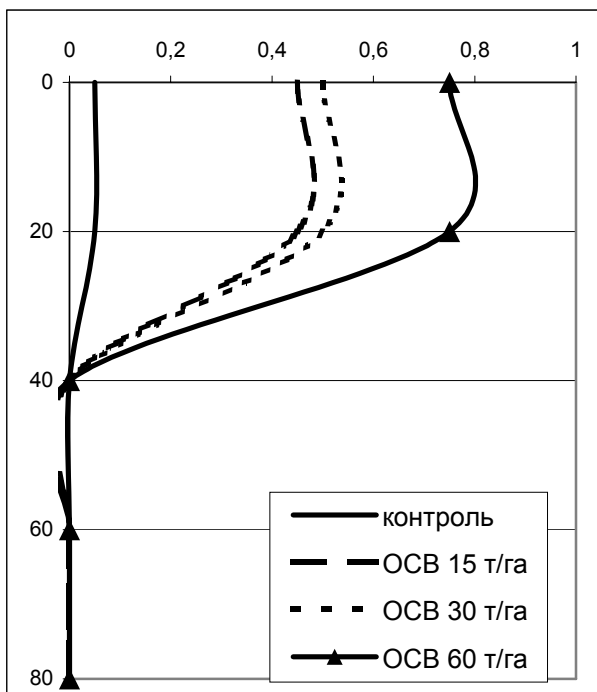


а) Cd

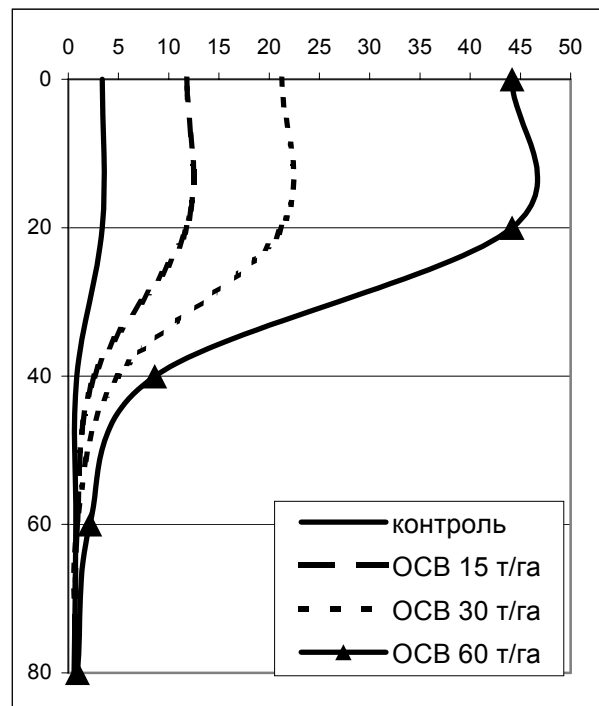


б) Cu

Рис. 7. Профильное распределение обменнопоглощенных форм кадмия и меди в почве полевого опыта, 2000 г.



а) Ni



б) Zn

Рис. 8. Профильное распределение обменнопоглощенных форм никеля и цинка в почве полевого опыта, 2000 г.

### 13.1. Кадмий.

Кадмий относится к высокотоксичным канцерогенным элементам. Антропогенный вклад Cd в глобальное загрязнение окружающей среды в 3 раза выше вклада естественных источников поступления его в биосферу (Степанюк, 1998). В ОСВ Владимирской станции очистки кадмий является приоритетным загрязнителем, его ПДК для данного вида удобрения превышена в 5 раз (СанПин 2.1.7.573-96). Следовательно, большое внимание должно быть уделено выбору доз ОСВ этой станции очистки, чтобы не создавать опасных очагов загрязнения этим элементом. Надо отметить, что кадмий плохо закрепляется в почвах, особенно легкого механического состава. Это, в свою очередь, может приводить к значимому загрязнению как растительной продукции, так и грунтовых вод (Кабата-Пендиас, Пендиас 1989; Аристархов, 2000; Iskandar, 2001).

Выбранные дозы ОСВ, вносимые 2 раза с момента закладки опыта, оказали существенное влияние на содержание кадмия в пахотном и подпахотном слоях почвы. Наибольший интерес для рассмотрения представляют подвижные формы этого элемента. Как видно из полученных данных (табл. 13), в год повторного внесения ОСВ величина ПДК обменнопоглощенных форм кадмия была превышена на всех вариантах с внесением ОСВ. Если на варианте с внесением 15 т/га ОСВ эта величина была превышена только в 1,4 раза, то при внесении 60 т/га ОСВ ее превышение составляло 7,5 раза, то есть наблюдается почти пропорциональная зависимость в увеличении биодоступных форм Cd с ростом дозы осадка. Мелиорирующее действие торфа проявилось в некотором снижении содержания кадмия, но уровень ПДК также был превышен. Динамика содержания биодоступных форм кадмия свидетельствует о том, что подвижность кадмия постоянно возрастает. Это, по-видимому, связано с минерализацией органического вещества осадка.

Так, если уровень подвижных форм Cd составлял 36-50 % от валового содержания элемента в год внесения ОСВ, то во второй год исследований уровень подвижных форм кадмия повысился в среднем на 20-30 % по сравнению с первым годом на всех вариантах. При внесении компостов прослеживались те же закономерности, но уровень подвижных форм кадмия повысился в среднем всего лишь на 10-15 %. То есть торф препятствует переходу кадмия в подвижные формы.

Динамика содержания кислоторастворимых форм кадмия, характеризующих потенциальный запас элемента для растений, аналогична изменениям его биодоступных форм (табл. 13). Природа химических соединений кадмия в почве такова, что до 97% от его валового содержания переходит в вытяжку 1 М HCl, то есть эту вытяжку можно использовать на легких почвах для характеристики валового содержания этого элемента. Аналогичные данные по содержанию кадмия в солянокислой вытяжке на загрязненных супесчаных почвах получены С.Л. Чижовой (2002), а U.S.Gupta (1985) называет количества элемента, переходящего в эту вытяжку «псевдоваловыми» (pseudo total).

При обогащении пахотного горизонта органическим веществом и за счет мощной поглотительной деятельности корневых систем клевера в 2000 году мы отмечаем снижение биодоступных форм Cd на 15-20 % на всех вариантах опыта. Полученные данные подсказывают один из способов снижения подвижности ТМ в почве, а именно, использование многолетних трав с этой целью. Известно, что органическое вещество торфа, навоза, соломы может снижать подвижность поллютантов в почве (Минеев, 1993), травосеяние, видимо, также следует рассматривать как прием, снижающий подвижность ТМ в почве, в частности кадмия, наиболее опасного и токсичного элемента-загрязнителя.

Таблица 13.

## Динамика различных форм кадмия в почве полевого опыта

Вариант	Обменнопоглощенные формы (1М ААБ, рН 4,8)			Кислоторастворимые формы (1Н НСl)		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см					
Контроль	н.о.	<u>0,045</u> 5,63	н.о.	н.о.	<u>0,06</u> 75,0	<u>0,05</u> 66,25
15 т/га ОСВ	<u>1,20</u> 36,6	<u>0,85</u> 49,65	<u>0,75</u> 41,87	<u>1,60</u> 75,47	<u>1,60</u> 81,56	<u>1,20</u> 72,73
30 т/га ОСВ	<u>1,75</u> 47,75	<u>1,40</u> 55,18	<u>1,40</u> 52,02	<u>5,60</u> 92,87	<u>2,50</u> 90,09	<u>2,90</u> 80,52
60 т/га ОСВ	<u>3,85</u> 49,5	<u>3,10</u> 60,43	<u>2,60</u> 55,18	<u>8,20</u> 96,02	<u>5,10</u> 97,34	<u>5,00</u> 93,25
30 т/га компост	<u>0,65</u> 32,34	<u>0,85</u> 45,02	<u>0,60</u> 39,01	<u>1,10</u> 54,73	<u>1,50</u> 80,39	<u>1,30</u> 67,38
60 т/га компост	<u>1,40</u> 46,36	<u>1,40</u> 49,92	<u>1,10</u> 45,08	<u>3,40</u> 67,73	<u>2,30</u> 82,13	<u>1,90</u> 74,32
120 т/га компост	<u>3,55</u> 49,36	<u>2,45</u> 51,52	<u>2,45</u> 50,45	<u>5,80</u> 89,92	<u>4,00</u> 96,97	<u>3,30</u> 86,09
	20-40 см					
Контроль	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	<u>0,05</u> 27,31	<u>0,05</u> 25,01
15 т/га ОСВ	<u>0,25</u> 27,82	<u>0,365</u> 37,24	<u>0,20</u> 31,97	<u>0,40</u> 33,72	<u>1,00</u> 33,79	<u>0,39</u> 33,39
30 т/га ОСВ	<u>0,53</u> 36,29	<u>0,90</u> 41,39	<u>0,45</u> 32,57	<u>0,87</u> 45,01	<u>1,80</u> 45,20	<u>0,84</u> 44,24
60 т/га ОСВ	<u>0,80</u> 37,62	<u>1,35</u> 45,32	<u>0,95</u> 33,65	<u>1,90</u> 56,43	<u>2,80</u> 57,04	<u>1,30</u> 50,11
30 т/га компост	<u>0,18</u> 24,58	<u>0,36</u> 33,77	<u>0,11</u> 31,86	<u>0,30</u> 31,94	<u>0,71</u> 32,04	<u>0,50</u> 30,88
60 т/га компост	<u>0,47</u> 35,23	<u>0,42</u> 37,44	<u>0,24</u> 32,05	<u>0,75</u> 36,97	<u>0,91</u> 42,67	<u>1,03</u> 41,04
120 т/га компост	<u>0,80</u> 37,51	<u>0,75</u> 38,64	<u>0,65</u> 32,48	<u>1,80</u> 46,54	<u>2,00</u> 52,40	<u>1,80</u> 47,72
ПДК	0,50					

Примечание: в числителе - содержание форм Cd, мг/кг; в знаменателе - доля форм ТМ, % от валового содержания; н.о. – содержание элемента ниже уровня чувствительности прибора.



В работе С. Keller et all (2001) показано, что основное содержание кадмия в среднем было сосредоточено в верхнем 30-сантиметровом слое почвы. Однако, загрязнение почвы может распространяться и на большую глубину. В нашем опыте прослеживалось закономерное обогащение подпахотного горизонта кадмием при внесении возрастающих доз ОСВ (сравнение с контролем). Миграция является естественным процессом самоочищения почв (Большева и др., 2000) Водорастворимые формы ТМ могут выноситься даже за пределы почвенного профиля. В нашем случае, содержание обменнопоглощенного кадмия в подпахотном горизонте (20-40 см) полевого опыта в 1998 году только при внесении 15 т/га ОСВ и 30 т/га компоста было ниже ПДК, на остальных же вариантах эта величина была превышена. Поскольку растения поглощают элементы как из пахотного, так и подпахотного горизонтов загрязнение последних также может оказать негативное воздействие на загрязнение растительной продукции. Торф несколько снижает миграцию кадмия по почвенному профилю.

### **13.2. Хром**

Поведение хрома в почвах определяется формой его соединений. Так,  $\text{Cr}^{3+}$  в кислой среде инертен (при pH 5,5 он почти полностью выпадает в осадок), его соединения в почвах считаются весьма стабильными (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). С другой стороны,  $\text{Cr}^{6+}$  довольно активен и легко мобилизуется как в кислых, так и в щелочных почвах. Используемые в исследованиях инструментальные методы не позволяют разделить хром по степени валентности, поэтому в таблице 14 нами представлены суммарные данные по содержанию  $\text{Cr}^{3+}$  и  $\text{Cr}^{6+}$ .

Таблица 14.

## Динамика содержания различных форм хрома в почве полевого опыта

Вариант	Обменнопоглощенные формы (1М ААБ, рН 4,8)			Кислоторастворимые формы (1Н НСl)		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см					
Контроль	н.о.	$\frac{0,10}{0,63}$	н.о.	$\frac{1,5}{6,51}$	$\frac{0,9}{4,69}$	$\frac{2,4}{5,00}$
15 т/га ОСВ	$\frac{0,35}{0,59}$	$\frac{1,05}{2,56}$	н.о.	$\frac{17,9}{23,04}$	$\frac{13,6}{27,64}$	$\frac{6,6}{16,09}$
30 т/га ОСВ	$\frac{0,65}{0,71}$	$\frac{2,15}{3,29}$	н.о.	$\frac{35,7}{30,32}$	$\frac{24,8}{32,69}$	$\frac{12,3}{19,46}$
60 т/га ОСВ	$\frac{1,10}{0,95}$	$\frac{2,80}{4,43}$	н.о.	$\frac{95,5}{39,22}$	$\frac{56,0}{41,32}$	$\frac{19,6}{29,95}$
30 т/га компост	$\frac{0,20}{0,42}$	$\frac{0,65}{1,97}$	н.о.	$\frac{12,5}{21,70}$	$\frac{16,0}{22,61}$	$\frac{5,4}{15,44}$
60 т/га компост	$\frac{0,35}{0,66}$	$\frac{1,15}{3,15}$	н.о.	$\frac{22,4}{26,30}$	$\frac{26,3}{29,96}$	$\frac{9,9}{17,57}$
120 т/га компост	$\frac{1,00}{0,93}$	$\frac{1,95}{3,98}$	н.о.	$\frac{70,3}{32,54}$	$\frac{44,9}{36,36}$	$\frac{12,6}{28,69}$
	20-40 см					
Контроль	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	$\frac{0,7}{3,66}$	$\frac{0,7}{3,90}$
15 т/га ОСВ	$\frac{0,10}{0,26}$	н.о.	н.о.	$\frac{0,40}{17,97}$	$\frac{5,6}{21,56}$	$\frac{5,6}{12,55}$
30 т/га ОСВ	$\frac{0,25}{0,40}$	н.о.	н.о.	$\frac{0,87}{23,65}$	$\frac{8,5}{25,50}$	$\frac{8,5}{15,18}$
60 т/га ОСВ	$\frac{0,30}{0,42}$	н.о.	н.о.	$\frac{1,90}{30,59}$	$\frac{9,0}{32,23}$	$\frac{9,0}{23,36}$
30 т/га компост	н.о.	н.о.	н.о.	$\frac{0,30}{16,93}$	$\frac{3,2}{17,64}$	$\frac{3,2}{12,04}$
60 т/га компост	$\frac{0,10}{0,23}$	н.о.	н.о.	$\frac{0,75}{20,51}$	$\frac{7,9}{23,37}$	$\frac{6,3}{13,70}$
120 т/га компост	$\frac{0,50}{0,39}$	н.о.	н.о.	$\frac{1,80}{25,38}$	$\frac{10,8}{28,36}$	$\frac{7,5}{22,38}$
ПДК	6,0					

Примечание: в числителе - содержание форм Cr, мг/кг; в знаменателе - доля форм Cr, % от валового содержания; н.о. – содержание элемента ниже уровня чувствительности прибора.

Несмотря на превышение ПДК хрома в самом осадке, биодоступные формы этого элемента при внесении изучавшихся органических удобрений находились на низком уровне. В вытяжку ААБ при внесении ОСВ и компоста переходило всего лишь 0,5-0,9 % от валового содержания хрома, что говорит о низкой подвижности этого элемента в данном опыте и о преобладании, по всей видимости, форм  $Cr^{3+}$ . В 1999 году подвижность Cr несколько возросла. Торф в компосте способствовал снижению доли биодоступных форм хрома всего лишь на 0,4-0,6 %.

В 2000 году, хром в вытяжке ААБ не обнаруживали ни в пахотном, ни в подпахотном горизонте, то есть его биодоступность упала до нулевой отметки, что также можно объяснить почти двукратным увеличением содержания органического вещества в почве опыта после посева клевера, который можно рассматривать, как почвоулучшитель при загрязнении почв ТМ.

Доля Cr, переходящего в вытяжку 1Н HCl из почвы пахотного и подпахотного горизонта, довольно высока и колеблется на вариантах с внесением ОСВ, в пределах 16-41 %. На вариантах с применением компоста доля потенциальнодоступных форм хрома снижается до 23 %, что говорит в пользу применения торфа как мелиоранта.

### **13.3. Медь.**

Медь относится к важным биофильным элементам. По литературным данным (Алексеев, 1987 и др.), ее среднее валовое содержание в почвах составляет 10-60 мг/кг, при этом величина ПДК установлена в пределах 62 мг/кг (СанПин 2.1.7.573-96). При внесении ОСВ и компоста ПДК подвижных ее форм была превышена в 3 раза в 1998-1999 годах и в 2 раза в 2000 году (табл. 15).

Таблица 15.

## Динамика содержания различных форм меди в почве полевого опыта

Вариант	Обменнопоглощенные формы (1М ААБ, рН 4,8)			Кислоторастворимые формы (1Н НСl)		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см					
Контроль	<u>0,10</u> 2,50	<u>0,35</u> 9,75	<u>0,05</u> 1,11	<u>1,9</u> 47,50	<u>2,5</u> 51,3	<u>3,1</u> 50,00
15 т/га ОСВ	<u>3,00</u> 10,11	<u>2,00</u> 11,59	<u>0,75</u> 10,25	<u>18,4</u> 79,31	<u>17,1</u> 83,0	<u>9,8</u> 92,53
30 т/га ОСВ	<u>4,65</u> 11,24	<u>3,45</u> 11,67	<u>2,30</u> 11,53	<u>40,6</u> 87,62	<u>24,8</u> 96,8	<u>10,2</u> 95,73
60 т/га ОСВ	<u>11,35</u> 14,28	<u>9,15</u> 15,68	<u>6,00</u> 15,22	<u>80,1</u> 88,26	<u>48,6</u> 98,8	<u>13,9</u> 98,80
30 т/га компост	<u>1,20</u> 6,32	<u>2,00</u> 10,90	<u>0,55</u> 5,98	<u>12,6</u> 76,57	<u>16,2</u> 78,4	<u>8,6</u> 88,89
60 т/га компост	<u>3,10</u> 8,16	<u>3,50</u> 11,05	<u>1,45</u> 7,71	<u>36,5</u> 82,31	<u>24,2</u> 84,9	<u>9,8</u> 90,12
120 т/га компост	<u>10,25</u> 12,43	<u>6,40</u> 13,47	<u>4,45</u> 11,19	<u>67,4</u> 86,05	<u>39,6</u> 96,4	<u>12,7</u> 98,68
	20-40 см					
Контроль	н.о.	н.о.	н.о.	<u>0,6</u> 23,07	<u>1,3</u> 17,40	<u>0,9</u> 19,00
15 т/га ОСВ	<u>0,60</u> 3,08	<u>0,20</u> 6,69	<u>1,10</u> 5,69	<u>4,8</u> 25,59	<u>7,6</u> 34,89	<u>7,3</u> 32,17
30 т/га ОСВ	<u>1,30</u> 4,34	<u>0,60</u> 6,75	<u>2,70</u> 6,65	<u>10,2</u> 34,11	<u>11,5</u> 47,38	<u>8,7</u> 34,67
60 т/га ОСВ	<u>2,35</u> 4,39	<u>1,50</u> 8,76	<u>3,50</u> 7,42	<u>16,8</u> 35,16	<u>19,2</u> 53,39	<u>13,6</u> 37,06
30 т/га компост	<u>0,25</u> 3,07	<u>0,35</u> 6,71	<u>0,85</u> 4,49	<u>4,1</u> 25,29	<u>6,7</u> 27,92	<u>6,3</u> 29,33
60 т/га компост	<u>1,18</u> 3,58	<u>0,85</u> 6,18	<u>0,95</u> 5,78	<u>8,9</u> 33,19	<u>7,7</u> 43,51	<u>8,4</u> 30,29
120 т/га компост	<u>1,80</u> 3,90	<u>2,80</u> 7,29	<u>1,60</u> 6,09	<u>15,0</u> 34,89	<u>12,3</u> 48,75	<u>12,3</u> 36,98
ПДК	3,0					

Примечание: в числителе - содержание форм Си, мг/кг; в знаменателе - доля форм Си, % от валового содержания; н.о. – содержание элемента ниже уровня чувствительности прибора.

В работе С. Bloomfield (1981) было показано, что торф и гуминовые кислоты прочно фиксируют ионы  $\text{Cu}^{2+}$  путем образования прямых координационных связей с кислородом функциональных групп. В нашем опыте внесение торфа действительно способствовало снижению подвижных форм меди, но, тем не менее, при применении 120 т/га компоста ПДК меди была превышена в течение всех 3 лет проведенных исследований.

Аккумуляция в верхних горизонтах - обычная черта распределения меди в профиле дерново-подзолистых почв. Это явление - результат действия разных факторов, но, прежде всего, концентрация меди в верхнем горизонте почвы отражает ее биоаккумуляцию, а также современное антропогенное влияние (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). В подпахотном горизонте содержание подвижных форм меди резко снижается и на вариантах с применением ОСВ составляет 0,2-0,8 ПДК, а при внесении 30-120 т/га компоста, соответственно, 0,08-0,6 ПДК. Доля обменнопоглощенных форм составляет 3,07 - 4,39 % в год внесения удобрений и 7,7 - 11,7 % при последствии ОСВ и торфяного компоста.

Считается, что вытяжка 1Н HCl извлекает формы, непрочно сорбированные гидроксидами железа, а также комплекс органоминеральных соединений меди (Самонова, Шахпендерян, 1997). Эти формы дают представление о резерве металла, который может быть полностью или частично мобилизован и вовлечен в биологический круговорот. В связи с этим, интересно рассмотреть изменение доли кислоторастворимых форм меди от валового ее содержания во времени и влияние на этот процесс применения различных доз ОСВ и компоста. Так, при внесении возрастающих доз ОСВ в 1998 году доля кислоторастворимых форм меди составляла 79,3-88,2 %, а при выращивании клевера в 2000 году она возросла до 92,5-98,8 %. Таким

образом, динамика содержания доли потенциальнодоступных растениям форм меди взаимосвязана с изменением в почве органического углерода. В подпахотном горизонте мы наблюдали резкое снижение содержания кислоторастворимых форм металла (табл. 15). Например, на варианте с 60 т/га ОСВ, доля потенциальнодоступных форм меди уменьшилась в подпахотном горизонте и составила 35,2-37,1% от валового запаса в годы последствия удобрения. Внесение компоста несколько снижало содержание форм меди, переходящих в солянокислую вытяжку, однако контрольного уровня содержание этих форм металла не достигало.

#### **13.4. Цинк.**

Применение ОСВ оказало существенное влияние на содержание различных форм цинка в почве. В самом осадке в вытяжку ААБ переходит 39 % цинка от валового содержания, несколько меньшее его количество переходит в эту вытяжку при внесении ОСВ в почву. В изменении поведения биодоступных и кислоторастворимых форм цинка, как и для других рассмотренных металлов, мы наблюдаем, снижение подвижности при внесении компоста, причем для данного элемента компостирование ОСВ с торфом является более эффективным, чем выращивание клевера (табл. 16).

Внесение ОСВ в 1998 году привело к загрязнению обменнопоглощенными формами металла пахотного горизонта почвы на варианте с максимальной дозой (60 т/га) удобрения. ПДК биодоступных форм цинка на этом варианте была превышена в 2,4 раза. При использовании более низких доз осадка почва не была загрязнена биодоступными формами металла. При рассмотрении динамики подвижных форм цинка на вариантах с ОСВ были отмечены те же закономерности (табл. 16).

Таблица 16.

## Динамика содержания различных форм цинка в почве полевого опыта

Вариант	Обменнопоглощенные формы (1М ААБ, рН 4,8)			Кислоторастворимые формы (1Н НСl)		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см					
Контроль	<u>0,80</u> 12,42	<u>3,50</u> 16,19	<u>3,40</u> 14,58	<u>3,3</u> 45,35	<u>19,1</u> 55,31	<u>6,0</u> 45,00
15 т/га ОСВ	<u>15,75</u> 20,92	<u>12,80</u> 30,83	<u>11,80</u> 29,77	<u>41,0</u> 59,16	<u>35,7</u> 56,13	<u>24,2</u> 45,67
30 т/га ОСВ	<u>23,30</u> 22,73	<u>19,35</u> 38,34	<u>21,25</u> 30,77	<u>110,0</u> 86,30	<u>52,7</u> 61,06	<u>62,0</u> 52,09
60 т/га ОСВ	<u>54,75</u> 25,68	<u>37,30</u> 39,71	<u>44,15</u> 36,07	<u>184,0</u> 98,74	<u>135,0</u> 69,02	<u>112,0</u> 68,71
30 т/га компост	<u>16,05</u> 18,95	<u>10,65</u> 24,71	<u>8,75</u> 23,87	<u>23,1</u> 42,55	<u>33,3</u> 51,89	<u>22,7</u> 45,61
60 т/га компост	<u>17,59</u> 21,00	<u>16,20</u> 34,43	<u>15,95</u> 26,58	<u>69,0</u> 81,58	<u>50,1</u> 54,55	<u>48,0</u> 51,34
120 т/га компост	<u>45,00</u> 24,52	<u>35,20</u> 34,90	<u>29,75</u> 32,78	<u>155,0</u> 94,26	<u>74,1</u> 64,53	<u>73,0</u> 52,79
	20-40 см					
Контроль	<u>0,30</u> 9,50	<u>1,10</u> 12,14	<u>0,85</u> 10,94	<u>1,7</u> 35,38	<u>2,9</u> 43,14	<u>2,4</u> 21,43
15 т/га ОСВ	<u>2,70</u> 18,64	<u>5,85</u> 23,12	<u>2,60</u> 22,33	<u>8,9</u> 35,90	<u>16,6</u> 43,78	<u>8,9</u> 27,54
30 т/га ОСВ	<u>8,75</u> 20,46	<u>12,20</u> 28,76	<u>4,95</u> 23,03	<u>20,6</u> 39,05	<u>29,0</u> 47,63	<u>15,0</u> 32,43
60 т/га ОСВ	<u>11,15</u> 21,86	<u>17,50</u> 29,78	<u>8,60</u> 27,05	<u>32,2</u> 44,15	<u>67,0</u> 53,84	<u>26,4</u> 46,32
30 т/га компост	<u>2,00</u> 17,69	<u>5,55</u> 18,53	<u>3,75</u> 17,90	<u>6,3</u> 33,19	<u>12,3</u> 40,47	<u>9,8</u> 26,67
60 т/га компост	<u>6,53</u> 18,72	<u>7,45</u> 25,82	<u>6,45</u> 22,19	<u>18,4</u> 34,89	<u>14,3</u> 42,55	<u>17,0</u> 29,55
120 т/га компост	<u>8,30</u> 20,55	<u>9,95</u> 26,18	<u>7,60</u> 24,73	<u>29,9</u> 41,27	<u>51,0</u> 50,33	<u>35,0</u> 39,09
ПДК	23,0					

Примечание: в числителе - содержание форм Zn, мг/кг; в знаменателе - доля форм Zn, % от валового содержания; н.о. – содержание элемента ниже уровня чувствительности прибора.

Действие торфа как мелиоранта наиболее эффективно проявилось на вариантах с низкими дозами применения компоста (табл. 16). Использование же 120 т/га удобрения незначимо влияло на уровень загрязнения почвы цинком, ПДК обменнопоглощенных форм элемента на этом варианте была превышена на протяжении всего времени исследования.

Внесение ОСВ не привело к загрязнению подпахотного горизонта. Компост также препятствовал загрязнению подпахотного горизонта цинком. Доля обменнопоглощенных форм цинка на вариантах с применением компоста составляла 17,7-20,5 % от валового содержания в год внесения и не превышала 25,8 % в годы последействия.

### **13.5. Никель.**

В осадках сточных вод никель присутствует главным образом в форме легкодоступных органических хелатов (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989), то есть может быть фитотоксичным. В почве нашего опыта ПДК биодоступных форм никеля превышена не была, хотя валовое содержание металла составляло 1,7 ПДК при внесении 60 т/га ОСВ и 1,3 ПДК при применении 120 т/га компоста в 1998 году. В этом же году, при внесении органических удобрений в почву, в вытяжку ААБ переходило 7,6-8,3 % от валового содержания никеля на вариантах с 15-60 т/га ОСВ, а на вариантах с 30-120 т/га компостов - 1,5-5,2 %, что свидетельствует о мелиорирующем действии торфа (табл. 17). В 2000 году, после уборки клевера на вариантах с применением 15 т/га ОСВ доля биодоступных форм никеля составила 4,3 % от валового количества элемента, в то время как в 1998 году она составляла 7,6 %. То есть на варианте с использованием низкой дозы осадка можно отметить эффективное мелиорирующее действие многолетних трав. При применении 60 т/га ОСВ эффективность травосеяния снижается. Однако компостирование ОСВ с торфом в год возделывания клевера, на варианте с максимальной дозой используемого



Таблица 17.

## Динамика содержания форм никеля в почве полевого опыта

Вариант	Обменнопоглощенные формы (1М ААБ, рН 4,8)			Кислоторастворимые формы (1Н НСl)		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см					
Контроль	н.о.	$\frac{0,10}{2,19}$	$\frac{0,05}{1,08}$	$\frac{0,2}{33,66}$	$\frac{0,2}{4,69}$	$\frac{1,1}{5,00}$
15 т/га ОСВ	$\frac{0,90}{7,61}$	$\frac{0,85}{7,64}$	$\frac{0,45}{4,30}$	$\frac{5,0}{43,29}$	$\frac{5,5}{27,64}$	$\frac{4,1}{16,09}$
30 т/га ОСВ	$\frac{1,25}{7,79}$	$\frac{1,30}{8,62}$	$\frac{0,90}{5,73}$	$\frac{14,3}{47,04}$	$\frac{8,1}{32,69}$	$\frac{7,8}{19,46}$
60 т/га ОСВ	$\frac{3,55}{8,26}$	$\frac{2,85}{9,85}$	$\frac{1,80}{8,18}$	$\frac{21,1}{56,92}$	$\frac{16,9}{41,32}$	$\frac{12,6}{29,95}$
30 т/га компост	$\frac{0,10}{1,49}$	$\frac{0,15}{2,27}$	$\frac{0,50}{3,29}$	$\frac{2,5}{37,20}$	$\frac{5,3}{22,61}$	$\frac{2,7}{15,44}$
60 т/га компост	$\frac{0,45}{3,37}$	$\frac{0,70}{5,35}$	$\frac{0,55}{4,09}$	$\frac{10,1}{45,71}$	$\frac{7,5}{29,96}$	$\frac{4,7}{17,57}$
120 т/га компост	$\frac{3,20}{5,17}$	$\frac{1,60}{6,21}$	$\frac{0,75}{4,79}$	$\frac{17,5}{46,54}$	$\frac{11,0}{36,36}$	$\frac{7,3}{28,69}$
	20-40 см					
Контроль	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	$\frac{1,1}{32,71}$	$\frac{0,9}{22,64}$
15 т/га ОСВ	н.о.	н.о.	н.о.	$\frac{0,9}{30,00}$	$\frac{3,1}{38,55}$	$\frac{1,6}{36,67}$
30 т/га ОСВ	$\frac{0,20}{0,40}$	н.о.	н.о.	$\frac{2,7}{37,08}$	$\frac{4,5}{42,45}$	$\frac{2,4}{40,58}$
60 т/га ОСВ	$\frac{0,55}{0,42}$	н.о.	н.о.	$\frac{4,1}{38,00}$	$\frac{5,9}{49,45}$	$\frac{3,4}{40,76}$
30 т/га компост	н.о.	н.о.	н.о.	$\frac{0,6}{30,00}$	$\frac{2,5}{37,31}$	$\frac{1,9}{33,63}$
60 т/га компост	$\frac{0,16}{0,23}$	н.о.	н.о.	$\frac{1,6}{33,34}$	$\frac{3,2}{40,45}$	$\frac{2,8}{38,36}$
120 т/га компост	$\frac{0,45}{0,39}$	н.о.	н.о.	$\frac{3,1}{34,76}$	$\frac{4,8}{44,40}$	$\frac{4,5}{38,98}$
ПДК	4,0					

Примечание: в числителе - содержание форм Ni, мг/кг; в знаменателе - доля форм Ni, % от валового содержания; н.о. – содержание элемента ниже уровня чувствительности прибора.

компоста, снизило содержание биодоступных форм никеля в 4,3 раза по сравнению с 1998 г. То есть совмещение 2-х приемов, направленных на снижение подвижности ТМ в почве, является весьма эффективным в отношении никеля.

При рассмотрении динамики содержания кислоторастворимых форм никеля можно отметить снижение доли потенциальнодоступных растениям форм элемента в год выращивания клевера (16,09-29,95 %) по сравнению с предыдущими годами (43,29-56,92 %) как на вариантах с применением ОСВ, так и на вариантах с применением компостов. В 2000 году, после уборки клевера на вариантах с применением 15 т/га ОСВ доля биодоступных форм никеля составила 4,3 % от валового количества элемента, в то время как в 1998 году она составляла 7,6 %. То есть на варианте с использованием низкой дозы осадка можно отметить эффективное мелиорирующее действие многолетних трав. При применении 60 т/га ОСВ эффективность травосеяния снижается. Однако компостирование ОСВ с торфом в год возделывания клевера, на варианте с максимальной дозой используемого компоста, снизило содержание биодоступных форм никеля в 4,3 раза по сравнению с 1998 г. То есть совмещение 2-х приемов, направленных на снижение подвижности ТМ в почве, является весьма эффективным в отношении никеля.

Содержание биодоступных форм никеля в подпахотном горизонте в годы последствия органических удобрений находилось ниже уровня чувствительности прибора. Доля потенциальнодоступных форм элемента на вариантах с 15-60 т/га ОСВ достигала 30-49 % от валового содержания, на вариантах с применением компоста она составляла 30-44 %. Мы видим, что в подпахотный горизонт мигрировало достаточно большое количество никеля, там происходило его закрепление, количество обменнопоглощенных форм было

невелико, а на долю кислоторастворимых форм приходилось менее 50% от валового содержания.

### **13.6. Свинец**

Поступление свинца в почву связано, в основном, с техногенными источниками. Указывается, что применение ОСВ также может вызывать загрязнение почвы свинцом (Laperche, 2001). Содержание свинца в ОСВ было ниже ПДК для данного типа удобрений, поэтому загрязнения почвы этим элементом не происходило. Тем не менее, интересно проследить трансформацию свинца в почве вариантов опыта, поскольку обогащение им, все-таки, имело место. Обменнопоглощенные формы металла в год внесения удобрений были обнаружены только на вариантах с 60 т/га ОСВ и 120 т/га компоста (табл. 18). В 1999 году содержание биодоступных форм свинца возросло и на вариантах с применением ОСВ составляло 0,25-0,60 мг/кг, что не превышало ПДК для этих форм металла. На варианте со 120 т/га компоста содержание подвижных форм свинца снизилось до 0,4 мг/кг, а при применении 30 т/га рассматриваемого удобрения, уровень обнаружения подвижных форм свинца был ниже чувствительности прибора.

В год возделывания многолетних трав подвижность свинца на вариантах с низкими дозами удобрений оказалась ниже уровня чувствительности элемента, что свидетельствует о положительном эффекте травосеяния и рассматривается как прием фиторемедиации почв. В подпахотном горизонте содержание биодоступных форм свинца снизилось до нулевого уровня и было ниже порога обнаружения прибором на протяжении всего времени проводимых исследований на всех вариантах опыта.

Таблица 18.

Динамика содержания обменнопоглощенных форм свинца в пахотном горизонте почвы полевого опыта

Вариант	1998	1999	2000
Контроль	н.о.	$\frac{0,20}{1,32}$	н.о.
15 т/га ОСВ	н.о.	$\frac{0,25}{1,37}$	н.о.
30 т/га ОСВ	н.о.	$\frac{0,30}{1,60}$	$\frac{0,05}{1,25}$
60 т/га ОСВ	$\frac{0,40}{1,85}$	$\frac{0,60}{2,00}$	$\frac{0,75}{2,14}$
30 т/га компост	н.о.	н.о.	н.о.
60 т/га компост	н.о.	$\frac{0,04}{5,45}$	н.о.
120 т/га компост	$\frac{0,35}{1,70}$	$\frac{0,40}{6,02}$	$\frac{0,3}{3,29}$
ПДК	6,0		

Примечание: в числителе - содержание обменнопоглощенных форм Pb, мг/кг; в знаменателе - доля обменнопоглощенных форм Pb, % от валового содержания; н.о. – содержание элемента ниже уровня чувствительности прибора.

Уровень содержания кислоторастворимых форм свинца в 1998 году составлял 20-28 % от вала на вариантах с применением ОСВ и оставался почти таким же при внесении компоста (табл. 19). По мере минерализации органического вещества, в 1999 г. доля кислоторастворимых форм металла возросла в 1,8-2,2 раза по сравнению с предыдущим годом. В годы последействия ОСВ и компоста увеличивался уровень содержания потенциальнодоступных форм свинца и в подпахотном горизонте, что связано, вероятно, с миграцией органического вещества осадка вниз по профилю.

Таблица 19.

Динамика содержания кислоторастворимых форм свинца в почве  
полевого опыта

Вариант	1998	1999	2000
	0-20 см		
Контроль	$\frac{2,7}{18,35}$	$\frac{3,3}{26,00}$	$\frac{2,4}{20,00}$
15 т/га ОСВ	$\frac{5,7}{20,64}$	$\frac{4,6}{35,71}$	$\frac{4,7}{24,73}$
30 т/га ОСВ	$\frac{7,8}{26,38}$	$\frac{6,6}{42,50}$	$\frac{4,9}{27,00}$
60 т/га ОСВ	$\frac{13,0}{28,05}$	$\frac{8,3}{59,28}$	$\frac{5,4}{37,69}$
30 т/га компост	$\frac{2,9}{20,18}$	$\frac{5,1}{31,07}$	$\frac{4,3}{22,00}$
60 т/га компост	$\frac{5,9}{22,48}$	$\frac{5,2}{36,67}$	$\frac{4,4}{23,85}$
120 т/га компост	$\frac{9,8}{27,42}$	$\frac{7,2}{55,45}$	$\frac{5,2}{28,89}$
	20-40 см		
Контроль	$\frac{0,8}{14,31}$	$\frac{3,5}{15,60}$	$\frac{3,0}{20,28}$
15 т/га ОСВ	$\frac{3,7}{17,00}$	$\frac{4,0}{19,29}$	$\frac{4,0}{27,85}$
30 т/га ОСВ	$\frac{3,7}{20,00}$	$\frac{5,1}{26,31}$	$\frac{3,8}{33,15}$
60 т/га ОСВ	$\frac{3,8}{22,85}$	$\frac{6,0}{32,28}$	$\frac{5,0}{36,24}$
30 т/га компост	$\frac{2,6}{17,14}$	$\frac{3,2}{17,94}$	$\frac{4,0}{24,23}$
60 т/га компост	$\frac{2,8}{19,00}$	$\frac{3,8}{18,60}$	$\frac{3,8}{28,60}$
120 т/га компост	$\frac{3,4}{21,11}$	$\frac{7,0}{22,53}$	$\frac{5,0}{33,25}$

Примечание: в числителе - содержание форм Pb, мг/кг; в знаменателе - доля форм Pb, % от валового содержания; н.о. – содержание элемента ниже уровня чувствительности прибора.

#### **14. Динамика фракционного состава тяжелых металлов в почвах в модельного опыта.**

Распределение ТМ по почвенному профилю и их поглощение растениями связаны с физико-химическими формами поллютантов в почве. Понимание того, в каких именно формах металлы присутствуют в загрязненных почвах, важно для прогноза дальнейшего поведения их в агроландшафтах.

Общая (валовая) концентрация токсикантов не является хорошим индикатором доступности ТМ растениям. Поллютанты в почве встречаются в разнообразных химических формах с различной степенью биодоступности. Разделение широкого ряда почвенных форм токсикантов осуществляется с помощью использования методов последовательной экстракции. Некоторые из этих методов используются для изучения доступности металлов растениям, их подвижности и реакционной способности в почвах и осадках. Посредством последовательных экстракций ТМ почвенной массы обычно разделяют на обменную, карбонатную, органическую, связанную с оксидами марганца и железа и остаточную фракции с помощью разнообразных экстрагентов (Shuman, 1979; Sposito et al., 1982; Emmerich et al., 1982; LeClaire et al., 1984; Tsaidlas et al., 1995).

Фракционное распределение ТМ, при одном и том же уровне валового содержания, может претерпевать существенные изменения во времени, а также при использовании различных агрохимических средств, выпадении кислотных осадков, изменении водно-физических свойств почвы и т.п. (Гармаш, 1989). Проблема фракционного распределения ТМ в почве, загрязненной ОСВ, весьма актуальна и требует детального рассмотрения и изучения.

Для оценки фракционного распределения ТМ в почве при использовании различных органических удобрений в модельном опыте, мы использовали модифицированный метод Эммериха (1982). Тяжелые металлы последовательно

экстрагировали 0,5М  $Mg(NO_3)_2$  (обменная фракция), 0,004М гидросиламином в 25 %  $CH_3COOH$  (фракция, связанная с полуторными окислами Fe и Mn), 0,5М NaOH (органическая фракция). Остаточную фракцию оценивали по разности между валовым содержанием и суммой выделенных фракций. Эммерих также предлагал выделять фракцию, связанную с карбонатами, но поскольку величина рН почвы была ниже 8,2, то можно с уверенностью сказать, что карбонаты и бикарбонаты в ней отсутствовали. К тому же для экстрагирования этих соединений Эммерихом предлагалось использовать вытяжку 0,5 М  $Na_2ЭДТА$ , а известно, что в эту вытяжку могут переходить соединения различной природы, в частности, связанные с почвенной органикой (Соловьев, Кучеряева, 1984) Временные изменения фракционного состава Cd, Cu, Cr, Ni, Pb и Zn представлены в приложениях 5-8.

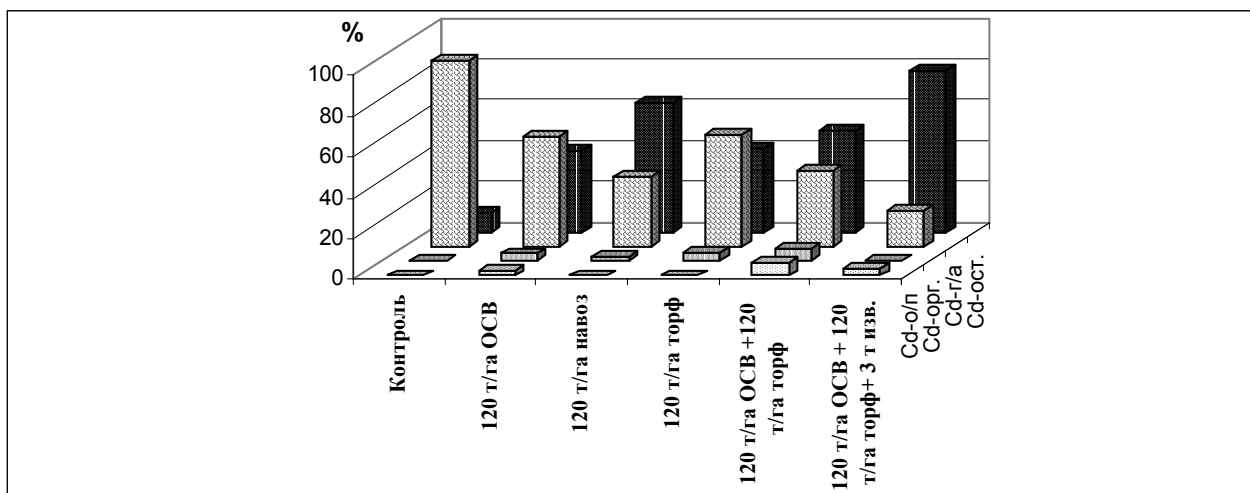
Первый отбор проб почвы в модельном опыте для проведения фракционирования ТМ проводили через 7 дней после закладки опыта, в дальнейшем проводили 3 отбора, через каждые 30 дней.

Для каждого из изучавшихся металлов существовали свои индивидуальные закономерности фракционного распределения, динамика фракционного распределения также имела определенную специфику в зависимости от вида органического удобрения.

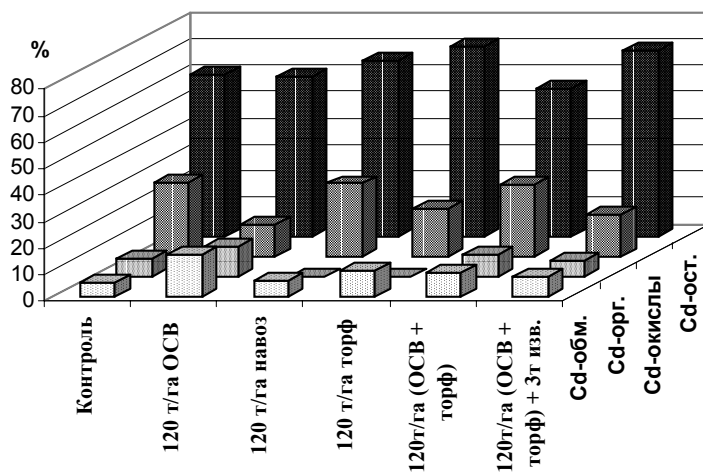
**Кадмий.** При первом отборе почвенных образцов (через неделю после закладки опыта) модельного эксперимента обменный Cd (фракция 1) был обнаружен только при внесении самых высоких доз ОСВ как отдельных, так и в сочетании с торфом и известью. При внесении навоза, а также торфа уровень кадмия в обменной фракции был ниже порога обнаружения. На варианте со 120 т/га осадка процент обменной фракции металла составил 2,5 от валового содержания, на варианте с совместным внесением 120 т/га торфа и ОСВ - 6,67, а на варианте с добавлением извести к 120 т/га ОСВ и торфа - 3,46. Вероятно,

содержание обменных фракций определяется процессами разложения органического вещества, высвобождения элементов и перераспределением их между органическим веществом удобрений и ППК. К моменту второго фракционирования, которое проводили через месяц, Cd 1-ой фракции был обнаружен на всех вариантах опыта, причем наименьшее его содержание (3,5-5,8 % от валового содержания) было отмечено на вариантах с возрастающими дозами навоза (15-120 т/га), а наибольшая доля обменного Cd (6,6-15,7 % от валового содержания) - на вариантах с внесением 15-120 т/га ОСВ. Через 4 месяца с момента закладки опыта на вариантах с низкими дозами удобрений содержание Cd в 1-ой фракции было ниже уровня чувствительности прибора (рис. 9). На вариантах с внесением 120 т/га органических удобрений доля обменного Cd от общего содержания составила лишь 1,08 % на варианте с ОСВ. На вариантах с навозом и торфом доля этой фракции также снизилась, но оставалась, тем не менее, на более высоком уровне - 4,47 % - от валового содержания при внесении навоза и 3,33 % при внесении торфа. При внесении ОСВ в комбинациях с торфом и известью в почвенных образцах также обнаруживался более высокий уровень содержания обменнопоглощенного Cd - 3,27 % при совместном применении ОСВ и торфа, 3,81 % - при совместном применении ОСВ, торфа и извести. Таким образом, можно констатировать, что использование такого приема ремедиации почв, загрязненных Cd, как увеличение запаса органического вещества в почве за счет внесения торфа и навоза не является эффективным. Это согласуется с данными, полученными в полевом опыте. Торф и навоз при своей минерализации способствуют переходу кадмия в более доступное для растений состояние, о чем свидетельствует увеличение содержания 1-ой фракции. По всей видимости, мы вправе ожидать снижения со временем количества подвижных форм кадмия до безопасных

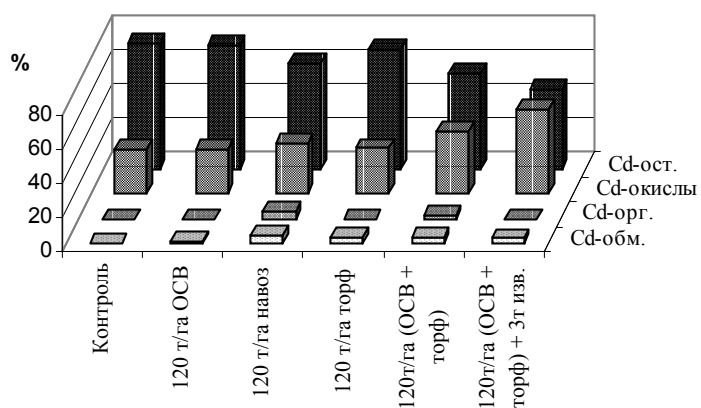




а) I-ое фракционирование, 27.02.01



б) II-е фракционирование, 27.03.01



в) IV-ое фракционирование, 27.05.01

Рис. 9. Распределение Cd по фракциям в почве модельного опыта,

концентраций и при внесении ОСВ в полевых условиях. Причем для снижения биодоступности кадмия более эффективными в плане применения будут низкие дозы органических удобрений - 15-30 т/га.

Рассмотрим перераспределение в динамике модельного эксперимента фракции кадмия, связанной с органическим веществом почвы (2-я фракция). Ряд авторов рассматривают эту фракцию, как потенциальный резерв ТМ для растений (Chen, Lee, Liu, 2001). Хотя, как можно предположить на основании анализа динамики содержания кадмия в 1-ой фракции, минерализующиеся органические соединения, связанные с кадмием, не обогащают наиболее доступную для растений 1-ю фракцию. Следует подчеркнуть, что во вторую фракцию переходят только наиболее мобильные органические соединения, доля органического вещества почвы, экстрагируемая 0,5М раствором NaOH, колеблется от 0,2 до 0,8% от общего содержания Сорг. в почве (прил. 4). Следовательно, Cd может быть связан с органическим веществом как удобрений, так и самой почвы, но не экстрагироваться данной вытяжкой. Автор метода, В. Эммерих (1982), при выборе концентрации реагента для экстракции ТМ, связанных с органическим веществом почвы, исходил из предположения, что данная вытяжка должна оценивать самый «ближний резерв» ТМ, связанных в органические соединения, а не весь запас металлов, содержащихся в органоминеральных соединениях почвы.

При I-ом фракционировании содержание Cd во 2-ой фракции при внесении низких доз всех органических удобрений практически отсутствует. Только на вариантах с максимальной дозой ОСВ (120 т/га) обнаруживалось присутствие металла в этой фракции, которое составляло 14% от валового содержания. Как указывает С. Tsadilas (2001), во времени происходят существенные изменения в содержании «органической» фракции кадмия, что связано с минерализацией органического вещества почвы (прил. 3, табл. 20) и

сложными микробиологическими процессами, когда кадмий временно закрепляется в клетках грибов и бактерий, а потом вновь высвобождается. При втором экстрагировании на всех вариантах с ОСВ мы обнаруживаем Cd во 2-ой фракции, его количество возрастает пропорционально дозе и составляет 7,2-34,8% от валового содержания. При внесении всех остальных органических удобрений (навоз, торф) содержание Cd в 2-й фракции находилось ниже уровня чувствительности прибора, то есть фактически отсутствовало в ней. Это объясняется общим низким содержанием элемента в этих удобрениях. Начиная с третьего срока отбора, содержание Cd во 2-ой фракции на вариантах с ОСВ начинает падать, максимальное его количество отмечено на самой высокой дозе ОСВ и составило менее 5% от валового содержания.

Таблица 20.

Динамика содержания органического углерода в почве модельного опыта

Вариант	Сорг., %			
	27.02.01	27.03.01	27.04.01	27.05.01
Контроль	0,98	0,97	0,89	0,68
15 т/га ОСВ	1,17	0,98	0,89	0,68
30 т/га ОСВ	1,18	1,02	0,95	0,72
60 т/га ОСВ	1,29	1,17	1,07	0,75
120 т/га ОСВ	1,50	1,37	1,33	1,33
15 т/га навоз	1,16	1,15	1,07	0,92
30 т/га навоз	1,18	1,37	1,33	0,92
60 т/га навоз	1,27	2,00	1,25	1,50
120 т/га навоз	2,08	2,38	2,00	2,33
30 т/га торф	2,14	1,48	1,50	1,08
60 т/га торф	2,15	2,00	2,00	1,99
120 т/га торф	3,08	2,93	2,50	2,25
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	1,58	1,33	1,33	0,99
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	2,26	2,15	1,87	1,67
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	3,56	3,43	3,00	2,35
15 т/га ОСВ+15 т/га торф+ 3 т изв.	1,42	1,16	1,00	0,96
30 т/га ОСВ+30 т/га торф+ 3 т изв.	1,66	1,20	1,33	1,16
60 т/га ОСВ+60 т/га торф+ 3 т изв.	2,26	1,92	1,93	1,74
120 т/га ОСВ+120 т/га торф+ 3 т изв.	3,09	2,99	2,67	2,67

Через 4 месяца компостирования, когда минерализация органического углерода в почве достигла своего минимума на всех вариантах опыта, отмечается отсутствие Cd в «органической» фракции.

Как показали результаты модельного опыта, наибольшая часть кадмия в исследуемой почве была сосредоточена во фракции, связанной с полуторными окислами Fe и Mn (3-я фракция), начиная со 2-го срока отбора образцов почвы (рис. 9). Причем на вариантах с применением возрастающих доз ОСВ доля кадмия, переходящего в эту фракцию, возрастала во времени, примерно, с 50 до 90 % при всех дозах ОСВ. Следует отметить, что увеличение этой фракции происходило за счет снижения всех других фракций, включая так называемую «остаточную» фракцию. Таким образом, можно констатировать, что при минерализации органического вещества ОСВ, происходит существенная трансформация соединений Cd. Большая их доля связана с железомарганцевыми соединениями, которые могут быть отчасти представлены коллоидной фракцией. Считается, что связь металла с полуторными окислами железа и марганца довольно прочная. Это свойство соединений железа и марганца используется в практике ремедиации загрязненных почв. Однако следует иметь в виду, что окислительно-восстановительные и кислотнo-основные свойства почв могут оказывать существенное влияние на железомарганцевые соединения. Особенно интенсивно эти изменения протекают в ризосфере растений. Видимо, этим можно объяснить столь высокую мобильность кадмия в системе почва-растение. Подтверждение этому мы находим в полевом эксперименте, где, несмотря на довольно небольшой процент перехода поллютанта в обменную и органическую фракции, даже при полной минерализации органического вещества удобрений ПДК для биодоступных форм металла была превышена уже при внесении 15 т/га ОСВ.

**Медь.** При первом фракционировании Cu была выделена только в 3-х фракциях: органической, связанной с полуторными окислами и остаточной (рис. 10, 11). Причем при внесении низких доз ОСВ, и ОСВ совместно с мелиорантами, а также при внесении возрастающих доз навоза и торфа содержание меди было полностью сосредоточено в остаточной фракции. Эта фракция может содержать, главным образом, первичные и вторичные минералы, в которых ТМ закреплены в кристаллических решетках, или находиться в соединениях с органическим веществом, в клеточных структурах микроорганизмов и клетках остатков высших растений (Laperche, 2001). Только при внесении 120 т/га ОСВ, 120 т/га (ОСВ +торф) и 120 т/га (ОСВ + торф) + 3 т извести доля органически связанной меди составила соответственно 5,23; 12,15 и 41,11 % от валового содержания, а доля меди, связанной с полуторными окислами - 10,75; 18,69 и 23,77 %. Таким образом, при внесении высоких доз осадка, несмотря на его мелиорирование торфом и известью, возникает запас потенциально-доступных форм органически связанных соединений меди.

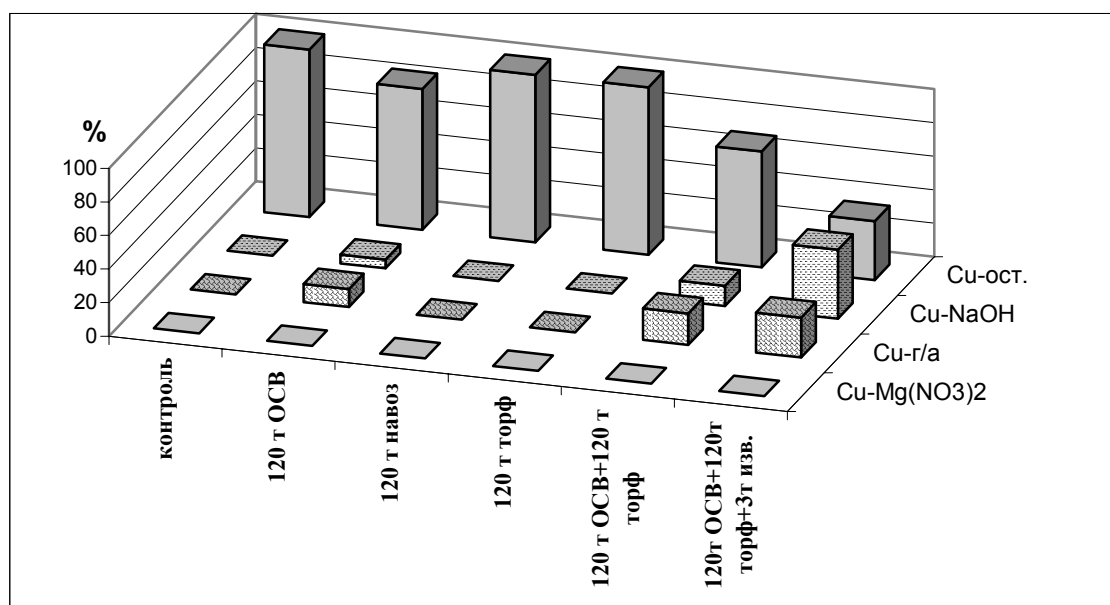


Рис. 10. Распределение Cu по фракциям в почве модельного опыта, I-ое фракционирование, 27.02.01

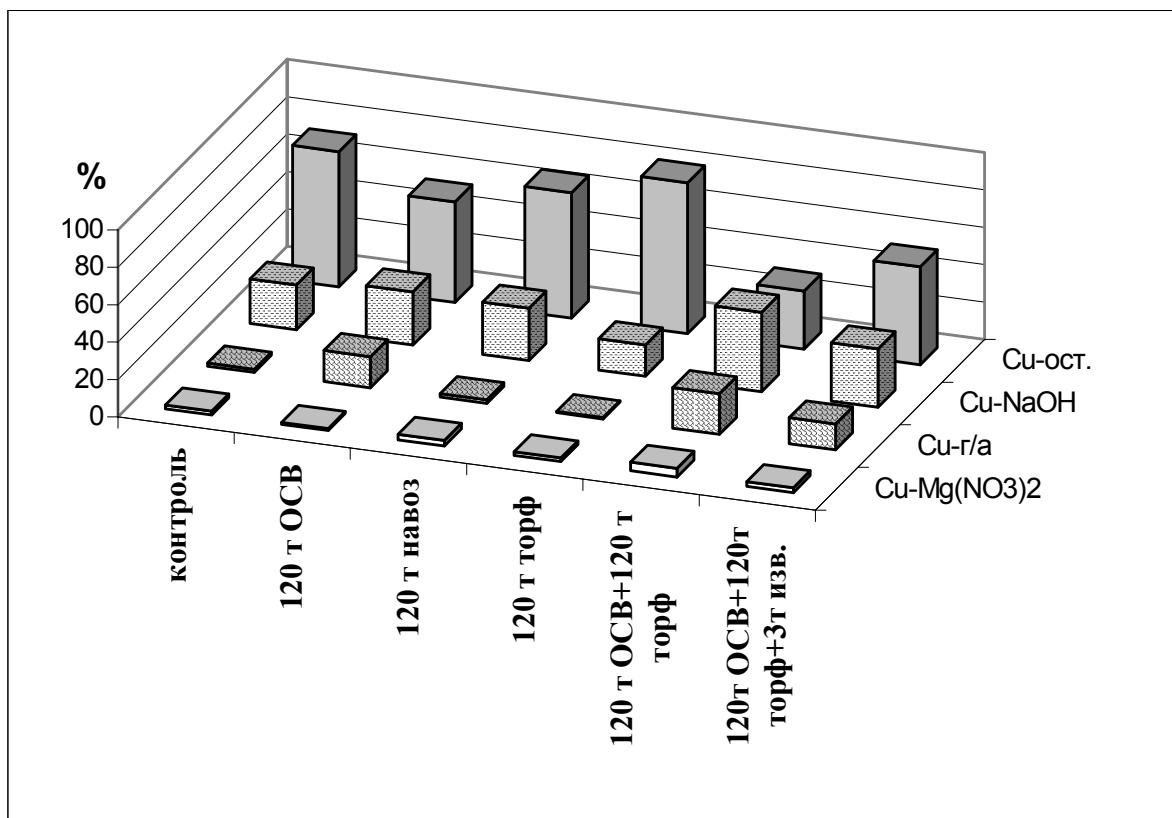


Рис. 11. Распределение Cu по фракциям в почве модельного опыта, IV-ое фракционирование, 27.05.01

За 4 месяца компостирования доля меди, содержащейся в «органической» фракции возрастала. К концу опыта, при последнем фракционировании, доля меди в этой фракции составила 25,7-31,9 % от валового содержания на вариантах с внесением ОСВ, 28,3-29,7 % - на вариантах с применением навоза, а максимальный переход металла в органическую фракцию был отмечен на вариантах с использованием ОСВ совместно с торфом - 35,1-42,5 % от валового количества. Только при четвертом фракционировании от 1 до 4 % меди перешло в обменнопоглощенную фракцию, причем максимум содержания обменных форм металла был также отмечен на вариантах с совместным внесением ОСВ и торфа (рис. 11). Содержание форм меди, связанных с полуторными окислами, постепенно увеличивалось на протяжении всего эксперимента. К завершению опыта на долю меди, находящейся в этой фракции, приходилось 16,7-20,6 %

при применении ОСВ как с мелиорантами, так и без них, но максимальное количество элемента находилось в остаточной фракции, кроме варианта с совместным применением ОСВ и торфа. Как известно, медь обладает большим сродством к органическому веществу. Результаты наших исследований свидетельствуют о том, что из всех изучавшихся металлов медь в большей степени связана с ним. Соответственно, мы можем прогнозировать высвобождение меди из органической фракции и увеличение ее биодоступности.

**Никель.** Валовое содержание Ni в почве модельного эксперимента варьировало от 12 до 27 мг/кг почвы (прил. 5). Доля металла, переходящего в обменную фракцию, была невелика и возрастала пропорционально увеличению доз применяемых органических удобрений. Так, при первом фракционировании на варианте с 15 т/га ОСВ она составила 1,05 %, а на варианте с совместным внесением 30 т ОСВ и торфа возросла до 12,78 % от валового количества. При внесении самых высоких доз удобрений независимо от их вида доля обменных форм Ni варьировала в пределах 11,43-14,00 % . При рассмотрении изменений в распределении обменного Ni со временем отмечено постепенное уменьшение металла, содержащегося в этой фракции (рис. 12,13). Это, вероятно, связано с понижением величины рН почвенного раствора и количества органического углерода. Коэффициент корреляции (r) между обменнопоглощенными формами загрязнителя и величиной рН варьировал от 0,51 до 0,98, а между этими же формами Ni и содержанием органического углерода - от 0,76 до 0,99, что говорит об очень высокой связи указанных процессов. Максимальное значение коэффициента корреляции было отмечено на вариантах с применением торфа, а

также торфа совместно с ОСВ.

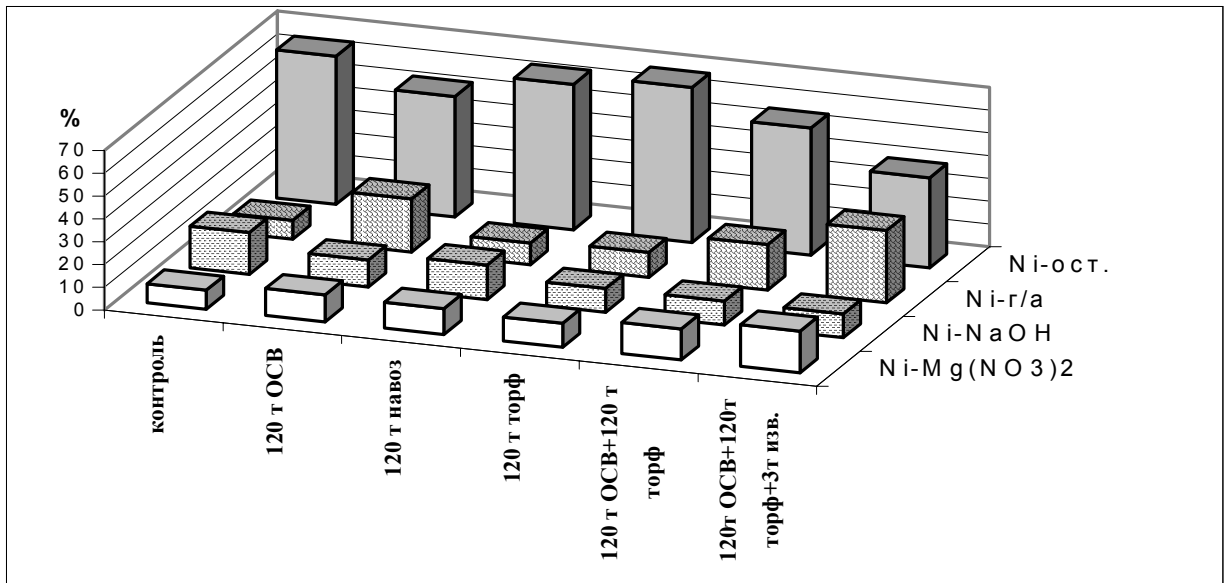


Рис. 12. Распределение Ni по фракциям в почве модельного опыта, I-ое фракционирование, 27.02.01

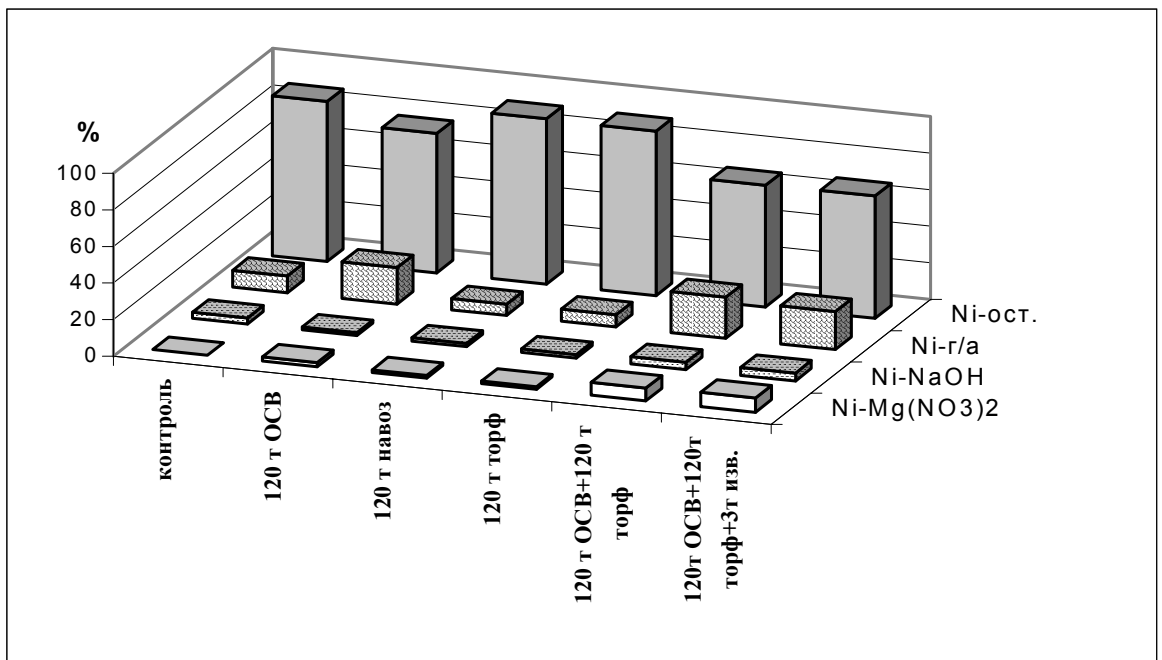


Рис. 13. Распределение Ni по фракциям в почве модельного опыта, IV-ое фракционирование, 27.05.01

Анализ данных по фракционному распределению Ni свидетельствует о том, что в начале эксперимента содержание Ni равномерно распределялось



между 1-ой и 2-ой фракцией. К концу опыта, из-за минерализации органического вещества, происходило снижение содержания Ni, извлекаемого вытяжкой 0,5М NaOH, в нее переходило 1-4 % от валового содержания поллютанта вне зависимости от вида удобрения (рис. 13).

В начале опыта количество никеля, переходящего в 3-ю фракцию также существенно не различалось при внесении разных органических удобрений. То есть мы можем отметить, что в данном случае накопление никеля в недоступных для растений формах не зависит от вида органического удобрения. При сравнении навоза и ОСВ различия в содержании форм никеля, связанного с полуторными окислами, проявились только при использовании 120 т/га удобрений. При внесении навоза доля металла, связанного с оксидами Fe и Mn, составила 9,52 % от валового количества, при применении ОСВ - 23,3 %. По мере компостирования, процент никеля, переходящего в рассматриваемую фракцию, уменьшался - более резко на вариантах с использованием навоза и торфа совместно с ОСВ, более плавно на вариантах с внесением ОСВ, торфа.

Соответственно, при уменьшении со временем обменной, органической и связанной с полуторными окислами фракций росла доля никеля, связанного с остаточной фракцией. К концу компостирования максимальное содержание в остаточной фракции металла было отмечено для вариантов с использованием навоза (90,4-94,2 %), а минимальное для вариантов с совместным внесением ОСВ, торфа и извести (66,9-88,3%).

**Свинец.** Распределение форм Pb в начале опыта происходило следующим образом: лишь малая часть этого поллютанта переходила во фракцию, связанную с полуторными окислами (от 6,0 до 10,4 % от вала), в обменнопоглощенной и органически связанной формах содержание свинца находилось ниже уровня определения. Значительное количество свинца находилось в остаточной фракции. При проведении 2-го фракционирования

были получены аналогичные результаты. Лишь при третьем фракционировании, через 3 месяца после начала эксперимента свинец был обнаружен в 1-ой и 2-ой фракциях. Однако его содержание в этих фракциях было незначительным. Так, количество обменных форм свинца от валового содержания составляло 12,4% при внесении 120 т ОСВ, на фоне 120 т/га навоза 14,8 %, а на варианте с применением 120 т/га торфа и при совместном внесении ОСВ, торфа и извести содержание свинца было на одном уровне - 18,2 %. Во фракции свинца, связанной с органическим веществом почвы, резких отличий среди вариантов не отмечено. Содержание его варьировало от 17 до 31 % от валового содержания при внесении 120 т органических удобрений. Через 4 месяца после закладки опыта практически на всех вариантах независимо от вида и доз удобрения весь свинец перешел в остаточную фракцию (прил 8). Полученные данные свидетельствуют о низкой подвижности элемента и накоплении его в формах, недоступных для поглощения растениями. Оценка соотношения содержания свинца в остаточной фракции и суммы всех остальных фракций, по мнению V. Laperche (2001), может стать первым шагом в оценке риска присутствующего в загрязненной почве свинца.

**Цинк.** Валовое содержание Zn широко варьирует в модельном эксперименте и зависит от вида вносимого органического удобрения (прил. 5). Так, минимальное его количество отмечено на вариантах с применением возрастающих доз навоза (19,3-23,5 мг/кг) и торфа (21,6-48,8 мг/кг), а максимальное - при использовании ОСВ (46,9-131,0 мг/кг) и ОСВ совместно с торфом (51,0-147,0 мг/кг). Уже при первом фракционировании, на вариантах с использованием нетрадиционных органических удобрений, цинк был распределен во всех фракциях. Так, в обменнопоглощенной форме с увеличением дозы вносимого ОСВ его содержалось от 1,28 до 9,85 % , в органической фракции - 14,5-63,4 %, а во фракции, связанной с полуторными

окислами - 28,53-53,82 % от общего содержания Zn. На вариантах с внесением навоза обменнопоглощенной формы цинка не обнаружено, доля органически связанных форм снизилась до 3,1-6,8 %, а содержание Zn, связанного с полуторными окислами, увеличилось до 64,7-75,7%. В данном случае можно отметить, что внесение традиционных органических удобрений (навоз) благоприятствует закреплению цинка в недоступных растениям формах, внесение же ОСВ, наоборот, повышает подвижность поллютанта в почве, и даже совместное применение осадка с мелиорантом торфом не уменьшает опасности загрязнения растений этим металлом (рис. 14).

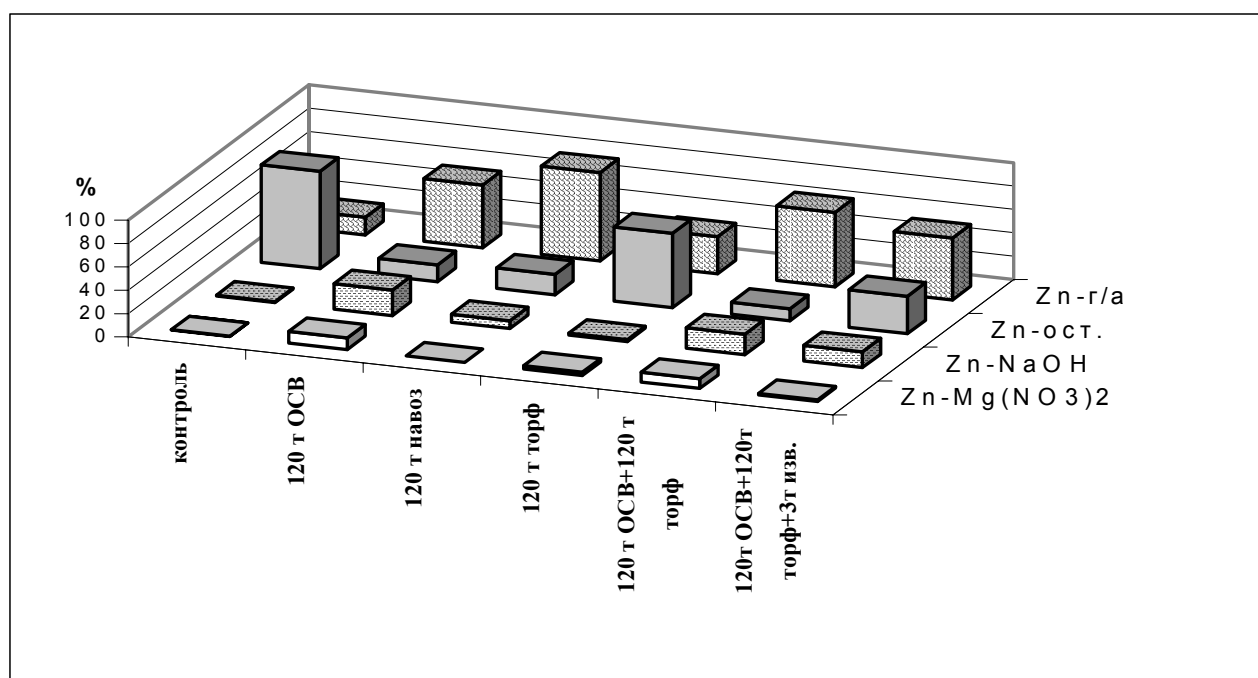


Рис. 14. Распределение Zn по фракциям в почве модельного опыта, I-ое фракционирование, 27.02.01

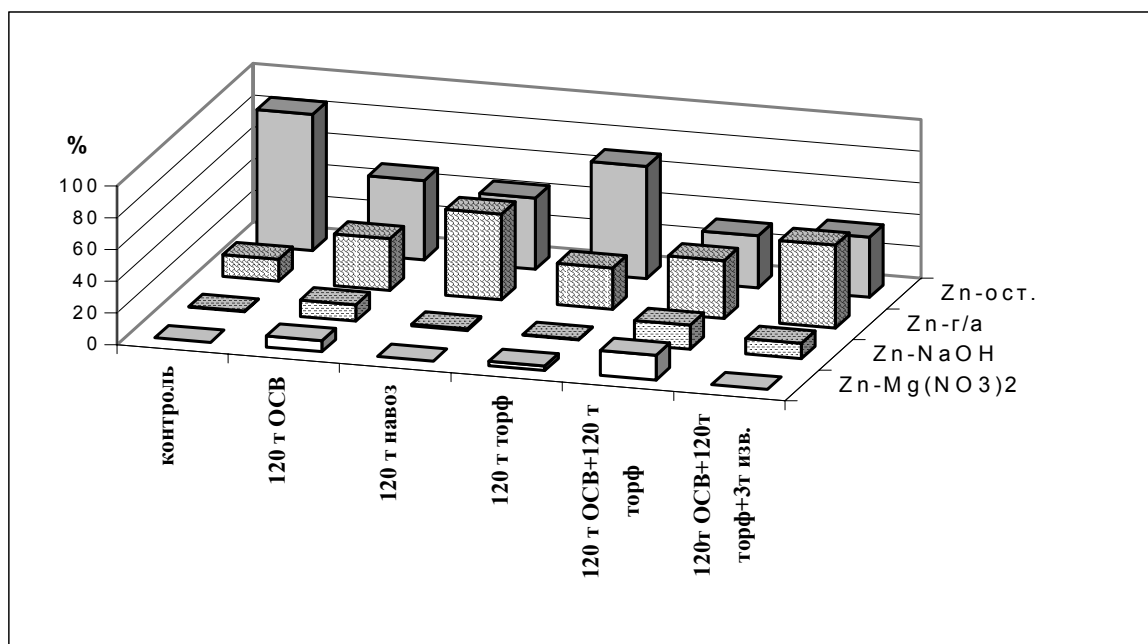


Рис. 15. Распределение Zn по фракциям в почве модельного опыта, IV-ое фракционирование, 27.05.01

По мере минерализации органического вещества доля обменнопоглощенных форм Zn на вариантах с внесением ОСВ и ОСВ с торфом возрастала, а органически связанных форм цинка уменьшалась. К концу компостирования, при 4-ом фракционировании на вариантах с навозом содержание обменнопоглощенных форм металла по-прежнему осталось ниже порога обнаружения. На всех вариантах возросло количество остаточных форм цинка (прил. 8, рис. 15).

Таким образом, результаты проведенного модельного эксперимента показали, что металлы значительно различаются в распределении по почвенным фракциям. Отмечено увеличение остаточных форм Cd, Ni, Pb и Zn, связанное, видимо, с уменьшением содержания  $S_{орг}$  и величины pH почвенного раствора. Для меди следует отметить более длительное нахождение ее во фракции, связанной с органическим веществом, а для свинца характерна низкая подвижность и доминирование связей с железом и марганцем. Общим для всех металлов (кроме кадмия) при минерализации органического вещества ОСВ

является снижение подвижности и закрепление их в форме труднорастворимых соединений.

### **15. Влияние ОСВ и компоста на урожай и биологическое качество растений.**

Изменения, произошедшие в почве при внесении ОСВ и компоста на его основе, не могли не повлиять на урожай возделываемых культур и их биологическое качество. Озимая пшеница, овес и клевер обладают различной чувствительностью к уровню плодородия почв. Они также по-разному поглощают тяжелые металлы (Просьянникова, 1999). Как уже упоминалось выше, ОСВ и компост на его основе оказывали положительное действие на многие агрохимические свойства почвы (содержание органического вещества, показатели почвенной кислотности, содержание питательных веществ), что сказалось на величинах урожая культур в севообороте.

Погодные условия также в значительной степени влияют на формирование урожая сельскохозяйственных культур. Так, для озимой пшеницы условия перезимовки были неблагоприятными. Из-за ледяной корки, образовавшейся в результате частых оттепелей в зимние месяцы 1997-1998 гг. наблюдались сильное изреживание и гибель посевов на вариантах полевого опыта. Несмотря на неблагоприятные условия произрастания, органическая система удобрений обеспечила получение достоверных прибавок урожая зерна озимой пшеницы, пропорциональных дозам ОСВ и компоста (табл. 22). Значительные прибавки урожая зерна рассматриваемой культуры по сравнению с контролем были отмечены на варианте с применением 120 т/га компоста (35 %) и 60 т/га ОСВ (31,1 %). Максимальные урожаи соломы озимой пшеницы также были достигнуты на этих вариантах - 29,1 и 32,2 ц/га соответственно.

1999 год был исключительно засушливым. Весна была холодной и затяжной, начало полевых работ по сравнению с обычными отставало на 1,5

недели. В июне и июле выпало 10 и 41% осадков от нормы. В это время проходила закладка и развитие репродуктивных органов у яровых зерновых, что обусловило низкую продуктивность колоса выращиваемого овса. Отмечался так же высокий процент гибели растений во время вегетации, что отразилось на урожае соломы овса. Максимальная прибавка составляла 18,7 % на варианте с 60 т/га ОСВ.

2000 год в целом был благоприятным для роста и развития культур. Можно отметить, что клевер благоприятно отозвался на использование возрастающих доз ОСВ и компоста на его основе. Максимальные урожаи сена в обоих укосах отмечались на фоне самой высокой дозы ОСВ (19 ц/га) и компоста (20,8 ц/га).

Таблица 22.

Влияние ОСВ и компоста на его основе на урожай культур в звене севооборота

Вариант	Озимая пшеница		Овес		Клевер	
	Зерно	солома	Зерно	солома	I укос	II укос
Контроль	17,7	22,3	9,3	17,6	14,6	9,06
15 т/га ОСВ	<u>21,5</u>	<u>26,7</u>	<u>9,6</u>	<u>17,7</u>	<u>14,8</u>	<u>10,70</u>
	21,4	19,7	3,2	5,7	1,4	18,1
30 т/га ОСВ	<u>22,8</u>	<u>28,7</u>	<u>9,9</u>	<u>18,8</u>	<u>16,3</u>	<u>11,21</u>
	28,8	28,6	6,5	6,8	11,6	23,7
60 т/га ОСВ	<u>23,2</u>	<u>32,2</u>	<u>10,9</u>	<u>20,9</u>	<u>19,0</u>	<u>18,52</u>
	31,1	44,4	17,2	18,7	30,1	104,4
30 т/га компост	<u>21,2</u>	<u>28,1</u>	<u>9,3</u>	<u>17,6</u>	<u>15,8</u>	<u>13,18</u>
	19,2	26,0	-	-	8,2	52,3
60 т/га компост	<u>23,3</u>	<u>29,1</u>	<u>10,7</u>	<u>18,7</u>	<u>16,9</u>	<u>16,19</u>
	31,6	30,5	15,0	6,2	15,7	86,5
120 т/га компост	<u>23,9</u>	<u>32,8</u>	<u>11,7</u>	<u>20,4</u>	<u>20,8</u>	<u>19,00</u>
	35,0	47,1	25,8	15,9	42,5	109,7
НСР <sub>0,95</sub>	2,1	3,2	1,7	2,4	3,3	5,3

Примечание: в числителе - урожай, ц/га; в знаменателе - прибавка урожая, %

Внесение ОСВ и компоста оказали влияние на накопление питательных элементов в культурах севооборота. Главным показателем качества этих фуражных культур является содержание азота. Накопление его в зерне овса и озимой пшеницы, а также в зеленой массе клевера было выше при внесении осадка сточных вод, на вариантах с компостом, содержание азота в растениях было ниже, что связано с иммобилизацией его микроорганизмами, поскольку с компостом в почву вносилось больше органического углерода (прил. 9).

Содержание фосфора во всех культурах было выше на вариантах с внесением ОСВ, что, видимо, также обусловлено большей минерализацией органического вещества на этих вариантах по сравнению с компостом. То есть компостирование способствовало ухудшению обеспеченности растений этим элементом.

Почвы Владимирского ополья бедны калием. Слабо обеспечен этим элементом был и ОСВ, поэтому при росте дозы ОСВ не наблюдается значимого увеличения содержания калия в зерне озимой пшеницы и овса. В соломе этих культур некоторое увеличение содержания калия отмечается только при внесении самой высокой дозы ОСВ.

Содержание тяжелых металлов в сельскохозяйственных культурах является важнейшим показателем биологического и гигиенического качества растений, выращиваемых на загрязненных почвах, а также критерием эффективности мелиорантов. Например, в озимой пшенице, выращиваемой в звене севооборота, в целом содержалось больше кадмия, как в соломе, так и в зерне (табл. 22). Это связано с тем, что данный элемент легко поглощается растениями, а также с биологическими особенностями культур. В питании человека и животных кадмий представляет собой кумулятивный яд, поэтому его ПДК установлена в весьма жестких рамках. Так, для зерна злаков ПДК составляет 0,02 мг/кг, для соломы - 0,3 мг/кг. Несмотря на то, что в соломе, как

овса, так и озимой пшеницы кадмия содержалось большее количество (ПДК на вариантах с внесением ОСВ была превышена в 4-5 раз), тем не менее, содержание этого элемента в зерне озимой пшеницы составляло 50ПДК, а в зерне овса - 15ПДК только на вариантах с минимальной дозой внесения ОСВ. Применение торфа снижало содержание кадмия в зерновых культурах севооборота в 1,5-2 раза, но не смогло снизить его содержание до безопасного уровня. Только в год выращивания клевера превышение ПДК для кадмия было отмечено на вариантах с 30 т/га и 60 т/га ОСВ. Совместное применение компоста с травосеянием привело к резкому снижению кадмия в растениях и позволило получить экологически чистую продукцию.

Извлечение меди растениями ничтожно мало по сравнению с ее содержанием в почве. В среднем зерновые культуры извлекают из почвы примерно 20-30 г меди на гектар (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Несмотря на значительное содержание в пахотном слое исследуемого участка подвижных соединений меди, в растения озимой пшеницы поступало не более 4,6 мг/кг этого элемента. Нами была отмечена тенденция к накоплению меди в репродуктивных органах зерновых культур. Так, в зерне овса мы наблюдали даже превышение ПДК в 1,1-1,2 раза на вариантах с применением возрастающих доз ОСВ. На вариантах с компостом ПДК была превышена только на варианте с максимальной дозой этого удобрения.

Хром так же, как и медь ограниченно поступает в растения. Низкие темпы усвоения растениями растворимых форм хрома обусловлены особенностями механизма их поглощения корневой системой. Накопление хрома сельскохозяйственными культурами зависит как от уровня загрязнения почвы этим элементом, так и от реакции почвенного раствора (Годоватый, Богатырева, 1998). Несмотря на низкий уровень содержания этого элемента в вытяжке 1М



Табл. 23.

## Содержание тяжелых металлов в растениях звена севооборота (мг/кг сухого вещества)

Вариант	Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома
<b>Озимая пшеница, 1998 г.</b>												
контроль	н.о.	0,8	н.о.	н.о.	0,6	2,2	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	41,0	35,2
ОСВ 15 т/га	1,00	1,1	н.о.	н.о.	1,5	3,0	0,25	н.о.	н.о.	н.о.	42,0	62,0
ОСВ 30 т/га	1,00	1,2	0,4	0,3	1,8	3,4	2,4	1,2	н.о.	1,0	46,0	65,4
ОСВ 60 т/га	1,30	1,6	0,5	0,5	2,3	4,6	5,2	2,0	0,04	2,0	46,0	83,0
компост 30 т/га	0,30	1,0	0,3	0,2	1,2	2,4	0,20	н.о.	н.о.	н.о.	40,0	33,6
компост 60 т/га	0,50	1,1	0,4	0,2	1,5	4,0	0,40	1,0	н.о.	н.о.	41,0	50,2
компост 120 т/га	1,20	1,4	0,4	0,3	2,1	4,6	0,90	1,8	н.о.	н.о.	42,2	73,0
<b>Овес с подсевом клевера, 1999 г.</b>												
контроль	н.о.	0,05	н.о.	н.о.	5,2	3,4	0,45	0,1	н.о.	н.о.	50,4	36,8
ОСВ 15 т/га	0,30	1,20	н.о.	0,1	5,6	3,8	1,60	4,0	0,04	0,4	53,0	43,6
ОСВ 30 т/га	0,56	1,40	0,02	0,8	5,8	4,0	1,80	4,8	0,07	0,6	56,0	63,8
ОСВ 60 т/га	1,50	1,80	0,3	1,4	6,2	4,2	3,00	6,2	0,08	1,3	65,8	67,8
компост 30 т/га	0,20	0,12	0,1	0,1	3,8	2,0	1,20	3,6	0,03	0,2	52,0	42,6
компост 60 т/га	0,28	0,42	0,1	0,1	5,0	4,0	1,40	4,6	0,03	0,3	54,8	44,8
компост 120 т/га	1,10	1,20	0,1	0,1	5,8	4,0	2,20	5,4	0,05	0,8	55,4	54,6
ПДК	<b>0,02</b>	<b>0,3</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>5,0</b>	<b>30,0</b>	<b>0,5</b>	<b>3,0</b>	<b>0,2</b>	<b>5,0</b>	<b>25,0</b>	<b>50,0</b>
<b>Клевер, 2000 г.</b>												
	<b>I укос</b>	<b>II укос</b>	<b>I укос</b>	<b>II укос</b>	<b>I укос</b>	<b>II укос</b>	<b>I укос</b>	<b>II укос</b>	<b>I укос</b>	<b>II укос</b>	<b>I укос</b>	<b>II укос</b>
контроль	0,10	0,19	н.о.	н.о.	6,6	7,0	0,8	1,5	0,2	0,4	40,41	78,0
ОСВ 15 т/га	0,10	0,39	н.о.	н.о.	7,8	8,0	2,0	3,9	1,2	0,8	62,18	120,0
ОСВ 30 т/га	0,40	0,77	н.о.	н.о.	9,6	10,4	7,4	14,3	1,8	0,8	63,16	124,0
ОСВ 60 т/га	0,64	1,24	н.о.	н.о.	13,8	25,0	8,0	15,4	2,0	1,2	64,25	128,0
компост 30 т/га	0,10	0,19	н.о.	н.о.	4,8	5,8	1,2	2,3	0,2	0,4	53,37	103,0
компост 60 т/га	0,10	0,19	н.о.	н.о.	5,6	7,8	4,6	8,9	0,6	0,6	58,95	112,0
компост 120 т/га	0,30	0,58	н.о.	н.о.	6,6	12,6	6,6	12,7	0,8	0,8	58,03	112,0
ПДК	<b>0,30</b>		<b>0,5</b>		<b>30,0</b>		<b>3,0</b>		<b>5,0</b>		<b>50,0</b>	

ПДК утверждены Минздравом СССР ГН 6229-91 и Госкомсанэпидемнадзором РФ ГН 2.1.7.020-94



ААБ и слабощелочную величину рН почвенного раствора исследуемого участка, в соломе овса на вариантах с 30 и 60 т/га ОСВ отмечались повышенные количества этого металла. Внесение торфа оказалось эффективным приемом мелиорации, содержание хрома в соломе понизилось до уровня контроля. Максимальное содержание хрома в зерне овса было отмечено на варианте со 120 т/га ОСВ, оно составило 0,3 мг/кг сухого вещества. При применении возрастающих доз компоста количество металла везде снизилось до 0,1 мг/кг. В растениях клевера содержание хрома на всех вариантах находилось ниже уровня определения, в этот же год нами был отмечен низкий уровень содержания биодоступных форм металла.

Хотя перенос и накопление никеля в растениях метаболически регулируется, этот металл отличается высокой подвижностью и концентрируется как в листьях, так и в семенах (Diez, Rosopulo, 1976). Содержание никеля в растениях озимой пшеницы и овса было ниже фонового уровня на контрольном варианте (табл. 23). При применении ОСВ содержание металла в зерне злаков возрастало пропорционально дозам внесения. Уже на варианте с 15 т/га ОСВ в зерне овса содержание никеля составляло 3,2ПДК, в зерне озимой пшеницы ПДК была превышена в 4,8 раза начиная с дозы внесения ОСВ 30 т/га. Действие торфа как мелиоранта более действенно проявилось в год внесения компоста, в 1999 году оно не смогло снизить содержание никеля в зерне овса до безопасного уровня (табл. 23). В соломе овса количество никеля превышало ПДК на всех вариантах с внесением ОСВ и компоста, только на контрольном варианте оно составляло 0,1 мг/кг. Даже выращивание клевера не смогло понизить уровень содержания никеля в растениях до безопасного уровня.

В литературе имеются сведения о том, что содержание свинца в растениях определяется его повышенным содержанием в почвах, наличием техногенного

воздействия (Припутина и др., 1997), и его поглощение сельскохозяйственными культурами происходит в довольно пассивной форме (Zimdahl, 1975; Hughes et al., 1980). В нашем опыте было отмечено незначительное загрязнение почв свинцом, если взять за основу его валовое содержание и содержание его обменнопоглощенных форм. Соответственно в растениях севооборота также отмечался невысокий уровень нахождения этого элемента, как в зерне, так и в соломе. Мелиорирующее действие торфа снижало содержание свинца в культурах на протяжении всех лет проводимых исследований. В соломе и зерне озимой пшеницы при применении компоста содержание свинца было ниже уровня определения элемента.

Высокий уровень накопления цинка отмечался во всех культурах севооборота. Несмотря на то, что содержание цинка в самом ОСВ не превышало его токсичного уровня, растения озимой пшеницы накапливали этот элемент в повышенных количествах, начиная с самой низкой дозы вносимого осадка. Внесение торфяного компоста достаточно эффективно повлияло на уровень содержания цинка в соломе озимой пшеницы и овса: количество металла снизилось в вегетативных органах этих растений практически до уровня ПДК. Однако содержание цинка в зерне рассматриваемых культур (42-46 мг/кг в озимой пшенице, 53,0-65,8 мг/кг в овсе) мало варьировало в зависимости от применения компоста и снижалось всего лишь на 1,1-1,2 %. В растениях клевера накопление цинка происходило более интенсивно. Начиная с минимальной дозы ОСВ, уровень ПДК был превышен в 1,2 раза. С дальнейшим ростом дозы ОСВ уровень концентрации элемента в растительных тканях клевера не возрастал, однако вынос его с урожаем рос. То есть стабилизацию уровня концентрации цинка в растениях клевера можно объяснить ростовым разбавлением. Внесение торфа несколько снижало уровень содержания цинка в растениях клевера, но все же ПДК и здесь была несколько превышена (табл. 23).

## 16. Влияние ОСВ и компоста на биологическую активность почвы.

Мерой воздействия тяжелых металлов на почву может служить степень изменения ряда показателей биологической активности. Как показано, именно эти показатели целесообразно широко применять при мониторинге и диагностике загрязнения почв поллютантами (Едемская, 1999; Воробьева и др. 2001). В модельном опыте мы рассматривали возможность их использования для индикации повышенных уровней содержания ТМ в почве. Для этого мы применяли микробиологические (подсчет численности азотобактера), физиологические (определение потенциальной дыхательной активности почв) и химические (определение нитратных и аммиачных форм азота) методы.

Как было отмечено выше, *Azotobacter chroococcum* является одной из самых чувствительных культур к загрязнению почв поллютантами. Тем не менее, внесение ОСВ отдельно и совместно с торфом благоприятно повлияло на жизнедеятельность этого организма (рис. 16). По сравнению с контролем совместное внесение максимальной дозы торфа и ОСВ наиболее эффективно стимулировало рост численности азотобактера. Так как органические удобрения вносили один раз в начале опыта, со временем произошло снижение численности *Azotobacter chroococcum*. Исходя из полученных данных, можно отметить некоторую положительную коррелятивную зависимость между содержанием органического вещества и количеством данной культуры в почве. Коэффициент корреляции между Сорг. и числом азотобактера составлял: при применении 120 т/га ОСВ - 0,99; 120 т/га торфа - 0,83; при совместном внесении 120 т/га ОСВ и торфа - 0,85. Рост и снижение численности азотобактера находились в прямой взаимосвязи с динамикой содержания нитратных форм азота и в обратной зависимости от изменения содержания аммиачных его форм

(прил. 10). Созданный нами уровень загрязнения (ПДК в почве модельного опыта была превышена для кадмия, никеля и свинца по валовому содержанию) не оказывал негативного влияния на численность азотобактера за все время проводимого эксперимента.

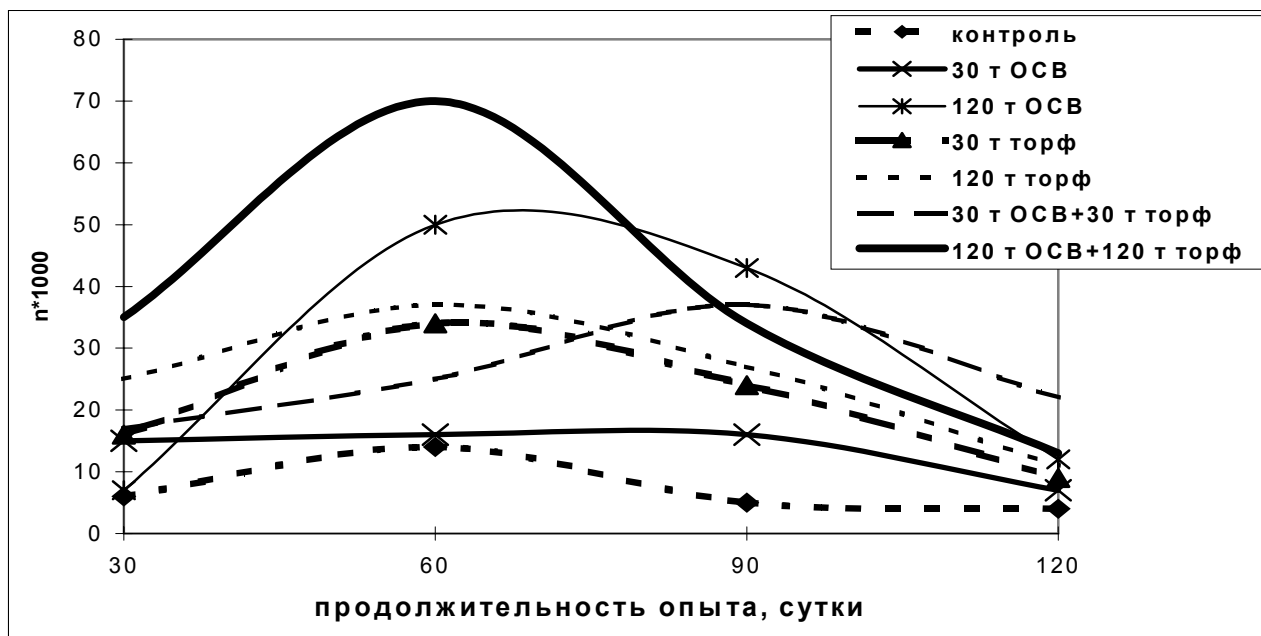


Рис. 16. Изменение численности азотобактера в почве модельного опыта.

При рассмотрении потенциальной дыхательной активности почв в этих вариантах опыта также не наблюдалось негативного эффекта от искусственно созданного уровня загрязнения. Даже в вариантах с низкими дозами ОСВ и торфа (при совместном и раздельном внесении) эмиссия  $\text{CO}_2$  почвой по сравнению с контролем увеличивается. Наиболее значимое повышение этого биологического показателя почвы отмечено через месяц ее компостирования (рис. 17). Затем, по мере минерализации органического вещества (два месяца компостирования) интенсивность дыхания почвы выравнивалась на всех вариантах, возвращаясь к контрольному уровню.

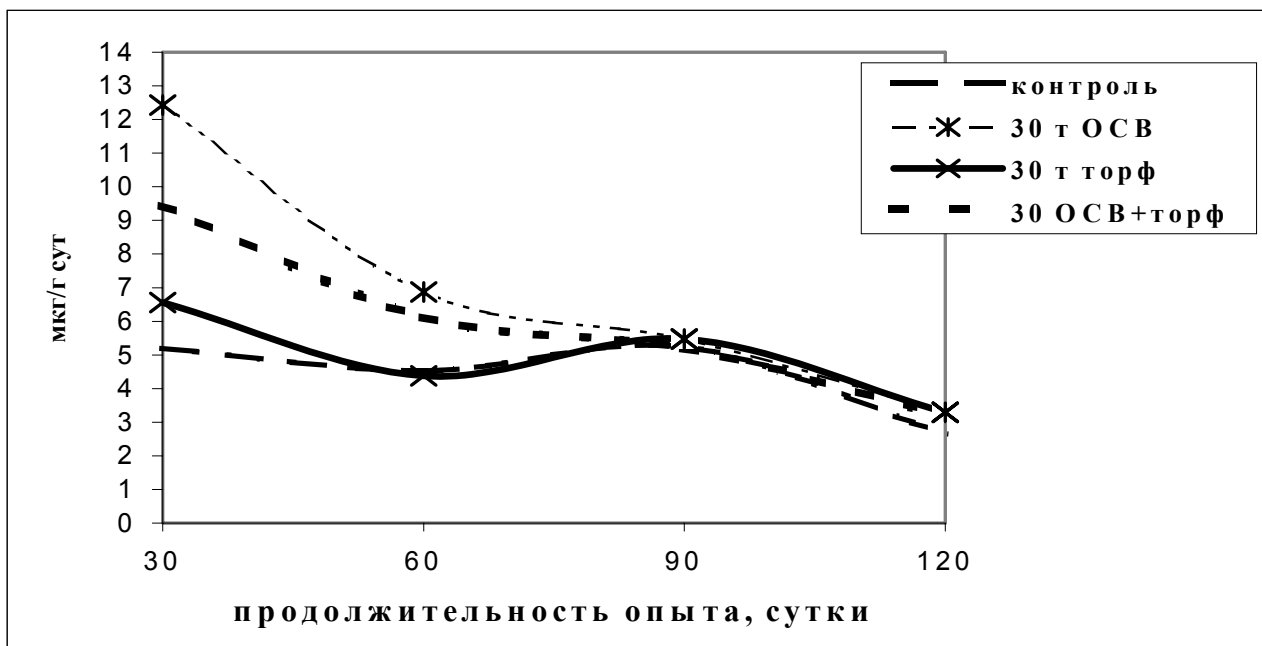


Рис. 17. Влияние низких доз органических удобрений на динамику потенциального дыхания почвы модельного опыта

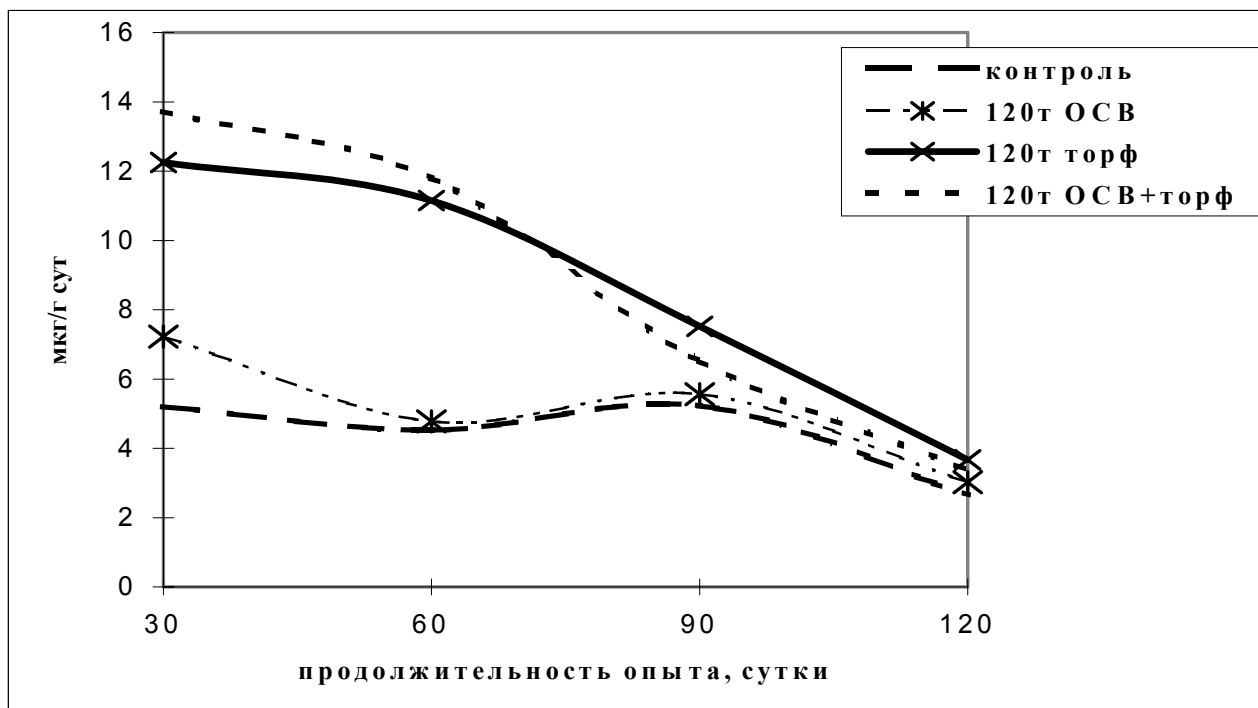


Рис. 18. Влияние высоких доз органических удобрений на динамику потенциального дыхания почвы модельного опыта.

При внесении высоких доз органических удобрений наблюдалась значительная стимуляция интенсивности почвенного дыхания по сравнению с контролем через месяц компостирования (рис. 18). Через два месяца отмечали достоверное снижение выделения  $\text{CO}_2$  почвой в варианте с внесением 120 т ОСВ, в то время доза 120 т торфа и торфа совместно с осадком продолжала стимулировать выделение  $\text{CO}_2$  почвой. Только через три месяца наблюдения дыхательная активность почв и в этих вариантах снижается до уровня контрольного опыта. Таким образом, органическое вещество ОСВ при раздельном внесении подвержено более быстрой минерализации в почве, чем при совместном внесении с торфом. Мы предположили, что это связано с разным составом сообщества микроорганизмов, вносимого в почву вместе с органическими удобрениями.

Действительно, анализ сообщества ОСВ методом ГХ-МС показал, что общая численность микроорганизмов в них достаточно высока и составляет  $(4,3 \pm 0,01) \times 10^9$  кл/г осадка. Усредненные данные по микробному разнообразию ОСВ представлены в приложении 13. В целом, микробное сообщество представлено микроорганизмами, относящимися к 18 родам бактерий (25 видам). В небольшом количестве (около 2 %), представлены микроскопические грибы.

Эколого-трофический подход (Nikitin, Kung, 1988) к анализу микробного разнообразия ОСВ позволяет выделить ряд трофических групп в сообществе микроорганизмов, среди которых наиболее важны для нас те, которые определяют скорость минерализации органического вещества осадков. Бактерии родов *Acetobacter*, *Pseudomonas*, *Sphingobacterium*, *Sphingomonas* используют органические вещества, образуемые при первоначальном гидролизе и ферментации ОСВ, в аэробных условиях, доводя их до конечных продуктов минерализации ( $\text{CO}_2$  и  $\text{H}_2\text{O}$ ). Жизнедеятельность этих гидролитиков в почве при



внесении их с ОСВ и вызывает, по-видимому, увеличение дыхательной активности почвы.

Выделение доминантов (микроорганизмов, процентное содержание которых в сообществе 30% и более (Добровольская и др., 1997)) показало, что микробное сообщество ОСВ имеет два доминантных рода – *Pseudomonas* (27%) и *Bacteroides* (37%). В сумме содержание доминантов достигает 64% от общей биомассы и формирует структурно-функциональную ассоциацию аэробно-анаэробных бактерий в микробоценозе ОСВ. Превалирование в этой ассоциации анаэробных ферментаторов позволяет предполагать накопление в осадках продуктов неполного разложения органического вещества, в частности, органических кислот, что и определяет их продукционные качества как органического удобрения.

Анализ сообщества микроорганизмов торфа мы не проводили, но из опубликованных данных известно (Микробные ценозы торфяных почв., 1983; Добровольская и др., 1991), что оно также разнообразно, но содержит в большем количестве анаэробные микроорганизмы, а также различных представителей актиномицетов. Поэтому процесс разложения этого органического вещества при внесении его в почву протекает медленнее, чем ОСВ.

Таким образом, мы видим, что внесение ОСВ и торфа как отдельно, так и совместно оказывают стимулирующий эффект на ряд показателей биологической активности почв. Следовательно, создаваемый уровень содержания ТМ при применении этих органических удобрений не оказывает ингибирующего влияния на микробиоту почвы.

## Выводы

1. Мелиорация почв, загрязненных ТМ, основанная на закреплении тяжелых металлов органическим веществом торфа является хотя и кратковременным, но эффективным приемом. Использование торфа в качестве мелиорирующего компонента при внесении ОСВ способно существенно снизить подвижность меди, никеля, цинка, свинца, хрома и кадмия. Наибольший эффект от этого приема наблюдается в первый год внесения торфа в почву, затем происходит затухание эффекта, что связано с быстрой минерализацией органического вещества. При внесении высоких доз ОСВ торф не может снизить до безопасного уровня содержание ТМ как в вегетативных, так и в репродуктивных органах растений.
2. Возделывание клевера, увеличивая содержание органического вещества в пахотном горизонте почвы, способствует существенному снижению содержания подвижных форм в ней. То есть травосеяние можно рассматривать как прием фитомелиорации почв, более экономичный, чем внесение торфа.
3. При использовании высоких доз ОСВ происходит загрязнение подпахотного горизонта Cd. Внесение торфа несколько снижает миграцию металла вниз по почвенному профилю, но не способствует ее полному устранению.
4. Изучение динамики минерализации органического вещества при внесении ОСВ и компоста в почву свидетельствует о довольно быстром протекании этого процесса. По мере минерализации органического вещества подвижность ТМ возрастает. По степени подвижности элементы в условиях полевого опыта металлы в убывающем ряду можно расположить следующим образом: Cd>Zn>Ni>Cu>Pb>Cr.
5. Изучение динамики фракций ТМ в парующей почве свидетельствует об уменьшении связи ТМ с мобильным органическим веществом и о нарастании

связи с железомарганцевыми коллоидами и окристаллизованными гидроксидами. На определенном этапе минерализации органического вещества ОСВ наблюдается резкое увеличение содержания обменнопоглощенных форм ТМ, но при полной минерализации осадка их содержание снижается.

6. При внесении в почву ОСВ и компостов загрязнение выше ПДК наблюдается только на самых высоких дозах (60, 120 т/га). Этот уровень загрязнения не оказал негативного влияния на биологическую активность почвы. Биологическая активность почвы и численность тест-культуры - азотобактера определялась содержанием органического вещества удобрений. Эти показатели были максимальными на самом загрязненном фоне.

7. При правильной технологии применения, ОСВ существенно повышают продуктивность культурных растений. При систематическом их применении в высоких дозах они по сравнению с торфо-компостами повышают содержание ТМ в почве.

Список литературы:

1. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях./ Л.: Агропромиздат, 1987, 137 с.
2. Алексеев Ю.В., Аллилуева Т.М., Загрязнение почвы и продукции растениеводства ТМ при использовании органических удобрений из ОСВ.// Сб. научн. трудов: "Влияние химизации земледелия на содержание ТМ в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства", М., 1988, с.28.
3. Андропова Л.А. Эколого-агрохимическая оценка применения осадков сточных вод и компостов на основе коры и лигнина при выращивании сельскохозяйственных растений на дерново-подзолистой почве.// Автореф. дис. канд. б.н., М., 2002, 25 с.
4. Аристархов А.Н. Оптимизация питания растений и применения удобрений в агроэкосистемах./ М.:ЦИНАО, 2000, 524 с.
5. Ахтырцев Б.П., Ахтырцев А.Б., Яблонских Л.А. Тяжелые металлы в почвах пойменных ландшафтов Среднерусской лесостепи и их миграция.// Тяжелые металлы в окружающей среде: материалы международного симпозиума 15-18 октября 1996 г., Пущино, 1997, с.15-24.
6. Байдина Н.Л. Инактивация тяжелых металлов гумусом и цеолитами в техногенно загрязненной почве// Почвоведение, 1994, №9, с. 108-112.
7. Бахаева Л.П. Роль сорбции в процессах детоксикации ремедиации загрязненных почв.// Тяжелые металлы в окружающей среде: материалы международного симпозиума 15-18 октября 1996 г., Пущино, 1997, с.186-193.
8. Бердяева Е.В. Влияние многолетнего применения ОСВ и извести на фракционный состав меди и цинка в дерново-подзолистой почве.// Вестник Московского университета, сер. 17, почвовед., 2001, №2, с. 24-29
9. Бокова М.И., Ратников А.Н. Биологические особенности растений и почвенные условия, определяющие переход тяжелых металлов в растения на

техногенно-загрязненной территории.// Химия в сельском хоз-ве, 1995, №5, с. 15-17.

10. Большева Т.Н., Андропова Л.А. Влияние осадков сточных вод на плодородие дерново-подзолистых почв и экологическую ситуацию в агроландшафте.// Сб.: "Плодородие почвы и качество продукции при биологизации земледелия", М., Колос, 1996, с. 194-201.

11. Большева Т.Н., Флесс А.Д., Михейкин С.В., Лазутин Е.А., Смирнов А.Ю. Использование интерполиэлектродитных комплексов для закрепления склоновых земель.// Тезисы докл. III съезда Докучаевского о-ва почвоведов., М., 2000, кн. 2, с. 307-308

12. Важенин И.Г. Почва как активная система самоочищения от токсического воздействия тяжелых металлов - ингредиентов техногенных выбросов.// Химия в сельском хозяйстве, 1982, №3, с. 3-5

13. Веденеев А.Л. Влияние длительного применения аэротехнического загрязнения на физико-химические и биологические свойства бурой горно-лесной почвы.// Автореф. канд. дисс., Новосибирск, 1983, 24 с.

14. Виноградов Л.П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растением и средой.// Микроэлементы в жизни растений и животных., М.: изд-во АН СССР, 1982, с. 7-20.

15. Винокурова Т.Е. Мировая проблема переработки, утилизации и уничтожения осадков муниципальных сточных вод// Междунар. Науч.-практ. конф. "Гидротехническое строительство, вод. хозяйство и мелиорация земель на современном этапе": сб. материалов; Новосибирск, 1999, с.15-16.

16. Войтович Н.В. Плодородие почв Нечерноземной зоны и его моделирование./ М., Колос, 1997, с 45.

17. Галиулин Р.В., Галиулина Р.Р. Профилактика загрязнений ландшафтов ТМ: фиторемедиация сточных вод.// Агрехимия, 1999, №3, с. 84-91.

18. Галактионова А.А. Применение торфа и продуктов его переработки для восстановления техногенно нарушенных земель: реферативный обзор.// Торфяные удобрения и питательные смеси для сада и огорода., Внии торфф. пром-ти, 1993, 21 с.
19. Ганжара Н.Ф. Гумусообразование и агрономическая оценка органического вещества подзолистых и черноземных почв Европейской части СССР.// Дисс. д.б.н., М., 1989, 31 с.
20. Гармаш Г.А., Гармаш Н.Ю. Влияние тяжелых металлов, вносимых в почву с ОСВ. На урожайность пшеницы и качество продукции// Агрохимия, 1989, №7, с. 69-75.
21. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.020-94. Госкомсанэпидемнадзор России./ М.: 1995, 54 с.
22. Гигиенические требования к использованию сточных вод и их осадков для орошения и удобрения.// Санитарные правила и нормы СанПин 2.1.7.573-96., Госкомсанэпидемнадзор России, М., 1997, 53 с.
23. Головатый С.Е., Богатырева Е.Н. Влияние хрома на урожайность сельскохозяйственных культур и накопление его в растениях в зависимости от кислотности почв.// Почвоведение и агрохимия, 1998; Вып.30, с. 172-179.
24. Горбатов В.С. Устойчивость и трансформация оксидов тяжелых металлов в почвах.// Почвоведение, 1988, №1, с. 35-47.
25. Гордеев А.М., Шаманаев В.А., Цуриков А.И. Содержание химических элементов различной токсичности в смытой дерново-подзолистой почве.// Химия в сельском хозяйстве, 1995, №3, с. 45-52.
26. Государственный доклад о состоянии окружающей среды./ М., 2000.
27. Граковский В.Г., Сорокин С.Е., Фрид А.С. Санация загрязненных почв и рекультивация нарушенных земель в России.// Почвоведение, 1994, №5, с.67-72.

28. Гребенников А.М., Ельников И.И. Экологические функции культурной растительности в агроценозе// *Агрохимия*, 2001, № 9, с.115-121.
29. Добровольская Т.Г., Полянская Л.М., Головченко А.В., Смагина М.В., Звягинцев Д.Г. Микробный пул в торфяных почвах.// *Почвоведение*, 1991, №7, с. 69-77.
30. Додолина В.Т., Мерзлая Г.Е. Экологически безопасные методы использования отходов.// *Достижения науки и техники*, 2000, № 11, с. 78-79.
31. Евдокимова Г.А. Микробиологическая активность почв при загрязнении тяжелыми металлами.// *Почвоведение*, 1983, №6, с. 16.
32. Евдокимова Г.А., Кислых Е.Е. Изменение агрохимических свойств почв в зоне влияния предприятий цветной металлургии.// *Агрохимия*, 1982, №9, с.95-103
33. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П. Восстановление плодородия почв после интенсивных промышленных воздействий// *Агрохимические исследования на Кольском Севере, Апатиты*, 1993, с. 83-91.
34. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П. Влияние тяжелых металлов промышленных выбросов на микрофлору почвы./ М.: Изд-во МГУ, 1986, 50 с.
35. Едемская Н.Л. Биологическая активность дерново-подзолистых почв, загрязненных тяжелыми металлами./ Под редакцией Л.А. Лебедевой, Изд-во МГУ, 1999, 96 с.
36. Звягинцев Д.Г., Добровольская Т.Г., Головченко А.В., Зенова Г.М., Смагина М.В. Структура сапрофитного комплекса микроорганизмов в торфяниках.// *Микробиология*, 1991, Т.60, В. 6, с. 166-164.
37. Золотарева Б.Н. Миграция и трансформация экзогенных форм соединений тяжелых металлов в почвах (натурное моделирование).// *Тяжелые металлы в окружающей среде: материалы международного симпозиума 15-18 октября 1996 г., Пушино*, 1997, с. 35-43

38. Зырин Н.Г. Задачи и перспективы развития учения и микроэлементах в почвоведении. В кн.: Биологическая роль микроэлементов./ М.: Наука, 1983, с. 149-154.
39. Зырин Н.Г. и др. Микроэлементы в почвах Западной Грузии. В кн.: Содержание и формы соединений микроэлементов в почвах./ М.: Изд-во МГУ, 1979, 123 с.
40. Ильин В.Б. О биогенном накоплении макро- и микроэлементов в профиле черноземов и дерново-подзолистых почв./ Изв. Сиб. Отд-ния АН СССР., Сер. Биол. Науки, 1986, т.18, №3, с.20-26.
41. Ильин В.Б. Загрязнение тяжелыми металлами огородных почв и культур в городах Кузбасса.// Агрохимия, 1991, №3, с.3-5.
42. Ильин В.Б. Оценка существующих экологических нормативов содержания тяжелых металлов в почве.// Агрохимия, 2000, №9, с. 74-80.
43. Ильин В.Б. Степанова М.Д. Распределение свинца и кадмия в растениях пшеницы, произрастающей на загрязненной этими металлами почве.// Агрохимия, 1979, №5, с.114-119.
44. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях./ М.: Мир, 1989, 439 с.
45. Касатиков В.А., Касатикова С.М. Агрономическая эффективность и особенности применения систем удобрений на основе осадков городских сточных вод. // Система применения удобрений в севооборотах для получения планируемых урожаев сельскохозяйственных культур., Горький, 1988, с. 29-36.
46. Касатиков В.А. Агрохимические свойства осадков городских сточных вод и торфоиловых компостов.// Агрохимия, 1996, №8-9, с.87-96.
47. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова./ М.:Наука, 1985, с. 223-229.
48. Кононов О.Д., Лагутина Т.Б. Рекомендации по использованию активного ила и гидролизного лигнина в лесных питомниках./ Архангельск, 1995, 23 с.



49. Ладонин Д.В. Влияние техногенного загрязнения на фракционный состав меди и цинка в почвах.// Почвоведение, 1995, №10, с.89-92.
50. Ладонин Д.В. Изучение трансформации техногенных форм меди и цинка почвой в условиях модельного эксперимента.// Агрохимия, 1996, №1, с. 94-99.
51. Лебедева Л.А. Минеральные удобрения на дерново-подзолистых почвах./ Изд-во МГУ, 1984, с. 22-34.
52. Лебедева Л.А., Лебедев С.Н., Едемская Н.Л. Биологические свойства загрязненной тяжелыми металлами дерново-подзолистой почвы при известковании.// "Доклады РАСХН", 1994, №5, с.23-25.
53. Лебедева Л.А., Лебедев С.Н., Едемская Н.Л. Активность фермента уреазы в дерново-подзолистой почве, загрязненной ТМ, при различной реакции среды.// "Вестник МГУ", серия 17, 1995, №2, с. 68-71.
54. Лозе Ж., Матье К. Толковый словарь по почвоведению.// Москва, Мир, 1998, с. 35-36.
55. Магницкий К.П. Кальциевое питание сельскохозяйственных растений.// Агрохимия, 1969, № 12, с. 129-140.
56. Мажайский Ю.А., Евтюхин В.Ф., Резникова А.В. Экология агроландшафта рязанской области// Изд-во МГУ, 2001, 95 с.
57. Малышев А.В., Костин В.И. Влияние осадков сточных вод как удобрений на биологическую активность почвы// Оптимизация применения удобрений и обработки почвы в условиях лесостепи Поволжья., Ульяновск, 1995, с. 21-26.
58. Матвеев Ю.М., Прохоров А.Н. Проблемы экологического нормирования содержания химических соединений в почвах различных типов.// Тезисы докладов междунар. конф. "Проблемы антропологического почвообразования., том 3., 1997, с. 53-56.
59. Мерзлая Г.Е. Экологическая оценка ОСВ// Химия в сельском хозяйстве, 1995, №4, с. 38-42.

60. Методические рекомендации по агрохимическому обследованию почв сельскохозяйственных угодий./М., 1981.
61. Микроэлементы в растениях: поступление, транспорт и физиологические функции./ Под ред. Островской Ю.М., Киев: Наук думка, 1987, 181 с.
62. Микробные ценозы торфяных почв и их функционирование./ Минск: Наука и техника., 1983, 180 с.
63. Минеев В.Г., Дебрецени Б., Мазур Т. Биологическое земледелие и минеральные удобрения./М., 1993, 257 с.
64. Михайлов Л.Н. Научные основы применения осадков городских сточных вод в качестве удобрений и получения экологически безопасной растениеводческой продукции в условиях среднего Поволжья.// Автореф. дис... д-ра с/х наук, Волгоград, 1996, 39 с.
65. Мотузова Г.В. Формы соединений микроэлементов в субтропических почвах Западной Грузии. Автореферат... канд. биол. наук, М., 1972
66. Моцик А., Калуз К., Пинский Д.Л. Мониторинг загрязняющих веществ в почвах./ Загрязняющие вещества в окружающей среде., Пушино, Братислава, 1991, с.115-137.
67. Никитина З.И., Крупская Л.Т. Экология микроорганизмов и восстановление техногенных земель.// Тезисы докл. II съезда О-ва почвоведов., РАН.. СПб., 1996, Кн. 1, с.123-124.
68. Обухов А.И. Методические основы разработки ПДК ТМ и классификация почв по загрязнению/ Система методов изучения почвенного покрова, деградированного под влиянием химического загрязнения., М., 1992, с. 13-20.
69. Обухов А.И. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами и мероприятия по их устранению// Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах., Пушино, ОНТИ НЦБИ, 1990, с. 52-60

70. Обухов А.И., Ефремова Л.Л. Охрана и рекультивация почв, загрязненных тяжелыми металлами.//Материалы 2-й Всесоюзной конф. "Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы". М.:Изд-во МГУ, 1988, с.23-36.
71. Обухов А.И., Цаплина М.В. Миграция и трансформация соединений свинца в дерново-подзолистой почве.// Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах., Л., Гидрометеиздат. 1989. С. 139-144.
72. Овцов Л.П. Экологическая оценка осадков сточных вод и навозных стоков в агроценозе./ М:Изд-во МГУ, 2000.
73. Овчаренко М.М. Тяжелые металлы в системе почва-растение-удобрение.// Химия в сельском хозяйстве, 1995, №4, с. 8-16.
74. Органические удобрения: методические рекомендации./ Новосибирск, 1989, 44 с.
75. Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Нетрадиционные мелиорирующие средства и органические удобрения.// Почвоведение, 1996, №4, с. 517-523.
76. Первунина Р.И., Малахов С.Г. Подвижность металлов, выпавших на почву в составе выбросов промышленных предприятий.// Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах., Л., Гидропромиздат, 1989, с. 97-100.
77. Перцовская А.Ф., Пантимова Е.Л., Тонкопий Н.И. и др. Схема гигиенического нормирования тяжелых металлов в почве.// Химия в сельском хозяйстве, 1982, №3, с. 12-13.
78. Пинский Д.Л. Физико-химические аспекты мониторинга тяжелых металлов в почвах. В кн.: Региональный экологический мониторинг./ М., 1983, 263 с.
79. Пинский Д.Л. Нормирование загрязняющих веществ в почвах с учетом массообмена между эффективными фазами почв// Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах., Пущино, ОНТИ НЦБИ, 1990, с. 74-81.

80. Пинский Д.Л. Закономерности и механизм катионного обмена в почвах// Автореферат дис... д. б.н. М., 1992, 34 с.
81. Плеханова И.О., Кленова О.В., Кутукова Ю.Д. Влияние ОСВ на содержание и фракционный состав тяжелых металлов в супесчаных дерново-подзолистых почвах// Почвоведение, 2001, №4, с. 496-503.
82. Плеханова И.О., Кутукова Ю.Д., Обухов А.И. Накопление тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями при внесении осадков сточных вод// Почвоведение, 1995, №12, с.1530-1536.
83. Покровская С.Ф., Касатиков В.А. Использование осадка городских сточных вод в сельском хозяйстве/ М., 1987.
- 84.** Просяникова О.И., Анохин В.С. Тяжелые металлы в почве и урожае.// Агрохимический вестник, 1999, N 4, с. 15-17.
85. Практикум по агрохимии./ Под ред. Минеева В.Г., М.:Изд-во МГУ, 1989, 304 с.
86. Рэуце К., Кырстя С. Борьба с загрязнением почвы./ М., 1986.
87. Садовникова Л.К. Использование почвенных вытяжек при изучении соединений тяжелых металлов.// Химия в сельском хозяйстве, 1996, №2, с. 37-40.
88. Садовникова Л.К., Решетников С.И., Ладонин Д.В. Содержание тяжелых металлов в активных илах, применяемых в качестве органических удобрений.// Почвоведение, 1993, №5, с.29-33.
89. Садовникова Л.К., Ладонин Д.В. Метод изучения соединений цинка в фоновых и загрязненных почвах. Физ. и хим. Методы исследования почв./ М., 1994, с. 130-141
90. Сагт Ю.Э., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды./ М.: Недра, 1990, 334 с.

91. Самонова О.А., Шахпендерян Е.А. Дифференциация валовых и подвижных форм тяжелых металлов в илистой фракции дерново-подзолистой почвы.// Тяжелые металлы в окружающей среде: материалы международного симпозиума 15-18 октября 1996 г., Пущино, 1997, с. 69-79.
92. Скворцова И.Н. и др. Зависимость некоторых показателей биологической активности почв от уровня концентрации тяжелых металлов./ М.: МГУ, 1980, 121 с.
93. Степанюк В.В. Влияние соединений кадмия на урожай и элементный состав сельскохозяйственных культур.// Агрохимия, 1998, №6, с. 74-79.
94. Тарасов С.И., Комарова Н.А. Фитореабилитация почв, загрязненных бесподстильным навозом.// Бюллетень ВИУА, 2000, №113, с. 18-21.
95. Титова Н.А., Травникова Л.С., Кахнович З.Н., Сорокин С.Е., Шульц Э., Кершенс М. Содержание тяжелых металлов в гранулометрических и денсиметрических фракциях почв.// Почвоведение, 1996, №7, с. 888-898.
96. Учет и оценка природных ресурсов и экологического состояния территорий различного фонового использования (Методические рекомендации)/ М.: ИМГРЭ, 1996, 88 с.
97. Файза Салама Али Салама. Влияние органических удобрений на подвижность тяжелых металлов в почвах./ Автореф. дисс. канд. биол. наук. М., 1993, 24 с.
98. Федоров А.С., Шахов С.М. Влияние ТМ на показатели биологической активности почв// Тезисы докл. II съезда О-ва почвоведов., РАН.. СПб., 1996, Кн. 1, с. 257-258.
99. Хакимов Ф.И., Севостьянов С.М. Осадки очистных сооружений - восполняемый ресурс органического вещества.// Материалы Международной научной конференции "Биологические ресурсы и устойчивое развитие", Пущино, изд-во НИА-Природа, 2001, с. 235-236.

100. Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах./ Под ред. Зырина Н.Г., Садовниковой Л.К., М.:МГУ, 1985, 206 с.
101. Чеботарев Н.Т. Влияние осадков сточных вод на плодородие дерново-подзолистой почвы [Внесение под картофель и ячмень].// Химия в сельском хозяйстве, 1997, №6, с.18-19.
102. Черных Н.А. Закономерности поведения тяжелых металлов в системе почва-растение при различной антропогенной нагрузке [ Дерново-подзолистые почвы]./ Автореф. дис. д-ра б.н. Виуа, М., 1995, 39 с.
103. Черных Н.А., Ладонин В.Ф. Нормирование загрязнения почв тяжелыми металлами.// Агрохимия, 1995, №6, с.71-80.
104. Чижова С.Л. Формирование урожая и качества растений на разных агрохимических фонах в склоновых агроландшафтах.//Автореф. дисс. канд. б.н., М., 2002,24 с.
105. Юмвихозе Э. Эколого-биологическая оценка использования осадков сточных вод в качестве удобрения.// Автореф. Дисс. Канд. Б.н., М., 1999, 23 с.
106. Ягодин Б.А., Собачкина Л.Н. Методы определения различных форм микроэлементов в почвах.// Почвоведение, 1997, №5, с.159-162.
107. A Global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal./ Edited by Peter Matthews. IAWQ, 1996, London, 197 p.
108. Anon J. Der “Dreck” kommt von oben. Landw. Wochenbl. Westfalen-Lippe. 1989, Tom 46, №45, p. 30.
109. Antosiewicz D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. Acta Soc. Bot. Pol., 1992, Vol. 61, N 2, p. 281-299.
110. Backer A.J. Accumulation and excluders strategies in the response of plant to heavy metals// J. Plant Nutr., 1981, V. 3, N 1-4, p. 643-651.
111. Beckett P.H.T., DavisR.D. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley.// Plant and Soil, 1978, 19: 395-408.

112. Bisessar S. Effects of lime on nickel uptake and toxicity in celery grown on musk soil contaminated by a nickel refinery// *The Science of the Total Environ.*, 1989, N 8, p. 83-90.
113. Bloomfield C. The translocation of metals in soils.// *The Chemistry of Soil Processes*, Greenland D.J. and Hayes, M.H.B., Eds., John Wiley and Sons, New York, 1981, p. 463.
114. Burkhard C., Insam H., Hutchinson T.C., Reber H.H. Impact of heavy metals on the degradative capabilities of soil bacterial communities. *Biol. Fertil. Soils*, 1993, Vol. 16, №2, p. 154-156.
115. Chen Zuen-Sang, Lee Geng-Jauh, Liu Jen-Chyi. Chemical remediation techniques for the soils contaminated with cadmium and lead in Taiwan.// *Environmental restoration of metals-contaminated soils*. Edited by I.K. Iskandar, 2000, p.93-107.
116. Controles de residus dans les dengrees animales. *Abeille Fr. Apiculteur*, 1992, N 769, p. 116-118.
117. Diez Th, Rosopulo A. Schwermetallgehalte in Boden und Pflanzen nach extrem hohen Klarschlammgaben// *Sonderdruck Landw. Forsch.*, 33, 236, 1976.
118. Emmerich W.E., Lund L.J., Page A.L., Chang A.C. Solid phase forms of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ.Qual.*, 11, 1982, p.178.
119. *Environmental restoration of metals-contaminated soils*. Edited by I.K. Iskandar, 2000, 304 p.
120. Forbes E.A., Posner A.M. et.al. The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on goethite. *J. of Soil Sci.*, 1976, v.27, p. 57.
121. Geuzens P.L. Soil contamination with cadmium in Flanders Review and possible sanitation techniques// *Contaminated soil*. 1988. V.2. 1087-1089.
122. Goralch E.; Gambus F.A. A comparison of sensitivity to the toxic action of heavy metals in various plant species. *Pol. J. Soil Sc.*, 1992; Vol. 25, №2., p. 207-213.

123. Gupta U.S. Boron and molibdenium nutrition of weat, bareley and oats grown in Prince Edward Island soils./ *J. Soil Sci.*, 55, 161, 1985.
124. Hange A.V., Bates T.E., Soon Y.K. Comparison of extractans for plant-avaible Zn, Cd, Ni and Cu in contaminated soils.// *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 44,772, 1983
125. Hickey W.J.; Fuster D.J.; Lamar R.T. Transformation of atrazine in soil by *Phanerochaete chrysosporium*. *Soil Biol. Biochem.*, 1994; Vol. 26, №12, p. 1665-1671.
126. Hinesly T.D., Alexander D.E., Redborg H.E., Ziegler E.L. Effect of soil cation exchange capacity on the uptake of cadmium by corn.// *Agron. J.*, 1982, 74, p. 469-474.
127. Hunges R.L. Cadmium, lead, zinc, and nickel in agricultural soils of the United States of America.// *J. Environ. Quality*, 22, 335, 1980.
128. Iskandar I.K., Adriano D.C. Remediation of soil contaminated with metals - a review of current practices in the USA// in *Remediation of soils contaminated with metals*, Iskandar I.K. and Adriano D.C., Eds., Science reviews, Northwood, 1997, p. 154-160.
129. Juillot F., Morin G., Ildefonse Ph., et al. Zinc speciation in a smelter-impacted soil by a combination of exafs data and chemical extractions// *Proceedings of extended abstracts of 5-th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*. Vienna, Austria, 1999, v.2, p. 1090-1091
130. Keller C., Kayser A., Schulin R. Heavy-metal uptake by agricultural crops from sewage sludge treated soils of the Upper Swiss Rhine Valley and the effect of time.// *Environmental restoration of metals-contaminated soils, USA*, 2001, p. 273-293.
131. Laboudique J.V. Heavy metal contamination in soils, in agriculture and the quality of our environment./ *Am. Assoc. Adv. Sci. Publ*, 85, 1999, p. 343.



132. Lake D.L., Kirk P.W., Lester J.N. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils.: A review.; J. Environ. Qual., 1989, 13, p. 175-183.
133. LeClare J.P., Chang A.C., Levesque C.S., Sposito G. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge./ Correlation between zinc uptake and extracted soil zinc fractions, Soil Sci. Soc. Am. J., 48, 509, 1984
134. Laperche V. Immobilization of lead by in situ formation of lead phosphates in soils.// Environmental restoration of metals-contaminated soils. Edited by I.K. Iskandar, 2000, p. 61-76.
135. Maliszewska W., Werzbicka N. The influence of lead, zinc and cooper on the development and activity of microorganisms in soil. Agric. Environ. Quality, 1978, v.8, p. 135.
136. Marquard R.; Gaudchau M.; Bohm H. Untersuchungen zur Schwermetall-dekontamination belasteter Boden durch Anbau von Akkumulatorpflanzen. Schr. R./ Verb. Dt. Landw. Unters. Forsch. Anst. Darmstard, 1995, №40, p. 319-322.
137. McGrath S.P., Brookes P.C., Giller K.E. Long-term biological effects of metals after application of sewage sludge.; J. Sc. Food Agr, 1987; p.404
138. Miller R.W., Azzari A.S., GardinerD.T. Heavy metals in crops as affected by soil types and sewage sludge rates// Communic. In Soil Sc. Plant Analysis, 1995, Vol. 26, N 5/6, p.703-711
139. Mortvedt J.J. Cadmium levels in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in the United States of America.; J. Environ. Qual., 1987, 16(2), p. 137-198.
140. Nikitin S., Kung L. Jr. Microbial inoculation of low moisture alfalfa silage.// J. Dairy Sc., 1988, T. 70, № 10, p. 2069-2077.

141. Pecher A.; Anders L.; Bertz M. Schwermetallgehalte landwirtschaftlich genutzter Boden im Land Brandenburg. *Schr.-R./ Verb.Dt.Landw. Unters. Forsch.-Anst.-Darmstadt*, 1995; №40,p. 663-666
142. Putham S., Houck C., Gallier W. Thomas utilization of sewage sludges.// *Civ. Eng. (USA)*, 1989, N 3, p. 60-62.
143. Quinche J.P. Le cadmium des grains de cereales cultivees en Suisse romande et au Tessin/ *Rev. suisse Agr.*, 1995; vol.27. №1. P. 23-27
144. Rauta C et. al. Unele aspecte privind evolutia poluapiei solurilor agricole in Romania. *Agrochim. Bucuresti*, 1989, tom. 49, p. 272.
145. Short J.J. An examination of various soil excavation techniques of herbicide-orange contamination at the Naval construction Battalion Center, Gulfport, Mississippi// *Contaminated soil*. 1988. V.1. 901-909
146. Shuman L.M. Zinc, manganese and copper in soil fractions./ *Soil Sci.*, 127 (1), 10, 1979
147. Shuman L.M. Fractionation method for soil microelement.// *Soil Science*, 1985, 140, p.11-22.
148. Sposito G., Lund L.J., Chang A.C. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases.// *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1982, p. 260-264.
149. Stover R.C., Sommers L.E., Silveira D.J. Evaluation of metals in wastewater sludge.; *J. Water Pollut. Control Fed.*, 1976, 48, p. 2165-2175.
150. Stumm W., Morgan J.J. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 2<sup>nd</sup> ed., *Aquatic Chemistry*, 1981.
151. Taylor R.W., Xiu H., Mehadi A.A., Shuford J.W., Tadesse W.// Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead and zinc in previously sludge-amended soil. *Communic. In Soil Sc. Plant Analysis*, 1995, Vol. 26, N 13/14, p. 2193-2204.

152. Tsadilas C.D., Matsi T., Barbayannis N., Dimoyiannis D. Influence of sewage application of heavy metal fractions.// *Communic. In Soil Sc. Plant Analysis*, 1995, Vol. 26, N 15/16, p. 2603-2619.
153. Ure A.M., Quevauviller Ph, Muntau H. Griepink B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BSR (Community Bureau of Reference) of the commission of European communities.// *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 1993, 51, p. 135-151.
154. Wen G., Bates T.E., Voroney R.P., Winter J.P., Schellenbert M.P. Comparison of phosphorus availability with application of sewage sludge, sludge compost and manure compost.//*Communic in Soil Sc. Plant Analysis*, 1997, Vol. 28, № 17/18, p. 1481-1497.
155. Wilke B.M. Kombinationswirkungen von Blei, Cadmium und Zink auf die Dehydrogenaseaktivität von Boden. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., Gottigen*, 1991, Bd. 66, H.1, p. 587-590.
156. Witter E., Giller K.E., McGrath S.P., Long-term effects of metal contamination on soil microorganisms.// *Soil Biol. Biochem.*, 1994, Vol. 26, N 3, p. 421-422.
157. Zeien H., Brummer G.W. Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen.// *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 1991, 66, 1, p. 439-442.
159. Zimdahl R.L. Weed science in sustainable agriculture.// *Am.J.alternative Agr.*, 1995; Vol.10,N 3, - P. 138-142

Приложение 1.

Динамика агрохимических показателей в почве полевого опыта, 1998-2000 гг.

вариант	рН <sub>Н2О</sub>			Нг			S			Сорг., %			Запасы Сорг., т/га		
	мг-экв/100 г почвы														
	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см														
контроль	6,71	6,61	6,52	1,05	1,34	1,58	5,70	8,0	10,6	0,67	0,67	1,00	1,09	0,82	1,08
ОСВ 15 т/га	7,09	6,93	6,64	1,05	1,49	1,75	6,00	11,2	11,2	0,92	0,67	1,25	1,40	0,72	0,94
ОСВ 30 т/га	7,37	6,96	6,97	1,05	1,65	2,10	7,44	12,2	13,2	1,25	0,75	1,29	1,69	0,86	1,14
ОСВ 60 т/га	7,39	7,20	6,99	1,22	1,79	2,10	8,88	16,6	17,2	1,50	1,00	1,58	2,32	1,18	1,56
компост 30 т/га	7,10	7,05	6,86	1,05	1,02	1,20	6,42	10,6	12,2	1,00	0,92	1,25	1,83	0,93	1,23
компост 60т/га	7,48	7,31	6,93	1,40	1,19	1,20	8,10	14,0	14,4	1,30	1,00	1,33	2,60	1,33	1,75
компост 120 т/га	7,59	7,38	7,02	1,75	1,19	1,40	8,28	20,4	17,1	1,75	1,08	1,75	4,09	2,08	2,75
	20-40 см														
контроль	6,97	6,75	6,39	1,40	0,87	1,05	5,25	5,4	10,80	0,62	0,17	0,92			
ОСВ 15 т/га	7,06	7,24	6,21	1,57	1,05	1,40	5,13	6,2	11,60	0,72	0,50	1,08			
ОСВ 30 т/га	7,07	7,33	6,30	1,57	1,19	1,75	7,00	7,2	13,20	1,00	0,58	1,17			
ОСВ 60 т/га	7,28	7,48	6,79	1,05	1,49	1,92	5,88	10,6	18,60	1,00	0,62	1,25			
компост 30 т/га	7,42	7,19	6,59	1,22	0,89	1,05	5,75	6,2	14,60	0,72	0,33	1,00			
компост 60т/га	7,44	7,36	6,75	1,22	1,02	1,05	7,06	10,4	16,40	0,80	0,50	1,08			
компост 120 т/га	7,46	7,49	7,01	0,87	1,19	1,20	6,00	14,8	21,20	0,83	0,53	1,17			

Продолжение таблицы

вариант	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>			K <sub>2</sub> O			Нобщ.			Кобщ.			Робщ.		
	мг/100 г почвы						%								
	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см														
контроль	11,7	10,5	4,00	5,37	5,22	4,2	0,02	0,02	0,01	0,19	0,18	0,16	0,07	0,02	0,01
ОСВ 15 т/га	36,0	23,5	20,50	5,31	5,29	4,5	0,09	0,03	0,03	0,20	0,18	0,15	0,08	0,03	0,03
ОСВ 30 т/га	55,0	40,0	36,75	6,15	5,31	4,7	0,10	0,06	0,05	0,23	0,18	0,15	0,17	0,10	0,09
ОСВ 60 т/га	73,5	73,5	62,00	6,93	5,68	5,0	0,13	0,05	0,05	0,24	0,19	0,15	0,18	0,12	0,10
компост 30 т/га	23,5	23,5	13,50	5,06	4,47	4,2	0,04	0,04	0,04	0,22	0,19	0,19	0,08	0,04	0,02
компост 60т/га	36,0	32,0	31,75	5,55	4,55	4,4	0,05	0,05	0,04	0,24	0,20	0,19	0,19	0,04	0,04
компост 120 т/га	53,0	46,0	44,50	6,63	5,08	4,7	0,08	0,05	0,05	0,25	0,20	0,19	0,25	0,12	0,07
	20-40 см														
контроль	1,2	7,0	2,00	4,46	3,96	3,35	0,03	0,02	0,02	0,07	0,01	0,01	0,14	0,04	0,02
ОСВ 15 т/га	14,0	12,5	4,62	4,46	3,73	3,35	0,08	0,03	0,03	0,08	0,03	0,01	0,18	0,06	0,05
ОСВ 30 т/га	22,0	16,0	13,25	4,94	4,20	3,35	0,09	0,05	0,04	0,18	0,10	0,09	0,23	0,10	0,04
ОСВ 60 т/га	40,0	18,0	13,75	4,94	4,78	3,50	0,11	0,06	0,04	0,19	0,12	0,06	0,20	0,11	0,11
компост 30 т/га	13,0	11,5	8,13	4,22	4,27	3,35	0,03	0,04	0,03	0,08	0,01	0,01	0,15	0,08	0,03
компост 60т/га	17,5	16,0	14,12	4,52	4,27	3,50	0,04	0,04	0,06	0,19	0,04	0,03	0,15	0,13	0,04
компост 120 т/га	31,0	18,5	14,62	4,63	4,26	3,75	0,04	0,04	0,06	0,25	0,12	0,07	0,15	0,11	0,05

Приложение 2.

Динамика валового содержания тяжелых металлов в почве полевого опыта, 1998-2000 гг., мг/кг

Вар.	Cd			Cr			Cu			Ni			Pb			Zn		
	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000	1998	1999	2000
	0-20 см																	
1	1,59	1,46	0,73	23,1	19,2	16,0	4,5	4,0	3,0	5,46	4,55	3,79	13,1	12,0	5,0	33,0	28,8	24,0
2	2,12	1,96	1,79	59,1	49,2	41,0	21,0	20,5	12,0	11,6	10,5	8,72	19,4	19,0	7,0	69,3	63,6	53,0
3	6,03	2,78	2,56	91,0	75,8	63,2	46,0	29,8	17,0	16,4	15,1	12,6	20,5	19,0	8,0	111,4	103,2	86,0
4	8,54	5,13	5,00	115,0	78,5	65,4	82,0	50,3	37,0	31,5	28,9	24,1	21,6	20,0	14,0	213,2	195,6	163,0
5	2,01	1,87	1,54	47,5	39,6	33,0	19,0	19,4	9,2	6,72	6,59	5,49	15,8	10,0	5,6	55,0	51,6	43,0
6	5,02	2,80	2,30	52,7	43,9	36,5	38,0	29,1	18,8	13,3	13,1	10,9	16,2	13,0	6,0	73,2	67,2	56,0
7	6,45	4,12	3,80	107,0	58,8	49,0	71,0	47,5	21,0	26,3	25,8	21,5	19,4	18,0	11,0	190,0	142,8	119,0
	20-40 см																	
1	1,19	0,80	0,08	14,9	6,85	4,06	2,6	2,4	1,0	4,06	3,38	2,00	4,0	9,6	4,0	20,0	25,2	21,0
2	1,59	1,02	0,81	28,3	13,4	8,04	13,7	14,4	7,6	8,04	6,70	3,00	7,0	15,2	5,6	28,0	40,8	34,0
3	3,53	2,17	2,03	39,2	17,5	12,5	29,9	23,8	10,6	15,0	10,6	8,83	10,0	15,8	6,4	49,0	44,4	37,0
4	4,87	3,20	3,08	54,7	27,7	15,5	53,3	46,7	19,6	24,0	11,9	9,94	11,0	16,0	11,2	106,6	68,4	57,0
5	1,51	0,96	0,88	20,9	8,73	6,36	12,4	13,5	6,9	2,0	6,36	5,30	7,0	8,0	4,4	26,0	13,2	11,0
6	2,77	1,94	1,74	34,2	15,2	10,6	24,7	23,5	8,0	12,0	7,91	6,59	9,0	10,4	4,8	42,0	36,0	30,0
7	4,84	2,94	2,00	49,6	26,3	11,9	46,2	38,1	15,0	21,0	10,8	9,01	10,0	14,4	8,8	98,5	52,8	44,0
ПДК	3,0			100,0			62,0			20,0			32,0			135,0		

Примечание: 1- контроль; 2- 15 т/га ОСВ; 3 - 30 т/га ОСВ; 4- 60 т/га ОСВ; 5- 30 т/га компост; 6- 60 т/га компост; 7- 120 т/га компост.

Динамика запаса органического углерода в почве модельного опыта, т/га

Варианты	27.02.01	27.03.01	27.04.01	27.05.01
Контроль	<b>1,65</b>	<b>1,62</b>	<b>1,49</b>	<b>1,14</b>
15 т/га ОСВ	<b>1,84</b>	<b>1,29</b>	<b>0,90</b>	<b>0,63</b>
30 т/га ОСВ	<b>2,01</b>	<b>1,41</b>	<b>0,99</b>	<b>0,69</b>
60 т/га ОСВ	<b>2,40</b>	<b>1,68</b>	<b>1,17</b>	<b>0,82</b>
120 т/га ОСВ	<b>3,15</b>	<b>2,21</b>	<b>1,54</b>	<b>1,08</b>
30 т/га торф	<b>2,82</b>	<b>1,97</b>	<b>1,38</b>	<b>0,97</b>
60 т/га торф	<b>3,99</b>	<b>2,79</b>	<b>1,96</b>	<b>1,37</b>
120 т/га торф	<b>6,35</b>	<b>4,45</b>	<b>3,11</b>	<b>2,18</b>
15 т/га навоз	<b>2,44</b>	<b>1,95</b>	<b>1,56</b>	<b>1,25</b>
30 т/га навоз	<b>3,00</b>	<b>2,40</b>	<b>1,92</b>	<b>1,54</b>
60 т/га навоз	<b>4,14</b>	<b>3,31</b>	<b>2,65</b>	<b>2,12</b>
120 т/га навоз	<b>6,40</b>	<b>5,12</b>	<b>4,10</b>	<b>3,28</b>
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	<b>2,10</b>	<b>1,47</b>	<b>1,03</b>	<b>0,72</b>
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	<b>2,57</b>	<b>1,80</b>	<b>1,26</b>	<b>0,88</b>
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	<b>3,48</b>	<b>2,44</b>	<b>1,71</b>	<b>1,19</b>

## Приложение 4.

## Динамика содержания рН и Сорг. в почве модельного опыта

Вариант	рН				Сорг., %				Сорг. (выт. 0,5М NaOH), %			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Контроль	6,30	6,45	6,10	6,15	0,98	0,97	0,89	0,68	0,23	0,20	0,19	0,13
15 т/га ОСВ	6,16	6,97	7,20	6,54	1,17	0,98	0,89	0,68	0,25	0,20	0,20	0,13
30 т/га ОСВ	6,90	7,03	6,59	6,59	1,18	1,02	0,95	0,72	0,26	0,22	0,22	0,13
60 т/га ОСВ	7,24	6,86	6,58	6,29	1,29	1,17	1,07	0,75	0,27	0,24	0,24	0,18
120 т/га ОСВ	7,33	6,47	6,29	6,26	1,50	1,37	1,33	1,33	0,32	0,28	0,28	0,22
15 т/га навоз	7,74	7,50	7,18	7,04	1,16	1,15	1,07	0,92	0,25	0,23	0,20	0,15
30 т/га навоз	7,86	7,21	6,99	6,97	1,18	1,37	1,33	0,92	0,32	0,29	0,22	0,18
60 т/га навоз	7,70	7,39	6,96	6,92	1,27	2,00	1,25	1,50	0,32	0,32	0,30	0,24
120 т/га навоз	7,36	6,86	6,39	6,41	2,08	2,38	2,00	2,33	0,48	0,46	0,40	0,30
30 т/га торф	6,92	6,60	6,06	5,67	2,14	1,48	1,50	1,08	0,32	0,28	0,26	0,23
60 т/га торф	6,18	5,86	5,45	5,49	2,15	2,00	2,00	1,99	0,38	0,40	0,37	0,32
120 т/га торф	5,94	5,56	5,20	4,96	3,08	2,93	2,50	2,25	0,74	0,50	0,50	0,40
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	6,91	6,31	5,90	5,86	1,58	1,33	1,33	0,99	0,38	0,30	0,30	0,18
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	6,41	6,26	5,48	5,35	2,26	2,15	1,87	1,67	0,48	0,39	0,34	0,22
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	5,7	5,54	4,61	5,10	3,56	3,43	3,00	2,35	0,88	0,63	0,60	0,56
15 т/га ОСВ+15 т/га торф+ 3 т изв.	7,78	7,74	7,65	7,63	1,42	1,16	1,00	0,96	0,28	0,28	0,14	0,15
30 т/га ОСВ+30 т/га торф+ 3 т изв.	7,67	7,68	7,32	7,25	1,66	1,20	1,33	1,16	0,34	0,33	0,30	0,19
60 т/га ОСВ+60 т/га торф+ 3 т изв.	5,52	6,13	5,93	6,01	2,26	1,92	1,93	1,74	0,38	0,29	0,34	0,28
120 т/га ОСВ+120 т/га торф+ 3 т изв.	5,41	5,41	5,46	5,98	3,09	2,99	2,67	2,67	0,78	0,79	0,42	0,42

Примечание: I - первое фракционирование, 27.02.01; II - второе фракционирование, 27.03.01; III - третье фракционирование, 27.03.01.; IV - четвертое фракционирование, 27.04.01.



Приложение 5.

Содержание тяжелых металлов в почве модельного опыта, мг/кг (первое фракционирование, 27.02.01)

вариант	Cd				Cu				Cr				Ni			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Контроль	н.о.	0,96	н.о.	1,06	н.о.	н.о.	н.о.	29,3	н.о.	1,8	0,4	24,5	1,0	1,0	2,2	12,0
15 т/га ОСВ	н.о.	0,84	н.о.	2,4	н.о.	н.о.	н.о.	31,8	н.о.	3,6	1,2	31,6	0,2	2,8	1,0	19,0
30 т/га ОСВ	н.о.	0,90	н.о.	2,7	н.о.	н.о.	н.о.	33,2	н.о.	4,3	1,6	43,6	0,7	3,1	2,0	20,0
60 т/га ОСВ	н.о.	1,05	н.о.	4,0	н.о.	3,1	н.о.	45,0	н.о.	5,8	1,6	55,4	1,1	4,6	2,0	22,0
120 т/га ОСВ	0,19	4,09	0,28	7,6	н.о.	7,4	3,6	68,8	н.о.	9,5	1,6	67,4	3,2	6,3	3,2	27,0
15 т/га навоз	н.о.	0,23	н.о.	1,4	н.о.	н.о.	н.о.	15,9	н.о.	1,0	н.о.	18,0	0,2	1,7	1,2	12,0
30 т/га навоз	н.о.	1,14	н.о.	1,8	н.о.	н.о.	н.о.	18,8	н.о.	1,1	н.о.	19,0	0,9	1,9	1,6	15,0
60 т/га навоз	н.о.	1,16	н.о.	2,9	н.о.	н.о.	н.о.	20,7	н.о.	1,8	н.о.	20,0	1,3	2,0	2,0	19,0
120 т/га навоз	н.о.	1,31	0,09	3,8	н.о.	н.о.	н.о.	20,7	0,6	2,0	1,2	22,0	2,4	2,0	3,2	21,0
30 т/га торф	н.о.	0,15	0,11	1,9	н.о.	н.о.	н.о.	14,0	н.о.	1,0	н.о.	10,0	1,4	1,1	1,2	15,0
60 т/га торф	н.о.	1,28	0,20	1,5	н.о.	н.о.	н.о.	22,0	н.о.	1,4	н.о.	15,4	1,9	1,8	1,6	17,0
120 т/га торф	н.о.	4,27	0,20	2,5	н.о.	н.о.	н.о.	31,0	0,5	2,2	0,4	18,0	2,2	2,3	2,2	21,0
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	н.о.	0,53	н.о.	3,5	н.о.	н.о.	н.о.	26,2	н.о.	3,8	0,8	52,5	2,3	3,5	1,0	18,0
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	н.о.	1,23	0,26	4,1	н.о.	0,8	н.о.	32,3	н.о.	7,2	1,0	76,5	2,6	3,8	2,0	19,0
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	0,42	2,37	0,38	6,3	н.о.	8,0	5,2	42,8	н.о.	8,2	1,6	108,3	8,8	7,7	3,2	20,0
15 т/га ОСВ+15 т/га торф+ 3 т изв.	н.о.	0,27	н.о.	1,8	н.о.	н.о.	н.о.	28,0	н.о.	3,0	н.о.	32,2	1,3	1,6	2,0	18,0
30 т/га ОСВ+30 т/га торф+ 3 т изв.	н.о.	0,46	н.о.	2,2	н.о.	н.о.	н.о.	28,5	н.о.	3,7	0,6	40,9	2,0	3,0	2,0	20,0
60 т/га ОСВ+60 т/га торф+ 3 т изв.	0,17	0,62	н.о.	3,6	н.о.	5,2	11,5	33,0	н.о.	9,0	0,8	57,0	4,9	7,7	2,4	21,0
120 т/га ОСВ+120 т/га торф+ 3 т изв.	0,18	0,91	н.о.	5,2	н.о.	11,1	19,2	46,7	0,4	9,0	1,6	90,4	8,8	9,6	2,4	23,0

Примечание: 1 - фракция обменнопоглощенных форм ТМ; 2 - фракция ТМ, связанная с полуторными окислами Fe и Mn; 3 - фракция ТМ, связанная с органическим веществом почвы; 4 - валовое содержание ТМ.

## Продолжение таблицы

Вариант	Fe			Mn			Pb				Zn			
	2	3	4	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Контроль	1860,0	13,0	5332,0	720,0	7,8	751,0	н.о.	2,3	н.о.	29,0	0,1	7,0	0,4	46,5
15 т/га ОСВ	1685,0	11,4	5194,0	878,0	2,4	784,0	н.о.	2,5	н.о.	33,0	0,6	13,4	3,2	46,9
30 т/га ОСВ	1830,0	16,0	5227,0	912,0	4,0	842,0	н.о.	2,7	н.о.	36,0	1,4	26,2	6,4	53,8
60 т/га ОСВ	2170,0	21,6	5978,0	1014,0	4,4	810,0	н.о.	3,1	н.о.	38,0	1,7	54,5	11,6	83,0
120 т/га ОСВ	2215,0	28,8	6393,0	1035,0	6,2	972,0	н.о.	3,2	н.о.	46,0	10,2	70,5	28,6	131,0
15 т/га навоз	1310,0	9,4	5206,0	632,0	3,4	619,0	н.о.	1,3	н.о.	15,0	н.о.	12,5	0,6	19,3
30 т/га навоз	1370,0	9,8	5356,0	701,0	8,4	675,0	н.о.	1,4	н.о.	19,0	н.о.	12,6	0,8	20,3
60 т/га навоз	1470,0	20,4	5602,0	857,0	9,0	713,0	0,3	1,5	н.о.	23,0	н.о.	14,7	1,0	21,4
120 т/га навоз	1480,0	16,2	5690,0	1140,0	10,6	764,0	0,4	1,5	н.о.	25,0	н.о.	17,8	1,6	23,5
30 т/га торф	1320,0	15,0	5604,0	837,0	5,4	774,0	н.о.	1,0	н.о.	15,0	0,2	4,8	0,6	21,6
60 т/га торф	1390,0	25,0	5703,0	886,0	8,6	793,0	н.о.	1,4	н.о.	18,0	0,4	5,3	0,8	35,0
120 т/га торф	1830,0	49,0	5787,0	972,0	12,2	808,0	0,7	1,7	н.о.	23,0	1,3	15,5	0,8	48,8
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	745,0	24,0	7674,0	646,0	3,8	693,0	н.о.	2,2	н.о.	21,0	2,1	30,3	6,6	51,0
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	1870,0	27,0	7393,0	1015,0	5,2	811,0	н.о.	2,3	н.о.	23,0	6,0	46,0	12,6	72,0
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	2180,0	81,0	7168,0	1036,0	12,4	826,0	н.о.	3,5	н.о.	38,0	18,5	51,7	29,6	147,0
15 т/га ОСВ+15 т/га торф+ 3 т изв.	741,0	14,4	7043,0	806,6	0,4	722,0	н.о.	1,8	н.о.	28,0	н.о.	16,8	3,6	37,8
30 т/га ОСВ+30 т/га торф+ 3 т изв.	750,0	16,8	7017,0	855,0	6,4	786,0	н.о.	2,5	н.о.	29,0	н.о.	33,9	3,6	46,0
60 т/га ОСВ+60 т/га торф+ 3 т изв.	1630,0	31,0	7213,0	899,6	7,4	818,0	н.о.	2,8	н.о.	31,0	н.о.	47,6	18,0	73,0
120 т/га ОСВ+120 т/га торф+ 3 т изв.	1980,0	82,0	7555,0	1178,0	10,2	872,0	н.о.	2,9	н.о.	35,0	1,9	73,6	18,8	139,0

Примечание: 1 - фракция обменнопоглощенных форм ТМ; 2 - фракция ТМ, связанная с полуторными окислами Fe и Mn; 3 - фракция ТМ, связанная с органическим веществом почвы; 4 - валовое содержание ТМ.

## Приложение 6.

## Содержание тяжелых металлов в почве модельного опыта, мг/кг (второе фракционирование, 27.03.01)

	Cd			Cu			Cr			Ni		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Контроль	0,05	0,40	0,64	н.о.	0,3	н.о.	0,3	0,6	1,2	3,6	4,7	6,6
15 т/га ОСВ	0,05	0,66	0,10	н.о.	1,5	1,4	н.о.	1,6	н.о.	3,0	4,5	4,8
30 т/га ОСВ	0,08	0,70	0,24	н.о.	2,4	3,2	н.о.	3,7	н.о.	3,7	4,9	5,6
60 т/га ОСВ	0,08	0,74	0,52	н.о.	5,8	4,0	н.о.	8,5	0,8	4,7	7,6	6,4
120 т/га ОСВ	0,10	0,95	1,60	н.о.	12,2	11,6	н.о.	13,2	1,0	5,6	8,0	7,0
15 т/га навоз	0,05	0,22	н.о.	н.о.	0,1	н.о.	н.о.	0,7	н.о.	3,9	3,8	5,4
30 т/га навоз	0,08	0,74	н.о.	н.о.	0,1	н.о.	н.о.	0,7	н.о.	4,4	3,9	5,8
60 т/га навоз	0,12	1,10	н.о.	н.о.	0,3	н.о.	н.о.	0,8	1,6	4,6	4,1	6,0
120 т/га навоз	1,82	1,81	0,3	н.о.	0,4	1,6	н.о.	0,9	1,8	6,0	5,0	7,0
30 т/га торф	0,83	0,18	н.о.	н.о.	0,2	н.о.	н.о.	0,5	н.о.	3,9	3,9	5,4
60 т/га торф	1,02	0,30	н.о.	н.о.	0,2	н.о.	0,7	0,7	1,4	4,2	4,1	5,8
120 т/га торф	3,13	0,83	н.о.	н.о.	0,3	н.о.	0,8	0,9	1,6	6,0	4,7	7,4
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	0,26	0,73	н.о.	н.о.	2,7	4,2	н.о.	4,2	н.о.	4,7	5,6	5,6
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	0,40	1,13	н.о.	н.о.	5,5	8,6	н.о.	6,2	1,4	5,1	6,8	6,4
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	0,56	1,72	н.о.	н.о.	6,4	13,6	н.о.	6,5	2,2	6,4	7,7	8,8
15 т/га ОСВ+15 т/га торф+ 3 т изв.	0,12	0,36	н.о.	н.о.	1,2	1,2	н.о.	3,2	н.о.	3,5	3,8	4,4
30 т/га ОСВ+30 т/га торф+ 3 т изв.	0,13	0,56	н.о.	н.о.	2,0	5,6	н.о.	3,7	1,6	4,5	5,1	4,8
60 т/га ОСВ+60 т/га торф+ 3 т изв.	0,34	0,83	н.о.	н.о.	4,0	9,8	н.о.	6,9	1,6	5,4	6,6	6,2
120 т/га ОСВ+120 т/га торф+ 3 т изв.	0,82	0,84	н.о.	н.о.	7,5	23,6	н.о.	9,1	2,4	5,9	8,1	6,4

Примечание: 1 - фракция обменнопоглощенных форм ТМ; 2 - фракция ТМ, связанная с полуторными окислами Fe и Mn; 3 - фракция ТМ, связанная с органическим веществом почвы.

## Продолжение таблицы

вариант	Fe		Mn		Pb			Zn		
	2	3	2	3	1	2	3	1	2	3
Контроль	700,0	8,4	718,6	3,8	н.о.	0,2	н.о.	н.о.	13,9	0,2
15 т/га ОСВ	728,0	6,6	775,8	0,4	н.о.	1,2	н.о.	н.о.	19,5	0,2
30 т/га ОСВ	731,0	9,2	817,6	1,4	н.о.	1,5	н.о.	н.о.	32,6	4,2
60 т/га ОСВ	748,0	19,6	818,8	1,6	н.о.	2,3	н.о.	1,9	48,5	9,6
120 т/га ОСВ	749,0	20,0	893,4	2,8	н.о.	3,0	н.о.	3,0	72,8	24,6
15 т/га навоз	668,0	3,4	613,7	1,4	н.о.	0,1	н.о.	н.о.	12,9	0,2
30 т/га навоз	677,0	12,0	653,0	2,0	н.о.	0,6	н.о.	н.о.	13,2	0,2
60 т/га навоз	692,0	12,4	775,3	5,8	н.о.	0,7	н.о.	н.о.	13,8	0,2
120 т/га навоз	710,0	19,8	807,4	7,8	н.о.	0,9	н.о.	н.о.	16,0	0,2
30 т/га торф	695,0	15,8	765,4	2,2	н.о.	0,9	н.о.	н.о.	10,7	0,2
60 т/га торф	700,0	24,4	786,6	4,4	н.о.	1,2	н.о.	н.о.	12,8	0,2
120 т/га торф	715,0	43,6	806,0	4,8	н.о.	1,5	н.о.	2,6	15,9	0,2
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	694,0	23,4	669,1	1,2	н.о.	1,4	н.о.	4,3	25,8	4,4
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	726,0	32,8	769,7	1,6	н.о.	1,6	н.о.	4,7	43,2	14,6
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	740,0	57,6	819,4	4,4	н.о.	1,9	н.о.	7,7	46,2	25,0
15 т/га ОСВ+15 т/га торф+ 3 т изв.	624,0	10,8	698,2	0,2	н.о.	1,0	н.о.	н.о.	21,6	1,4
30 т/га ОСВ+30 т/га торф+ 3 т изв.	671,0	12,2	751,9	0,2	н.о.	1,5	н.о.	н.о.	29,1	2,2
60 т/га ОСВ+60 т/га торф+ 3 т изв.	682,0	17,8	753,1	0,6	н.о.	1,6	н.о.	н.о.	45,9	5,4
120 т/га ОСВ+120 т/га торф+ 3 т изв.	725,0	29,0	762,3	1,8	н.о.	2,3	н.о.	3,1	61,8	12,2

Примечание: 1 - фракция обменнопоглощенных форм ТМ; 2 - фракция ТМ, связанная с полуторными окислами Fe и Mn; 3 - фракция ТМ, связанная с органическим веществом почвы.

Приложение 7.

Содержание тяжелых металлов в почве модельного опыта, мг/кг (третье фракционирование, 27.04.01)

вариант	Cd			Cu			Mn		Ni			Pb			Zn			Fe	
	1	2	3	1	2	3	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	2	3
Контроль	0,13	1,0	н.о.	н.о.	4,0	3,4	815,6	2,8	0,6	1,0	0,2	2,8	0,1	3,6	1,1	5,8	1,4	898,7	81,6
15 т/га ОСВ	0,27	1,6	н.о.	н.о.	4,7	5,2	769,9	0,2	0,1	2,1	0,2	2,3	0,5	3,6	1,4	2,7	3,2	985,4	76,9
30 т/га ОСВ	0,28	2,0	н.о.	н.о.	6,8	7,0	789,9	0,4	0,1	2,5	0,2	3,7	0,5	5,2	3,4	16,0	4,8	994,1	78,9
60 т/га ОСВ	0,31	3,6	н.о.	н.о.	9,1	8,8	800,1	0,6	1,4	3,6	2,4	4,7	1,2	7,4	4,3	16,1	8,2	1011,5	80,0
120 т/га ОСВ	1,16	5,5	0,18	н.о.	15	13,4	836,1	1,0	2,6	4,9	2,6	5,7	1,6	8,2	8,0	75,8	21	1240,8	83,6
15 т/га навоз	0,19	0,18	н.о.	н.о.	2,1	2,8	766,7	1,2	0,1	1,1	0,2	2,7	0,1	6,0	0,7	7,3	1,4	730,6	76,7
30 т/га навоз	0,20	0,39	н.о.	н.о.	2,1	3,2	782,3	1,6	0,1	1,1	0,2	3,1	0,1	6,0	0,9	8,0	1,6	736,3	78,2
60 т/га навоз	0,20	1,14	н.о.	н.о.	2,4	3,4	829,3	2,4	0,5	1,3	1,0	3,8	0,1	6,4	0,9	8,1	1,6	764,8	82,9
120 т/га навоз	0,64	1,69	0,1	н.о.	2,5	3,4	841,7	2,6	1,9	1,5	3,8	3,7	0,1	7,8	1,2	10,3	1,8	886,9	84,2
30 т/га торф	0,50	2,31	н.о.	н.о.	0,7	2,8	708,9	0,8	0,8	0,7	0,2	1,7	0,1	5,2	1,9	4,8	1,0	775,0	70,9
60 т/га торф	1,65	2,38	н.о.	н.о.	1,0	3,0	767,5	2,8	2,9	0,8	0,2	3,6	0,1	6,4	2,5	6,3	1,2	846,3	76,7
120 т/га торф	2,72	3,18	н.о.	н.о.	1,7	3,2	782,9	4,0	3,5	1,1	1,0	4,2	0,6	6,6	2,9	7,1	1,4	867,1	78,3
30 т/га ОСВ+ 30 т/га торф	0,24	2,90	н.о.	н.о.	2,7	6,4	704,5	1,4	2,4	2,5	0,2	2,2	0,1	6,0	4,7	15,8	5,8	1001,2	70,4
60 т/га ОСВ+ 60 т/га торф	0,33	3,70	н.о.	н.о.	4,4	9,8	751,0	1,8	3,8	2,8	3,2	3,5	0,2	6,6	10	36,2	9,4	1030,3	75,1
120 т/га ОСВ +120 т/га торф	0,44	4,70	0,48	0,5	6,8	17,2	804,6	3,4	6,4	4,3	5,2	4,1	0,5	6,6	16	55,4	20	1126,9	80,4
I	0,11	0,69	н.о.	н.о.	1,4	4,2	756,5	0,6	0,7	2,1	0,2	2,9	0,1	4,4	0,4	13,0	2,4	817,2	75,6
II	0,17	0,87	н.о.	н.о.	2,2	5,6	783,7	0,8	0,7	2,6	0,2	3,1	0,1	6,0	0,6	21,1	3,6	920,3	78,4
III	0,20	1,00	н.о.	н.о.	4,1	8,4	785,1	0,8	3,1	3,9	2,0	3,8	0,1	6,2	0,7	47,2	5,8	1068,0	78,5
IV	0,24	1,72	0,16	н.о.	7,3	12,2	799,9	1,4	3,4	6,1	2,2	4,5	0,5	6,4	0,9	74,9	9,2	1175,5	80,1

Примечание: 1 - фракция обменнопоглощенных форм ТМ; 2 - фракция ТМ, связанная с полуторными окислами Fe и Mn; 3 - фракция ТМ, связанная с органическим веществом почвы; I - 15т/га ОСВ+15т/га торф +3т. изв.; II- 30т/га ОСВ+30т/га торф +3т. изв.; III- 60т/га ОСВ+60т/га торф +3т. изв.; IV- 120т/га ОСВ+120т/га торф +3 т. изв.

Приложение 8.

Содержание тяжелых металлов в почве модельного опыта, мг/кг (четвертое фракционирование, 27.05.01)

вариант	Cd			Cu			Mn		Ni			Pb			Zn			Fe	
	1	2	3	1	2	3	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	2	3
Контроль	н.о.	0,11	н.о.	0,6	0,5	7,0	846,1	2,2	н.о.	1,1	0,4	н.о.	н.о.	н.о.	0,2	6,4	0,2	915,3	12,6
15 т/га ОСВ	н.о.	0,75	н.о.	0,5	1,4	8,2	762,7	1,6	0,1	1,8	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	1,2	7,6	0,8	920,0	8,2
30 т/га ОСВ	н.о.	0,86	н.о.	0,5	2,8	10,2	812,7	1,8	0,3	2,7	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	1,8	14,4	4,4	1037,6	8,6
60 т/га ОСВ	н.о.	1,66	н.о.	0,5	6,3	14,4	842,8	1,8	0,6	3,6	0,4	н.о.	н.о.	н.о.	2,7	18,7	7,8	1173,0	15,0
120 т/га ОСВ	0,05	1,97	н.о.	0,7	11,5	19,6	844,9	2,2	0,7	5,4	0,4	н.о.	0,5	н.о.	9,1	42,8	13,6	1248,4	20,1
15 т/га навоз	н.о.	0,80	н.о.	0,3	0,1	4,5	354,9	1,6	н.о.	0,5	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	0,1	4,2	0,2	329,5	11,2
30 т/га навоз	н.о.	0,93	н.о.	0,4	0,2	5,6	783,9	2,4	н.о.	0,6	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	0,1	6,0	0,2	702,5	15,2
60 т/га навоз	н.о.	1,05	н.о.	0,5	0,3	5,6	804,6	3,0	0,2	1,1	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	0,1	6,6	0,2	731,2	18,6
120 т/га навоз	0,55	1,12	н.о.	0,6	0,4	5,8	813,1	4,2	0,3	1,3	0,4	н.о.	н.о.	н.о.	0,2	8,7	12	834,5	28,6
30 т/га торф	н.о.	0,70	н.о.	0,3	0,2	5,0	744,4	3,8	н.о.	1,0	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	0,9	6,3	0,2	807,6	31,2
60 т/га торф	0,25	1,07	н.о.	0,3	0,2	5,0	764,7	4,0	н.о.	1,2	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	0,9	6,6	0,2	845,3	32,6
120 т/га торф	0,6	1,21	0,18	0,6	0,2	5,2	802,0	8,0	0,3	1,4	0,4	н.о.	н.о.	н.о.	1,4	12,7	0,2	1007,2	44,4
30 т/га ОСВ+ 30 т/га торф	0,21	1,31	н.о.	1,1	5,4	9,2	715,4	1,4	0,3	1,9	0,4	н.о.	н.о.	н.о.	7,5	19,8	6,0	826,8	43,8
60 т/га ОСВ+ 60 т/га торф	0,50	1,49	н.о.	1,4	5,8	13,0	725,8	3,4	0,8	3,0	0,6	н.о.	н.о.	н.о.	8,9	47,0	11,8	1138,5	44,0
120 т/га ОСВ +120 т/га торф	0,87	2,33	0,16	2,0	9,3	18,2	822,2	4,8	1,4	4,5	0,8	н.о.	н.о.	н.о.	19,9	53,7	22,4	1299,0	87,0
I	н.о.	1,14	н.о.	0,9	1,2	6,0	756,3	1,2	0,1	1,9	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	0,1	15,4	1,0	785,5	1,4
II	н.о.	1,70	н.о.	1,0	2,5	7,2	802,6	1,6	0,2	2,8	0,2	н.о.	н.о.	н.о.	0,1	33,1	1,4	970,5	3,2
III	н.о.	1,93	н.о.	1,1	4,1	10,6	816,7	3,4	0,7	4,0	0,8	н.о.	0,6	н.о.	0,1	50,8	1,8	988,6	4,2
IV	0,17	2,59	н.о.	1,2	6,5	14,6	883,9	3,4	1,8	4,8	1,0	н.о.	1,4	н.о.	0,1	72,6	13,6	1118,7	49,6

Примечание: 1 - фракция обменнопоглощенных форм ТМ; 2 - фракция ТМ, связанная с полуторными окислами Fe и Mn; 3 - фракция ТМ, связанная с органическим веществом почвы; I - 15т/га ОСВ+15т/га торф +3т. изв.; II- 30т/га ОСВ+30т/га торф +3т. изв.; III- 60т/га ОСВ+60т/га торф +3т. изв.; IV- 120т/га ОСВ+120т/га торф +3 т. изв.

Приложение 9.

Содержание питательных элементов в растениях озимой пшеницы,  
1998 г., полевой опыт

Варианты	N, %		K <sub>2</sub> O, %		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %	
	солома	зерно	солома	зерно	солома	зерно
контроль	0,73	0,95	0,18	0,22	0,56	0,67
ОСВ 15 т/га	0,98	1,27	0,25	0,30	0,64	0,76
ОСВ 30 т/га	1,03	1,34	0,30	0,36	0,65	0,78
ОСВ 60 т/га	1,08	1,40	0,43	0,52	0,80	0,96
компост 30 т/га	0,83	1,08	0,23	0,28	0,58	0,70
компост 60 т/га	0,85	1,11	0,27	0,32	0,67	0,80
компост 120 т/га	1,00	1,30	0,36	0,43	0,79	0,95

Содержание питательных элементов в растениях овса, 1999 г.,  
полевой опыт

варианты	N, %		K <sub>2</sub> O, %		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %	
	солома	зерно	солома	зерно	солома	зерно
контроль	0,87	1,98	0,44	0,57	0,75	0,70
ОСВ 15 т/га	1,29	2,12	0,62	0,62	0,80	0,70
ОСВ 30 т/га	1,29	2,25	0,69	0,69	0,87	0,82
ОСВ 60 т/га	1,36	2,48	0,92	0,87	0,87	0,87
компост 30 т/га	0,91	2,20	0,47	0,69	0,70	0,80
компост 60 т/га	0,92	2,24	0,52	0,69	1,05	0,80
компост 120 т/га	0,94	2,26	0,57	0,72	1,10	0,82

Содержание питательных элементов в растениях клевера, 2000 г.,  
полевой опыт

варианты	N, %		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %		K <sub>2</sub> O, %	
	I укос	II укос	I укос	II укос	I укос	II укос
контроль	2,87	3,36	0,56	0,56	0,50	0,55
ОСВ 15 т/га	3,05	4,51	0,60	0,78	0,54	0,55
ОСВ 30 т/га	3,37	5,04	0,64	0,78	0,58	0,68
ОСВ 60 т/га	3,43	6,24	0,60	1,04	0,58	0,72
компост 30 т/га	2,84	4,49	0,64	0,92	0,57	0,62
компост 60 т/га	3,23	4,76	0,70	1,20	0,59	0,81
компост 120 т/га	3,41	5,94	0,75	1,20	0,97	1,51

Приложение 10.

Динамика содержания нитратов и аммиачных форм азота в почве  
модельного опыта

Вариант	NO <sub>3</sub> , мг/100 г				NH <sub>4</sub> , мг/100 г			
	I	II	III	IV	I	II	III	IV
Контроль	-	1,25	0,51	0,36	13,68	7,04	18,72	10,56
15 т/га ОСВ	-	0,80	0,61	0,41	17,92	5,28	33,60	10,56
30 т/га ОСВ	0,83	1,31	0,93	0,64	10,56	4,80	23,04	9,86
60 т/га ОСВ	1,64	2,19	1,28	0,72	5,28	4,80	25,20	11,36
120 т/га ОСВ	8,80	9,47	5,98	0,80	6,00	5,60	46,08	12,48
30 т/га торф	0,59	1,33	0,74	0,56	8,32	5,28	23,04	12,48
60 т/га торф	2,19	3,60	2,02	0,64	11,52	9,12	23,04	18,52
120 т/га торф	2,54	4,69	1,92	0,77	14,64	7,36	29,28	24,96
30 т/га ОСВ+30 т/га торф	3,66	4,69	2,50	1,22	9,60	7,04	18,48	11,52
60 т/га ОСВ+60 т/га торф	6,11	6,40	5,66	4,13	12,48	9,12	31,20	15,34
120 т/га ОСВ+120 т/га торф	7,54	7,87	6,88	5,63	22,08	9,44	48,00	18,00

Примечание: I - первый отбор проб, 27.03.01; II - второй отбор проб, 27.04.01.; III - третий отбор проб, 27.05.01.; IV - четвертый отбор проб, 27.06.01.



Состав микроорганизмов в ОСВ

