МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РФ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ
УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ПРОФЕССИОНАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ
«ОРЛОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ АГРАРНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

Л.П. СТЕПАНОВА, Е.А. КОРЕНЬКОВА

ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕНЕЗА НА ГЕОХИМИЮ И ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ ЕМКОСТЬ ЛАНДШАФТА

МОНОГРАФИЯ

Орел – 2010

УДК 502.63:550.4:504.05/.06

Рецензенты:
зав. кафедрой экологии и общей биологии Орловского государственного университета, профессор, доктор биологических наук **Г.Г. Ладнова**
зав. кафедрой экологии и охраны окружающей среды Орловского ГАУ, профессор, доктор сельскохозяйственных наук **А.Г. Гурин**

Степанова, Л.П.
Влияние техногенеза на геохимию и экологическую емкость ландшафта. Монография/ Л.П. Степанова, Е.А. Коренькова. – Орел: Изд-во Орел ГАУ, 2010. – 260 с.
ISBN 978-5-93382-172-4

Авторы:
Степанова Л.П. – доктор сельскохозяйственных наук, профессор кафедры земледелия Орел ГАУ
Коренькова Е.А. – кандидат сельскохозяйственных наук, доцент кафедры садово-паркового и ландшафтного строительства Орел ГАУ

В монографии рассмотрены вопросы экологической устойчивости почвенной среды к техногенезу и прогнозирования последствий техногенного воздействия, необходимые для разработки методов прогноза подвижности тяжелых металлов в зависимости от природных и антропогенных факторов и мероприятий по оптимизации территорий техногенных ландшафтов на основе использования геохимических барьерных свойств и экологической емкости ландшафтов.

Монография представляет интерес для широкого круга специалистов, аспирантов и студентов в области экологии, агрохимии, почвоведения, агрономии, мелиорации, природопользования.

УДК 502.63:550.4:504.05/.06

© ФГОУ ВПО Орел ГАУ, 2010
ISBN 978-5-93382-172-4 © Оформление «Издательство Орел ГАУ», 2010

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ 6

I ЛАНДШАФТЫ, ИХ СТРУКТУРА И КЛАССИФИКАЦИЯ 8
1. Ландшафтная сфера, как часть оболочки Земли 8
2. Ландшафт как природно-территориальный комплекс 9
3. Классификация ландшафтов 11
4. Типы ландшафтных территориальных структур 16

II ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЛАНДШАФТОВ .. 20

III ФОРМЫ МИГРАЦИИ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВЕННОМ ПРОФИЛЕ И В ЛАНДШАФТАХ 26
1. Миграция веществ в коллоидном состоянии 27
2. Миграция веществ в форме истинных растворов 29
3. Миграция веществ в форме комплексных соединений 31

IV АККУМУЛЯЦИЯ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВЕННОМ ПРОФИЛЕ И ЛАНДШАФТАХ 48
1. Процессы, лежащие в основе явлений аккумуляции веществ 48
2. Сорбция и ее виды 52
3. Факторы среды, влияющие на аккумуляцию 54
4. Геохимические барьеры и их характеристика 58

V ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕНЕЗА НА ГЕОХИМИЮ ЛАНДШАФТОВ 64
1. Основные понятия и показатели техногенеза 64
2. Влияние приемов сельскохозяйственного использования почв на геохимию ландшафтов 70
3. Другие виды антропогенного воздействия на геохимию ландшафтов. 81

VI ОСОБЕННОСТИ ПРОЦЕССОВ МИГРАЦИИ И АККУМУЛЯЦИИ ВЕЩЕСТВ В ОСНОВНЫХ ПОЧВЕННО-КЛИМАТИЧЕСКИХ ЗОНАХ РФ 84
1. Почвообразовательные процессы, как факторы 84
деградации окультуренных почв 84
2. Деградация окультуренных почв под влиянием оподзоливания 90
3. Деградация окультуренных почв под влиянием осолонцевания 93
4. Экологические значения свойств почв 94
5. Экологическое значение почвообразовательных процессов 98
6. Экологическое значение почвенных режимов 100

VII ЗАКОНОМЕРНОСТИ МИГРАЦИИ ТОКСИКАНТОВ В АГРОЭКОСИСТЕМАХ 102
1. Загрязнение воздушной среды 102
2. Загрязнение водной среды 108
3. Миграция и аккумуляция веществ в ландшафте 110

VIII КОНСТРУИРОВАНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ ДЛЯ УЛАВЛИВАНИЯ ТОКСИКАНТОВ 128
1. Влияние агротехногенеза на геохимию ландшафтов 128
2. Геохимические барьеры 131
3. Экологическая емкость агроландшафта 133
4. Экспертная оценка очищающей способности почв 136
5. Расчет и конструирование геохимических барьеров 138
6. Пути оптимизации обстановки 146

IX ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ПРОДУКТОВ ТЕХНОГЕНЕЗА НА РАЗВИТИЕ ЭЛЕМЕНТАРНЫХ ПОЧВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ 150
1. Экологическая оценка влияния металлургических шлаковых отходов на развитие агрогенных почвенных процессов 150
2. Экологическое влияние шлаковых отходов на развитие мелиоративных и техногенных почвенных процессов 157
3. Эколого-микробиологическая оценка антропогенного изменения почвенного покрова 162

X ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА, ПРИРОДНЫХ ЦЕОЛИТОВ И ВЕРМИКОМПОСТОВ НА БАРЬЕРНЫЕ СВОЙСТВА ГРУНТОВ 170
1. Влияние отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов на водно-физические свойства, температурный и питательный режим грунтов 171
2. Экологическая оценка воздействия отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов на валовое содержание тяжелых металлов и образование их подвижных форм 179
3. Экологическая оценка биологических свойств питательных грунтов на основе отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов 191
4. Влияние шлаковых отходов, цеолитов и вермикомпостов на изменение количественного содержания и качественного состава органического вещества питательных грунтов 199

5. Экологическая эффективность использования питательных грунтов на основе отсевов солевого алюминиевого шлака, цеолита, вермикомпоста и гумусового горизонта почвы для выращивания овощных культур 203
6. Оценка геохимических барьерных свойств и экологической емкости различных типов питательных грунтов на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, цеолитов, вермикомпоста и шлаков 222
7. Экономическая эффективность использования удобрительных свойств шлаковых отходов, цеолитов, вермикомпоста при производстве овощной продукции 227

XI АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ УДОБРИТЕЛЬНЫХ И БАРЬЕРНЫХ СВОЙСТВ ВЕРМИКОМПОСТА И ЦЕОЛИТОВЫХ ТУФОВ В РЕГУЛИРОВАНИИ ПЛОДОРОДИЯ ДЕГРАДИРОВАННЫХ ПОЧВ 232
1. Статические процессы сорбции и сорбционные механизмы поглощения гумата калия цеолитом 232
2. Зависимость основных сорбционных параметров радионуклида цезия-137 в темно-серых лесных почвах и растениях при использовании цеолитовых туфов и гумата К 236

ЗАКЛЮЧЕНИЕ 249

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ 250

ВВЕДЕНИЕ

К началу 90-х годов на территории России было размещено около 70% токсичных промышленных отходов от их общего объема в СССР, в том числе все виды наиболее крупнотоннажных отходов (отработанные формовочные смеси, отходы переработки сланцев, нефтешламы, гальванические шламы, металлургические отходы). При этом в России накопилось более 1,6 млрд. тонн токсичных промышленных отходов, каждый год увеличивает эту цифру на 50 млн.тонн, а используется из них только 20%. (Королев В.А., 2001; Никитин А.Т., Степанов С.А, Забродин Ю.М., 1997).

Среди техногенных изменений среды обитания организмов наибольшую тревогу вызывает ее загрязнение промышленными и бытовыми отходами. Наибольшую опасность представляют токсические вещества различной природы.

Загрязнение - это процесс поступления и включения в экосистемы техногенных или природных веществ в токсичных для экосистем количествах или способствующих образованию новых опасных соединений. Их можно классифицировать но химической структуре, по источникам поступления, по типу производств, по механизму воздействия на организмы, по особенностям миграции и трансформации.

Загрязнитель как вещество или смесь веществ техногенного или природного характера, нарушает циклы миграции химических элементов и трансформации энергии и оказывает неблагоприятное воздействие на функционирование экосистем в целом. В биосфере формируются глобальные, региональные и локальные потоки и круговороты ксенобиотиков, т.е. '"чужеродных"' для нее химических соединений (Сает Ю.Е., Янин Е.П., 1991; Янин Е.П., 1997; Bowen H.J.M.,1979).

Следствием техногенеза как мощного антропогенного планетарного явления, отражающего состояние технологий общества, является изъятие (концентрирование) одних (Au, Ag, Pt, Fe), рассеяние других химических элементов (Cd, Hg, As, F, Pb, Al, Cr) в биосфере или сочетание обоих процессов одновременно. Локализация и интенсивность поступления техногенных потоков химических элементов обусловливает формирование техногенных аномалий и биогеохимических провинций с различной степенью экологической напряженности. В пределах таких территорий под влиянием токсических веществ у животных и человека могут возникать патологические нарушения. Преобразование среды приводит к обеднению флористического и фаунистического состава биогеоценозов, сопровождающегося биогеохимической

дифференциацией живого вещества различных таксонов биосферы. При этом возрастает значение взаимодействий различных химических элементов и веществ природного и техногенного характера в биогеохимических циклах.

Для того, чтобы масштабы загрязнения окружающей среды (почвы, грунты, воды) не приняли бы необратимого и катастрофического характера необходимы, с одной стороны, изменения стратегии природопользования, устранение путей и источников дальнейшего загрязнения среды, с другой стороны, – разработка и практическое внедрение способов, а также технологий подавления токсичности и очистки различных элементов геологической среды от этих загрязнений.

Состав и напряженность геохимических потоков природных и техногенных веществ контролируется наличием ландшафтно-геохимических барьеров – блоков системы (или участков), где наблюдается резкое изменение физико-химических или термодинамических условий: окислительно-восстановительных, кислотно-щелочных, фильтрационно-сорбционных, седиментационных, биогеохимических, а также температуры и давления. Ряд веществ при изменении условий миграции теряет подвижность, переходит в инертные нерастворимые формы и задерживается на геохимическом барьере.

Из теории геохимических барьеров следует, что каждой геохимической обстановке соответствуют свои классы геохимических барьеров и особая структура барьеров. Изменение любого из параметров, определяющих структуру барьеров, обязательно вызовет их перестройку. Направление и формы такой перестройки взаимообусловлены: а) свойствами поступающих в процессе техногенеза веществ, б) особенностями исходных ландшафтно-геохимических процессов. Зная состав поступающих веществ, можно с определенной долей вероятности прогнозировать возможные формы перестройки местных барьеров, возможность их "прорыва", зависящую от их потенциальной емкости, и т.д. Так как места локализации загрязнителей и их состав обусловлены технологией производства, анализ технологической цепочки позволяет предсказать возможность возникновения качественно новых типов барьеров, не характерных для местных геохимических условий. В связи с этим особую актуальность приобретают исследования, связанные с разработкой методов прогноза подвижности тяжелых металлов в зависимости от природных и антропогенных факторов.

I ЛАНДШАФТЫ, ИХ СТРУКТУРА И КЛАССИФИКАЦИЯ

1. Ландшафтная сфера, как часть оболочки Земли

Л**андшафтоведение** – наука (раздел физической географии), изучающей природные территориальные комплексы.

Общие исходные представления об особенностях строения (структуры) земной поверхности планеты Земля следующие. Ее поверхность рассматривается как комплексное образование – географическая оболочка, состоящая из четырех сфер (оболочек) – литосферы, атмосферы, гидросферы и биосферы и являющаяся результатом сложного взаимодействия этих сфер, постоянного обмена веществом и энергией между литосферой, атмосферой, гидросферой и биосферой характеризует главное свойство (содержание функционирования, сущность) географической оболочки.

Географическая оболочка одна из оболочек Земли. От образования (других оболочек), лежащих как выше, так и ниже ее она отличается тем, что в ее состав входят вещества в трех агрегатных состояниях (в других сферах в основном в каком либо одном), только в ней развивается жизнь. Здесь возникло и существует человеческое общество.

В географической оболочке выделяется зона наиболее активного взаимодействия литосферы, гидросферы и атмосферы. Это зона непосредственного соприкосновения между сферами географической оболочки, в ней наблюдается наиболее бурные проявления жизни. Именно здесь происходит трансформация солнечной энергии в другие виды земной энергии; это среда наиболее активного проявления жизни.

Согласно представлениям Н.А. Солонцова ландшафт – это основная единица в иерархии природных территориальных комплексов, которая имеет определенную структуру и характеризуется динамикой и ритмикой.

Природа Земли – это сложнейшая, непрерывно развивающая система, которая состоит из множества взаимодействующих частей, т.е. систем более низкого уровня организации. В ее состав входят частные оболочки (литосфера, атмосфера, гидросфера, фитосфера и зоосфера), составляющими которых являются различные неполные комплексы (морфоструктуры, климатопы, экотопы, фитоценозы, зооценозы, биоценозы и т.д.), а также полные комплексы, состоящие из всех основных компонентов природы. На суше – это природные территориальные комплексы, в океанах и других водоемах – природные аквальные комплексы.

2. Ландшафт как природно-территориальный комплекс

Природный ландшафт – это основная таксономическая территориальная единица физической географии, представляющая «такую генетически однородную территорию, на которой наблюдается закономерное и типическое повторение одних и тех же взаимосвязанных сочетаний: геологического строения, форм рельефа, поверхностных и подземных вод, микроклиматов, почвенных разностей, фито- и зооценозов».

Ландшафт характеризуется одним и тем же климатом, который представлен закономерно повторяющимся набором местных климатов и микроклиматов. Перераспределение поступающих на поверхность ландшафта тепла и влаги в зависимости от осбенностей рельефа приводит к формированию системы закономерно повторяющихся местообитаний растительных и животных сообществ. Каждый ландшафт отличается от других по облику. При этом физиономические их различия выражены тем сильнее, чем больше они отличаются по происхождению и истории развития.

Территория, занимаемая ландшафтом, не является однородной на всем своем протяжении, а состоит из морфологических единиц различного ранга.

От почвенных условий зависит в целом устойчивость ландшафта. Составом и свойствами почвенного покрова в значительной мере определяется его агроэкологическая оценка. Оценка почвенных условий (и прежде всего) конкретного ландшафта основывается на оценке почв и почвенного покрова. При этом характеристика почв исходит из оценки следующих показателей: строение и сложение почвенного профиля, гранулометрического, минералогического и химического составов, физических, физико-механических свойств, степени гидроморфизма, эродированности и окультуренности.

Оценка почвенного покрова исходит из анализа класса ПК (почвенного комплекса), сложности, контрастности и неоднородности СПП. При агроэкологическом анализе ландшафта оценивается агрономическая однородность и совместимость компонентов СПП (структура почвенного покрова).

Непременной стороной оценки формирования и функционирования ландшафта является анализ протекающих в нем **геохимических процессов**, в основе которых лежит выявление и оценка процессов трансформации, миграции и аккумуляции веществ. Поскольку этим вопросам будут посвящены последующие лекции, мы в этой лекции лишь отметим важность и обязательность данной стороны характеристики ландшафта как ПТК.

Динамика ландшафта, выражающаяся в ритмических и циклических изменениях его состояний, есть планетарная закономерность. Ее главным фактором являются солнечно-земные связи, приводящие, прежде всего к временной и пространственной

дифференциации климата и явлений, от него зависимых. Если временные изменения климата зависят от солнечной энергии и геодинамических причин, то пространственные вариации климата, а с ними и динамика ландшафта определяются состоянием поверхности и географическим положением региона по отношению к центрам действия атмосферы, к путям океанических и воздушных течений.

При рассмотрении динамики ландшафта, ее ритмических проявлений нельзя обходить неритмичные, т.е. импульсивные изменения состояний ландшафта. К ним относятся землетрясения, извержения вулканов, тайфуны, обвалы в горах и т.п. Эти процессы резко изменяют состояние ландшафта, порой в корне разрушают его. Импульсивные изменения эпизодичны, но приурочены почти всегда строго к определенному региону. Если в основе ритмических изменений состояний ландшафта лежат солнечно-земные связи, то в основе импульсивных – чаще земные факторы (естественные и одноактные антропогенные).

Ритмы нормальной амплитуды создают динамическое равновесие. Амплитуда ритмических изменений состояния ландшафта меняется во времени и в пространстве и является показателем интенсивности воздействующего фактора и степени устойчивости ландшафта.

На динамику ландшафта оказывает определенное воздействие производственная деятельность общества. Но общество не может снять или создать иной ход ритмов, хотя в состоянии смягчить или усилить его.

Главными факторами динамики ландшафта являются пока не подвластная человеку периодичность в поступлении энергии Солнца и геодинамические причины. Поэтому ритмичность процессов устойчива, а сами процессы могут изменяться только по амплитуде и трансформироваться местными условиями. Энергия Земли (включая ядерную), тектонические движения, обусловливающие энергию гравитационных процессов, не меняют этой глобальной и закономерной периодичности, а лишь усиливают или уменьшают амплитуды ритмов в отдельных регионах. Наконец, деятельность человеческого общества способна изменить проявление природного ритма, смягчить или усилить его, создать имитационную природно-техническую модель для нужд общества и использовать стадийность развития природы в хозяйственных целях.

Таким образом:

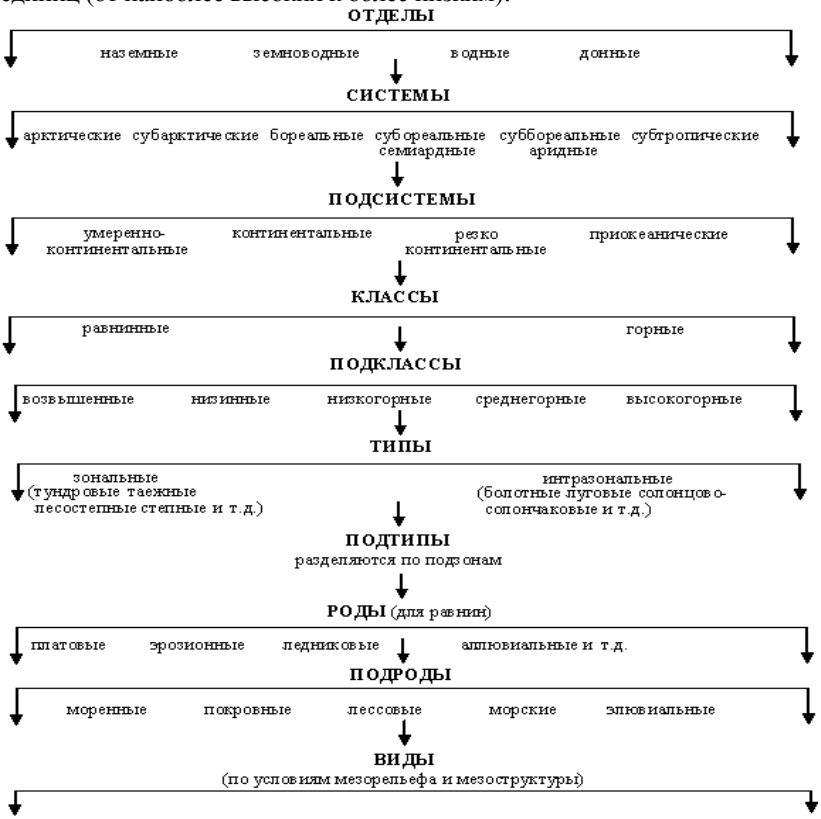
1) формирование ландшафта и его функционирование есть результат сложного взаимодействия ландшафтообразующих факторов. Поэтому особое значение в правильном и наиболее полном представлении о ландшафтах имеет познание разносторонней взаимосвязи между ландшафтообразующими факторами;

2) трансформация естественных ландшафтов в агроландшафты, также как и оценка существующих агроландшафтов, должно предусматривать, прежде всего, анализ территории (ландшафта) в агроэкологическом аспекте (плане), т.е. с точки зрения требования

сельскохозяйственных культур (и их подбора), условий и технологии их возделывания и обеспечения необходимого экологического благополучия ландшафта.

3. Классификация ландшафтов

Выделение ландшафтов основывается на установлении относительной однородности территории как ПТК по всем компонентам комплекса (рельеф, растительность и т.д.). Естественно, что однородность ландшафтообразующих факторов (как компонентов ПТК) может быть охарактеризована на различных уровнях их сходства (общности). Например, на уровне природной зоны, подзоны, региональной территории, участка разной площади. Поэтому, как и в других природных системах необходимо говорить о типологии ландшафтов. Наиболее распространенной схемой классификации ландшафтов является схема профессора В.А. Николаева. Она состоит из следующих таксономических единиц (от наиболее высоких к более низким):



Как видно из схемы высшей классификационной единицей является **отдел**. Он выделен по характеру взаимодействия геосфер (литосферы, атмосферы, гидросферы) в структуре ландшафтной оболочки. По этому принципу выделяются 4 отдела ландшафтов: наземные, земноводные (озерные, речные, шельфовые), водные (поверхностный ярус ландшафтной сферы в морях и океанах), донные (морских и океанических бассейнов за исключением шельфов). По макроклиматическим (радиационном и циркуляционным) условиям выделяются **системы** ландшафтов. В отделе наземных ландшафтов их шесть: арктическая, субарктическая, бореальная, суббореальная - семиаридная, суббореальная аридная и субтропическая. По степени континентальности системы подразделяются на **подсистемы** (принцип сходный с выделением почвенно-климатических областей внутри почвенно-термических поясов): умеренно континентальные – континентальные – резко-континентальные – приокеанические. При этом для более дробного выделения подсистем используют географические названия – например, восточно-сибирские резкоконтинентальные, европейско-сибирские континентальные и т.п.

По морфологическим показателям подсистемы подразделяются на **классы:** классы равнинных и классы горных ландшафтов. В свою очередь классы подразделяются на **подклассы по высотности** (ярусности). Так в классе равнинных ландшафтов выделяют подклассы – возвышенных, низменных, низинных ландшафтов, а в классах горных – низко-, средне- и высокогорные ландшафты. **Типы ландшафтов** (для равнинных территорий) выделяются по зональным почвенно-климатическим условиям: тундровые, таежные, лесостепные, степные и т.д. и интрозональным особенностям – болотные, луговые, солонцово – солончаковые и др. Деление на **подтипы** проведено по подзональным условиям территории – например в типе таежных ландшафтов выделяются подтипы – северо-таежные, среднетаежные и южнотаежные или подтипы северной и южной лесостепи.

По генетическим типам рельефа и структурам морфологических комплексов подтипы разделяются на **роды** ландшафтов – платовые, эрозионные, ледниковые, аллювиальные и т.д. Последние делятся на **подроды** по литологическим условиям (генетическим типам пород): моренные, покровные, лессовые и т.д. Подроды подразделяются на **виды.** В рассматриваемой схеме эта самая низкая таксономическая единица. Ее понимание и выделение имеет особое значение, так как обычно в начале практической работы по анализу ландшафта мы сталкиваемся именно с этим уровнем ландшафтной структуры. **Вид** выделяется в пределах подрода по комплексу конкретных форм рельефа и соответствующей ему мезоструктуре почвенного покрова.

При полевых работах, связанных с крупномасштабным картированием территории (ландшафтные, почвенно-ландшафтные картирования) опорной единицей, в пределах которой ведут эти работы, является вид ландшафта. Поэтому правильное понимание его содержания, обоснования и выделения имеет большое значение для последующего картирования территории.

Вид ландшафта территориально занимает значительные площади. Так, например, в пределах Московской области на ландшафтной карте выделен 41 вид ландшафтов.

Естественно, что на таких территориях мы легко обнаружим определенную дифференциацию (разделение, неоднородность их на более однородные части, каждая из которых будет отвечать главному принципу выделения единицы ландшафта любого уровня – общность его ландшафтообразующих факторов). Поэтому ниже классификационной единицы ландшафтов – вида, выделяются **таксоны** ландшафта, характеризующие определенную его дифференциацию в пределах вида. С такими единицами ландшафта обычно мы и сталкиваемся при картировании или агроэкологической ее оценке по уже имеющимся картографическим материалам крупномасштабной или детальной съемки.

В пределах вида ландшафта выделяются следующие таксономические единицы ландшафтной структуры: местность – урочище – подурочище – фация. Итак, **фация** является самой низкой единицей структуры ландшафта. Фации объединяются в подурочище или непосредственно в урочище. Совокупность урочищ образует местность.

Эти единицы ландшафтной структуры являются общепринятыми и используются во всех ландшафтных классификационных схемах.

Фация – низшая, самая простая морфологическая единица ландшафта. Это природно-территориальный комплекс представляющий собой неделимый участок территории, занимающий обычно микроформу рельефа или часть ее. В пределах фации сохраняется одна микроформа рельефа или ее элемент, одинаковая литология почвообразующих пород, одна разновидность почвы, одинаковый микроклимат и одна растительная ассоциация. Ни по одному из этих компонентов ландшафтного комплекса территорию фации разделить нельзя.

Примером фации может служить неглубокое понижение в пойме, занятое осоковой луговой растительностью, склон балки с одинаковой растительностью или однородный участок ее днища и т.д. Обособление фаций есть следствие конкретной совокупности экологических условий, сложившихся на относительно небольшом (в

большинстве случаев) участке территории. Естественно, фаций в природе огромное количество. Соседствующие фации генетически и пространственно взаимосвязаны и их комбинации в пределах мезоформ рельефа образуют определенную общность фаций, характеризующихся сходством по отдельным элементам ландшафтообразующих факторов. Например, днище балки представлено несколькими фациями, обособляющимися по составу растительности (оглеенные и неоглеенные, смытые и намытые компоненты почвенного покрова и т.д.). Но такое разнообразие фаций объединяют положение их в рельефе – все они занимают днище балки, что и определяет их генетическую взаимосвязь, генетическое единство.

Сочетание генетически и пространственно связанных фаций в пределах элемента мезоформы рельефа образует **подурочище**. Подурочище выделяют в том случае, если на одном элементе рельефа (склон эрозионной балки, днище балки или лощины, вершина холма и т.п.) сформировались несколько фаций, близких по генезису и составу природных компонентов. Совокупность подурочищ образует следующий уровень морфологической ландшафтной классификации – урочище.

Урочище – природно-территориальный комплекс, формирующийся в пределах одной формы мезорельефа и состоящий из нескольких подурочищ. В отдельных случаях несколько фаций непосредственно формируют урочище. Следует подчеркнуть, что урочище характеризуется хорошо выраженным рельефом с относительно четкими его границами. Примером урочищ является балка, холм, пойма и т.д. Границы урочищ легко выявляются, в нем выделяются обособленно (по особенностям рельефа и растительного покрова) подурочища и фации. Различают *простые и сложные урочища. Простыми* являются урочища на каждом элементе рельефа которого сформировалось по одной фации (подурочища не образуются, но выделяются). *Сложные* урочища характеризуются наличием подурочищ в пределах отдельных элементов рельефа. Например, холм с прямыми одной крутизны склонами, занятые отдельными фациями (в связи с особенностями экспозиции склонов), представляет простое урочище, а холм с волнистой поверхностью, с наличием на нем седловин и характеризующийся склонами разной формы (которые образуют подурочища) представляет собой сложное урочище.

Урочища, занимающие преобладающую площадь в ландшафте и часто встречающиеся (создающие морфотип ландшафта) называются **урочищами доминантными**, а редко встречающиеся в этом ландшафте и не определяющие его внешний облик –

второстепенными урочищами. Занимающие промежуточное положение по площади и часто встречающиеся выделяются как **субдоминантные урочища**.

Если фации в подавляющем большинстве случаев (обычно) как единицы ландшафта не является объектом самостоятельного хозяйственного использования и используются только в совокупности с другими фациями, объединенными в конкретные подурочища или урочища, то подурочище и урочище тем более являются территориальными единицами ландшафта самостоятельного (и части различного целенаправленного) использования.

Прежде всего, это относится к урочищам, характеризующимися различными природными условиями. Например, урочище плоского холма с пологими склонами – объект организации полевого севооборота; урочище широкой лощины – сенокосно-пастбищное угодье; урочище пойма – территория кормопроизводства и организации овощеводства.

Местность – это природно-территориальный комплекс, представляющий собой сочетания урочищ, развитых на одном геологическом фундаменте и характеризующихся комплексом форм рельефа одного генезиса (составляющих один морфогенетический тип рельефа).

В пределах ландшафта местности выделяют в том случае, если они различаются по виду доминантных урочищ или имеют доминантные урочища одного вида, но различные урочища-субдоминанты. Такое сочетание, как правило, отражает генетические различия между отдельными участками ландшафта, в связи с чем местности отличаются большей генетико-морфологической однородностью, чем ландшафты. Если в пределах ландшафта нет участков, отчетливо различающихся по генетическим отношениям между урочищами, местности не выделяют.

Ландшафт – высшая единица генетико-морфологической структуры, это природно-территориальный комплекс, имеющий один геологический фундамент, близкие генетически типы рельефа, один климат и отличающийся только для данного участка территории набором урочищ. Различия почвенно-растительного покрова в пределах ландшафта вызваны действием действием местных, но не глобальных (регионально-провинциальных) факторов. Поэтому в ландшафте отсутствуют зональные различия в составе почв и растительных сообществ, характерно лишь наличие интразональных почв и фитоценозов.

Такова краткая характеристика таксономических единиц, отражающих морфогенетическую ландшафтную структуру территории. В ней особое значение имеет выделение единиц: подурочище – урочище – местность – вид ландшафта. Ибо с

выделением этих ландшафтных единиц связано непосредственное решение практических вопросов организации рационального использования и охраны территории. Морфологическая ландшафтная структура в ландшафтоведении является основной (базовой) и, как видно из ее анализа, исходит из выявления сходства генезиса и условия развития ее территориальных единиц.

4. Типы ландшафтных территориальных структур

Помимо анализа ландшафтной структуры территории, исходя из основ рассмотренной базовой морфогенетической классификации ландшафта, существуют другие (дополнительные) разработки ландшафтных территориальных структур. Они основываются на выявлении общности территорий по проявлению потоков вещества и энергии. Исходя из этого принципа Швабс с соавторами (1987) предложили следующие три типа ландшафтных территориальных структур: **позиционно-динамическую, парагенетическую и бассейновую**. Каждая из этих ландшафтных структур имеет свой таксономический ряд территориальных единиц, но для всех этих трех типов ландшафтных структур фация всегда остается исходной (изначальной) низшей территориальной единицей ландшафта.

Т**ип позиционно-динамической ландшафтной структуры**. Для любой территории и, прежде всего с наличием склоновых элементов рельефа (даже при незначительных уклонах местности) мы можем наблюдать хорошо заметное (выраженное) направление потока влаги, а вместе с ней веществ и энергии, т.е. определенную динамику и пространственную направленность вещественного энергетического потока. Причем интенсивность потока, а, следовательно, количественные (и качественные) его характеристики будут дифференцироваться по территории в зависимости от условий поверхности или внутрипочвенного стока, а также движения воздушных масс (ветра) с которым связан аэральный перенос веществ. Эта особенность дифференциации вещества и энергии в пределах территории и лежит в основе позиционно-динамической ландшафтной структуры. Позиционно-ландшафтная структура отражает зависимость комплекса природных условий и процессов от положения фаций относительно ландшафтно значимых рубежей вдоль которых происходит изменение интенсивности и направленности горизонтальных вещественно-энергетических потоков (в первую очередь поверхностного стока, а также переноса в приземном слое атмосферы). Именно с этими потоками связано проявление эрозии, дефляции, заболачивания, засоления, техногенного загрязнения отдельных частей территории и ландшафта.

Можно различить два вида границ интенсивности (а иногда и направленности) водного потока веществ:

1) обусловлен каркасными линиями рельефа (определенной группой элементов рельефа – водораздельная линия, тальвег, линия перегиба, бровка, подошва склона). Эти границы легко выявляются по горизонтали на топографической карте;

2) связан с изменениями фильтрационных свойств почвогрунтов (например, изменение глубины залегания хорошо фильтрующей песчано-супесчаной толщи, подстилающей глинисто-суглинистые кроющие отложения).

В условиях хорошо выраженного аэрального переноса веществ (особенно при развитии дефляционных процессов) такими пограничными рубежами являются изменения условий мезорельефа (и микрорельефа) – возникновение на пути движения воздушных масс по равнинам и крупным вытянутым депрессиям («коридорам») возвышенного рельефа (крупных гряд, предгорий и т.п.). Такой преградой может быть появление заслонов растительности на пути движения ветра (лесного массива и т.п.).

В большинстве случаев каркасные линии и «фильтрационные» границы на пути движения потока веществ определяют растленение территории на полосы по интенсивности (и направленности) миграционного потока. Поэтому и сложившаяся номенклатура для отдельных уровней позиционно-динамической ландшафтной структуры имеет развитие, отражающие «полосную» форму выделенных ландшафтных территорий.

Исходной единицей территориальных выделов в позиционно-динамической структуре является ландшафтная полоса.

Ландшафтная полоса – это группа фаций, имеющих общее положение в рельефе относительно рубежей изменения горизонтальных потоков веществ – и характеризующаяся единообразным протеканием физико-географических процессов. Обособление ландшафтных полос определяется каркасными линиями, которые располагаются не только в зависимости от изменения форм рельефа, но и от высотного положения территории. Иными словами, смена ландшафтных полос имеет характер их чередования в зависимости от положения каркасных рубежей по относительной высоте данного рельефа. Элементы и формы рельефа, расположенные в определенном диапазоне высот над уровнем моря, отличаются сходными миграционно-геохимическими, гидрогеологическими, фитоценотическими и др. свойствами. Это позволяет объединить смежные ландшафтные полосы, расположенные в определенном диапазоне высот, в ландшафтные ярусы.

Ландшафтный ярус – это группа ландшафтных полос, занимающих определенный диапазон высот и имеющих один тип ландшафтно-геохимического режима (например, чередующиеся транс-элювиальные ЭГЛ), сходную морфологию рельефа, определенную совокупность физико-химических процессов.

Ландшафтные ярусы различаются между собой не только высотным положением, но также набором и интенсивностью протекающих в этих пределах физико-географических процессов (например, интенсивностью, формами и соотношением процессов плоскостной и линейной эрозии, явлений аккумуляции продуктов смыва).

Гипсометрические рубежи разграничения ландшафтных ярусов являются отражением ярусного строения рельефа. Границы между отдельными ярусами рельефа часто совпадают с тектоническими (линиями разлома, надвигов и т.д.) и климатическими рубежами.

В пределах равнинных территорий, где ярусы строения рельефа выражены слабоведущим фактором формирования ярусов, является их высота относительно зеркала грунтовых вод. По этому принципу ландшафтные полосы группируются в яруса по проявлению и соотношению процессов подтопления, засоления, солонцевания, галофитизации растительности и др.

Позиционно – динамическая ландшафтная структура основывается, как мы видим, на разделении территории по линиям направления потока. Но вещественно-энергетический поток в ландшафте можно дифференцировать и по линиям его концентрации. Такой анализ миграционного потока имеет особое значение в дифференциации ландшафта по интенсивности процессов переноса веществ, степени их локализации и, как следствие, по степени выраженности генетической связи отдельных фаций по отношению к линиям концентрации потока веществ.

Линиями максимальной концентрации миграционного потока в рельефе являются тальвеги различных форм гидрографической сети (лощин, балок и оврагов). Ландшафтные ярусы объединяются в парадинамический район по однонаправленности миграционных потоков и их общности.

Разделение территории на основе учета мест (линий) концентрации потока веществ является содержанием **парагенетической ландшафтной структуры**. Территориальными единицами этой ландшафтной структуры являются парагенетические ландшафтные комплексы (ПГЛК), выделяемые на основе упорядоченности фаций относительно линий потока (тальвегов). Эта упорядоченность основывается на выявлении сходства по интенсивности в миграционный поток отдельных фаций,

расположенных на различном удалении от центрального места потока (тальвега, русла реки). Учет такой дифференциации позволяет объединить низшие таксономические единицы парагенетической ландшафтной структуры в единицы позиционно-динамической (ландшафтные полосы). Но в этом случае основой выделения ландшафтных полос будет по их положению по отношению к водораздельной линии, а их положение по отношению к водосливной линии (тальвег, русло рек и т.п.). Разделение территории на основе принципов парагенетической ландшафтной структуры является особо важным для наиболее эффективной организации территории с развитой овражно-балочной сетью.

Бассейновая ландшафтная структура основывается на выявлении общности территорий по условиям поверхностного и внутрипочвенного стока, а также водного режима в пределах бассейнов рек различного уровня (различных площадей речного водосбора) от исходных ручейков и далее к притокам разного порядка вплоть до бассейнов крупных водных артерий (бассейны Волги, Урала, Иртыша и т.д.). Анализ территории на основе бассейновой ландшафтной структуры имеет особое значение для решения водохозяйственных задач, оценки масштабов и химизма гидрохимического стока для конкретных бассейновых территорий и речных систем и т.п.

II ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЛАНДШАФТОВ

Когда мы говорим об общности процессов миграции и аккумуляции веществ как основном критерии выделения геохимических ландшафтов, то естественно, что сама «общность» может рассматриваться на разных уровнях. Иными словами также как и в классификации других знакомых вам природных процессов и систем (животный мир, растительность, минералы) должен быть принят иерархический подход с выделением таксонов, характеризующихся определенным уровнем общности критериев выделения. Так в классификации ландшафтов мы выделяли, начиная с низшей таксономической единицы следующие таксоны – фация, подурочище, урочище, местность, ландшафт и затем более высокие единицы.

В понимании разнообразия геохимических ландшафтов важное значение имеет выделение низшей единицы. Такой единицей принято считать – элементарный геохимический ландшафт.

Элементарный геохимический ландшафт (по Б.Б. Полынову) – это литологически однородная территория, находящаяся в пределах одновозрастного элемента рельефа, занятая в каждый данный момент определенным биоценозом, однородной почвой и присущей ей однотипной миграцией и аккумуляцией веществ.

Компоненты ландшафта (как природно-территориального комплекса) представляют собой блоки элементарной геохимической системы (ЭЛГС). Каждый блок может рассматриваться как подсистема, состоящая из субблоков. Например, в почве как блоке (или подсистеме) ландшафта (ЭГЛ) можно выделить субблоки – генетические горизонты. Геохимический ландшафт при полном своем выражении включает в себя водораздельные участки, склоны и местные депрессии поверхности (долины рек, озера, котлованы и т.д.).

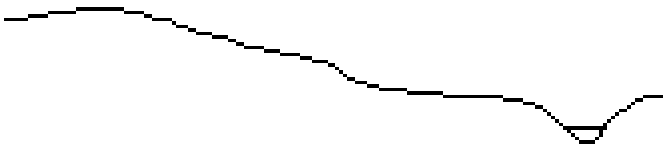


Рисунок 1 – *Схема полного геохимического ландшафта*

На этой схеме нетрудно заметить отдельные ее части четко различающиеся по устройству поверхности, потоку воды и т.д. В таком геохимическом ландшафте можно выделить три группы ЭГЛ,

характеризующихся своими особенностями всех компонентов и как итог своими особенностями процессов миграции и аккумуляции веществ: элювиальные ЭГЛ, транзитные ЭГЛ и аккумулятивные. Они располагаются закономерно по рельефу местности.

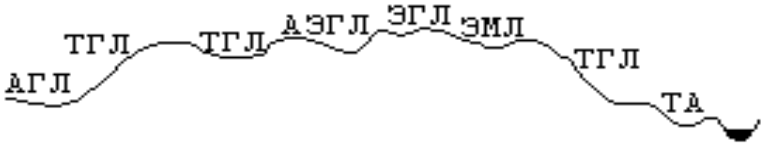


Рисунок 2 – *Схема полного (каскадного) ГЛ*

Рассмотрим краткую их характеристику.

1. Элювиальные (автономные, субаэральные) ЭГЛ – это выровненные водоразделы (местный, межбалочный, межовражный, междуречный и т.д.), относительно повышенное положение и плакорные условия таких территорий обусловливает поступление веществ на поверхность территории только из атмосферы, а в условиях агроландшафтов и с удобрениями, мелиорантами и другими средствами химизации. Почвы в зависимости от гидротермического режима в той или иной степени промываются атмосферными осадками. Грунтовые воды залегают глубоко и, как правило, не влияют на почвообразование. Может возникать лишь временная верховодка в пределах почвенно-грунтового слоя и проводить в периоды избыточного увлажнения локально (особенно по микропонижениям) к сезонному оглеению и к выпотному режиму при последующем иссушении. В гумидных зонах господствует промывной режим, обеспечивающий вынос подвижных продуктов из почвенного профиля. В таких условиях развиваются зональные почвы при возможном сочетании с интразональноми (внутризональными) на участках с выраженными отрицательными формами мезо- и микрорельефа, определяющими перераспределение осадков и растворимых веществ. В соответствии с этим на общем фоне элювиального геохимического ландшафта по микро- и мезозападным (понижение где скапливаются поверхностные воды) могут быть выделены аккумулятивно-элювиальные ЭГЛ.

На таких участках создается опасность концентрации подвижных вредных продуктов миграции, а также их возможное повышения миграции в грунтовые воды или возврат в верхние горизонты при последующем испарении влаги (выпотный период водного режима).

2. Транзитные ЭГЛ – это склоны повышений и водораздельных пространств при макро- и мезорасчлененной территории склона к местным депрессиям, небольшим водотокам (к ложбинам и балкам).

В зависимости от условий стока (что определяется прежде всего удаленностью участков склона от выравненого водораздела, их формой и крутизной), транзитный ЭГЛ может быть подразделен на несколько видов:

1) для верхней трети и середины склонов характерен смыв (твердый сток). Эти части склонов относятся к трансэлювиальному ЭГЛ т.е. здесь сочетаются элювиальный вынос веществ по профилю с поверхностно-внутрипочвенным переносом веществ;

2) нижнюю часть и шлейф склона относят к трансаккумулятивному ЭГЛ. Здесь перенос веществ по склону сочетается с их аккумуляцией. Здесь откладываются вещества твердого стока (намытые почвы) и территория приобретает аккумулятивные формы, особенно аккумуляция, усиливается на перегибе склона и переходе его в шлейф. Данная картина миграции характерна для вогнутого склона. На выпуклых формах склона она меняется. ЭГЛ транзитного типа в пределах трансэлювиальной части характеризуется обычно глубоким залеганием грунтовых вод. В трансаккумулятивной части склона грунтовые воды залегают выше и могут участвовать в гидрогенной аккумуляции веществ.

3) Аккумулятивные ЭГЛ – это части территории, аккумулирующие поверхностный и грунтовый сток. Они охватывают прилегающие к склонам территории – подгорные равнинные террасы, дельты и поймы, обширные депрессии, долины в горах, реки, озера. Сюда поступает большая часть жидкого поверхностного и внутрипочвенного стока и твердого поверхностного стока (а также аллювиальных вод), приносящих многие вещества, в том числе и из-за пределов данного ландшафта.

Аккумулятивные ландшафты могут быть подразделены на супераквальные (надводные, гидроморфные) и аквальные (подводные).

а)Гидроморфные (супераквальные) ЭГЛ – шлейфы, поймы долины, котлованы и т.п. территории, где грунтовые и почвенно-грунтовые воды часто смыкаются и залегают в пределах почвенно-грунтовой толщи.

Поймы рек, помимо влияния стоковых вод с водоразделов, подвергаются действию поемных процессов. (Дать примеры – солончаки, низинные, ожелезненные, вивианитовые, известковистые, засоленные торфяники, болотные солончаки и т.п. – можно показать слайды). Притеррасная пойма – классический пример супераквального ЭГЛ.

b) Аквальные (субаквальные, подводные) ЭГЛ – дно реки, замкнутого бассейна. Это конечные этапы миграции веществ. Перенесенные вещества могут уносится речными потоками или накапливаться в осадках (озера, замкнутые другие водоемы). Общий поток веществ в геосистеме (в общем ГС) направлен от водоразделов к склонам и далее вниз по рельефу.

В заключении рассмотрим некоторые положения и понятия, характеризующие функционирование геохимических ландшафтов.

Функционирование ЭГЛС (т.е. проявление сущности геохимических процессов) осуществляется путем обмена веществом, энергией и информацией между блоками и субблоками системы при многократном изменении химического и фазового состояния вещества каналами связи между блоками служат миграционные потоки, которые состоят из фазы носителя и фазы мигранта. В качестве фазы носителя выступают потоки водных, воздушных и твердых (дефляционно-гравитационно-осыпнных) масс и в некоторых случаях живые организмы.

Миграционные потоки могут разделяться на внутренние и внешние, циклические и направленные.

Внутренние (например, биологический круговорот веществ) определяют тесноту обратной геохимической связи между блоками ЭГЛС, ее устойчивость и приводит к дифференциации химических элементов между блоками.

Внешние связаны с односторонне направленным миграционным потоком веществ. Изменение щелочно-кислотных, OX-Red, термодиюнамических и других условий, влияющих на устойчивость мигранта в миграционном потоке приводит к уменьшению (или увеличению) его подвижности. Это определяет направленный характер миграции отдельных компонентов миграционного потока веществ. Эти явления приводят к дифференциации веществ между блоками (и субблоками) систем. *Участки, где резкое изменение условий миграции приводит к накоплению (повышению концентраций) химических элементов (веществ) называются геохимическими барьерами (Перельман).* В одной из ближайших лекций мы подробно рассмотрим природу и условия возникновения геохимических барьеров и их значение в аккумуляции отдельных элементов (веществ).

Преобладание рельефа с неровной поверхностью (не строго горизонтальной) предопределяет перемещение потоков веществ (водных и твердых) от более высоких частей территории к более низким. Создается система ЭГЛ, сменяющих друг друга от водораздела к местной депрессии рельефа, связанная латеральными потоками. Такая система называется каскадной. В ней каждый элементарный ландшафт – звено (блок) этой системы. В такой каскадной системе ЭГЛандшафтов начальными ее звеньями являются возвышенные участки (водораздельные), а конечными – депрессии. При этом начальные звенья геохимически автономны

(самостоятельны), а конечные звенья – геохимически подчиненные (гетерономные). Именно такую каскадную ЭГЛС мы рассматривали на общей схеме, иллюстрирующей разнообразие ЭГЛ. Каскадные ЭЛЛ образуют ландшафтно-геохимические арены.

В зависимости от порядка водосборных бассейнов выделяют мега-мезо-микроарены. Микроарены наиболее просты и часто представлены одним типом ландшафтно-геохимической катены.

По месту конечной аккумуляции веществ, выносимых с гидрохимическим и твердым стоком среди КГЛС выделяют открытые и замкнутые КГЛС. Замкнутые системы представляют территории, где в их конечных звеньях идет накопление продуктов миграции, вследствие испарения растворов и осадкообразования (бессточные озера, котлованы, впадины и т.п.).

По форме каскадные системы могут быть линейными, рассеивающими или концентрирующими, по числу звеньев выделяются каскадные системы I, II, III и более высоких порядков.

В каждой зоне формируются характерные типы сочетаний почвенно-геохимических ландшафтов.

В таежных и лесных зонах на древних водоразделах формируется кислая сиаллитная кора выветривания с бурыми или подзолистыми почвами. Склоны и террасы переходных элювиально-аккумулятивных ландшафтов заняты дерново-подзолистыми и глееватыми дерново-подзолистыми почвами, в которых накапливаются микростяжения железа. Аккумулятивные ландшафты характеризуются образованием ясно выраженных железистых и марганцевых аккумуляций, конкреций, ортштейнов, вивианита, торфяников низинного типа.

В степной зоне автоморфные ландшафты представлены черноземами на лессах и лессовидных суглинках, элювиально-аккумулятивные – лугово-черноземными почвами с солонцами, аккумулятивные – лугово-болотными или луговыми засоленными почвами.

В сухой степи автоморфные ландшафты заняты каштановыми почвами на лессовидных суглинках и глинах, элювиально-аккумулятивные – солонцовыми комплексами, аккумулятивные – солонцами, солончаками, соляными озерами.

В тропической зоне для водоразделов и древних высоких террас характерны аллитная и ферраллитная коры выветривания и кислые красноземные и желтоземные почвы. Переходные элювиально-аккумулятивные ландшафты на средних террасах заняты каолинитовыми красноцветными почвами. В аккумулятивных ландшафтах формируются лугово-болотные почвы с резко выраженным накоплением железа, марганца, органического вещества. Иногда здесь развиты монтмориллонитовые слитые почвы.

В пределах микро- и мезорельефа осуществляется геохимическая дифференциация микроструктур почвенного профиля.

Впадины на водоразделах, получая дополнительные массы воды, всегда характеризуются большей выщелоченностью почвенного профиля. Вместе с тем вокруг впадин в виде геохимических колец обычно формируются участки перераспределения и вторичной аккумуляции локально вымытых веществ.

В степях и пустынях легкорастворимые соли, вымытые из микропонижений, образуют кольца солончаков и солонцов.

В агрономическом отношении классификация элементарных геохимических ландшафтов служит объективной основой для формирования системы агроэкологических ограничений техногенно-химической интенсификации земледелия в плане предотвращения эрозионных процессов, загрязнение почв и вод токсическими веществами. В частности, степени свободы применения минеральных удобрений и пестицидов значительно уменьшаются от элювиальных ддландшафтов к супераквальным. Если в элювиальных ландшафтах можно применять высокоинтенсивные технологии с использованием удобрений и пестицидов при соблюдении общепринятых норм и правил безопасности, то в супераквальных и транссупераквальных практически должно быть исключено применение пестицидов и резко ограничено использование азотных удобрений. Потребности азота в севооборотах должны удовлетворяться преимущественно за счет повышения доли бобовых культур. На трансэлювиальных элементах в зависимости от интенсивности смыва необходима регламентация уровней применения азотных удобрений, пестицидов и технологий их внесения, в частности должно быть исключено поверхностное внесение удобрений.

Помимо ландшафтной обстановки судьба продуктов техногенеза, так же как и природных соединений, зависит от их свойств, термодинамических и физико-химических условий, влияющих на миграцию веществ и их аккумуляцию.

Сельскохозяйственным ландшафтам (агроландшафтам) свойственны в основном те же процессы и те же закономерности в функционировании, характерные и рассмотренные нами для природных ЭГЛ. Но в отличие от природных биогеоценозов, в агроценозах отчуждения из почв с урожаем летних макро- и микроэлементов идет ежегодно. Кроме того новых и возврат некоторых веществ осуществляется также с внесением удобрения, ядохимикатов, химических мелиорантов и с поливными водами.

И, наконец, антропогенное воздействие на ландшафт вносит существенные изменения в условия среды, которые определяют темы и качественную направленность геохимических процессов.

III ФОРМЫ МИГРАЦИИ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВЕННОМ ПРОФИЛЕ И В ЛАНДШАФТАХ

Процесс почвообразования в общем виде мы определяем (по Роде А.А.) как процесс обмена веществом и энергией между почвообразующей породой (почвами) и живыми организмами, гидросферой и атмосферой.

В основе этого обмена лежат противоречивые (противоположно направленные) процессы – так называемые слагаемые почвообразовательного процесса. Важнейшими из них являются процессы синтеза и разрушения почвенных минералов и процессы миграции и аккумуляции веществ.

Поэтому понимание механизма формирования любой почвы требует познания конкретного проявления этих противоположных по своей сущности слагаемых почвообразовательного процесса и в частности процессов миграции и аккумуляции веществ.

Это одна сторона значения необходимости их изучения.

Вторая и не менее важная заключается в том, что процессы миграции и аккумуляции веществ лежат в основе функционирования любого элементарного геохимического ландшафта; они составляют его содержание, т.е. сущность ЭГЛ.

Эти процессы раскрывают картину благополучия или неблагополучия конкретной территории в геохимическом отношении, как в условиях природного почвообразования, так и при природно-антропогенном его проявлении.

Не зная форм миграции элементов (веществ), условий влияющих на интенсивность миграции, нельзя управлять этими процессами, предвидеть возможности (формы и масштабы) их проявления, а, следовательно, их направленного регулирования в целях обеспечения экологического благополучия территории (ландшафта).

Овладение необходимым минимумом знаний в этой области является обязательным условием для практического осуществления почвенного (или в целом ландшафтного) мониторинга и успешного решения всего комплекса задач, связанных с функционированием ландшафта.

Главными агентами переноса веществ в почвах и ландшафтах являются движущиеся вода и ветер. К ним следует добавить гравитационные силы, которые активно участвуют в передвижении обломочных форм почвенных минералов и горных пород в условиях склонов заметной крутизны. Это явление оказывает большее влияние на почвообразование в горных ландшафтах (их геохимию) и горных почвах.

Наиболее масштабной миграция веществ происходит под действием движущейся воды. Под ее воздействием мигрируют составные компоненты твердой (и жидкой) фазы почвы, находящиеся в ней в различном состоянии дисперсности: в виде грубых дисперсий (>0,001 мм), в форме коллоидного состояния вещества и в виде истинных растворов.

В обобщенном виде формы миграции веществ в почве и ландшафтах можно представить в виде следующей схемы (схема 1).

В ней выделяются все три упомянутые формы. Каждая из них может быть подразделена с учетом особенностей состава соединений этих форм или природы химических связей. Приступая к характеристике этих форм миграции необходимо сделать следующую оговорку. В содержании настоящей темы лекции мы не коснемся еще одной чрезвычайно важной формы миграции веществ – биологической. Она обусловлена избирательной поглотительной способностью живых организмов, процессами трансформации извлекаемых (поглощаемых) элементов в результате сложных биохимических процессов. Она оказывает огромное влияние на различные формы абиотической миграции, представленные на данной схеме. Более того, формы миграции в водных растворах во многом обусловлены воздействием живых организмов, продуктов их жизнедеятельности и трансформации органических остатков на минеральные компоненты почвы. Вот с такой оговоркой мы приступаем к рассмотрению схемы форм миграции веществ.

Схема характеризует основные формы миграции и тяжелых металлов в почвено-природных водах.

1. Миграция веществ в коллоидном состоянии

Взвешенные и коллоидные формы входят в состав гранулометрических фракций твердой фазы почвы.

Истинно растворенные присутствуют в почвенных растворах или могут активно и быстро переходить из твердого состояния в растворенное при увлажнении почвы. Обычно это вещества, извлекаемые из почвы водной вытяжкой или поступающие в лизиметрические (дренажные) воды.

Миграция веществ в почвенном профиле и ландшафтах во взвешенном состоянии (суспензионной форме) в значительных размерах проявляется при образовании делювиальных или аллювиальных потоков и является чрезвычайно важной и масштабной (а иногда и главной) при миграции веществ в «каскадных» и пойменных ландшафтах.

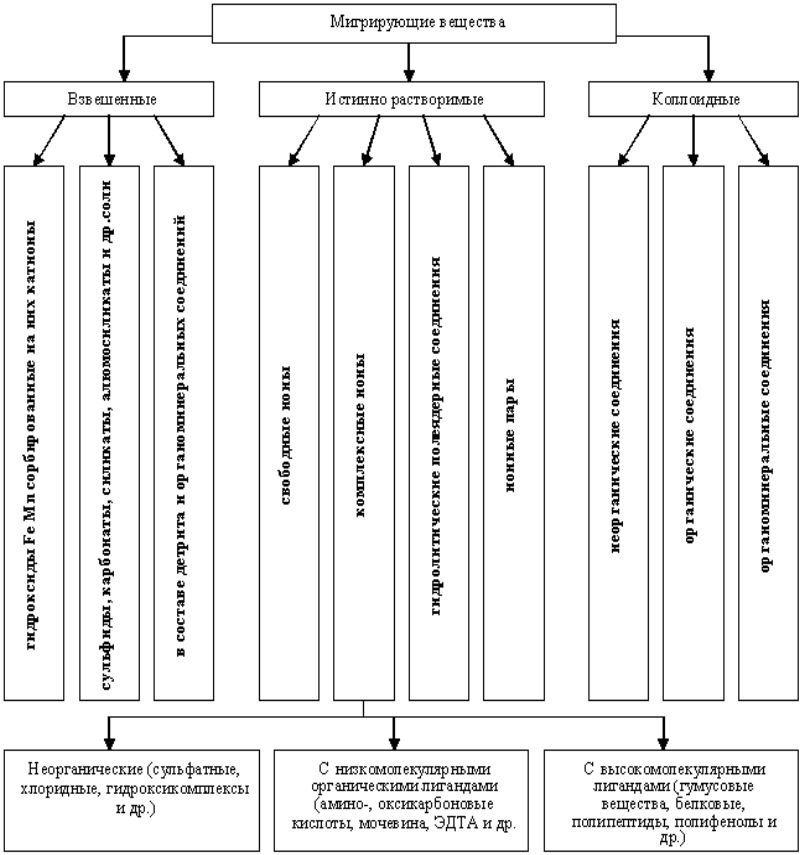


Схема 1 – Формы миграции веществ в почве (по Орлову, Амосовой и Садовниковой «Охрана почв от химического загрязнения»)

Исключительное значение этой формы миграции для эродированных (и эрозионно-опасных) земель склонов и сочетающихся с ними подчиненных ландшафтов (трансаккумулятивных и аккумулятивных), а также для пойменных ландшафтов.

Одновременно отметим, что в этой форме могут мигрировать различные соединения, представляющие минералогический состав гранулометрических фракций и различные продукты техногенного загрязнения, представленные или в форме частиц размером > 0,001мм, или вошедших в состав исходных минеральных, органоминеральных и

органических соединений почвы в результате тех или иных форм сорбции (см. схему).

Наиболее подробно рассмотрим две другие формы миграции – в виде истинных и коллоидных растворов. Этим формам миграции веществ принадлежит основная роль в передвижении веществ в почвенном профиле при развитии почвообразовательного процесса, иными словами, формирование профилей всего разнообразия почв, которое вы будете изучать (или изучили), неразрывно связано (в значительной мере обусловлено) проявлением этих форм миграции веществ и их аккумуляцией.

Отсюда видно особое значение их в познании генезиса почв и понимания их влияния на экологическую обстановку конкретных ландшафтов.

2. Миграция веществ в форме истинных растворов

Миграция веществ в истинно растворенном состоянии в значительных масштабах возможна при следующих условиях:

1) если ионы представлены в почве легкорастворимыми (водорастворимыми) соединениями, например $NaCl$, Na_2SO_3 и т.п.;

2) если, появившийся в почвенном растворе или природных водах, ион не образует с другими ионами трудно растворимых соединений (или шире – неподвижных продуктов сорбционных процессов). Например, NO_3^- только в результате биологического поглощения может терять свою миграционную способность, т.к. другие виды его сорбции в почве, в сколько нибудь заметных количествах, не имеют места (обменное поглощение, осадкообразование);

3) если, появившийся в растворе ион металла не подвергается активной гидратации с образованием трудно растворимых гидрооксидов. Например, Na^+ и наоборот ион трехвалентного Fe^{3+} быстро гидротируется, превращаясь в $Fe(OH)_3$ с очень низким произведением растворимости (10^{-32}), что исключает миграцию данного элемента в ионной форме (Fe^{3+}), поскольку такой ион не может существовать в условиях характерной для почв реакции.

В силу сказанного, в природных почвах и ландшафтах миграция ионов в основном связана с присутствием в почво-грунтах (или появление в них в силу тех или иных процессов – выветривания, почвообразования) карбонатов, сульфатов, хлоридов и нитратов. В дополнении к сказанному, масштабы указанных солей в природной обстановке тесно связаны еще с их растворимостью. Ниже в таблице 1 приведены показатели растворимости рассматриваемых солей. В естественных условиях при медленном движении растворов

увеличивается расход воды на испарение почвой (и транспирацию), что ведет к повышению концентрации растворов и выпадению менее растворимых солей в осадок.

Первыми переходят в осадок малорастворимые углекислые соли Ca и Mg; затем сернокислый кальций (гипс). При очень большом сгущении раствора, когда полностью оседают углекислые соли Ca и Mg, а также большая часть гипса, в осадок выпадает сернокислый натрий. При еще большем сгущении раствора в осадок выпадает сернокислый магний, затем хлориды натрия и далее все остальные соли. Однако растворимость солей в естественных растворах и их миграция в почве зависит от многих условий (t, pH, концентрации CO_2 и др.). Так, например, растворимость карбонатов кальция и магния во многом определяется концентрацией CO_2 в растворе и от температуры; хлориды являются более подвижными, чем сульфаты и в теплой, и в холодной воде.

Таблица 1 – Растворимость солей при $20C^0$ (%)

Соли	Формула	Растворимость
Карбонат натрия	Na_2CO_3	21,5
Бикарбонат натрия	$NaHCO_3$	9,6
Карбонат магния	$MgCO_3$	0,0106
Карбонат кальция	$CaCO_3$	0,0014
Хлористый натрий	NaCl	36,0
Хлористый кальций	$CaCl_2$	74,5
Хлористый магний	$MgCl_2$	54,5
Сульфат натрия	Na_2SO_4	19,4
Сульфат кальция	$CaSO_4$	0,2

Рассмотренные характеристики солей определяют три важных особенности их распределения в природе.

Первая – зональная. Чем влажнее климат (и холоднее), тем меньше разнообразие рассмотренных солей характеризует химизм засоления почво-грунтов.

Эту географическую закономерность (отражающую и особенности миграции отдельных ионов) хорошо иллюстрирует следующая таблица (табл.2) о составе и накоплении солей в почвах и природных водах различных зон.

Вторая особенность – распределение солей по геоморфологическому профилю (схема 2).

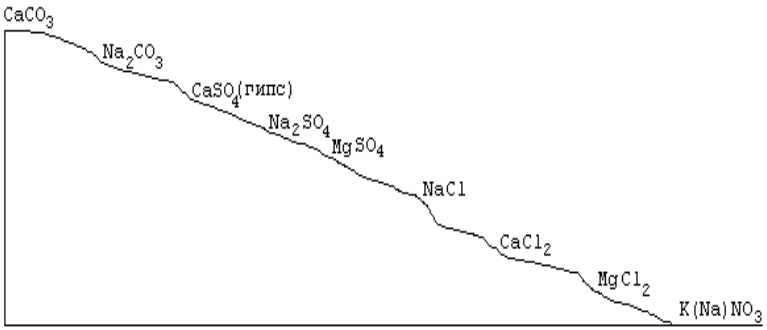


Схема 2 – Распределение солей по рельефу (по В.А.Ковда)

Соли распределяются по геоморфологическому профилю в зависимости от количества поступающей влаги и их растворимости. Эта схема хорошо отражает особенности ионной миграции в ландшафтах. Поэтому, например, наиболее опасно загрязнение водных источников и почв (растений) нитратами в понижениях рельефа, когда миграция наиболее активна.

Таблица 2 – Накопление солей в водах и засоленных почвах различных зон (по В.А. Ковда)

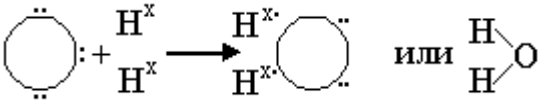
Зона	Наивысшая минерализация воды, г/л			Макс. содержание солей в верхних горизонтах засоленных почв, %	Состав солей
	Реки	Грунтовые воды	Соленые озера		
Пустыня	20-90	200-220	350-450	15-25	NaCl, $NaNO_3$, $MgCl_2$, $MgSO_4$
Сухая степь	10-20	100-150	300-350	5-8	NaCl, Na_2SO_4, $CaSO_4$, $MgSO_4$
Степь	3-7	50-100	100-250	2-3	Na_2SO_4, NaCl, Na_2O_3
Лесостепь	0,5-1,0	1-3	10-100	0,5-1	Na_2CO_3, Na_2SO_4, Na_2SiO_3

3. Миграция веществ в форме комплексных соединений

Как известно, к комплексным соединениям в химии относят такую группу химических соединений, в которой ион металла связан в более сложные соединения с другими компонентами (ионы, молекулы) гомеополярной или ковалентной связью.

Напомню, что гомеополярная связь создается за счет образования общей пары электронов у взаимодействующих атомов. При этом различают два способа образования такой общей пары электронов:

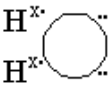
1) каждый атом из двух взаимодействующих атомов отдает по одному электрону, т.е. атомы участвуют в создании обобщающей пары электронов на равных условиях, так сказать «на паях». Например, при образовании молекулы воды атом кислорода при взаимодействии с двумя атомами водорода с каждым из них образует по обобщенной паре электронов, что можно представить в виде следующей схемы:



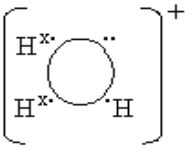
2) второй способ образования обобщенной пары электронов, а, следовательно, возникновения гомеополярной (ковалентной) связи, осуществляется путем участия неподеленной (свободной) пары электронов одним из взаимодействующих атомов.

Иными словами, при образовании подобной химической связи один реагент (атом или ион) служит донором электронов, а второй акцептором электронов. Поэтому данный способ связи получил название донорно-акцепторный или координационный.

Вновь обратимся к схеме молекулы воды:



Здесь у атома кислорода имеется две пары неподеленных электронов. Одна из них отдает электрон водородному иону, образуя гидроксоний, и теперь это уже будет комплексный ион, несущий положительный заряд:



При образовании комплексных соединений возможны три следующих конечных результата взаимодействия иона комплексообразователя с аддендами (лигандами) – донорами электронов (для комплексообразователя донорами-аддендами могут быть ионы или молекулы-носители электровалентной связи):

1) заряд иона комплексообразователя полностью компенсируется (уравновешивается) лигандами и тогда образуются комплексные соединения в форме электронейтральной молекулы;

2) заряд иона комплексообразователя не будет полностью компенсирован аддендами и тогда образуется комплекс с положительным зарядом, т.е. комплексный катион;

3) адденды при взаимодействии с ионами-комплексообразователями сохраняют избыточные заряды, и в этом случае образуется комплексный анион.

В природных условиях для многих металлов, выступающих ионами-комплексообразователями, могут образовываться комплексные соединения по типу всех трех возможных вариантов.

В зависимости от природы лиганда различают следующие виды комплексных соединений:

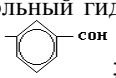
- аквакомплексы, в которых лигандами являются молекулы воды. Сюда относятся все кристаллогидраты, например $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, аммиакаты, в которых лиганды представлены аммиаком (например, гексоамин кобальта) $[Co(NH_3)_4]^{2+}$;.
- ацидокомплексы, в которых лигандами являются кислотные остатки (анионы кислот). Например, оксалат железа – $[Fe(COO)_6]^{3-}$ или калия $K_3[Fe(COO)_6]$;
- гидрооксикомплексы, в которых лигандами выступают гидроксилы;
- смешанные, в которых лигандами являются различные представители химических соединений (вода, гидроксил, остаток кислоты и др.) одновременно.

Особую группу комплексных соединений представляют хелаты. Для образования хелатных соединений необходимо участие лигандов с несколькими функциональными группами, способными образовывать связи с ионами комплексообразователями. Хелатные комплексы отличаются значительно большей устойчивостью, чем простые комплексные соединения.

В почве могут широко быть представлены аквакомплексные, ацидокомплексные, гидроксикомплексные соединения. Особое значение в образовании комплексных соединений имеют разнообразные органические соединения почвы как специфической (гумусовой), так и неспецифической природы.

Применительно к гумусовым веществам вам знакома группа органоминеральных соединений – комплексно- гетерополярные соли.

еди большого разнообразия органических веществ почвы (в том числе и водорастворимых – ВОВ) широко представлены соединения, в составе которых имеются функциональные группы, способные образовывать с ионами комплексообразователями электровалентные

(главные) связи: карбоксильные – COOH; карбонильная группа – C═O; фенольный гидроксил (и спиртовые гидроксилы многоатомных спиртов) – 

; сульфогруппа – SO_3H; оксимная группа NOH и иногда функциональные группы, носители ковалентной связи (донорно- акцепторной – «побочной») – первичные, вторичные и третичные аминогруппы (NH_2^-, NH^{2-}, N^{3-}). Именно этой особенностью состава и объясняется способность многих органических соединений почвы образовывать комплексные соединения с ионами комплексообразователями и прежде всего важнейшими представителями ее химического состава (в компенсированном отношении и по их роли в почвообразовании) – Fe, Al, Mn. Такой же способностью они обладают и по отношению к тяжелым металлам: Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Zn и др.

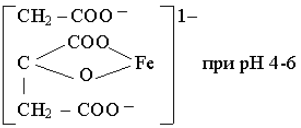
Органоминеральные комплексные соединения являются основной формой миграции указанных металлов в почвенном профиле.

В образовании комплексных органоминеральных соединений среди органических веществ почвы принимают участие: группа низкомолекулярных карбоновых и оксикарбоновых кислот – щавелевая, муравьиная, лимонная и др.; группа полифенолов; аминокислоты и полисахариды.

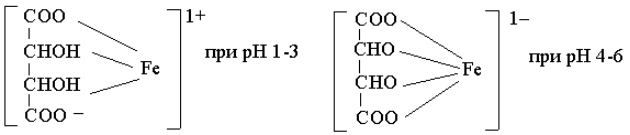
В качестве примера можно привести комплексные соединения представителей для различных групп органических веществ неспецифической природы.

Для низкомолекулярных кислот:

а) для лимонной кислоты известен целый ряд комплексов как в виде катионов (положит. заряд), так и анионов (отриц. заряд)



б) для винной кислоты:

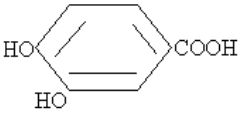


Для группы полифенолов.

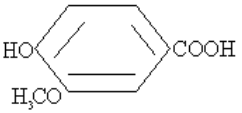
Как известно, это большая группа органических веществ фенольной природы, входящих в состав растительных остатков и присутствующих в составе ВОВ. Сюда входят простые гидролизуемые

фенолы (или таниды), имеющие характер сложных эфиров и распадающиеся при гидролизе на углевод (чаще глюкозу) и ряд простых фенольных кислот и близких им соединений, продуктами их гидролиза могут быть, например:

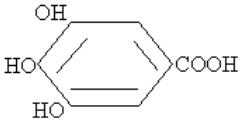
а) протекатеховая кислота



б) ванилиновая кислота

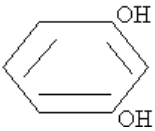


в) галловая кислота (наиболее часто образует сложные эфиры)

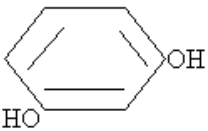


Из фенолов:

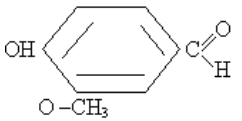
а) пирокатехин



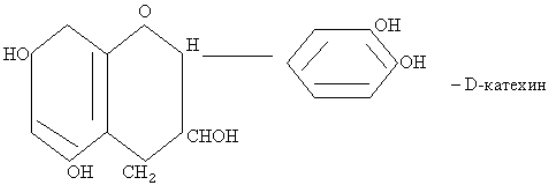
б) резорцин



Из альдегидов – ванилиновый:



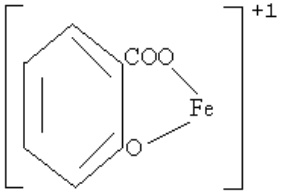
Кроме гидролизуемых полифенолов в природе широко распространены конденсированные полифенолы (дубильные вещества), являющимися полимерами катехинов:



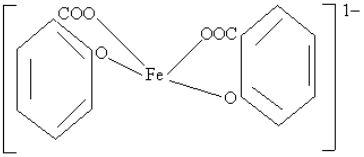
Из этих примеров вы видите, что как продукты гидролиза, так и конденсированные полифенолы имеют функциональные группы ОН и СООН, которые и могут участвовать в образовании комплексов с поливалентными металлами.

В качестве примера можно указать хорошо изученные комплексы железа с салициловой кислотой.

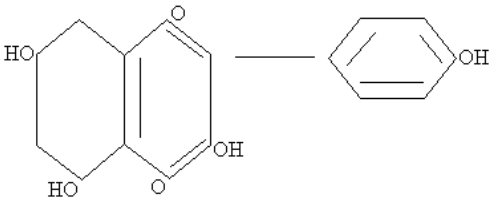
при pH 2-3



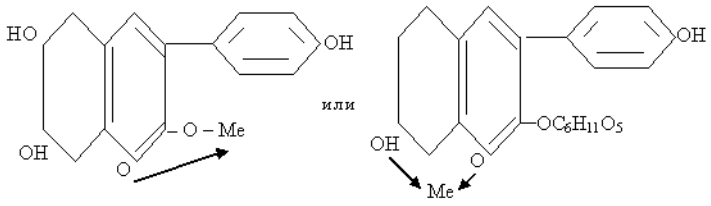
при pH 4



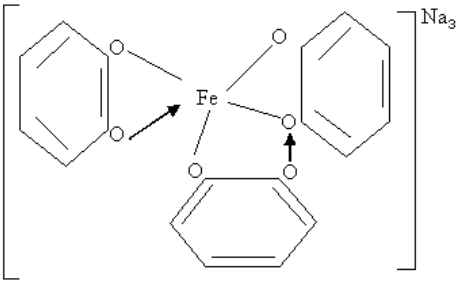
Близки к катехинам очень распространенные в составе органического вещества растений флавонолы общего вида.



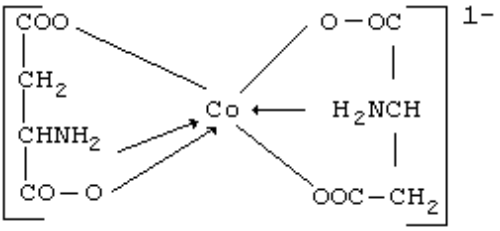
Такие соединения могут участвовать в комплексообразовании следующим образом:



Катехины содержат фенольные гидроксилы и могут давать комплексы с железом, построенные по типу комплексов пирокатехина.

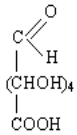


Для группы аминокислот можно привести в качестве примера комплекса гликолят мели или трехзубчатой комплекс аспарагиновой кислоты с кобальтом.



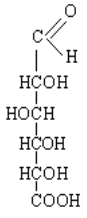
Для кислых полисахаридов известен комплекс представителя широко распространенных в растительных тканях пиктиновых веществ (полимеры галактуроновой кислоты) с алюминием. Галактуроновая кислота входит в состав гемицеллюлозы и камедей. При гидролизе этих веществ образуются уроновые кислоты.

Общая их формула:

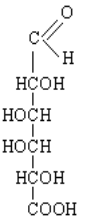


Их представители:

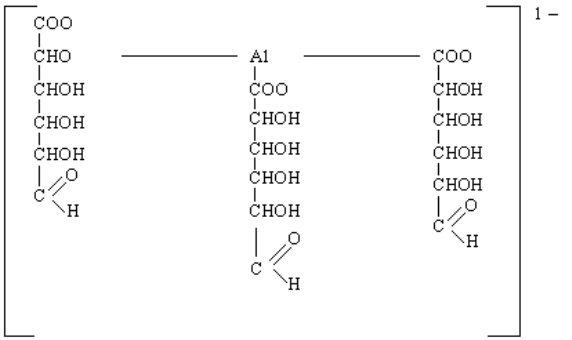
а) глюкороновая кислота;



б) галактуроновая:

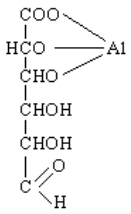


Известны комплексы галактуроновой кислоты с алюминием, имеющие различный состав и строение в зависимости от pH среды. Так, при pH≈3,0 образуется комплекс $AlC_{18}H_{27}O_{24}\cdot H_2O$ следующего вида:



В этом комплексе на три остатка кислоты сохраняется одна карбоксильная группа, которая и определяет отрицательный заряд.

При pH 5,2 образуется комплексный анион с двумя отрицательными зарядами, составленный с участием двух ионов алюминия и 38 молекул галактуроновой кислоты общего состава $Al_2(OH)_2C_{18}H_{26}O_{24}$. При pH≈8 образуется нейтральный комплекс алюминия с одной молекулой кислоты:



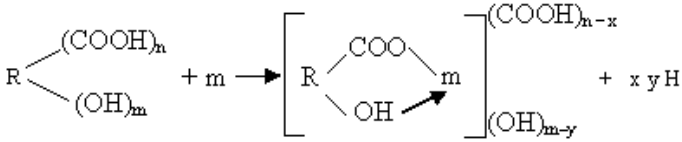
Комплексные соединения гумусовых веществ со многими металлами изучены широко. Обладая исключительным

разноообразием по молекулярным массам и свойствам, они характеризуются наличием функциональных групп носителей электровалентной и координационной связи. Их постоянное присутствие в почвах и обусловливает активное участие в образовании различных комплексных гетерополярных солей. Разнообразие молекулярных масс (степени дисперсности) гумусовых веществ определяет участие их в образовании истинно растворимых и коллоидных соединений с металлами.

Основные положения, характеризующие образование комплексных гетерополярных органоминеральных солей гумусовых кислот в почвах и природных водах можно свести к следующему.

1. Экспериментально доказано, что Fe, Al, Cu, Zn, Ni и многие другие металлы образуют с гумусовыми кислотами комплексные соли, в которых металл входит в состав анионной части молекулы и не способен к обменным реакциям.

Схематически эту реакцию можно представить следующим образом:

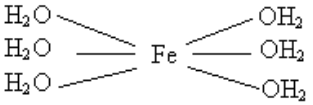


2. В реакциях комплексообразования участвуют гуминовые и фульвокислоты. Наибольшей подвижностью (т.е. способностью образовывать истинно растворимые и миграционно активные комплексы) обладают фульвокислоты. Об этом свидетельствуют такие данные: масса микроэлементов, связанных с фульвокислотами в подзолистых и дерново-подзолистых почвах в 7-10 раз больше, чем их масса в виде комплексов с гуминовыми кислотами.

3. Миграционная способность комплексных соединений гуминовых кислот зависит: а) от природы иона комплексообразователя; б) от молекулярной массы органического адденда; в) от реакции среды; г) от степени насыщения органического лиганда металлами-комплексообразователями.

4. Указанными факторами определяется и прочность связи с органическими лигандами в комплексе.

5. Металлы-комплексообразователи присутствуют в почве преимущественно в виде аквокомплексов типа



и в такой форме участвуют в реакциях.

При реакции комплексообразования координационно связанные с металлом молекулы воды замещаются молекулами (или ионами) органических соединений непосредственно присоединяющихся к иону комплексообразователю.

Геохимические условия почв и ландшафтов тесно связаны с коллоидно-химическими процессами, протекающими в почвенно-грунтовой толще и почвенно-грунтовых водах.

Важнейшими сторонами такой связи являются:

1) образование коллоидных форм соединений различных минеральных и органических веществ;

2) превращение коллоидных соединений в почво-грунтах и природных водах. Эти превращения связаны с развитием двух противоположных явлений – образование гелей и образование золей. Эти явления протекают в виде процессов коагуляции и пептизации.

Подчеркнем некоторые положения, характеризующие значимость коллоидных явлений в формировании геохимической обстановки.

1. Многие элементы (и вещества) в почве могут в значительной своей части быть представлены коллоидными формами соединений.

Это, прежде всего органические соединения – гумусовые вещества и ряд неспецифических органических веществ (белковые соединения и др.), полуторооксиды железа, алюминия, марганца в значительной части представлены коллоидными формами. В таком состоянии дисперсности широко представлены соединения кремнезема и многие органо-минеральные соединения почвы и природных вод.

2. В состоянии коллоидного раствора (золя) содержится значительно большее количество трудно растворимых веществ, чем то, которое может удержаться в истинно растворенном состоянии в насыщенных растворах. Это относится к гумусовым веществам, железу, алюминию, марганцу, многим органоминеральным соединениям, в том числе и к тяжелым металлам. А если принять во внимание широкое участие коллоидных форм в миграции веществ, то становится понятным значение коллоидного состояния вещества в оценке геохимической обстановки почв и ландшафтов.

3. Способность коллоидных форм веществ быть в состоянии геля или золя, т.е. переходить из состояния коллоидного раствора (под влиянием пептизации) или в состояние осадка (вследствие коагуляции). Имеет исключительное значение в оценке роли коллоидного состояния вещества в процессах миграции и аккумуляции, т.е. в оценке важнейшей характеристики геохимической обстановки в ландшафтах.

4. Коллоидные структуры вещества обладают огромным числом ненасыщенных валентных связей (значительно большим, чем кристаллические формы вещества, даже в состоянии их высокой дисперсности). Эта особенность коллоидов определяет их активное участие в процессах сорбции.

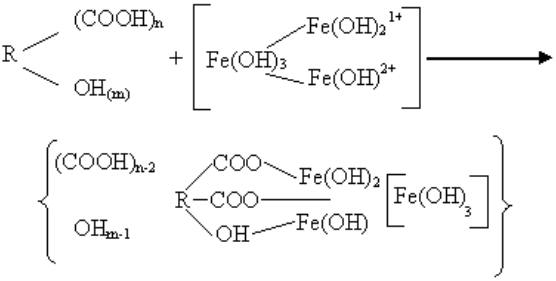
Отметим две важные особенности проявления сорбционных процессов коллоидными формами веществ:

а) они обладают как поглощением на поверхности коллоидных мицелл (адсорбции), так и внутри коллоида (абсорбция). Эта особенность сорбции коллоидного состояния вещества выражена ярче, чем при кристаллическом его состоянии;

б) сорбция всегда селективна, т.е. данный коллоид сорбирует определенные вещества (ионы), (например, только некоторые анионы или катионы) и не сорбирует другие, часто присутствующие в значительно больших количествах (концентрациях).

5. Золи коллоидных веществ, обладая различным зарядом (+ и –), могут при их взаимодействии вызывать взаимное осаждение. Такой механизм аккумуляции веществ широко развит в почвенных условиях и в природных водах. Работами Пономаревой В.В., Александровой Л.Н. и других исследователей установлено, что присутствующие в почве в гелеобразном состоянии коллоидные формы полуторооксидов Fe и Al могут под воздействием гумусовых веществ почвы (и прежде всего фульвокислот) переходить в состояние комплексных золей с отрицательным зарядом. При этом золь органического вещества выполняет роль защитного коллоида. Под защитой этих органических соединений полуторооксиды способны мигрировать по профилю почвы с нисходящим током воды. При кислой реакции почвенного раствора золи полуторооксидов имеют положительный заряд. А поскольку в почве преобладают отрицательные коллоиды, то передвижение положительно заряженных золей полуторооксидов невозможно – они будут быстро коагулироваться отрицательно заряженными компонентами почвенного раствора и твердой фазы почвы. При взаимодействии фульвокислот с золями полуторооксидов образуются комплексные коллоиды с отрицательным зарядом, способные к миграции в почве.

Реакцию взаимодействия фульвокислот с золями полуторооксидов с образованием комплексного соединения (коллоидного золя с отрицательным зарядом) можно в виде следующей генетической схемы (по Пономаревой):



Аналогичной схемой могут быть представлены и реакции гидроксида алюминия с гумусовыми кислотами. В результате такого взаимодействия могут образовываться органоминеральные комплексные соединения (в том числе и нерастворимые).

Переход коллоида из состояния геля в золь и обратно и степень его подвижности зависит от ряда условий:

- от доли участия органического компонента в составе комплексного коллоида. Степень подвижности (миграционная способность) вырастет с увеличением относительного содержания органического компонента;
- от природы органического соединения и величины его молекулы той массы. Наиболее стабильные и миграционно устойчивые золи образуются при взаимодействии органических золей фульвокислотной природы;
- от состава обменно-поглащенных катионов комплексного золя и степени насыщенности ими. При насыщении щелочными катионами (Na) подвижность золя возрастает. С этими явлениями связано развитие солонцового процесса. При замене щелочных катионов на щелочноземельные золи коагулируют;
- от щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных условий среды. Подкисление среды, понижение ОВ-потенциала, разбавление растворов и возрастание отношения углерода органического компонента к металлу увеличивают подвижность комплексных золей и возможность миграции веществ в этой форме;
- от концентрации растворов. Повышение концентрации растворов при испарении, вымораживании, десукции, а также уменьшение отношения углерода органического вещества к металлу, вследствие коллоидного комплекса микроорганизмами или дополнительного насыщения его металлами, при фильтрации через толщу сопровождается коагуляцией и выпадением в осадок в форме органоминерального золя. В отличии от истинно растворимых

хелатных алюмо-железоорганических соединений, в коллоидных комплексах (и других сорбционных комплексах – глинокомплексах, кремнекомплексах) обычно преобладает минеральная основа – аморфные гидроксиды железа или алюминия, или глинистые минералы.

Таким образом, органическая часть почвы (и прежде всего ВОВ) выступает мощным фактором трансформаций минеральных соединений в мобильные формы и фактором их миграции по почвенному профилю и в ландшафтах.

Интенсивность такой трансформации почвенных минералов (и минеральных комплексов техногенного загрязнения) определяется помимо прочих условий (температура, влажность, минералогический состав, ОВ и щелочно-кислотные условия) составом органической части почвы.

В связи с таким мощным воздействием органического вещества на геохимическую обстановку в конкретных условиях предложено различать две формы геохимических процессов, протекающих при активной роли органических веществ почвы: гуматогенез и хелатогенез (Глазовская).

Образование и накопление в ландшафтах наименее подвижных органоминеральных производных гумусовых веществ: гуматов кальция – насыщенных кальцием комплексных гетерополярных соединений – и ненасыщенных кальцием адсорбционных комплексов (в том числе коллоидных) названо Глазовской гуматогенезом. Гуматогенез геохимический процесс свойственный ландшафтам кальциевого класса водной миграции.

Образование и накопление в ландшафтах ненасыщенных комплексов алюмо и железогумусовых кислот, их солей и адсорбционных комплексов (коллоидных форм) называется хелатогенезом.

Хелатогенез характерен для ландшафтов кислого и кислого глеевого классов водной миграции. Наиболее ярко проявляется в таежно-лесной зоне.

Условия среды, влияющие на формы и интенсивность миграции веществ

Трансформация веществ, образование миграционных форм соединений, их устойчивость в миграционном потоке определяется составом исходных соединений, подвергающихся трансформации, составом ионов-комплексообразователей и аддендов, и в большей мере условиями среды, создающейся в зоне (микрозоне) исходного формирования миграционно активных соединений и на пути их миграции.

Важнейшими из указанных условий являются щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные.

Прежде чем рассматривать существующие группировки сред по этим параметрам, коснемся классификаций элементов по формам и интенсивности их миграции в ландшафтах (Перельман – 1966, Крайнов и Швец – 1980 и др.). Для характеристики миграции элементов в ландшафтах чаще пользуются геохимичекой классификацией Крайного и Швеца.

Согласно этой классификации все элементы делятся на следующие группы:

1. Катионногенные элементы (литий, натрий, калий, кальций, стронций, барий, рубидий), мигрирующие в основном в форме катионов.

2. Элементы комплексообразователи, подразделяющиеся на три подгруппы:

а) 8-ми электронные элементы – элементы гидролизаты (магний, берилий, алюминий, стронций, итрий, цезий, редкоземельные, титан, цирконий, тантал), мигрируют в природных водах как в катионной, так и анионной формах в виде разнообразных комплексных соединений;

б) 18-ти электронные элементы (часто называют – тяжелые элементы – медь, серебро, цинк, кадмий, ртуть, свинец);

в) переходные элементы (марганец, железо, кобальт, никель и др.);

г) анионногенные элементы (ванадий, сера, селен, молибден, вольфрам, фтор, мышьяк, сурьма и др.), образующие простые анионы и анионы с кислородом.

Некоторые элементы – комплексообразователи, как мы уже отмечали, в зависимости от степени окисления и pH (а иногда и природы адденда) могут мигрировать как в катионной, так и в анионной форме.

В аридных условиях при отсутствии или малом содержании в воде органических веществ большинство 18-ти электронных элементов в щелочной среде не образуют растворимых соединений, слабо подвижны и ведут себя как обычные катионные элементы.

Влияние ОВ-условий и реакции среды.

Для характеристики влияния ОВ-условий на миграцию (формы, масштабы образования миграционно-активных соединений) Перельман предложил выделять три типа ОВ-условий: окислительные, восстановительные глеевые и восстановительные сероводородные.

Все они широко распространены в природе, часто сменяют друг друга не только в системе КЭГЛ, но и в пределах одного блока (подблока систем), например, по профилю почвы и даже в микрозонах

одного горизонта. В сезонных циклах почвообразования в пределах одного и того же горизонта могут создаваться контрастные ОВ-условия (от окислительных до резко восстановительных).

Для окислительных условий характерно наличие свободного кислорода, господство окислительной обстановки.

Восстановительные условия хотя и характеризуются отсутствием свободного кислорода, развитием анаэробиозиса, однако они существенно различаются с точки зрения условий миграции для глеевой среды и сероводородной восстановительной среды. Первое благоприятно для миграции многих элементов, второе неблагоприятно для многих металлов, образующих с сероводородом нерастворимые сульфаты. Этого явления мы касались в предыдущих лекциях при разборе геохимических процессов, рассматривая процесс сульфодогенеза.

По щелочно-кислотным условиям выделяют 4 группы природных сред: сильнокислые; кислые и слабокислые; нейтральные и слабощелочные; сильнощелочные.

Сильнокислые с pH воды < 3 встечаются редко. Они наблюдаются в зонах окисления пирита и других дисульфидов (вскрыщные сульфидсодержащие породы, породы современного вулканизма и др). Такая реакция может возникать и как результат техногенного загрязнения.

Кислые и слабокислые (pH 3,0-6,5) условия среды характерны для лесных и тундровых территорий. Такая реакция создается за счет поступления в природные воды кислых продуктов разложения органических остатков, выделений микроорганизмов, поступления угольной кислоты.

Нейтральные и слабощелочные воды (pH 6,5-8,5) свойственны для вод лесостепных, степных и пустынных ландшафтов. Она обусловлена в основном присутствием системы $CaHCO_3 \leftrightarrow CaCO_3$; $CaHCO_3 \rightarrow CO_2$

Образующиеся в этих условиях кислые органические соединения как продукты разложения растительных остатков быстро нейтрализуются щелочными и щелочноземельными основаниями карбонатов или обменными основаниями.

Сильнощелочные воды (pH>8,5) обычно обусловлены присутствием соды как продукта различных биохимических и химических реакций в почво-грунтах.

В любой природной среде (почвы, воды) создается свое характерное сочетание щелочно-кислотных и ОВ-условий, как комбинация рассмотренных возможных групп сред реакции (величин pH) и по ОВ-состоянию.

В обобщенном виде такие возможные комбинации физико-химических условий Перельман предложил в следующем виде.

Таблица 3 – Основные геохимические классы вод
(по Перельману, 1979 г.)

Щелочно-кислотные условия	Окислительно-восстановительные условия		
	Кислородные (окислительные)	Глеевые	Сероводородные
Сильнокислые pH<3	Сильнокислые окислительные воды	Сильнокислые глеевые воды	Сильнокислые сероводородные воды
Кислые и слабокислые pH 3,0-6,5	Кислые окислительные воды	Кислые глеевые воды	Кислые сероводородные воды
Нейтральные и слабощелочные pH 6,5-8,5	Нейтральные и слабощелочные окислительные воды	Глеевые слабощелочные и нейтральные воды	Нейтральные и слабощелочные сероводородные воды
Сильнощелочные содовые pH>8,5	Сильнощелочные содовые окислительные воды	Сильнощелочные содовые глеевые воды	Содовые сероводородные воды

Для характеристики интенсивности водной миграции используют коэффициент водной миграции (K_x), представляющий отношение количества мигрирующего вещества в водной среде к его общему содержанию в породах (почво-грунтах) данного ландшафта. Этот показатель дает возможность судить о сравнительной миграционной активности различных элементов.

Например, если сопоставить количество кремния, содержащееся в природных водах и цинка, то на основании имеющихся данных (10 мг/л Si и 0,05 мг/л Zn) можно предположить, что кремний мигрирует во много раз интенсивнее, чем цинк.

Но если сопоставить эти цифры с валовым содержанием Si(29,5%) и Zn(0,008%) в горных породах, то будет видно, что цинк характеризуется более активной миграцией, о чем свидетельствует сравнение их коэффициентов миграции: K_x SiO_2 - 0,07, а K_x Zn - 1,2. Знание показателя коэффициентов миграции позволяет прогнозировать миграционную активность отдельных элементов, что очень важно для суждения о возможных изменениях в экологической обстановке среды. На основании показателя коэффициентов миграции (K_x) Перельман приводит группировку элементов по интенсивности их водной миграции (табл. 3).

Таблица 4 – Группировка элементов по интенсивности их водной миграции

Очень подвижные $K_x = n \cdot 10 – n \cdot 100$	–	Анионы S, Cl, B, Br
Подвижные $K_x = n$	Катионы Ca, Mg, Na, Sr, Ra	Анионы F
Слабо подвижные $K_x = 0, n$	Катионы K, Ba, Rb, Be, Cr, Ti, Cs	Анионы Si, P, Sn, Ge, Sb
Подвижные и слабо подвижные в окислительной среде	Энергичная миграция в кислых и слабокислых водах окислительной обстановки и низкая подвижность в нейтральных и щелочных водах. Преимущественно миграция в форме катионов Zn, Ni, Cu, Pb, Cd, Hg, Ag	Энергичная миграция в кислых и щелочных водах (или в щелочной более энергична, чем в кислых); преимущественно миграция в анионной форме. Анионы V, Mo, Se, Re, V
Подвижные и слабо подвижные в восстановительной глеевой среде $K_x = n – 0,n$ и инертные в окислительной $K_x = 0,0n$	Катионы Fe, Mn, Co	–
Малоподвижные в большинстве обстановок $K_x = 0,n – 0,0n$ и меньше	Слабая миграция с образованием химических соединений Катионы Al, Ti, Zr, Cr, Tr, V, Nb, Th, Se, Ta, W, Hf, Zn, Bi, Te, La	Не образуют или почти не образуют химических соединений (самородные металлы). Анионы Os, Pd, Ru, Pt, Au, Rh, Zr

Сравнительная интенсивность миграции элементов в разных условиях среды характеризует контрастность миграции. Например, цинк интенсивно мигрирует в кислой окислительной среде, но не мигрирует в восстановительной обстановке, где образуется H_2S, т. к. в этих условиях образуется нерастворимый сульфид цинка (ZnS). Показатели контрастности миграции позволяют прогнозировать образование аккумуляции элементов в соответствующих условиях ландшафтной геохимической обстановки.

В аридных условиях (ландшафтах), при отсутствии в водах органических веществ или малом их содержании большинство 18-ти электронных элементов (тяжелых металлов) в щелочной среде не образуют растворимых соединений, слабо подвижны и ведут себя как обычные катионногенные элементы, для миграции которых благоприятна кислая среда. В этой зоне в комплексной форме могут сравнительно активно мигрировать только 8-ми электронные элементы (элементы-гидролизаты – магний, алюминий, редкоземельные, цезий). Основным аддендом при этом выступают карбонат и бикарбонат ионы.

IV АККУМУЛЯЦИЯ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВЕННОМ ПРОФИЛЕ И ЛАНДШАФТАХ

1. Процессы, лежащие в основе явлений аккумуляции веществ

Важнейшие черты почвообразования и функционирования геохимических ландшафтов является аккумуляция веществ.

О грандиозности и масштабности процессов аккумуляции при почвообразовании свидетельствует представление о формировании и функционировании почв как сложном сочетании процессов трансформации, миграции и аккумуляции веществ.

Сложность процессов аккумуляции веществ при почвообразовании обусловлена разной природой самого механизма аккумуляции, многообразием форм (продуктов) аккумуляции для большинства элементов и зависимостью этих процессов от комплекса условий среды.

Основными процессами, определяющими аккумуляцию веществ при почвообразовании являются:

1) избирательное поглощение элементов, растениями и синтез органического вещества в процессе фотосинтеза;
2) трансформация отмерших частей растений в результате процессов гумификации (образование и накопление гумуса) и консервации в виде различных относительно устойчивых промежуточных продуктов (подстилки, растительный войлок, торф, сапропель);
3) процессы сорбции;
4) изменение термодинамических условий.

В курсе почвоведения и других дисциплин (физиология и биохимия растений, физическая и коллоидная химия) подробно рассматриваются перечисленные группы процессов, лежащие в основе механизмов аккумуляции веществ при почвообразовании. Наиболее важные стороны, характеризующие их роль (значение) в аккумуляции веществ следующие.

В сложных процессах превращения веществ на Земной поверхности первостепенное значение имеет фотосинтетическая деятельность высших зеленых растений, поглощения ими зольных элементов и азота из почвы и как итог – синтез органического вещества. О масштабах этого кризиса свидетельствуют данные о биомассе зеленых растений, их химическом составе для различных зон и ассоциаций (приводится и анализируется таблица из работ Базилевич и Ковды).

Эти данные позволяют отметить следующие главные положения, характеризующие роль высшей растительности (в широком смысле биологического фактора) в аккумуляции веществ:

1) Растения на земной поверхности и в верхнем (корнеобитаемом) слое почвы в биомассе аккумулируют огромное количество элементов. Для ряда элементов (O, C, H, N, S, P, Zn, K) их содержание в живом веществе выше, чем в литосфере в целом.

2) На количество, состав и соотношение аккумулируемых растениями элементов влияют вид растений, их возраст, принадлежность к конкретным частям растений (листья, хвоя, ветки, кора и т.д.).

3) Аккумулируемые растениями элементы могут в зависимости от вида растения на длительное время отчуждаться из биологического и биохимического круговорота.

4) Биологическая аккумуляция элементов сельскохозяйственными растениями позволяет использовать эту форму поглощения в целях направленного регулирования круговорота конкретных элементов при земледельческом использовании почв.

Не менее велика роль в аккумуляции элементов различных форм трансформации отмерших растительных остатков. Как мы уже отмечали, такими формами могут быть гумусовые вещества, образующиеся при гумификации растительных остатков, а также различные промежуточные продукты трансформации опада.

Аккумуляция элементов в форме гумусовых веществ представляет собой глобальный и грандиозный по масштабам процесс. По данным Ковды В.А. в форме почвенного гумуса аккумулированного почвенным покровом Земли органического вещества и в его составе углерода и что особенно важно азота.

Помимо аккумуляции элементов, входящих в состав молекул гумусовых веществ, последние выполняют еще один вид аккумуляции элементов – обменное и необменное поглощение различных катионов и анионов с образованием разнообразных органоминеральных производных – гетерополярных и комплексно - гетерополярных солей.

Разнообразное влияние гумусовых веществ на геохимию элементов при почвообразовании позволяет выделить в качестве самостоятельных геохимических процессов гуматогенез и хелатогенез. При разборе данной темы необходимо подчеркнуть наиболее активную роль гуминовых кислот (гуматогенеза) в проявлении процессов аккумуляции, поскольку продукты взаимодействия гуминовых кислот с зольными элементами (преимущественно катионами) характеризуются наибольшей устойчивостью и меньшей

растворимостью по сравнению с аналогичными органоминеральными производными фульвокислот. В этом заключается одно из основных различий между процессами гумато- и хелатогенеза.

Различные виды мертвого органического вещества, накапливаются в виде лесных подстилок, степного войлока или образующие разной мощности горизонты торфа являются важной формой аккумуляции элементов. Эта форма трансформации органических остатков, включая и образование сапропеля, объединяется в геохимии (с точки зрения проявления геохимических процессов) в отдельную группу – детритогенеза.

При детритогенезе в различных формах накопления полуразложившейся массы растительных остатков аккумулируется значительное количество углерода, азота и минеральных веществ. Так средние запасы С и N в мертвом органическом веществе наиболее высоки под лесной растительностью, особенно хвойной. В последних, запасы углерода (С) в подстилках достигают 60т\га и N почти до 5т\га. В широколиственных лесах примерно в 2 – 2,5 раза ниже; в травянистых и степных сообществах примерно на порядок меньше, чем в широколиственных лесах. В торфах эти показатели могут значительно перекрывать запасы в хвойных подстилках.

С точки зрения роли детритогенеза в проявлении плодородия важно отметить два обстоятельства.

1 – различные формы детритогенеза являются генетическими образованиями, характеризующимися высоким уровнем потенциального и эффективного плодородия, активными источниками аккумулированных в них элементов питания. Значение их как источников пищи для растений заключается не только в том, что в этих формах детритогенеза аккумулировано повышенное количество элементов питания, но и в том, что в форме детрита элементы растений содержатся в наиболее скомпенсированном соотношении для потребностей растений.

В таблице приведены данные по урожайности ячменя на различных горизонтах подзолистой почвы.

Данные таблицы ярко подтверждают особую роль продуктов детритогенеза в формировании почвенного плодородия.

Урожай зеленой массы ячменя на разных горизонтах лесных среднеподзолистых почв (опыт Ганжары)

	Урожай, г\сосуд
A_0 – лесная подстилка	18,8
A_2 – подзолистый горизонт	0,2
В – иллювиальный горизонт	0,3

С – материнская порода 0,5
(легкий покровный суглинок)

2 – продукты детритогенеза и особенно торфа и сапропели выступают как активные аккумуляторы мигрирующих веществ. Они характеризуются высокой сорбционной емкостью и способны связывать в малоподвижные формы органоминеральных соединений большие количества различных элементов и веществ. В связи с этими свойствами и особым положением в рельефе торфяные и сапропелевые образования выделяются как наиболее яркие формы аккумулятивных супер и субаквальных элементарных геохимических ландшафтов.

Эту особенность детритных форм аккумуляции органического вещества в почвах и ландшафтах крайне важно учитывать при оценке и прогнозировании возможных процессов техногенного загрязнения территорий.

Можно отметить еще одну сторону влияния органического вещества на аккумулятивные процессы. Органические соединения используются микроорганизмами как источник энергии и пищи.

Миграционно-способные органоминеральные соединения как продукты почвообразования под действием микроорганизмов подвергаются минерализации. При этом освобождается минеральный компонент таких соединений и в форме окислов выпадает из растворов, аккумулируясь в зоне разрушения (минерализации) органоминеральных соединений. Примером такого процесса аккумуляции является микробиологическое разрушение различных мигрирующих при подзолообразовании и оглеении водорастворимых гетерополярных и комплексно-гетерополярных солей фульвокислот и разнообразных неспецифических органоминеральных соединений с выпадением полуторооксидов: Fe, Al, Mn и других катионов (в том числе и тяжелых металлов) на различных участках миграционного потока в почвенном профиле (горизонты B_1, BC).

Итак, органическое вещество является важнейшей формой аккумуляции элементов при почвообразовании и биогеохимическом круговороте веществ в ландшафтах. Формами такого аккумулятивного процесса являются: аккумуляция в составе тканей живых организмов (главным образом зеленых растений в процессе синтеза биомассы); закрепление элементов в остатках отмерших растений (и животных); аккумуляция элементов в результате сорбционной способности гумусовых веществ и различных форм детритогенеза.

Следует особо подчеркнуть исключительную роль органического вещества как формы аккумуляции в почвах важнейшего элемента жизни – азота. Напомню, что в составе органических веществ почвы аккумулируют до 98% всего запаса почвенного азота.

2. Сорбция и ее виды

Важнейшей группой процессов, с которыми связана аккумуляция элементов (веществ) при почвообразовании и функционировании ландшафтов является сорбция.

Вспомним некоторые общие положения, характеризующие понятие сорбция и сорбционные процессы.

Сорбция – совокупность разнообразных процессов поглощения газов, паров и растворенных веществ твердыми телами и жидкостями. Почва представляет собой сложную полудисперсную систему, состоящую из частиц различной величины – механических элементов. Последние обладают свойствами поверхностной энергии. Чем меньше размер частиц, тем больше ее удельная поверхность и тем больше ее свободная энергия поверхности. Как вы знаете наибольшей удельной поверхностью обладает илистая фракция. Система всегда стремится к уменьшению свободной поверхностной энергии, что и лежит в основе способности частиц поглощать молекулы различных веществ. Кроме того на поверхности частиц имеются ионы с некомпенсированным зарядом. Эта особенность строения поверхности частиц определяет способность их к поглощению ионов (катионов и анионов). Практически основная часть таких механизмов сорбционных процессов принадлежит илистой фракции, а в ее составе главным носителем такой поглотительной способности является коллоидная часть.

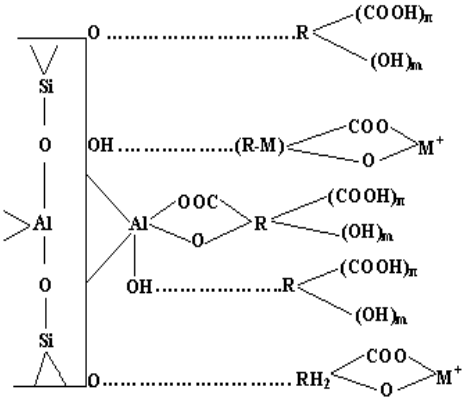
С наличием свободной поверхностной энергии связана физическая поглотительная способность и одним из ее видов молекулярная сорбция. С этим видом сорбции связано поглощение помимо диполей воды, многих газов, органических соединений и пестицидов, что особенно важно для оценки геохимического состояния ландшафтов.

Наличием заряда у почвенных коллоидов обусловлено явление физико-химической поглотительной способности. Сущность этого вида сорбции, как вам известно, заключается в способности почвы обменивать некоторую часть катионов, содержащихся в поверхностном слое твердой фазы на эквивалентное количество катионов почвенного раствора. К этому виду (физико-химическое поглощение) относят (с известной долей условности) необменное поглощение катионов вследствие изоморфного замещения в кристаллической решетке минералов, а также органическим веществом в результате внутримолекулярной сорбции или образования нерастворимых соединений на поверхности

органического коллоида. К этому виду поглощения относится и обменное поглощение анионов.

Широкое распространение в почве имеют процессы химического поглощения. Химическое поглощение представляет собой процесс образования труднорастворимых осадков при взаимодействии отдельных компонентов почвенного раствора. К этому же виду поглотительной способности почвы относят образование осадков на поверхности почвенных частиц при взаимодействии ионов, способных к взаимному осаждению, одни из которых находятся в поглощенном состоянии. Такой вид химического поглощения часто называют хемосорбцией. К химическому поглощению относят и сорбцию по типу образования труднорастворимых соединений за счет координационных связей, т.е. по типу комплексообразования (комплексообразовательная сорбция).

Как особый вид сорбции выделяют процесс адгезии. Под адгезией понимают склеивание поверхностей веществ различного состава и строения под действием различных сил. При почвообразовании адгезионный тип аккумуляции веществ наиболее исследован применительно к взаимодействию глинистых минералов с органическими веществами почвы. Л.Н. Александрова дает следующую схему строения сорбционного глино-гумусового комплекса.



Образование такого комплекса является следствием сочетания хемосорбционного (-) и адгезионного (…..) взаимодействия. Таковы принципиальные механизмы сорбционного процесса аккумуляции веществ при почвообразовании и функционировании геохимического

ландшафта. Таким образом, почва характеризуется с точки зрения сорбции как очень сложный полифункциональный сорбент.

Пределы аккумуляции веществ в почвах и ландшафтах неразрывно связаны с условием среды, в которой движется миграционный поток с растворимыми (истинно- и колоиднорастворимыми) веществами или функционирует система – твердая фаза почвы – почвенный раствор – почвенный воздух – живая фаза почвы.

3. Факторы среды, влияющие на аккумуляцию

К основным условиям среды, влияющим на аккумуляцию (ее формы и масштабы) относятся: щелочно-кислотные условия (характеризуемые величиной pH), окислительно-восстановительное состояние среды (оцениваемые показателями окислительно-восстановительного потенциала – Eh или ионной аэробности – rH_2 или другими показателями – аэрация, параметры конкретных ОВ – систем и другое), концентрация отдельных компонентов в почвенном растворе участвующих в сорбционном взаимодействии, гидротермические и термодинамические условия. На процессы аккумуляции также влияет резкое ослабление (снижение Кф) фильтрации растворов. Процессы биологической аккумуляции (биологического поглощения) теснейшим образом зависят от показателей всех перечисленных условий среды. Для каждого вида растений существует определенный оптимум реакции, при которой идет наиболее активное формирование уровня, а следовательно и поглощение элементов, синтез биомассы. Значительное отклонение от оптимума в сторону повышения кислотности или щелочности почвенной среды резко снижает продуктивность фотосинтеза и в целом процессе биологической аккумуляции. То же самое относится и к окислительно – восстановительным условиям. Особенно негативно влияет на биологическое поглощение и формирование биомассы растений возникновение восстановительных условий. Падение ОВ – потенциала для большинства растений ниже величины 350 mv и на срок более 5 дней резко отрицательно сказывается на их состоянии и продуктивности. Это связано с возникновением комплекса неблагоприятных условий для растений: возникновением кислородного стресса, ухудшением питательного режима (особенно азотно-фосфатного), негативным влиянием анаэробиозиса на биохимические и физиологические процессы, протекающие в растительном организме, появлением в токсических для растений количествах восстановленных продуктов (Fe^{2+}, Mn^{2+}, H_2). Интенсивность биологической аккумуляции тесно связана с

гидротермическими условиями. Недостаток или избыток влаги, существенное понижение температуры (а иногда и возникновение избыточно высоких температур) резко снижают продуктивность фотосинтеза или приводит к гибели растений. Проявление различных видов сорбции веществ (физическое, физико-химическое и химическое поглощение) также значительно зависит от указанных условий среды. Так величина емкости физико – химического поглощения (ЕКО) повышается для одной и той же почвы с повышением pH среды за счет активизации функциональных групп гумусовых веществ (фенольных гидроксилов).

От реакции среды и концентрации почв в растворах зависит интенсивность (масштабы) осадочной сорбции поскольку растворимость соединений определяется величиной pH. В условиях кислой среды заметно возрастает сорбция фосфат – ионов в связи с активизацией полуторооксидов активно связывающих фосфат – ионы в трудно растворимые формы фосфатов железа и алюминия.

В предыдущей лекции на примере миграционной способности различных солей, типичных для почв степных, сухостепныхи и пустынных зон, мы рассмотрели зависимость их выпадение в осадок (осадочное поглощение) от гидротермических условий среды. Особенно показательно в этом отношении образование в почве аккумулятивных карбонатных горизонтов в зависимости от гидротермических условий и динамике в почве угольной кислоты. Этой же зависимости подчиняются процессы аккумуляции стронция и других катионов в форме карбонатных солей.

В аридных и полуаридных зонах аккумуляция элементов тесно связана с процессами испарения воды и разной степени минерализации грунтовых и почвенно-грунтовых вод. В этих зонах имеет место повышенное испарение. По мере подъема воды по капиллярам и ее испарение повышается концентрация воды, что ведет к изменению ее состава. При этом сначала выпадают в осадок (аккумулируются) наименее растворимые соли, а затем все более и более растворимые. Эта закономерность хорошо иллюстрируется следующей схемой (по В.А. Ковда) (рис. 3).

Такой процесс получил название гидрогенной аккумуляции солей. Он характеризуется последовательной сменой солевых горизонтов с преобладанием определенных солей в соответствии с их растворимостью: вблизи уровня грунтовых вод аккумулируется $CaCO_3$, затем гипс и вблизи поверхности почвы наиболее растворимые соли. При относительно неглубоком залегании грунтовых вод (менее 1 м) обычно солевые горизонты совмещаются.

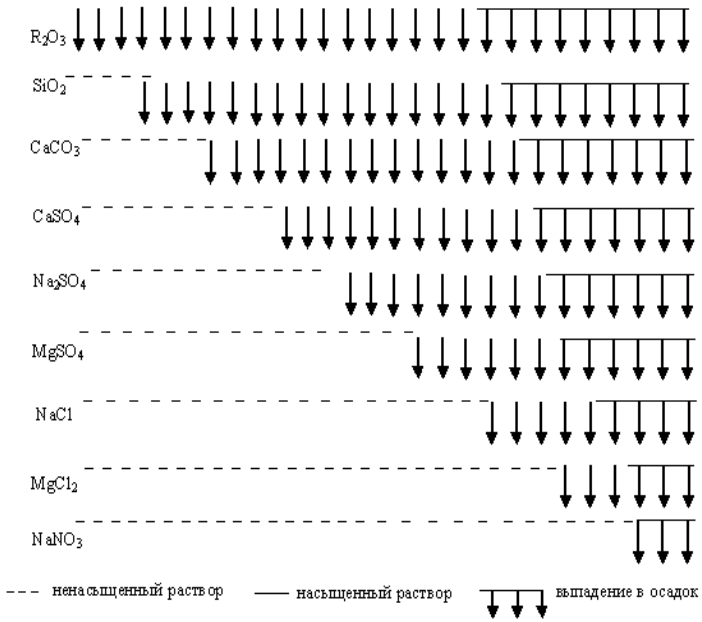


Рисунок 3 – *Схема последовательного выпадения соединений из почвенно-грунтовых вод при испарении и миграции (по В.А. Ковда)*

При испарительной аккумуляции элементов могут концентрироваться в осадках и многие микроэлементы (Sr, Se, V, J, Cr и др.).

Аккумуляция многих элементов тесно связана с окислительно-восстановительной обстановкой почвенной среды и природных вод. Это относится прежде всего к элементам переменной валентности. Наиболее ярко такая зависимость проявляется в отношении железа, марганца, серы. Для железа и марганца характерно образование подвижных восстановленных форм при возникновении в почве анаэробиозиса, что проявляется в условиях временного (сезонного) или постоянного развития процесса оглеения. Восстановленные соединения этих элементов могут активно мигрировать по профилю почв или с внутрипочвенным стоком в подчиненные ландшафты.

При изменении окислительно-восстановительной обстановки на пути их миграции или смене ОВ-состояния в месте их образования такие соединения подвергаются окислению и выпадают в осадок в окисленных формах в связи с резким изменением последних. Следствием этого процесса является формирование аккумуляций

железа в различной форме: в виде мощных рудяковых образований (болотной руды) в области гидроморфных (субаквальных) ландшафтов (часто по периферии низинных болот); в виде различной формы и размера конкреций (бобовин), формирование ортзандовых горизонтов разной мощности в нижней части профиля песчаных подзолистых, дерново-подзолистых и болотно-подзолистых почв.

Для марганца при смене восстановительных условий на окислительные характерно его аккумуляция в виде различных конкреционных образований (железо-марганцевые конкреции) или темных (черных) мажущихся пленок на поверхности структурных отдельностей (педов), обычно в средней и нижней частях почвенного профиля (горизонты В и ВС).

Превращение серы в почве также связано с изменением ОВ-условий. Устойчивые неорганические соединения серы в почве представлены в аэробных условиях сульфатами, в анаэробных сульфидами. В незасоленных почвах при умеренном ОВ-режиме практически вся неорганическая сера находится в форме сульфатов. В органическом веществе незасоленных и безгипсовых почв сосредоточена подавляющая часть всей серы (до 75 – 90% в пахотных горизонтах). В переувлажненных и затопленных почвах интенсивно протекают процессы восстановления минеральных и органических соединений серы с образованием сероводорода. Последний активно взаимодействует с растворимыми в этих условиях формами железа и марганца, образуя практически нерастворимые сульфиды этих металлов (FeS, MnS). Этот процесс приводит к значительным аккумуляциям серы в торфяноболотных и рисовых затопляемых почвах. При этом возможно образование сульфидов и других тяжелых металлов, что может существенно усугубить экологическую геохимическую обстановку конкретного ландшафта.

Существенное значение в проявлении аккумулятивных процессов имеет изменение скорости движения воды и воздуха. Изменение скорости движения воды в толще почвогрунтов связано с наличием водоупорных горизонтов (слоев), отмечающихся резким понижением коэффициента фильтрации. Наиболее распространены подобного рода явления при развитии почв двучленных породах с легкой кроющей толщей, подстилаемой суглинистыми или глинистыми отложениями (флювиогляциальные пески и супеси на моренных или покровных суглинках и глинах); при наличии хорошо выраженных уплотненных иллювиальных горизонтах в почвах с элювиально- иллювиальным профилем; при относительно неглубоком залегании горизонтов «вечной» или длительно сезонной мерзлоты.

Во всех этих случаях растворы, достигая уплотненных слоев, прекращают или резко замедляют свою фильтрацию. При

последующем постепенном физическом испарении влаги и десукции, принесенные с нисходящим током воды вещества (элементы) аккумулируются в зоне застоя растворов.

Аккумуляции элементов при этих условиях способствует и более длительный контакт растворенных веществ с подвижными сорбентами (минералы и органические вещества).

При замедлении поверхностного стока в связи с изменением рельефа (участки шлейфов террасовидных склонов и т.п.) происходит, прежде всего, аккумуляция веществ, мигрирующих в форме твердого стока – формируются почвы с аккумулятивным намытым горизонтом. Растворенные формы мигрирующих веществ подвергаются активной аккумуляции под действием различных механизмов (биологическое поглощение, сорбция и т.д.). Такие участки ландшафтов могут представлять повышенную опасность с точки –зрения аккумуляции продуктов техногенного загрязнения.

При воздушной миграции веществ ослабление скорости ветра приводит к выпадению взвешенных частиц и их аккумуляции на поверхности растений и почвы. Такие продукты могут достигать значительных масштабов, особенно при развитии пыльных бурь или постоянного выброса в атмосферу продуктов техногенного загрязнения предприятиями и транспортом.

Рассмотренные явления, обусловленные изменением скорости движения воды и ветра можно рассматривать как механизм механической аккумуляции веществ.

4. Геохимические барьеры и их характеристика

Органоминеральные и органические компоненты почвы и поступающие в нее вещества могут мигрировать с нисходящим током воды по почвенному профилю, а также с поверхностным или внутрипочвенным стоком по уклону рельефа, находясь в различном состоянии – от суспензионных и коллоидных до истинных ионно-молекулярных растворов. На пути своего движения они могут прекращать миграцию и накапливаться в различных горизонтах почвенного профиля исходной почвы и в профиле других почв сопряженного ландшафта, куда достигает миграционный поток вещества или рассеивается в силу различных процессов их трансформации.

К процессам, вызывающим аккумуляцию мигрирующего вещества (элемента), относятся биологическое поглощение живыми организмами, микробиологическая минерализация органических и органоминеральных форм мигрирующих веществ с выпадением

минерального компонента соединений, процессы сорбции (физико-химической, осадочной, физической), испарение влаги, изменение ОВ-обстановки и щелочно-кислотных условий среды.

Участки в зоне миграции веществ, в которых возникают процессы, вызывающие резкое ослабление (или полное прекращение) миграции какого-либо из мигрирующих компонентов, и, как следствие, его аккумуляцию, получили название **геохимических барьеров.**

Перельман (1961) дает следующее определение понятия геохимического барьера. *«Геохимическими барьерами мы называем такие участки зоны гипергенеза, в которых на коротком расстоянии происходит резкое уменьшение интенсивности миграции, что приводит к концентрации химических элементов».*

Геохимические барьеры могут возникать в почвах, корах выветривания (породах) и в водоносных горизонтах.

Перельман выделяет следующие три основных типа геохимических барьеров: биогеохимические, физико-химические и механические.

1. **Биогеохимические барьеры** являются участками (территориями) биогенной аккумуляции элементов, необходимых для организмов (O, C, H,Ca, K, N, Si, Mg, P, S,Na, Cl, Fe, Ba, Sr, Mn, B, F, Zn, Rb, Cu, V, Ge, Ni, As, Co, Li, Mo, J, Se, Ra). Примером такого барьера может служить растительный покров суши, концентрирующий в своем составе C, O, N, H и в меньшей степени многие другие мигрирующие элементы. К биогеохимическим барьерам относится и гумусовый горизонт, в котором накапливаются органические вещества и зольные элементы; сюда же следует отнести и колонии микроорганизмов, осуществляющие процессы преобразования соединений ряда элементов, и, как следствие, их концентрацию (серобактерии, железобактерии и др.). Биологическое избирательное поглощение биофильных элементов – важнейшая специфическая черта почвообразовательного процесса, с которым неразрывно связано формирование плодородия почв и эволюция организмов. Примером регулирования миграции биофильных элементов является пожнивный посев культур, существенно ослабляющий миграцию K, N за счет биологического поглощения их растениями.

2. **Физико-химические барьеры** связаны преимущественно с изменением физико-химических условий миграции и существования в растворе различных элементов и их соединений – ОВ-состояние среды, реакции, концентрации растворов, условия сорбции.

В зависимости от главного действующего фактора возникновения физико-химического типа геохимического барьера различают следующие его классы:

1. Окислительные

2. Восстановительные
3. Сульфатный и карбонатный
4. Щелочной
5. Кислый
6. Испарительный
7. Адсорбционный
8. Термодинамический.

Окислительные барьеры. Возникают на участках резкой смены восстановительных условий окислительными или в местах перехода менее окислительных к более окислительным (от более восстановительных к менее восстановительным).

Они могут возникнуть и в восстановительной зоне, например, на участке резкой смены сильноглеевой среды слабоглеевой. Важнейшим агентом (фактором) функционирования окислительного барьера является свободный кислород воздуха и растворенный в воде. В этих случаях подобный окислительный барьер может быть назван кислородным барьером.

В качестве примера возникновения такого барьера можно назвать контакты поверхностно-оглеенной части почвенного профиля с неоглеенной его частью; глеевых вод, обедненных кислородом с водами проточными, обогащенными кислородом; зоны капиллярного подъема грунтовых вод, обедненных кислородом с аэрируемыми горизонтами полугидроморфных почв закройкам болот и т.д.

В этом классе выделяют следующие виды окислительных барьеров в зависимости от того, какой (какие) элемент (элементы) преимущественно аккумулируются в условиях конкретной окислительной обстановки:

а) *железистый или железо-марганцевый барьер* (Fe, Mn, Co) возникает на контакте глеевых вод с кислородными водами или воздухом. В таких местах часто развиваются ожелезнение или омарганцевание за счет выпадения из вод гидрооксидов Fe и Mn. Примером подобного механизма аккумуляции железа и марганца является формирование различного рода ожелезненных горизонтов вплоть до болотных руд (рудяка, ортштейна), а также микроскоплений в форме различных конкреций, бобовин, примазок, трубочек и т.п. в результате возникновения кислородных микробарьеров. Очевидно, в этих процессах могут одновременно с физико-химическим фактором (окисление) участвовать и специфические микроорганизмы (железобактерии и др.), т.е. проявляется и биогеохимический барьер;

б) *марганцевый барьер* (Mn) возникает преимущественно в легко водопроницаемых породах (песчаные, гравелистые образования и др.), а также в болотных почвах степных и пустынных зон в условиях миграции слабощелочных (лишенных Fe) вод. Следствием осаждения Mn на окислительном барьере обнаруживаются примазки

гидроокислов Mn, черные, «омарганцованные» горизонты и т.п. без заметного ожелезнения;

в) *серный барьер* возникает на кислородном барьере в результате окисления сероводорода подземных или почвенно-грунтовых вод. Образование серных барьеров возможно при миграции сереводородсодержащих сбросных вод рисовых полей, на территориях, сильно загрязненных продуктами нефтедобычи или транспортировки нефтепродуктов.

Восстановительные барьеры возникают в тех участках зоны гипергенеза (в частности, почвенно-грунтовой толщи), где окислительные условия сменяются восстановительными или менее восстановительные резко восстановительными.

Различают две принципиально различных восстановительных среды – сульфидная (или сероводородная) и глеевая. В соответствии с этим выделяют сульфидный и глеевый восстановительные барьеры.

Сульфидный (сероводородный) барьер возникает в почвах и водоносных горизонтах, когда воды, характеризующиеся окислительными или глеевыми условиями, встречают на пути своего движения сероводород (сероводородные воды, выделение газов, содержащих H_2S, гниющие органические вещества). Поскольку сульфиды характеризуются очень слабой растворимостью, то в этих условиях из мигрирующих растворов происходит выпадение металлов в нерастворимой форме. Сульфидный барьер служит зоной осаждения следующих элементов – Fe, V, Zn, Cu, Co, Pb, U, Ni, As, Cd, Hg, Ag, Se, и, как видно, в том числе и основных тяжелых металлов, загрязняющих почву. При этом осаждение металлов происходит в соответствии с закономерностями, свойственными растворимости их сульфидных соединений.

Глеевые барьеры возникают на участках резкой смены окислительной обстановки глеевой или же на контакте слабоглеевой и резкоглеевой среды. Этот барьер существенно отличается от сероводородного тем, что на нем насаждается Fe, Zn, Pb и многие другие элементы с постоянной валентностью, осаждаемые в сероводородной среде. На глеевом барьере возможно осаждение урана ($H^{6+} \rightarrow H^{4+}$), селена ($Se^{4+} \rightarrow Se^{2-}$), а также V, Cu, Ag.

Сульфатный и карбонатный барьеры возникает в местах встречи сульфатных и карбонатных вод с водами другого типа, содержащими значительные количества Ca, Ba, Sr. Последние выпадают в осадок в форме сульфатов и карбонатов, вызывая огипсование, кальцитизацию обогащение стронцием в зоне осаждения.

Чрезвычайно широко в почвенно-грунтовой толще распространены щелочные и кислые барьеры, обусловленные сменой реакции среды на пути миграции элементов.

Щелочной барьер возникает на участках резкого повышения pH, в частности, в местах смены кислых вод нейтральными или щелочными (или при смене сильнокислой среды слабокислой). С ним связано осаждение Fe, Ca, Mg, Mn, Sr, V, Cr, Zn, Cu, Ni, Co, Pb, Ca, т.е. большинство тяжелых металлов, загрязняющих почвенную среду. Наиболее часто щелочной барьер возникает на контакте бескарбонатных пород с известняками и другими карбонатными породами. При попадании кислых вод в известняки pH их резко повышается и металлы выпадают из растворов в виде вторичных минералов. Кислые воды в таежно-лесной зоне несут значительные количества растворенного Fe. Попадая на пути своего движения в породы, обогащенные карбонатами, или смешиваясь с жесткими бикарбонатными водами кислые растворы отдают (теряют) из раствора осаждающееся в этих условиях железо.

В верхних горизонтах лесостепных и степных почв обычно создается слабокислая среда за счет разложения растительных остатков и образующейся углекислоты. При нисходящем движении такие подкисленные растворы достигают карбонатных горизонтов (Вк), на контакте с ними создается щелочной барьер и возникают условия для осаждения многих металлов.

Щелочной барьер чаще и резче выражен в сухом климате, где почвы и отложения всегда карбонатны (лессы, лессовидные суглинки и др.).

Кислый барьер возникает в местах резкого понижения pH, в частности, при смене нейтральной и щелочной реакции на кислую (но может возникнуть и в кислом и щелочном интервале на участках сдвига pH в более кислую сторону).

Так, растворенный кремнезем из щелочных вод попадая в воды с кислой средой, выпадает из раствора.

Алюминий хорошо мигрирует в щелочной среде (в форме аниона). При понижении pH даже в пределах щелочных показателей (сильно щелочные $\rightarrow$ слабощелочные) возможно осаждение алюминия. Как отмечают геохимики (Перельман), на кислом геохимическом барьере помимо SiO_2 и Al возможно осаждение молибдена, ванадия, селена.

Испарительный барьер возникает на участках сильного испарения подземных и почвенно-грунтовых вод, из которых осаждаются растворенные соли. Так образуются солевые и гипсовые коры и солевые горизонты в солончаках и солончаковых почвах. Водорастворимые органоминеральные комплексы могут выпадать при испарении воды в почве и закрепляться на различной глубине. С испарительным барьером могут быть связаны концентрации Ca, Na, K, Mg, F, S, Sr, Cl, Rb, Zn, Li, Ni, V,Mo.

Адсорбционные барьеры возникают на контакте пород и почв, богатых адсорбентами, с подземными водами, в растворе которых присутствуют различные ионы. В результате в глинах, торфах, углях и других адсорбентах, имеющих отрицательный заряд, возможно накопление различных катионов и анионов (Ca, Na, K, Mg, F, S, Sr, Cl, Rb, Zn, Li, Ni, V,Mo, P, As, Hg, Ra).

Термодинамические барьеры (Ca, Sr) возникают на участках резкого изменения температуры или давления, с которыми тесно связан газовый режим вод. Примером может служить выпадение из растворов бикарбоната Ca $Ca(HCO_3)_2 \xrightarrow{CO_2\uparrow} CaCO_3$ при перемещении почвенных вод из более холодных слоев в теплые (потеря CO_2).

3. Механические барьеры образуются на участках изменения скорости движения вод (или воздуха). С ними может быть связана концентрация многих элементов (Fe, Ti, Zn, Cr, Ni, Th, Ta, Sn, W, Hf, Os, Pt, Pd, Au, Ru, Jr, Rh и другие).

Очень часто выпадение и концентрация тех или иных элементов (веществ) является следствием одновременного действия нескольких геохимических барьеров, накладывающихся друг на друга.

Так, например, термодинамический барьер в местах выхода углекислых вод может совмещаться с кислородным, что приведет к выпадению не только $CaCO_3$, но и железа в виде гидроксидов.

В гумусовом горизонте совмещаются биологический и адсорбционный барьеры.

В качестве яркого примера совмещенного действия геохимических барьеров является аккумуляция различных веществ в болотных почвах притеррасной поймы (совмещение окислительного, биогеохимического, испарительного барьеров).

Такие комплексные барьеры геохимиками называются по совокупности совмещающихся барьеров – биосорбционный, кислородно-термодинамический и т.п.

Геохимические барьеры сменяют друг друга в пространстве, что обусловливает сложную, многообразную картину распределения ландшафтно-геохимических полей со свойственными им геохимическими ассоциациями элементов (и веществ).

V ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕНЕЗА НА ГЕОХИМИЮ ЛАНДШАФТОВ

1. Основные понятия и показатели техногенеза

В условиях современного развития человеческого общества геохимические кризисы в ландшафтах и в целом их геохимическая обстановка определяется не только совокупностью природных процессов, характеризующих трансформацию(мобилизацию и иммобилизацию) веществ, их миграцию и аккумуляцию, но и в значительной степени разнообразными воздействиями, связанными с деятельностью человека. Назовем только некоторые показатели масштабов техногенного воздействия на геохимию ландшафтов:

1. С 60-х годов XXстолетия геохимическая деятельность человека не уступает по мощности природным процессам;
2. Не смотря на то, что часть элементов выносится с суши в моря и океаны, поверхность суши ежегодно обогащается на миллионы и сотни тысяч тонн P, Ti, Cu, Mn, Zn, Pb, Ba, Cr, Li, U, As, Co, V, Mo и на десятки тонн Hg, Zr, Rb.

«*Совокупность геохимических и геофизических процессов, связанным с деятельностью человека (антропогенной деятельностью) составляет понятие* ***техногенез*** *(Глазовская)»*

Понятие техногенез с точки зрения геохимии включает следующие три группы процессов:

1) извлечение химических элементов из природной среды (литосферы, гидросферы, атмосферы) и их концентрацию;

2) перегруппировку, изменение химического состава соединений, создание новых веществ;

3) перераспределение (рассеяние) вовлеченных в техногенез элементов в окружающей среде (миграцию и аккумуляцию).

При этом могут иметь место –

а) положительные последствия техногенного воздействия на геохимию ландшафта и

б) отрицательные результаты.

Отрицательное действие техногенеза на геохимию ландшафта объединяется понятием – ***загрязнение окружающей среды*** (Глазовская).

Глазовская, следуя Вернадскому, выделяет следующие критерии, определяющие отнесение территории к «загрязненной» или «незагрязненной».

В незагрязненных биокосных системах (почвы, природные воды, атмосфера и др.) пределы колебаний концентрации техногенных веществ и формы нахождения должны удовлетворять следующим условиям:

1) не нарушаются газовые, концентрационные и окислительно-восстановительные функции живого вещества системы, регулирующие геохимические самоочищенные системы;

2) биохимический состав первичной и вторичной продукции не изменяется настолько, чтобы вызвать нарушение жизненных функций, в каком либо из звеньев пищевой цепи не только данной системы, но и за ее пределами при отчуждении биологической продукции;

3) не понижается биологическая продуктивность системы;

4) не понижается информативность системы: сохраняется необходимый для существования системы генофонд.

При нарушении перечисленных условий происходит техногенное изменение (трансформация) данной системы, а при критических условиях техногенного воздействия - ее гибель.

Почва - открытая подсистема в более сложной системе – геохимическом ландшафте. Она связана потоком вещества и энергии с приземной атмосферой, с совокупностью обитающих в почве и на почве низших и высших растений и животных, с поверхностными и почвенно-грунтовыми водами. Поэтому при анализе процессов загрязнения окружающей среды и ее устойчивости к техногенному загрязнению необходимо учитывать не только собственно почвенно-геохимические факторы (состав, свойства, комбинации почв и т.п.), но и ландшафтно-геохимическую обстановку в целом, усиливающую или ослабляющую влияние химического загрязнения (Глазовская).

Существенное место в этом анализе принадлежит оценке собственно почвенных геохимических условий, поскольку почвы регулируют (изменяют масштабно и качественно) процессы миграции веществ.

Это свойство почв имеет двоякое (прямо противоположное) значение. Она принимает своим верхним наиболее ценным слоем (пахотным, гумусовым) первый техногенный «удар». Очень важно знать, как он скажется на судьбе «загрязнителя» и самой почвы.

Здесь возможны следующие принципиально различные случаи (варианты):

1. «Загрязнитель» удерживается верхним слоем почвы (аккумулируется в нем), но не утрачивает своей потенциальной токсичности.
2. «Загрязнитель» удерживается поверхностными горизонтами и подвергается детоксикации, т.е. обезвреживанию в результате различных процессов (микробиологическое разложение, фотохимическое разрушение и др.), переходит в качественно новое (безвредное) соединение.

3. «Загрязнитель» не сорбируется почвенным профилем и в зависимости от условия водного режима выщелачивается на разную глубину:

а) до грунтовых вод и тогда он загрязняет и присутствует вместе с ними в процессах миграции за пределы данного ландшафта;

б) не достигает грунтовых вод, но выносится за пределы корнеобитаемой толщи (глубокий непромывной режим). В этом случае профиль до глубины промачивания обезвреживается (очищается), а «загрязнитель» подвергается «самозахоронению»;

в) «Загрязнитель» вымывается только до глубины промачивания почвы в пределах корнеобитаемой толщи. Он загрязняет почвенную среду, сохраняя опасность проявления своей токсичности, включаясь в последующий биологический круговорот.

Анализ возможной дальнейшей судьбы поступающего в почву «загрязнителя» позволяет отметить, что поведение будет зависеть с одной стороны от его свойств и состава (способность к сорбции, детоксикации и т.д.), с другой от свойств, состава и режимов почвы и породы (сорбционные физические, микробиологические) и в третьих от гидротермического режима (условия увлажнения и температуры).

При многообразии поступающих в почву веществ они могут быть объединены по эффекту (результату) воздействия на две главные группы веществ – вещества педохимически активные и вещества биохимически активные (Глазовская).

Педохимически активные вещества изменяют кислотно-щелочные и окислительно-восстановительные условия в почве. Это щелочи и минеральные (и органические) кислоты, физиологически кислые соли. Эти вещества изменяют кислотно-щелочные условия и как следствие подвижность многих химических соединений, а также влияют на условия жизнедеятельности почвенной биоты (в зависимости от изменения реакции среды и OX- Red условий). Некоторые газы (H_2S CH_4) изменяя ОВ-обстановку в системе влияют не только на поведение отдельных элементов, но и активность почвенной биоты.

Биохимически активные вещества действуют, прежде всего, на живые организмы (пестициды, гербициды, тяжелые углеводороды и др.). К биохимически активным относятся все токсичные микроэлементы и их соединения (Hg, As, Se, Pb, Cd, Cr, Ni, радиоактивные вещества и многие другие). При поступлении биохимически активных веществ изменение почвенно-геохимической обстановки обычно наступает не сразу, а через некоторое время как следствие нарушения почвенной биоты.

Как мы частично уже отмечали, *буферность почв и всей экосистемы к воздействию техногенных потоков веществ зависит*

от совокупности процессов, выводящих избыточно деструктивные активные продукты техногенеза из биологического круговорота (Глазовская):

1) процессов вымывания токсических веществ за пределы почвенного профиля;

2) процессов консервации токсических веществ на геохимических барьерах в недоступных для живых организмов формах;

3) процессов разложения химических соединений до форм неопасных для живых организмов.

Понятие буферности почвенной среды по отношению к процессам техногенного загрязнения тесно соприкасается с понятием **устойчивости почвенной среды к техногенезу.**

Устойчивость *– способность природной системы противостоять техногенным воздействиям и сохранять нормальное функционирование.*

Понятие устойчивости включает в себя, во-первых, *сопротивляемость* внешним воздействиям и, во-вторых, *способность к восстановлению* нарушенных этими воздействиями свойств природных систем.

Устойчивость природных систем к техногенным воздействиям определяется следующим:

1) характером техногенного воздействия;

2) свойствами самих природных систем, в данном случае их геохимической структурой и характером функционирования. Например, ЭГЛ элювиальный на водораздельной территории с песчано-супесчаными кислыми пахотными почвами и ЭГЛ субаквальный в притеррасной пойме с перегнойно-торфяными почвами. Эти ландшафты существенно отличаются и по геохимическим процессам и по их функционированию.

Техногенные воздействия могут быть **постоянными и периодическими** (нерегулярные и регулярные). Они также должны разделяться по мощности воздействия.

Важным моментом в прогнозировании следствия техногенного воздействия на почвенную среду является оценка его с точки зрения *совместимости и несовместимости* с современным направлением ландшафтно-геохимических процессов.

Например, воздействие кислых атмосферных осадков на кислые почвы – пример совпадения воздействия с природной направленностью процессов; воздействие на почвы содержащие карбонаты – несовпадение с природными щелочно-кислотными свойствами почв (дерново-карбонатные типичные, полупустынные бурые, пустынные степные карбонатные, сероземы и др.). Почва в

последнем случае буферит по отношению к воздействию кислых дождей.

Важное значение в прогнозировании последствий техногенного воздействия имеет положение территории в каскадных ландшафтно-геохимических системах. Геохимичесие самостоятельные (автономные) ландшафтные территории более высоко расположенные в рельефе – более устойчивы, чем геохимически подчиненные. Последние, как ландшафты более низких (по рельефу) местоположений всегда получают часть веществ «сбрасываемых» с поверхностными и почвенно-грунтовыми водами с более высокорасположенных автономных ландшафтов.

Важное значение в прогнозировании последствий техногенного воздействия имеет также разделение каскадных систем на *открытые и закрытые*. Последние более опасны с точки зрения вероятности и масштабов загрязнения, так как они представляют собой территорию аккумуляции («сброса») продуктов техногенеза.

Первостепенное значение имеет оценка **режима увлажнения**, характеризуемого коэффициентом увлажнения (КУ) и величиной стока. Этот показатель зависит как от условий атмосферного климата, так и от местных особенностей ландшафта, связанных с его геоморфологическими особенностями (водораздел, характер склона, низина), литологией и, прежде всего, водно-физическими и сорбционными свойствами почво-грунтов.

Поэтому естественно предположить, что скорость самоочищения ландшафтов и водоемов от водорастворимых загрязняющих веществ уменьшается в направлении с севера на юг, а также от гор к равнинам.

Для прогнозирования возможностей техногенного загрязнения необходим также учет состояния атмосферы – скорости и направления ветров, длительности штилей и т.п.

Глазовская предложила следующую систему показателей, определяющих устойчивость природных систем.

I. Факторы, определяющие интенсивность выноса и рассеяния продуктов техногенеза

Возможные показатели рассеяния и выноса продуктов техногенеза из атмосферы	Осадки (по сезонам) Скорость ветра (по сезонам) Сток (по сезонам)
Возможные показатели скорости миграции и выноса продуктов техногенеза из почв и проточных водоемов	Соотношение осадков и испаряемости (КУ) Положение территории в каскадной системе Механический состав почвогрунтов

II. Факторы, определяющие интенсивность метаболизма продуктов техногенеза

Возможные показатели энергии разложения веществ	Сумма солнечной энергии Сумма температур выше 0ºС Количество ультрафиолетовой радиации Количество гроз в году Скорость разложения органического вещества (опадо-подстилочный коэффициент) Интенсивность фотохимических реакций

III. Факторы, определяющие возможность и интенсивность акрепления в ландшафтах продуктов техногенеза или их метаболитов

Возможные показатели интенсивности закрепления продуктов техногенеза в почвах, грунтах и их исходная емкость	Щелочно-кислотные условия ОВ-условия Сорбционная емкость Количество гумуса Тип геохимических арен (открытые – замкнутые, контрастные – неконтрастные) Геохимические барьеры Минералогический состав почво-грунтов Исходный запас элементов, участвующих в техногенных потоках Процессы надмерзлотной ретинизации
Возможные показатели локальных выпадений продуктов техногенеза из атмосферы.	Количество и продолжительность туманов в год Число и продолжительность штилей в год.

Все многообразие воздействий техногенеза на геохимию ландшафтов можно объединить в две основные группы:

I. Влияние приемов сельскохозяйственного использования почв.

II. Промышленное воздействие на геохимию ландшафтов.

Во вторую группу можно включить (условно) влияние транспорта, хотя этот вид можно рассматривать и самостоятельно.

Рассмотрим первую группу – влияние различных приемов сельскохозяйственного использования почв на геохимическую обстановку в ландшафтах.

2. Влияние приемов сельскохозяйственного использования почв на геохимию ландшафтов

Сельскохозяйственным ландшафтам в их геохимическом функционировании свойственны те же общие закономерности, которые характерны для природных ЭГЛ. Однако смена растительности, отчуждение части урожая сельскохозяйственных культур, обработка, применение средств химизации и различных мелиораций существенно влияют на состав мигрирующих веществ, масштабы миграции и условия миграции и аккумуляции веществ. Причем это влияние может быть как положительным, так и отрицательным с точки зрения изменения геохимической обстановки на конкретной территории (ландшафте).

Примером положительного влияния на геохимическую обстановку может служить понижение уровня минерализованных грунтовых вод путем строительства дренажа, что существенно в лучшую сторону изменяет режим данного участка.

В абсолютно подавляющем большинстве случаев сельскохозяйственное освоение почв приводит к осложнению геохимической ситуации в агроландшафтах.

Это осложнение проявляется в следующем:

1. В повышении масштабов миграции, что обусловлено:

а) поступлением значительных дополнительных количеств с продуктами химизации и, прежде всего с удобрениями и химическими мелиорантами. С повышением уровня интенсификации возрастают и масштабы миграции. Так, например, по данным Короткова А.А. в пахотных дерново-подзолистых почвах мигрируют растворы с более высокой величиной сухого остатка по сравнению с лесными целинными почвами. В частности, возрастает миграция Ca, Mg, K, Na, Cl, SO_4 за счет повышения минерализационных процессов и ослабления биогеохимического барьера.

По имеющимся в литературе данным, геохимический сток на территориях при освоении целинных земель Казахстана вырос в несколько (7-10) раз (Глазовская).

б). В связи с усилением поверхностного стока и развития эрозии.

2. В повышении качественного разнообразия мигрирующих элементов и соединений:

а) прежде всего, за счет балластных примесей с удобрениями и мелиорантами (Sr - в фосфогипсе, F - в суперфосфате и т.п.);

б) за счет поступления элементов в составе различных пестицидов и микроэлементных удобрений (Cu, Zn, Pb, Cd и другие);

в) за счет техногенного аэрального загрязнения.

3. Земледельческое использование почв (и в целом антропогенное влияние на почвы и почвенный покров) обычно сопровождается изменением условий почвенной среды, влияющих на миграцию и аккумуляцию веществ (изменение реакции, ОВ-режима, гумусового состояния почв, интенсивности микробиологических процессов, смена растительности, изменение сорбционных свойств и т.д.).

Эти изменения могут ухудшать геохимическую обстановку и могут приводить к ее улучшению.

Все сказанное свидетельствует о необходимости с одной стороны – знать, какие изменения (качественные и количественные) геохимической обстановки конкретного ландшафта (почвы и ПК) возможны при том или ином антропогенном воздействии (обработка, удобрение и т.д.); причем познание этих изменений включает и оценку конкретных параметров свойств почв, условий рельефа, литологии и гидрологии участка в их влиянии на темпы изменения геохимической ситуации; с другой стороны, отмеченное выше предопределяет необходимость разработки и применения приемов, не допускающих или резко ослабляющих развитие негативных явлений в изменении геохимической обстановки.

Рассмотрим влияние применения удобрений и химических мелиорантов на геохимическую обстановку в ландшафте. Оно весьма разностороннее и может проявляться как непосредственное, влияя на количество и состав поступающих в почву элементов (и веществ), так и косвенно, изменяя свойства и режимы почвы и, как следствие, условия миграции и аккумуляции веществ.

Можно указать на следующие явления, в той или иной степени влияющие на изменение геохимической обстановки при применении удобрений. Внесение удобрений может:

1. вызвать изменение реакции среды (подкисление или подщелачивание), что может в свою очередь благоприятствовать росту плодородия или ухудшать его, улучшать или осложнять геохимическую ситуацию. Подкисление среды вызывает повышенную миграцию щелочноземельных элементов;

2. улучшить или ухудшить агрохимические или агрофизические свойства, в том числе фильтрационные;

3. способствовать обменному поглощению ионов или вытеснять их в почвенный раствор;

4. способствовать или препятствовать химическому поглощению катионов (биофильных и токсичных элементов);

5. влиять на темпы минерализации растительных остатков и гумусовых веществ;

6. мобилизовывать или иммобилизовывать питательные и токсические элементы в почве;

7. вызывать антагонизм или синергизм питательных элементов и, следовательно, существенно влиять на их поглощение или метаболизм в растениях.

Механизм сложного взаимодействия вносимых удобрений с компонентами почвы подробно рассматривается в курсе агрохимии. В рамках этой темы мы остановимся лишь на следующих вопросах влияния применения удобрений и химических мелиорантов на геохимию ландшафтов.

1) Изменение масштабов миграции веществ за пределы почвенного профиля в систему почвенно-грунтовых вод и водоемов.

2) Возможность загрязнения почвы и ландшафта в целом вредными примесями, содержащимися в удобрениях и, как следствие, поступление их с продукцией растениеводства и животноводства в человеческий организм.

3) Изменение свойств почвы (под влиянием удобрений), влияющих на геохимическую обстановку (миграцию и аккумуляцию веществ).

При внесении удобрений часть их поглощается растениями, часть закрепляется в почве и часть выносится за пределы пахотного слоя под воздействием поверхностного и внутрипочвенного стока. Соотношение этих трех частей будет зависеть от вида удобрений (в частности, их растворимости), свойств почвы и наличия, вида и фазы развития растений, условий рельефа и литологии отложений, а также от режима и интенсивности атмосферного увлажнения.

Наиболее интенсивно миграции подвергаются подвижные соединения азотных и калийных удобрений.

Особенно опасна повышенная миграция нитратных форм азота. Сами по себе нитраты безвредны, но под действием некоторых видов кишечных бактерий, особенно активных в организме детей, нитраты могут перейти в нитриты. Последние ядовиты, т.к. соединяясь с гемоглобином крови, они переводят его в форму метгемоглобина (NO_3 $\rightarrow$ NO_2 $\rightarrow$ гемоглобин $\rightarrow$ метгемоглобин $\rightarrow$метгемоглобилия) и препятствует транспорту кислорода по кровеносной системе. Появляющаяся болезнь - метгемоглобилия - сопровождается удушьем и даже может привести к смерти. Предельно допустимая концентрация азота нитратов в питьевой воде в нашей стране 10 мг/л, во многих развитых странах 40-50 мг/л.

Наиболее интенсивное вымывание нитратов (и калия) происходит в песчаных и супесчаных почвах с промывным типом водного режима, в зимний и ранневесенний периоды, когда прекращается рост и развитие растений и подвижные соединения N (и К) не используются ими. Способствует вымыванию азотных и калийных удобрений и внесение высоких доз в один прием.

Правильный севооборот, возделывание бобовых, рациональное расходование азотных и калийных удобрений, введение пожнивных посевов культур, учет фильтрационных свойств почвы (наиболее опасны песчано-супесчаные почвы, двучлены с неглубоким подстиланием легкой кроющей толщи слабоводопроницаемыми отложениями, трещиноватыми плотными породами), условий рельефа (особенно опасны тяжелые почвы склоновых позиций с повышенным поверхностным стоком) - важнейшие пути сокращения масштабов миграции нитратов, калия и других растворимых форм удобрений.

Поступление (миграция) фосфора удобрений в основном возможна при поверхностном стоке в результате эрозионного сноса твердых частиц почвы. Однако в ряде случаев возможна и его миграция в форме растворимых комплексных органоминеральных соединений. Этому способствует образование больших количеств водорастворимого органического вещества (например, внесение жидкого навоза), проявление поверхностного оглеения.

Поступая в природные воды, соединения N, К, Р служат причиной возникновения еще одной современной проблемы – эвтрофикации озер и водоемов.

Эвтрофикация водоемов выражается в остром недостатке растворенного кислорода вследствие его активного расхода на дыхание интенсивно развивающихся водорослей при систематическом привносе мигрирующих элементов питания и расхода кислорода на окисление органического вещества их отмирающей массы и приносимого органического вещества, в формировании среды с низкими значениями Eh, в развитии процессов денитрификации и десульфофикации с образованием сероводорода, метана, этилена.

Эвтрофикация сопровождается гибелью рыбы и других существ, населяющих водоемы, заболеванием людей и животных, потребляющих эту воду. Вода становится непригодной и трудно поддается очистке.

Второй стороной возникновения негативной геохимической обстановки при применении минеральных удобрений и химических мелиорантов является внесение с ними в почву токсических элементов, являющихся балластными примесями. Так, с одной тонной фосфора вносится около 150 кг фтора, с тонной калия (KCl) почти столько же хлора.

Накопление повышенных количеств этих элементов ухудшает свойства почвы, ингибирует биологическую активность, изменяет ее направленность. На таких почвах нарушаются ферментативные процессы и обмен веществ в растениях, а в конечном счете и плодообразование.

В виде примесей в минеральных удобрениях и, особенно, в отходах промышленности минерального и органического состава (шлаки, лигнин и др.), используемых в качестве удобрений или мелиорантов присутствуют примеси токсических элементов, в том числе тяжелых металлов (мышьяк, кадмий, хром, свинец, никель и др.). Систематическое применение удобрений в повышенных дозах может привести к повышению допустимого содержания некоторых токсических элементов в почве. Поступая в почву, а затем в пищевую продукцию и корм токсические элементы оказывают отрицательное влияние на организм человека и животного.

Особую экологическую опасность с точки зрения изменения геохимической обстановки и загрязнения ландшафта (почвы) токсическими элементами и получения биологически неполноценной продукции растениеводства представляют отходы – побочные продукты различных отраслей производства, используемые в качестве удобрений. К числу таких отходов относятся пиритные огарки, фосфогипс, фтор-фосфогипс, осадки сточных вод, компосты из городского мусора и др. Так, в фосфогипсе, получаемом при переработке кольского апатита на удобрения содержится стронция до 2%, фтора - до 0,5%, присутствуют на уровне кларковых количеств Zn, Pb, Cr, Ni и другие тяжелые металлы. При внесении фосфогипса как мелиоранта в солонцовые почвы в дозе 40 т/га может возникать критическая концентрация стронция. Исследование высоких доз (5-6 ц/га) пиритных огарков в качестве медного удобрения приводит к загрязнению почвы свинцом, мышьяком и другими токсическими элементами, а следовательно, к повышению их содержания в сельскохозяйственной продукции со всеми вытекающими отсюда негативными последствиями для человека и животных.

Третье – примером изменения свойств почв в небагоприятном направлении под влиянием удобрений может служить широко известное явление подкисления почвенной среды под влиянием систематического применения физиологически кислых удобрений. Его развитие в широких масштабах в черноземной зоне, привело к возникновению новой проблемы в использовании черноземов – необходимости в ряде случаев их известкования. Можно указать также на “зафосфачивание” почв. Как пример такого же рода.

Рассмотрим особенности геохимических условий территории в связи с применением **пестицидов**.

В сельском хозяйстве применяются различные группы пестицидов: гербициды, инсектициды, фунгициды и др. Масштабы их применения возрастают. Пестициды защищают полезные растения, сохраняют большие объемы продукции. Наряду с этим их применение таит в себе опасности, т.е. они накапливаются в ландшафтах, повреждая фитоценозы, уничтожая сообщества животных. Передаваясь по цепи питания, биоциды накапливаются в повышенных количествах в конечных звеньях трофической цепи. Накапливаясь в почвах, растениях, в организмах животных, биоциды могут вызывать глубокие и необратимые нарушения нормальных циклов биологического круговорота и снижение продуктивности ландшафтов. Попадая по цепи трофической связи в организм человека, они могут вызывать тяжелые заболевания печени и других органов.

Пестициды попадают в почву при применении в посевах сельскохозяйственных растений, а также с ирригационными, сточными, почвенно-грунтовыми водами, семенами растений и другими путями. На специальных кафедрах вас детально познакомили (или познакомят) с разнообразием пестицидов, их свойствами, технологией применения и другими вопросами, связанными с их практическим использованием в сельском хозяйстве.

Для нас с точки зрения влияния пестицидов на геохимическую обстановку в ландшафте (а также и на экологические функции почвы), в первую очередь важно иметь представление о следующих вопросах:

1) поведение биоцидов в почве;
2) их превращение;
3) длительность их токсичности;
4) выраженность детоксикации.

При применении биоцидов (при обработке полей, садов и прочих сельскохозяйственных объектов) лишь незначительная их часть (часто < 1% дозы) достигает мест приложения токсического действия растений и животных, подлежащих уничтожению. Остальная часть накапливается на поверхности почвы и растений.

Процессы превращения пестицидов в почве. К ним следует отнести: адсорбцию, миграцию, распад на нетоксические компоненты (детоксикация).

Адсорбция биоцидов в значительной мере определяет их состояние и поведение в почве.

Различают различные механизмы адсорбции: за счет сил Ван-дер-Ваальса, диполь-дипольного взаимодействия, образования водородных и гидрофобных связей переноса заряда, ионного обмена и обмена лигандов, а также за счет хемосорбции. Причем, в зависимости от природы пестицидов и характера поверхности почвенных частиц могут одновременно "работать" сразу несколько механизмов адсорбции.

Адсорбция пестицидов сильно зависит от их природы и прежде всего от того, что собой представляет активная часть биоцида –

катион, анион, амфолитоид или это электронейтральное недиссоциирующее соединение. Поэтому адсорбция пестицидов в почве может происходить по типу физико-химического, физического и химического поглощения. Пестициды с основными свойствами (такие как диквант) образуют с органическим веществом и глинистыми минералами ионные связи. Пестициды с кислотными свойствами (дикамба) связываются за счет физического поглощения. Пестициды, обладающие свойствами сильных оснований, связываются в больших количествах, чем пестициды с кислотными свойствами и сорбция последних сильно зависит от величины pH. Можно, зная природу пестицида, предвидеть возможность его сорбции в конкретной почве, зная ее сорбционные свойства. А они, как вы знаете, зависят от механического и минералогического состава, содержания и состава органического вещества почвы и реакции почвенной среды.

Механический состав существенно влияет на величину сорбции пестицидов и ее интенсивность, т.к. от нее зависит величина активной поверхности, на которой может происходить адсорбция. Песчаные и супесчаные почвы адсорбируют токсиканты в меньших количествах, чем суглинистые и глинистые. Так, например, супесчаные почвы адсорбируют диквант в количествах 0,3 - 2,0 мг\г, а глинистая до 80 мг\г почвы.

Минералы монтмориллонитовой группы обладают значительно более высокой сорбцией, чем группы каолинита. При этом сорбция на монтмориллонитовых минералах возможна как на их поверхности, так и в межпакетных пространствах, что и является важнейшей причиной более высокой сорбции ими биоцидов.

Для некоторых биоцидов (например, тирозиновые гербициды) установлена зависимость их сорбции от величины pH: при повышении pH адсорбция тирозинов, вследствие конкуренции катионов, в сильной степени уменьшается, а с понижением pH, когда центры адсорбции глинистых минералов заполнены ионами водорода, молекулы тирозина могут непосредственно ассоциироваться с обменными ионами водорода на поверхности частиц и, как следствие, адсорбция повышается. Но при очень сильной кислотности (очень низкий pH) адсорбция тирозина снижается, т.к. ей препятствуют ионы водорода.

Органическое вещество активнее других компонентов почвы способствует адсорбции большинства биоцидов. Причем емкость поглощения пестицидов выше у гуминовых кислот, чем у фульвокислот. По имеющимся данным величина сорбции тирозиновых гербицидов в 5-20 раз выше у торфов, чем у монтмориллонитовых минералов.

Сорбция пестицидов зависит от температуры и влажности. Адсорбция резко падает при повышении температуры и влажности. Поэтому пестициды, внесенные в холодную почву, хорошо адсорбируются в верхнем ее слое, но затем, при повышении температуры, могут десорбироваться и проявлять свое токсическое

действие. Чтобы правильно оценить роль процессов адсорбции пестицидов в проявлении экологических функций почвы (и ее геохимической обстановки) необходимо учитывать следующее: адсорбируясь почвой, гербициды в значительной мере теряют свои токсические свойства, но не подвергаются вымыванию из почвы, т.е. сохраняются в ней; десорбируясь под влиянием изменений температуры и влажности и других причин, они могут вновь проявить свои токсические свойства. В связи с этим надо иметь в виду, что, скорее всего, поглощается организмами та часть биоцидов, которая находится в растворе; непосредственное поглощение пестицидов с твердой фазы почвы играет второстепенную роль. Биоциды, адсорбированные органическим веществом и минералами группы монтмориллонита, как правило, не токсичны для растений и недоступны микроорганизмам.

В связи с этим можно (целесообразно, важно) различать следующие формы пестицида, поступившего в почву (на примере изучения симазина):

1. Свободная, наблюдаемая в течение 1-20 суток после внесения.
2. Обратимо сорбированная (2-150 суток).
3. Необратимо сорбированная (более прочно связанная – от 10 до 700 суток и более).
4. Включенная в молекулярную структуру гумусовых веществ.
5. Включенная в состав растительных тканей (растительных остатков).

Второй важной стороной поведения пестицидов в почве является их миграция по профилю почвы и в сопряженных ландшафтах. Миграция возможна в воде поверхностного и внутрипочвенного стока и в виде атмосферной пыли (аэрозольным путем). Биоциды в почве мигрируют с нисходящим током гравитационной воды, под действием молекулярной диффузии с капиллярной влагой, при десукции корневой системы растений. Скорость и глубина миграции зависят от дозы токсиканта, особенностей его адсорбции и десорбции, летучести биоцида, а также водного и теплового режима почвы.

При продолжительном действии дождя или орошении слабоотсорбиро-ванные гидрофильные биоциды движутся вглубь почвы с током воды. С наступлением сухой погоды или подсыханием почвы при повышенном испарении, растворы с пестицидами поднимаются по капиллярам к поверхности почвы. С повышением концентрации почвенного раствора идет адсорбция биоцидов почвенными коллоидами. Если концентрация токсиканта в растворе снижается из-за разложения, вымывания или разведения раствора, то часть адсорбированного токсиканта десорбируется и вновь поступает в раствор. На суглинистых почвах основная масса некоторых пестицидов (например, симазина) закрепляется в верхних 2-5 см

почвы. На легких почвах миграция идет активнее и биоциды проникают в более глубокие горизонты. На почвах хорошо гумусированных они активнее закрепляются в верхнем слое.

Как длительно сохраняются пестициды в почве? Это зависит, прежде всего, от природы токсиканта. Экспериментальные данные показывают, что в течение первого года 80-100% биоцидов сохраняется и происходит лишь их перераспределение в почвенном профиле, продвижение вглубь. Некоторые виды пестицидов обладают высокой стойкостью и могут сохраняться в значительных количествах (до 50%) в течение ряда лет (5 и более). Систематическое применение в больших количествах стойких пестицидов, обладающих кумулятивными свойствами, может приводить к загрязнению водоемов (за счет стока с полей талых и грунтовых вод) со всеми негативными последствиями для животного и человека.

По подвижности пестициды предложено разделять на **5 классов**:

- первый (наименее подвижный) – ДДТ, линдан, альбрин, тиофос, дильрин и др.
- второй – прометрин, линурон, молипат, пропанид и др.
- третий – некоторые симтразиновые, 2,4,5-Т, линурон, алахлор и др.
- четвертый – 2,4-Д, 2М-4х и др.
- пятый – дихлорацетат натрия, дикамба, дилапон и др.

Воздушная форма миграции проявляется в виде пыли и при улетучивании.

Третьей группой процессов превращения пестицидов являются процессы их детоксикации.

К ним относятся – разложение (распад на нетоксичные компоненты), дистилляция и улетучивание.

Важнейшее значение имеют процессы разложения. Они могут протекать под воздействием биологических и абиотических факторов. Наиболее успешно разложение биоцидов проводят микроорганизмы. При участии микроорганизмов или их ферментов протекают процессы гидролиза, окисления и восстановления биоцидов. Микробиологическая детоксикация зависит от структуры токсиканта и свойств микроорганизмов. Имеется большой экспериментальный материал по разложению биоцидов разными группами микроорганизмов (бактериями, грибами и актиномицетами).

Высокая температура и влажность, присутствие органических веществ ускоряют инактивацию гербицидов.

При этом влияние органического вещества имеет двойственный характер:

1) повышая сорбцию гербицидов органическое вещество замедляет процессы детоксикации;

2) активируя микробиологические процессы, ускоряет детоксикацию.

Вторым фактором детоксикации является само растение. В устойчивых растениях большинство гербицидов быстро метаболируется. Выявление таких растений позволяет рекомендовать их как биологических детоксикантов (мелиорантов).

Фотохимические (абиотические) реакции детоксикации Представители большинства классов гербицидных соединений и инсектицидов разлагается под действием ультрафиолетового света за счет вызываемых ультрафиолетовым облучением химических реакций – окисления, гидролиза, восстановления.

Очистке почвенной среды от пестицидов (детоксикации) способствуют также процессы естественной дистилляции (удаление с водяным паром) и улетучивание. Они идут наиболее активно с поверхности влажной почвы при хорошем солнечном нагревании. Заделка биоцидов на некоторую глубину резко ослабляет эти процессы.

Вывод: Одно из основных условий охраны почвы от загрязнения биоцидами – создание и применение менее токсичных и менее стойких соединений и уменьшение доз их внесения.

К практическим приемам реализации этого важнейшего принципа относятся:

1) Сочетание применения пестицидов с другими приемами - применение интегрированных методов борьбы с вредителями (биологических, агротехнических, токсических, химических). Это позволяет резко уменьшить дозы биоцидов.

2) Применение перспективных форм пестицидов.

3) Сокращение авиационного и расширение наземного способа внесения пестицидов.

4) Сокращение применения стойких препаратов.

5) Правильная технология применения.

6) Чередование применения токсикантов с неодинаковым механизмом действия.

7) Контроль, нормирование биоцидов в почве. Организация мониторинга.

Нормировать пестициды и решать вопросы детоксикации следует с учетом природных условий ландшафта - геохимического региона и ЭГЛ, почвенного и растительного покрова.

М.С. Соколов и Б.П. Стрекозов предложили шкалу для оценки токсичности и классифицировали пестициды как возможные загрязнители на 3 группы:

1. наиболее опасные загрязнители, преимущественно инсектициды, зооциды и протравители;
2. среднетоксичные;
3. слаботоксичные гербициды и фунгициды;
4. знание свойств пестицидов, превращения их в почве и зависимость последних от свойств, состава и режимов почв – важное

условие прогнозирования поведения пестицидов в почве и опасности загрязнения ландшафтов.

Очень кратко касаемся влияния обработки и гидротехнических мелиораций на геохимическую обстановку в ландшафте.

Влияние **обработки**, на геохимическую обстановку в ландшафте определяется изменением комплекса почвенных условий формирования водного режима с одной стороны и темпов минерализационных процессов с другой. Обработка может ослаблять или усиливать поверхностный сток, повышать водопроницаемость, ослаблять или усиливать испарение. Такой прием, как планировка поверхности почвы направлен на устранение дифференциации увлажнения по микро- и нанорельефу обрабатываемого участка (поля). С изменением условий водного режима (увлажнения) неразрывно связано и изменение воздушного режима и, прежде всего, аэрации. А это два важнейших фактора формирования ОВ-состояния почвенной среды. Поэтому обработка может изменять геохимию агроландшафта (ЭАА), усиливая процессы поглощения влаги и развитие элювиальных явлений в определенной части почвенного профиля. Изменяя условия проявления 0В-процессов, приемы обработки могут способствовать мобилизации и иммобилизации отдельных элементов, т.е. способствовать образованию растворимых или, наоборот, менее растворимых форм их соединений. А с этими явлениями связаны и количества возможных к миграции веществ.

Конечно, на первое место по интенсивности влияния различных обработок на водный режим и геохимию ландшафта мы должны поставить их воздействие на величину поверхностного стока. Вы хорошо представляете роль отдельных приемов обработки (обработка поперек склона, лункование; бороздование и др.) в борьбе с водной эрозией, и пояснять это нет необходимости.

Вторая сторона влияния обработки на геохимические условия ландшафта (отдельные ЭАА) связана, как мы отметили, с изменением процессов мобилизации или иммобилизации элементов в связи с изменением ОВ-состояния среды и интенсивности минерализации органического вещества почвы (растительные остатки, гумус, органические удобрения). Так, планировка поверхности и глубокое рыхление поверхностно-глееватых (а иногда и глееватых) почв снимает возможность возникновения элювиально-глеевого процесса и перевод в мобильное состояние ряда элементов (Fe, Mn и др.). Распашка целины, залежи и даже травяного пласта значительно усиливает процессы минерализации органического вещества и миграционную способность некоторых элементов (N).

Исключительно велико влияние гидротехнических мелиораций на геохимию ландшафтов.

Оно определяется тем, что, как осушительные, так и оросительные мелиорации резко изменяют условия и масштабы миграции веществ.

При оросительных мелиорациях резко изменяется водный режим. Очень часто из непромывного он становится ирригационно-промывным. При этом:

а) улучшаются условия для растворения веществ;

б) усиливаются процессы миграции веществ;

в) вовлекаются в миграции даже находившиеся в мобильном состоянии элементы (например, различные солевые горизонты глубоких слоев почво-грунтов) – «джин выпускается из бутылки»;

г) возможно изменение уровня грунтовых вод и, как следствие, возникновение периодически восходящих токов воды вплоть до образования периодов выпотного режима;

д) может изменяться гидрологическая обстановка (и, естественно, геохимическая) обширных прилегающих территорий. Примером этому служит возникновение вторично засоленных почв в районах орошения аридных и полуаридных зон. Эти вопросы в той или иной степени вы рассматривали в курсе мелиорации и частично при изучении почв аридных и полуаридных территорий.

Осушительные мелиорации также приводят к резкому изменению водного режима. При осушении усиливается дренаж почвенного профиля (и в целом осушаемого массива) и, как следствие, проявление элювиальных процессов. Существующие многочисленные экспериментальные материалы показывают резкое увеличение миграции щелочных и щелочноземельных элементов (K, Na, Ca, Mg, железа, марганца и др.), а также органического вещества. В супераквальном (гидрофильном) геохимическом ландшафте систематически развиваются элювиальные процессы. Можно говорить о его эволюции под влиянием осушения в элювиально-супераквальный геохимический элементарный ландшафт.

Отмеченное свидетельствует о необходимости особого подхода к геохимической оценке территорий, подвергающихся гидротехническим мелиорациям.

3. Другие виды антропогенного воздействия на геохимию ландшафтов

ТЕХНОГЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ

I. Промышленное загрязнение

1) Источники:

а) различные предприятия;

б) транспорт (60% всех загрязнений атмосферы;

в) сточные воды.

2) Формы:

а) сжигание топлива (CO_2, SO_2, пары ртути, свинец, кадмий, углеводороды);

б) летучие вещества химических предприятий;

в) цементная пыль;

г) лесные и степные пожары;
д) потери газа при добыче нефти и газа (углеводороды).

3) Масштабы:

а) ежегодно на каждого человека в мире приходится 5 тонн органических и минеральных отходов и отбросов, что составляет для планеты около $20x10^9$ т/год.

Наиболее токсичны свинец, ртуть кадмий, цинк, хлор, цементная пыль, CO_2, сажа, оксид углерода, фенолы;

б) одна крупная теплоэлектростанция ежегодно выбрасывает в атмосферу до 500 т сернистых веществ и пыли;

в) каждая автомашина выделяет до 1 кг/год свинца. Почвы сельской местности содержат свинца в 10-20 раз меньше, чем городских районов. В почвах и растительности Pb в 15-20 раз больше вдоль дорог;

4) Кислые осадки. Выбросы серы (природные вулканы и антропогенные) составляют около 100 млн т/год. Ущерб от кислых дождей достигает 5 млрд долларов/год;

5) Загрязнение нефтью и нефтепродуктами (добыча 2,5 млрд т/год)

а) потери при транспортировке, добыче, переработке 50 млн т/год. Наиболее вредны легкие фракции, наличие серы;

6) Загрязнение канцерогенными углеводородами. Выбрасывается в атмосферу более 5000 т канцерогенного 3,4-бензпирена, который преимущественно аккумулируется в почве (гумусовом слое).

II. Сельскохозяйственное загрязнение

а) удобрения;

б) пестициды – наиболее опасны стойкие пестициды и их метаболиты, способные сохраняться в почве десятки лет;

в) химические мелиоранты.

III. Отбросы городов

а) Токио – экскременты человека 1 млрд т/год, водооборот – 2 млрд $м^3$ /год. Это всего на 3 порядка ниже глобальных геохимических факторов (речной геохимический сток).

IV. Мониторинг – (термин родился в начале 70-х годов в СССР) постоянный

а) за качеством пыли ~ 450 городах;

б) за качеством вод – более 4000 пунктов на 1200 объектах;

в) на 70 станциях ведутся регулярные химические анализы атмосферных осадков.

Обобщим оценку почвенного покрова с точки зрения геохимической его характеристики, т.е. оценки процессов миграции и аккумуляции веществ. Она должна быть комплексной и включать в себя следующие обязательные разделы:

1) общую климатическую обстановку, позволяющую характеризовать тип водного режима (показатель КУ, режим и

интенсивность атмосферных осадков, режим снеготаяния), ветровой и температурный режим.

2) условия рельефа, характеризующие перераспределение влаги и тепла и, как следствие, дифференциацию территории по увлажнению и стоку:

а) проявление поверхностного стока;

б) накопление влаги в депрессиях рельефа.

При этом необходимо разделять территорию (ее отдельные части) по положению в водосборе:

ландшафты водораздельных территорий,

ландшафты приводораздельных (склоновых) позиций,

ландшафты присетевого фонда,

ландшафты гидрографического фонда (поймы).

3) Литологические особенности, в которых следует оценивать – мощность, однородность, фильтрационные свойства, засоленность, карбонатность пород и другие особенности, определяющие наличие геохимических барьеров в профиле почво-грунтов.

4) Свойства почв, характеризующие:

а) водные свойства и водный режим (фильтрацию, застой влаги и т.д.) по следующим показателям – механический состав, мощность мелкоземистого слоя, плотность, неоднородность сложения;

б) химический и минералогический состав, физико-химические, микробиологические свойства (содержание гумуса, карбонатов, подвижных R_2O_3, солей, щелочно-кислотные и ОВ-условия и микробиологическая активность), влияющие на трансформацию веществ, их сорбцию и десорбцию, миграцию и аккумуляцию.

5) Характер угодий (длительность покрытия растительностью, ее тип, особенности эксплуатации – выпас, сенокос, тип севооборота) и агротехника культур (обработка, удобрение, мелиорация).

6) Интенсивность и приемы химизации.

7) Мелиоративные мероприятия.

8) Возможность техногенного загрязнения.

VI ОСОБЕННОСТИ ПРОЦЕССОВ МИГРАЦИИ И АККУМУЛЯЦИИ ВЕЩЕСТВ В ОСНОВНЫХ ПОЧВЕННО-КЛИМАТИЧЕСКИХ ЗОНАХ РФ

1. Почвообразовательные процессы, как факторы деградации окультуренных почв

Окультуренные почвы, в значительной степени, отличаются по своим свойствам, процессам и режимам от неокультуренных почв аналогичных почвенных типов, подтипов, видов, разновидностей и разрядов. Целенаправленное антропогенное воздействие на почвы, с целью создания условий для получения высоких устойчивых урожаев сельскохозяйственных культур, всегда вызывает нарушение естественных связей в экосистеме и в ее компонентах.

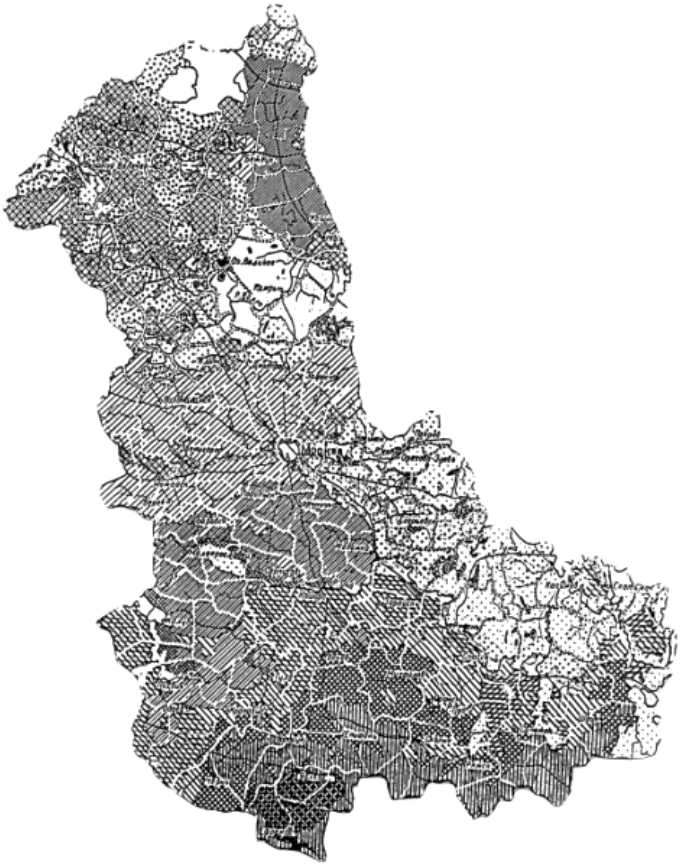


Рисунок 4 – *Почвенная карта Московской области (ВИУА-ВАСХНИЛ)*

Индексы	Условные знаки	Название преобладающей почвы
53		мощные и слабо выщелоченные черноземы, глинистые и суглинистые на лессе
51		средне и слабо выщелоченные черноземы, глинистые и суглинистые на лессе и лессовидном суглинке
49		сильно выщелоченные черноземы и темно-серые лесные почвы, глинистые и суглинистые на лессовидных и покровных суглинках
45		серые и светло-серые лесные суглинистые на покровных суглинках и морене
47		серые лесные суглинистые на покровных суглинках и морене
46		серые, светло-серые и дерново-подзолистые, супесчаные на покровных суглинках и морене
27		дерново-слабоподзолистые, тонко-пылевато-суглинистые на покровных суглинках и глине
26		дерново-среднеподзолистые, тонко-пылевато-суглинистые на покровных суглинках и глине
15		дерново-слабо- и среднеподзолистые, крупно-пылевато-суглинистые на лессовидных суглинках
14		дерново-среднеподзолистые, крупно-пылевато-суглинистые на лессовидных суглинках
12а		дерново-слабоподзолистые песчано-суглинистые на моренных суглинках
11		дерново-среднеподзолистые песчано-суглинистые на моренных суглинках
6		дерново-среднеподзолистые супесчаные на моренном эллювии
5		дерново-подзолистые супесчаные на флювио-гляциальных отложениях
4		дерново-подзолистые песчаные и супесчаные на флювио-гляциальных и древне-аллювиальных отложениях
41б		дерново-подзолистые заболоченные и болотные аллювиальные почвы
55		необследованные площади
		границы административных районов

При этом, отличие окультуренных почв от естественных аналогов поддерживается за счет постоянного привноса в систему вещества и энергии, изменения степени открытости системы. Естественные почвообразовательные процессы, протекающие в почве, изменяются по своей интенсивности и по степени доминантности. Однако, такие почвообразовательные процессы,

как оподзоливание, лессиваж, оглеение, засоление, осолонцевание, приводят к деградации окультуренных почв.

Разная интенсивность протекания отдельных почвообразовательных процессов в локальных участках приводит к формированию различных почв (рис. 4).

Сформировавшиеся почвы в значительной степени определяют устойчивость агроэкосистем к деградации. При этом на каждом поле и на определенной территории встречается не одна почва, а сочетание различных почв. Существует определенная структура почвенного покрова (рис. 5). Характер структуры почвенного покрова территории оказывает значительное влияние на агроэкологическую ситуацию.

В связи с этим, при агроэкологической оценке земель необходимо учитывать не только процессы, связанные с антропогенным воздействием на почву, но и естественные почвообразовательные процессы. Протекание этих процессов в почве зависит от следующих факторов: 1) фактора интенсивности; 2) фактора емкости; 3) фактора кинетики. При этом полнота реакций зависит от степени открытости системы – поступления и удаления вещества и энергии, поступления продуктов в почву и удаление продуктов реакции за пределы микрозон и горизонтов протекания реакций. Возможность протекания реакций определяется фактором интенсивности: константами равновесия в окислительно-восстановительных процессах, кислотно-основных реакциях, константами ионного обмена, конкурирующего комплексообразования. Эти константы контролируют pH и Eh среды, активность ионов в твердой фазе и растворе. Ряд процессов невозможен при менее кислых или более щелочных значениях pH, при больших значениях Eh, при меньших концентрациях (активностях) веществ в растворе десорбента и т.д. Полнота осуществления реакции почв и емкости десорбента почвенного раствора (от количества реагирующих с данной массой почвы кислых группировок, окисленных или восстановленных группировок и т.д.). Например, необходимость известкования определяется pH среды, а доза извести рассчитывается по количеству ионов H^+ в почве (гидролитической кислотности). Скорость протекания реакций также определяет общую результативность процесса. При этом результативность зависит от собственно скорости исследуемой реакции и скорости протекания раствора десорбента через почву. Она выше при большей скорости протекания реакции, при большей скорости протекания раствора

(если скорость протекания раствора меньше скорости реакции). Полнота, а, следовательно, результативность процесса тем выше, чем полнее удаление из сферы реакции продуктов реакции (или вымывания за пределы горизонта, или связывание в трудно растворимые осадки и т.д.)

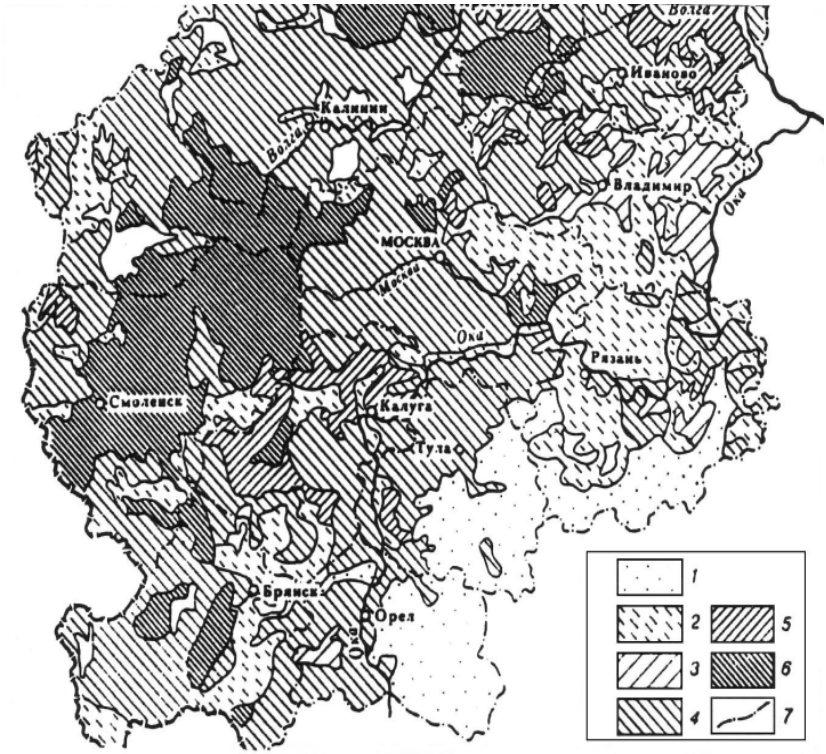
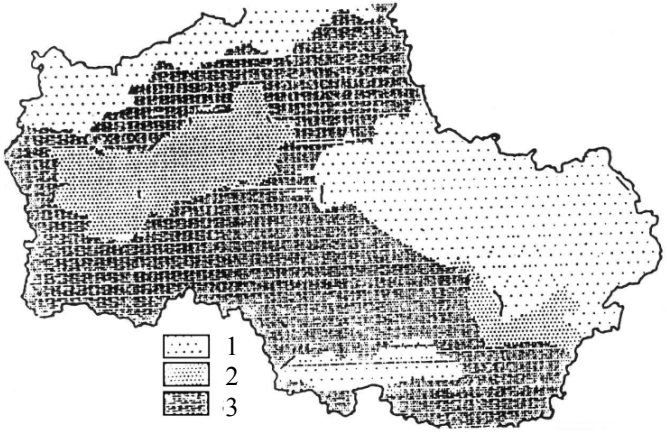


Рисунок 5 – *Почвенное районирование Московской области*

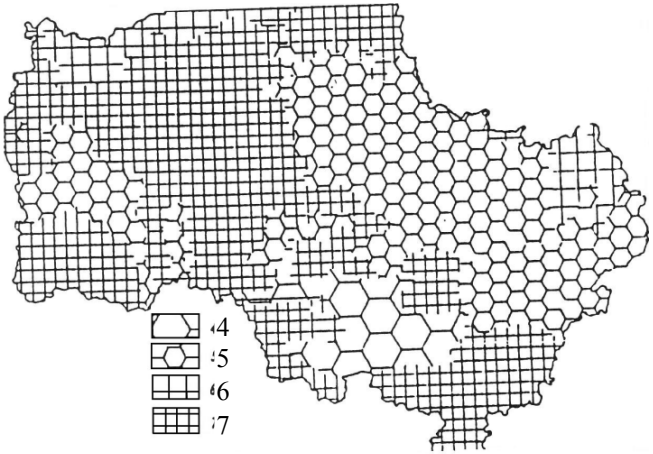
***1** – округ подзолистых, болотно-подзолистых и болотных почв легкого механического состава; **2** – округ болотно-подзолистых, подзолистых и болотных почв легкого механического состава; **3** – округ дерново-подзолистых почв суглинистого механического состава; 4 – дерново-подзолистые, серые лесные и серые лесные глееватые,, тяжело-суглинистые и глинистые; 5 – округ серых лесных почв; 6 – округ черноземных почв*

Водопроницаемость почв меняется как в зависимости от пород, гранулометрического состава, так и от типа почв (рис. 6).

Электронная карта почв Московской области



Электронная карта подстилающих пород Московской области



1 – песок
2 – супесь
3 – суглинок
4 – песок
5 – песок с прослоями гравия, гальки, суглинков
6 – слоистые суглинки
7 – моренные суглинки

Картограмма возможной водопроницаемости почво-грунтов поверхностного стока

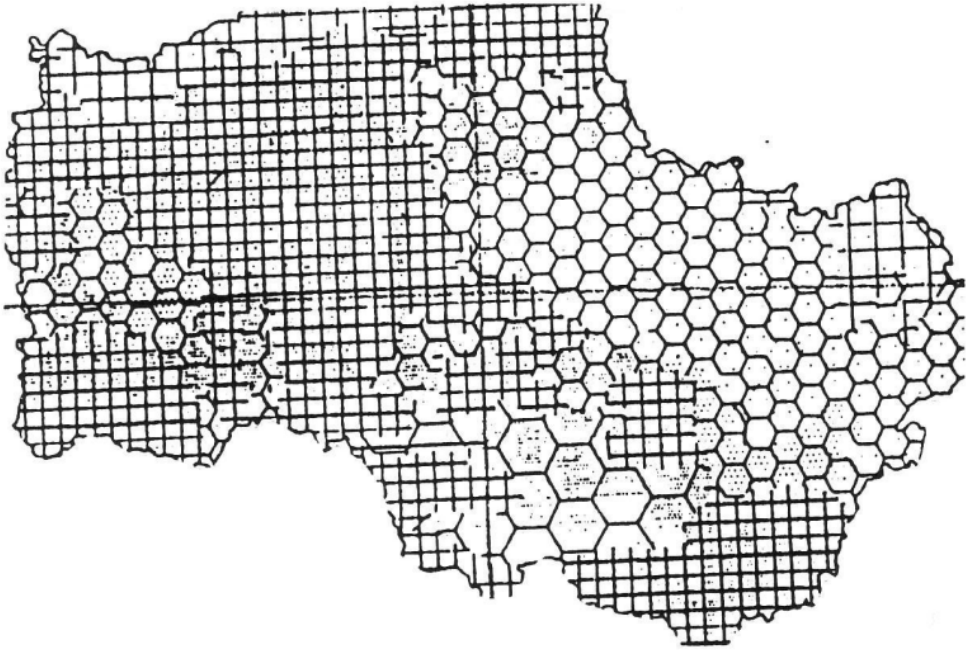


Рисунок 6 – *Электронные карты гранулометрического состава, пород и водопроницаемости почв Московской области (Башкин В.Н.)*

2. Деградация окультуренных почв под влиянием оподзоливания

Оподзоливание почв обусловлено кислым гидролизом минеральной и органической части почв и вымыванием продуктов разложения в нижнюю часть почвенного профиля и за пределы почвенного профиля. Формируется почва с бедными элементами питания, кислым элювиальным горизонтом и, в ряде случаев, уплотненным иллювиальным горизонтом, обладающая для сельскохозяйственных культур низким плодородием. Протекание процесса оподзоливания, безусловно, является фактором деградации окультуренных почв.

Причинами оподзоливания являются:

1) кислотность мигрирующих через почву продуктов, приводящая к кислому гидролдизу минералов и образованию растворимых соединений;

2) контрастность окислительно-восстановительных условий при развитии временного анаэробиозиса, приводящая к расшатыванию кристаллических решеток минералов и к большему их разрушению; к образованию более подвижных восстановленных соединений железа и марганца;

3) комплексообразующая способность мигрирующих через почву растворов, обуславливающая разрушение минеральной части почвы, за счет конкурирующего комплексообразования и возможности вымывания в нижние горизонты почв более подвижных комплексных соединений;

4) промывной тип водного режима, обусловливающий вымывание продуктов разрушения образующихся в элювиальном горизонте, в более глубокие слои.

5) Сельскохозяйственное использование почв приводит к изменению интенсивности воздействия на почву указанных факторов.

6) Кислотность выше в опаде хвойных лесов и ниже в опаде широколиственных лесов, в послеуборочных остатках сельскохозяйственных культур. Однако, количество этих кислых функциональных групп зависит от массы опада и больше при большем его количестве. Масса опада широколиственных лесов и пожнивных остатков, как правило, выше, чем в хвойных лесах. При достаточной кислотности этого опада он способствует развитию подзолообразования. Поэтому, например, в зоне северной тайги на пахотных угодьях образуется при их окультуривании достаточно мощный верхний гумусовый горизонт, но под ним даже более мощный, чем в естественных угодьях, подзолистый горизонт, однако, на большей глубине.

7) При сельскохозяйственном использовании почв подкисление усиливается, в связи с постоянным отчуждением кальция, магния, калия с урожаем; в связи с применением физиологически кислых удобрений типа $(NH_4)_2SO_4$, когда NH_4 используется растениями, а серная кислота остается в почве; при загрязнении почв, когда тяжелые металлы вытесняют ионы водорода в почвенный раствор.

8) При окультуривании в почву вносятся Ca, Mg, NH_4, K, что уменьшает ее подкисление, выращиваемые культуры имеют, как правило, опад с менее кислой реакцией среды, чем в хвойных лесах. В связи с этим, увеличивающаяся масса опада при получении высоких урожаев не должна приводить и к интенсивному развитию процесса подзолообразования. Однако, это хорошо проявляется для подзоны южной тайги, слабее для подзоны средней тайги и не всегда – для подзоны северной тайги (где больше осадков, больше развитие анаэробиозиса, более кислые породы).

9) Одновременное развитие условий временного анаэробиозиса способствует, способствует, с одной стороны, увеличению доли в опаде низкомолекулярных кислот и, с другой стороны, возникновению анаэробных условий, переходу Fe^{3+} в Fe^{2+}, Mn^{4+} в Mn^{2+}, что приводит к расшатыванию кристаллических решеток минералов и к более легкому их разрушению. Сельскохозяйственное использование приводит к уменьшению интенсивности этих процессов. Однако, под смешанными лесами он может идти более интенсивно, по сравнению с хвойными, в связи с более нейтральной реакцией среды и, в связи с этим, более низкими значениями Eh. При подтоплении почв и при плохо регулируемом орошении развитие анаэробиозиса может возрастать. В то же время влияние анаэробиозиса на диспергирование почв связано как с величиной Eh образующихся продуктов, так и с их массой. При сельскохозяйственном использовании почв при увеличении в опаде доли белковых компонентов восстановительная способность образующихся соединений чаще выше; по сравнению с хвойными лесами выше и масса образующихся восстановленных продуктов.

10) Комплексообразующая способность, как правило, выше в продуктах разложения опада смешанных лесов и послеуборочных остатков. Поэтому процессы элюирования, обусловленные комплексообразованием, будут развиваться под ними больше, чем под хвойными лесами. При этом, с продуктами разложения широколиственных лесов и большинства послеуборочных остатков сельскохозяйственных культур образуются более прочные

комплексные соединения железа, марганца, алюминия. Больше и масса этих продуктов.

11) Промывной тип водного режима обусловлен количеством поступающей на поверхность влаги и ее испарением. Очевидно, что количество осадков не зависит от растительной ассоциации, но испаряемость зависит. В агрофитоценозах испаряемость воды с поверхности в атмосферу выше, а следовательно, выраженность промывного типа водного режима меньше. Этому способствует и более быстрая миграция воды в профиле пахотных почв. Данные факторы приводят к уменьшению развития подзолообразования на пашне, по сравнению с целиной, но не всегда к уменьшению его развития под широколиственными лесами, по сравнению с хвойными.

Древесные культуры способствуют нисходящему току воды с поверхности к зоне всасывания – развития корневых систем. У отдельных групп травянистых растений эта зона иссушения находится на различной глубине, эффект выражен в меньшей степени. Таким образом, подзолообразовательный процесс продолжает развиваться на пахотных почвах, приводя к их деградации. При этом отдельные факторы, обусловливающие подзолообразование на пахотных почвах, по сравнению с целинными, могут стать еще более эффективными. Это, в первую очередь, относится к увеличению массы опада и, часто, к увеличению комплексообразующей и восстанавливающей способности продуктов его разложения, к отчуждению кальция с урожаем.

Очевидно, что влияние на деградацию почв мигрирующих через нее кислых продуктов, обладающих определенной комплексообразующей и восстанавливающей способностью, зависит от свойств почв. Влияние кислых продуктов в большей степени сказывается на выщелачивание калия, натрия, кальция, магния и в меньшей – железа, марганца, меди, цинка, кремния. Влияние комплексообразования в большей степени сказывается на выщелачивание из почв железа, алюминия, марганца и других катионов, образующих с водорастворимыми органическими лигандами устойчивые комплексы. Влияние анаэробиозиса в большей степени сказывается на выщелачивание железа, марганца и других ионов с переменной валентностью. Очевидно, что во влиянии рассмотренных факторов на разрушение почв могут отмечаться эффекты аддитивности, синергизма и антагонизма. Их проявление будет зависеть и от очередности максимального воздействия рассматриваемых факторов.

Развитие процесса элюирования элементов из почв под влиянием специфических органических веществ кислотной природы и промывного типа водного режима – есть функция pH и количества кислых группировок в мигрирующих через почву растворах, их комплексообразующей способности (констант устойчивости образующихся комплексов и массы мигрирующих через почву лигандов), их восстанавливающей способности (количества восстановленных группировок в мигрирующих через почву растворах и степени их восстановленности), количества фильтрующейся через почву воды. Развитие данного процесса обратно пропорционально pH почв, наличию в них карбонатов, сумме поглощенных оснований, емкости поглощения почв, валовому содержанию оснований в почве и в породе.

Развитие подзолообразования существенно отличается на легких и тяжелых по гранулометрическому составу породах. На легких почвах больше скорость движения воды, менее вероятно протекание реакций с медленной скоростью. В этих почвах, как правило, комплексообразующая и восстанавливающая способность мигрирующих продуктов. На них, очевидно, больше влияние на подзолообразование кислой реакции среды.

3. Деградация окультуренных почв под влиянием осолонцевания

В зоне сухих степей важным фактором деградации окультуренных почв является развитие солонцового процесса. При сельскохозяйственном использовании почв увеличивается температура верхнего слоя, что приводит к предпочтительному поглощению ионов с большей энергией гидратации (Mg вместо Ca). Наблюдающееся уменьшение гумусированности соответствует уменьшению селективности почв к иону Ca. При преимущественном развитии зерновых культур из опада образуются соединения с меньшей комплексообразующей способностью, по сравнению с естественными ценозами, что также изменяет константы Na-Ca. Увеличивающееся испарение с поверхности почв способствует подтягиванию в верхний горизонт натрия, по сравнению с кальцием, увеличению щелочности и засоленности. Увеличивающаяся степень окисленности почв приводит к более высоким значениям Eh почв, меньшей плотности в почвах отрицательных зарядов и к более предпочтительному поглощению твердой фазой почв ионов с меньшей плотностью заряда, одновалентных, по сравнению с двухвалентными. Все указанные процессы, в основном, способствуют усилению осолонцевания.

4. Экологические значения свойств почв

Экологические функции почв определяются их свойствами, процессами и режимами.

Свойства почв определяют их сорбционную, миграционную и трансформирующую способность, протекторные функции. В первую очередь, это показатели pH, окислительно-восстановительного состояния, гранулометрический состав, сорбционная емкость по отношению к различным типам сорбции, фракционный состав соединений ионов в почве.

На территории России с севера на юг, в основном, распространены следующие зональные типы почв: тундровые, глеево-подзолистые, подзолистые, дерново-подзолистые, серые лесные, черноземы, каштановые, бурые полупустынные. Кислотность указанных почв меняется от pH = 3,5-4,5 в подзолистых почвах, до pH = 6,0-7,0 – в черноземах и до pH = 7,0-7,2 – в верхних горизонтах (pH = 8,2 – в нижних горизонтах) светло-каштановых и бурых полупустынных почв. В соответствии с pH, с севера на юг закономерно изменяется содержание гумуса и емкость поглощения почв.

При кислой реакции среды и избытке воды протекает кислый гидролиз и диспергирование минеральной и органической части почвы. Это приводит к накоплению в почвах более низкомолекулярных фульвокислот, по сравнению с гуминовыми кислотами (Сгк : Сфк = 0,5), в связи с чем в таких почвах накапливается меньше гумуса – 1-2%, что соответствует и меньшей емкости поглощения почвами катионов – 5-10 мг-экв/100 г. Такие свойства характерны для подзолистых почв. В черноземах при нейтральной реакции среды в групповом составе гумуса преобладают гуминовые кислоты (Сгк : Сфк = 2-2,5). Это соответствует большому накоплению гумуса (4-12%) и большей емкости поглощения почвами катионов (50-70 мг-экв/100 г почв). В более южных почвах при слабощелочной реакции среды и солонцеватости почв протекает щелочной гидролиз органической и минеральной части почв. В групповом составе гумуса вновь преобладающее место занимают фульвокислоты (Сгк : Сфк = 0,5-0,7). В сочетании с повышенной минерализацией органического вещества, обусловленной высокими температурами и аэрацией, это приводит к незначительному накоплению гумуса в почвах (1-2%). Это соответствует и малой емкости поглощения почвами катионов (5-10 мг-экв/100 г почв).

Следует отметить, что емкость поглощения катионов для песка равна 5 мг-экв/100 г, для глины – 40 мг-экв/100 г, каолинита – 5,

монтмориллонита и вермикулита – 80-100, для гуминовых кислот – 500, для фульвокислот – 800 мг-экв/100 г. Таким образом, чем более тяжелого гранулометрического состава почвы, тем больше в них гумуса и чем больше в минералогическом составе почв минералов группы слюд, монтмориллонита, вермикулита, тем больше емкость поглощения почвами катионов. В первом приближении, аналогичная зависимость и для поглощения почвами анионов, для физического типа сорбции при поглощении молекул. При повышении pH среды часть базоидов почв (положительно заряженных сорбционных мест) переходит в ацидоиды (отрицательно заряженные). Это приводит к увеличению емкости поглощения почвами катионов. В то же время повышение pH сопровождается образованием гидроокисей, карбонатов и двух-, трехзамещенных фосфатов поливалентных металлов, что соответствует увеличению химической поглотительной способности почв, за счет осадкообразования.

К интразональным почвам, развивающимся в любых зонах, относятся болотные, пойменные и засоленные. С экологической точки зрения, болотные почвы характеризуются большой емкостью поглощения (до 200 мг-экв на 100 г в торфяном горизонте), восстановительными условиями и, в ряде случаев, наличием сероводородного геохимического барьера. Для пойменных почв характерно ежегодное их заливание речной водой и, в связи с этим, как выщелачивание элементов, содержащихся в почвах, так и накопление в почвах токсикантов, находящихся в речных водах. Среди засоленных почв выделяются солончаки, солонцы, солоди.

С экологической точки зрения, солончаки характеризуются возможностью накопления токсикантов в верхнем горизонте, высокой концентрацией солей и связанной с этим деградацией почвенно-растительного покрова. Солонцы характеризуются щелочной реакцией среды, высокой подвижностью органического вещества, наличием элювиально-иллювиального распределения элементов по почвенному профилю, очень большой плотностью и малой водопроницаемостью, что приводит к деградации почв. Солоди развиваются, как правило, в мезо – и микропонижениях и отличаются, с экологической точки зрения, кислой реакцией верхнего горизонта, элювиально-иллювиальным распределением элементов по почвенному профилю, развитием восстановительных условий. Экологическое значение почвенных процессов проявляется в пространственном расположении почв (рис.4,5) в структуре почвенного покрова (рис. 7)

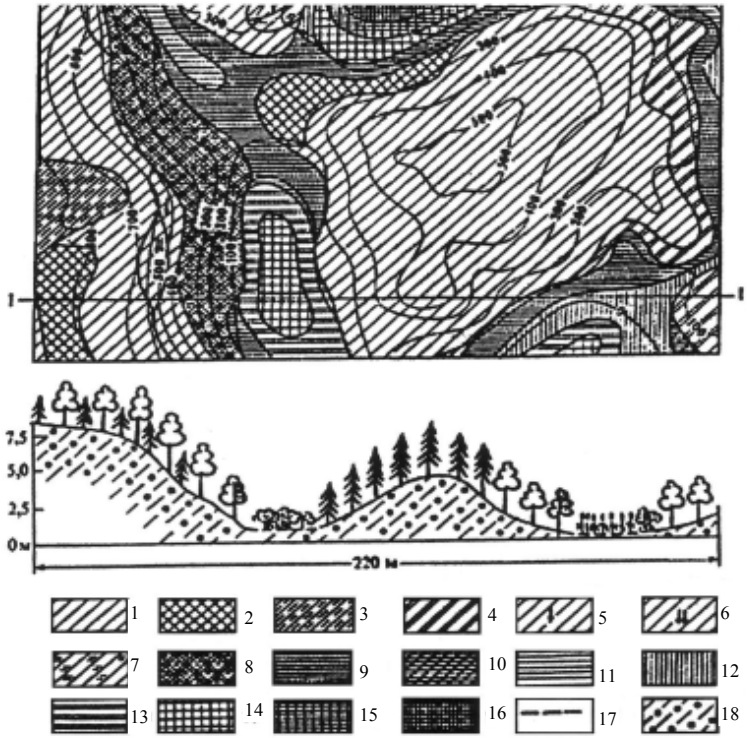


Рисунок 7 – *Почвенное сочетание в условиях холмистого рельефа конечно-моренной равнины. Новгородская область (И.С. Урусевская и др.)*

Почвы: 1 – дерново-среднеподзолистые, 2 – дерново-сильноподзолистые, 3 – дерново-среднеподзолистые поверхностно-слабоглееватые, 4 – дерново-среднеподзолистые грунтово-глееватые, 5 – дерново-среднеподзолистые слабосмытые, 6 – дерново-среднеподзолистые среднесмытые, 7 – дерново-среднеподзолистые намытые, 8 – дерново-сильноподзолистые намытые грунтово-глееватые, 9 – дерново-подзолисто-глеевые, 10 – перегнойно-подзолисто-глеевые, 11 – дерново-глеевые, 12 – перегнойно-глеевые, 13 – торфяно-глеевые, 14 – торфяные болотные низинные на маломощных торфяниках, 15 - торфяные болотные низинные на среднемощных торфяниках, 16 - торфяные болотные низинные на мощных торфяниках, 17 – уровень почвенно-грунтовых вод, 18 – моренные отложения.

Свойства почв, в конечном итоге, определяют трансформацию и миграцию в почве токсикантов, устойчивость почв к факторам их деградации. Однако экологические функции свойств почв зависят от их взаимовлияния. Так, например, согласно разработкам Мотузовой Г.В., буферность почв обусловлена иерархической организацией системы, гетерогенностью, полифункциональностью ее соединений и разнообразием реакций, в которых они участвуют. По мнению автора,

усложнение системы соединений химических элементов в почвах, которое ведет к расширению перечня системообразующих процессов, обеспечивает усиление ее буферных свойств. С этой точки зрения, к увеличению буферности почв ведет дифференциация почвенного профиля, образование в нем различных геохимических барьеров, образование комплексных органоминеральных и органо-глинистых соединений, усложнение фракционного состава соединений в почве.

Таблица 5 – Опасность накопления в почве биологически активных элементов, которые находятся в слабо подвижной форме (Рэуцке К.)

Содержание гумуса	Удерживающая способность почв		
	пониженная преобладает каолинит, галлуазит)	средняя (иллит и смектит)	повышенная (монтмориллонит, алофан и полуторные окислы)
низкое	1	2	3
среднее	2	3	4
высокое	3	4	5

*) опасность загрязнения – 1 – очень слабая, 2 – слабая, 3 – средняя, 4 – сильная, 5 – очень сильная.

Если доминирующей реакцией при поглощении загрязняющего вещества является ионный обмен, то мерой относительной устойчивости почв к загрязнению этим веществом, может служить коэффициент селективности этого элемента. При большем коэффициенте селективности почва наиболее устойчива к загрязнению им. Аналогично, большей буферностью обладает та почва, в которой обеспечены реальные условия для выпадения осадка с наименьшим произведением растворимости. Автор отмечает, что чем больше максимальное количество вещества может быть удержано почвой, тем прочнее связь вещества с почвой, тем больше устойчивость почв при загрязнении этим веществом.

Таким образом, буферная способность почв по отношению к определенному типу сорбции зависит от селективности сорбционных мест (констант равновесия протекающих реакций) и от количества этих сорбционных мест (емкости поглощения почв по отдельным типам сорбции).

Свойства почв учитываются при прогнозе устойчивости почв к деградации и, в частности, опасности загрязнения почв, что иллюстрируется данными таблицы.

На основании свойств почв прогнозируется и подвижность элементов, возможность их миграции в грунтовые воды (табл. 6).

Таблица 6 – Подвижность биологически активных элементов в глеевых и засоленно-оглеенных почвах (с периодическим или постоянным восстановительным режимом) (Рэуцке К.)

Реакция почвы	Подвижность элементов		
	практически неподвижные	слабо подвижные	подвижные
pH < 5,5	S, Mo, V, As	Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Cr	Sr, Ba, Ag
pH = 5,6-7,6	S, Ba, Pb, Mo	Sr, Cu, Zn, Co, Ni, As	
pH = 7,6-9,5	S, Ba, Pb, Cu, Zn, Co, Ag	As, Mo, Sr, Se	Ni, Ag

5. Экологическое значение почвообразовательных процессов

Различают почвенные и почвообразовательные процессы. К почвенным процессам относятся превращения в почвах фосфатов, соединений калия, азота, органических веществ, тяжелых металлов, пестицидов, нефтепродуктов и т.д. Среди почвообразовательных процессов выделяют: 1) процессы, связанные с трансформацией органической части почвы – торфонакопление и гумусообразование; 2) процессы, связанные с трансформацией минеральной части почвы – сиаллитизация и аллитизация; 3) процессы, связанные с трансформацией веществ и их перераспределением по почвенному профилю – оподзоливание, лессиваж, оглеение, засоление, солонцовый процесс, осолодение.

Оподзоливание связано с кислым гидролизом, разрушением и диспергированием минеральной части почв за счет кислых органических соединений и выщелачиванием продуктов разрушения в нижней части почвенного профиля и, частично, за пределы профиля, в связи с промывным типом водного режима. Лессиваж обусловлен механическим вымыванием илистой фракции почв из верхних горизонтов в нижние без ее разрушения. Оглеение обусловлено разрушением минеральной части почвы за счет восстановления ионов с переменной валентностью при анаэробных условиях и ее гидролизом при избытке воды. Оно характеризуется накоплением в почве восстановленных продуктов, низкими значениями окислительно-восстановительного потенциала, повышенным содержанием в почвенном воздухе углекислого газа, метана, ацетилена, сероводорода; повышенным содержанием в почве подвижных соединений железа, алюминия, марганца, оглиниванием почв, увеличением их липкости и вязкости. Засоление почв характеризуется накоплением в верхнем горизонте почв водорастворимых солей (K, Na, Ca, Mg, Cl, NO_3, HCO_3, CO_3, SO_4) более 0,25 % (в солончаках – 1,2,3 %, в зависимости от типа засоления). Засоление обусловлено выпотным типом водного режима при наличии неглубоко от поверхности засоленных вод или засоленных пород, а также аэральным привносом солей в почву, орошением почв солеными водами. Осолонцевание почв обусловлено

увеличением доли в ППК ионов обменного натрия и, частично, магния при повышении температуры, уменьшении влажности, увеличении щелочности и засоленности вод. Оно сопровождается развитием щелочного гидролиза и диспергирования минеральной и органической части почвы и формированием элювиально-иллювиального профиля, при очень большой плотности почв (до 1,9 г/см^3) и низкой водопроницаемости. При наличии таких условий в почвах застаивается вода, развиваются восстановительные условия с образованием повышенного количества в разлагающемся опаде низкомолекулярных кислот. Это приводит к смене в верхнеи горизонте щелочного гидролиза минералов на кислый. Протекает процесс осолодения. При этом верхние горизонты почв с элювиально-иллювиальным профилем имеют pH от 6 до 4, а нижние – 8,2, как правило, при значительной гидроморфности почвенного профиля.

Почвообразовательные процессы определяют тенденцию поведения элементов и соединений в почвах и ландшафтах. В отличие от экологического влияния свойств почв, воздействие на процессы деградации почв почвообразовательных процессов более длительное и связано, в значительной степени, с саморазвитием уже начавшихся процессов. По данным ряда авторов (Кабата-Пендиас), пример влияния почвообразовательных процессов на поведение элементов в почвах приведен в следующей таблице.

Таблица 7 – Главные типы почвообразовательных процессов и тенденция поведения в них химических элементов

Процесс	Климатическая зона	Поведение элементов в верхнем слое	
		накопление	миграция
Оподзоливание	холодная северная	Co, Cu, Mn, Ni, Ti, V, Zr в горизонте B	B, Ba, Br, Cd, Cr, Li, Mn, Rb, Se, Sr, V, Zn
Аллитизация	прохладная и умеренно гумидная	Co, Mn, V в глеевом горизонте	B, Ba, Br, Cu, I, Se, Sr
Сиаллитизация	теплая умеренная и сухая тропическая	B, Ba, Cu, Mn, Se, Sr	
Латеритизация	гумидная и тропическая	S, Ba, Cu, Co, Cr, Ni, Sr, Ti, V	
Осолонцевание	теплая с сухими сезонами	B, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, Zn, V	
Гидроморфные образования	интразональные почвы	B, Ba, Cu, Co, I, Mn, Mo, Se, Sr, V в A_1	B, Br, Co, Cu, Mn, Ni, U, V

Помимо почвообразовательных, большое влияние на экологическое состояние биогеоценозов и агрофитоценозов оказывают также почвенные процессы такие, как окультуривание, развитие

водной и ветровой эрозии, орошение, осушение, загрязнение, зафосфачивание, подкисление, подщелачивание, уплотнение, выравнивание мезо- и микрорельефа, выпаханность, почвоутомление, подтопление, поднятие и опускание уровня грунтовых вод, химическая мелиорация, удобрение и истощение почв. Эти процессы связаны с изменением степени открытости почвенной термодинамической системы, гомогенизацией свойств почв, в пределах почвенного профиля, и структуры почвенного покрова, с уменьшением при с/х использовании степени разнообразия экологических ниш, растений, биоты; с искусственным смещением точки равновесия вновь образованных почв с существующими радиационными и гидротермическими условиями. Это приводит к перераспределению вещества и энергии в ландшафте, к изменению барьерной и протекторной функции почв.

6. Экологическое значение почвенных режимов

Почвенные режимы – это закономерное изменение свойств почв и процессов во времени и в пространстве (по горизонтали и по вертикали). Выделяют водный, воздушный, тепловой, кислотно-основной, окислительно-восстановительный, солевой, питательный и т.д. режимы почв. Так как в режимы составной частью входят свойства и процессы почв, то они в наибольшей степени и определяют экологические функции почв. Для прогноза опасности деградации почв необходимо учитывать протекающие в почвах режимы. Наиболее часто учитывают водный режим почв.

Таблица 8 – Относительная опасность загрязнения почв биологически активными подвижными элементами (Рэуцке К.)

Отношение осадков к эватранспирации (коэффициент); тип режима	Гранулометрический состав почв			
	песча-ный	глинистый	илистый	различный, с наличием мерзлотного слоя
>2 сильно промывной	1	2	3	3
2-1 преимущественно промывной	2	3	4	4
1-0,5 непромывной	3	4	5	5
<0,5 совсем непромывной	4	5	5	-

*) опасность загрязнения: 1 – очень слабая, 2 – слабая, 3 – средняя, 4 – сильная, 5 – очень сильная.

По Высоцкому Г.Н. и Роде А.А. выделяются следующие типы водного режима:

1. Мерзлотный, характерный для областей вечной мерзлоты. Почва оттаивает на метры и десятки сантиметров. Ниже идет мерзлый водоупорный слой. В случае затруднения оттока влаги по мерзлотному слою идет заболачивание почвы.

2. Промывной – годовая сумма осадков выше испаряемости. Почвенно-грунтовая толща ежегодно подвергается сквозному промачиванию до грунтовых вод. Часть атмосферной влаги стекает с внутрипочвенным стоком.

3. Периодически промывной – атмосферная влага лишь в отдельные годы промачивает профиль почв до грунтовых вод.

4. Непромывной – атмосферные осадки промачивают почву до определенной глубины и не доходят до грунтовых вод виде жидкости. Заметно преобладание испаряемости над суммой атмосферных осадков.

5. Деструктивно-выпотной – формируется в условиях близкого уровня грунтовых вод (верховодки), когда капиллярный подъем воды достигает почвенных горизонтов.

Выделяют также ирригационный тип водного режима, искусственно формируемый человеком при орошении и подтоплении территории, связанном с созданием водохранилищ.

Более экологичным является подход к характеристике водного режима на основании динамики влажности отдельных горизонтов (Карапачевский Л.О.).

VII ЗАКОНОМЕРНОСТИ МИГРАЦИИ ТОКСИКАНТОВ В АГРОЭКОСИСТЕМАХ

Миграция элементов питания и токсикантов из агрофитоценозов в другие компоненты экологической системы представляет большую экологическую и народнохозяйственную проблему. Отмечается загрязнение почв, растительности, вод и приземного слоя воздуха, потеря элементов питания из почв. При этом в грунтовые воды и воздушную среду происходит миграция удобрений, мелиорантов, содержащихся в них токсикантов, применяемых на полях ядохимикатов, продуктов выделения растений и разложения растительного опада, продуктов трансформации различных соединений, поступающих в пахотные почвы в результате антропогенного загрязнения.

1. Загрязнение воздушной среды

Экологические проблемы

Серьезные экологические проблемы возникают при загрязнении воздушной среды продуктами, поступающими из агросистем. (Проблемы загрязнения среды водными токсикантами и загрязнения почв подробнее рассмотрены в других разделах). В современных условиях образуются огромные дополнительные массы газов (CO_2, CO, SO_2, H_2S, NH_3) в возрастающих количествах поступающих в атмосферу и существенно изменяющих круговорот веществ в системе атмосфера – суша – живое вещество – океан. Возникает угроза изменения мирового баланса кислорода и двуокиси углерода, уменьшения запасов биологически чистой воды и зарастания озер. Ущерб от загрязнения атмосферы в США уже в 1977 году достигал 25 млрд. долларов. Значительную долю в это загрязнение вносят газообразные выделения из почв и биоты. Объем почвенного воздуха на Земле составляет $33 \cdot 10^3$ км^3, с суточно-сезонными колебаниями $15 \cdot 10^3$ км^3 при влажности полевой влагоемкости почв и до $51 \cdot 10^3$ км^3 при влажности воздушно-сухой почвы (Зборищук Н.Г.)

Загрязнение биосферы определяется, главным образом, атмосферным переносом и выведением загрязняющих веществ из атмосферы. В атмосферных аэрозолях в заметных количествах обнаружены ДДТ, полихлорированные бифенилы, ртуть, свинец, зола, сажа. Отмечено выделение в атмосферу низкокипящих органических жидкостей и газов (дихлорэтан, фреон, растворители) и канцерогенных веществ (полициклические ароматические углеводороды типа бензопирена). Ежегодно выделение в атмосферу дихлорэтана и фреонов составляет не менее 1 млн. т. Общее количество

углеводородов (кроме метана), поступающих в атмосферу, оценивается 50 млн. т в год (Розанов Б.Г., Первова Н.Е.). При этом значительная часть этих веществ поступает в атмосферу и с транспирацией из растений. Большие территории, занятые почвами и растениями, обуславливают и значительное влияние выделений из них на развитие экосистемы в целом. Следует отметить, что газообразные вещества являются первым претендентом на роль переносчиков информации в экосистеме, так как они могут передавать информацию наиболее быстро из-за ускоренной диффузии газов (Звягинцев Д.Г.).

Из воздушных выделений, связанных с ведением сельскохозяйственного производства, наибольшее экологическое значение имеют выделения углекислого газа и кислорода, соединений серы, азота. С экологической точки зрения, значительное увеличение в атмосферном воздухе углекислого газа приводит к развитию парникового эффекта и повышению температуры. Имеются расчеты, показывающие, что удвоение количества углекислого газа в атмосфере повысит среднюю планетарную температуру на 1,5-2^{o}. Для парникового эффекта в нагреве биосферы в 16,6 раз больше, чем от других источников антропогенного поступления энергии. По пессимистическим прогнозам, за счет этого эффекта к 2050 году уровень моря поднимется на 25-40 см, а к 2100 году на 2 метра, что приведет к затоплению 3% суши и 30% урожайных земель. Вероятная прибавка запасов углекислого газа в атмосфере, за счет дегумификации почв, составляет 1000 млрд. тонн, что является весьма существенным для парникового эффекта.

Большое экономическое и экологическое значение имеет содержание в воздухе кислорода. В процессе фотосинтеза растения ежегодно выделяют 242 млрд. т кислорода и только 0,013 млрд. тонн образуется абиотическим путем. Общая ежегодная генерация фотосинтетического кислорода сейчас приблизительно достигает 230 млрд. т, из которых 56 млрд. т поставляет океан и 174 млрд. т – суша (природные наземные растения поставляют 152 млрд. т, культурные – 21 и водные – 1 млрд. тонн). Считается, что фотосинтетическая генерация кислорода упала за историю Земли примерно на 30%. В современных условиях ежегодный расход кислорода больше его прихода на 31,6 млрд. т. Это объясняет уменьшение кислорода в атмосферном воздухе (Розанов Б.Г.). За год растения поглощают 3-3,6 тонн на 1 га углекислого газа и выделяют 1,8-5 т/га кислорода. При этом на разложение листвы расходуется до 50% от выделенного кислорода. Распашка территорий уменьшает выделение кислорода, т.к. основная роль в его образовании принадлежит лесам. Лес занимает 7% поверхности Земли, но вырабатывает 50% кислорода, получаемого атмосферой от растительного мира. Уменьшение же кислорода в

атмосфере приводит к угнетению биоты, потере трудоспособности и болезням людей, к проблемам осуществления отдельных технологических циклов. Для различных типов производств определены затраты кислорода, чистой воды на 1 т продукции, и за эти природные ресурсы взимается соответствующая плата.

Большое влияние сельскохозяйственное производство оказывает на азотный баланс экосистем. Биосфера содержит более 150 млрд. т азота, связанного в органических соединениях почвенного покрова и около 1,1 млрд. т в биомассе растений. Полагают, что общее количество азота, выделяемого из почв в результате денитрификации, составляет около 100 млн. т, в том числе окислы азота – 7 млн. тонн. Проблема рационального применения химикатов в сельском хозяйстве вызывает большой интерес к изучению денитрификации, т.к. с этим процессом связаны основные (до 40%) потери из почвы азота. Недоокисленные соединения азота, поступая из почвы в атмосферу, вызывают разрушение озонового слоя (1 молекула оксидов азота разрушает до 10 молекул O_3). В свою очередь, разрушение озонового слоя сопровождается повышением доли ультрафиолетового облучения, губительного для растительности (особенно, зерновых). Окисление аммиака и окислов азота в воздухе приводит к образованию, главным образом, азотной кислоты, вместе с остатком аммонийных солей выпадающей на сушу и поверхность океана.

Значительное влияние на компоненты экосистемы оказывают поступающие из почвы соединения серы. Суммарное количество серы сульфатов, выпадающих с осадками на поверхность суши и океана, оценивается в 159 млн. тонн. С удобрениями в почву и далее в речную воду поступает ежегодно 11 млн. тонн серы. SO_2 выделяется, среди других загрязняющих веществ, разнообразием видов негативного воздействия на почву и биоту. При этом, ущерб почвенному и растительному покрову наносится при выпадении кислых осадков в результате разноса соединений серы в выбросах предприятий на сотни и тысячи километров. Площадь территорий, подвергаемых влиянию выбросов серного ангидрида, составила в 1994 году 8,6 млн. га, в том числе 1,5 млн. га сельскохозяйственных угодий. Таким образом, агроэкосистемы вносят значительный вклад в загрязнение окружающей среды, и для разработки проектов по оптимизации обстановки необходимо знание закономерностей миграции токсикантов в агрофитоценозах.

Экологические последствия воздушной миграции соединений из агрофитоценозов

В почвенном воздухе имеется кислород, углекислый газ, азот и значительное число микрогазов (N_2O, NO_2, CO, предельных и

непредельных углеводов – этилена, ацетилена, метана; водорода, сероводорода, аммиака, меркаптанов, терпенов, фосфина, спиртов, эфиров, паров органических и неорганических кислот). Происхождение микрогазов связано с непосредственным метаболизмом микроорганизмов, с реакциями разложения и новообразования органических веществ в почве, с трансформацией в ней удобрений и гербицидов, с поступлением их в почву с продуктами техногенного загрязнения атмосферы. Концентрация микрогазов часто не превышает $1 \cdot 10^{-12}$%. Однако, этого часто достаточно для ингибирующего действия на почвенные микроорганизмы (Зборищук Н.Г.). Почвенный воздух не оказывает прямого действия на перераспределение ТМ в почве (за исключением ртути и ее летучих соединений), но его состояние влияет на химическое состояние ионов в почвенном растворе, за счет изменения Eh и карбонатного равновесия.

Важное экологическое значение имеет образование в почвах сероводорода. Даже небольшие концентрации его, как правило, токсичны для растений, и их появление приводит к потере биопродуктивности угодий. В то же время сульфатредукция может наносить значительный вред металлическим конструкциям, находящимся в анаэробной почве. Появление сероводорода приводит к осаждению металлов, образующих нерастворимые сульфиды. В восстановительной сероводородной обстановке ртуть выделяется в призменную атмосферу, а халькофильные элементы и элементы группы железа (Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Cd, Fe, Mn) восстанавливаются до двухвалентных и образуют практически нерастворимые сульфиды или очень слаборастворимые гидросульфиды. Появление сероводорода в грунтовых водах и реках угнетает развитие рыб, биоты водоемов. В то же время, возможность выделения сероводорода из почвы в атмосферу ограничена. Он быстро вступает в реакцию с металлами, образуя нерастворимые сульфиды. Газ хорошо растворим в воде, он легко окисляется специфическими группами бактерий.

Важное экологическое значение имеет развитие в почвах анаэробиозиса и выделение в атмосферу углекислого газа, метана, ацетилена, снижение концентрации в почвенном и приземном слое воздуха кислорода. Кислород является «геохимическим диктатором» в биосфере, определяя пути миграции и концентрации многих элементов. Полный анаэробный процесс, согласно Гречину И.П., начинается при снижении кислорода до 2,5%. Однако, длительное сохранение концентрации кислорода даже на уровне 10-15% угнетает воздухолюбивые культуры. Избыток углекислого газа в составе почвенного воздуха более 3% угнетает развитие растений, замедляет прорастание семян, сокращает интенсивность поступления воды в

растительные клетки. Растворение углекислого газа и связывание его в бикарбонаты может снизить дыхательный коэффициент ($Д_к$) до 0,2-0,3. Разложение богатых кислородом веществ вызывает изменение $Д_к$ более 1. Метилирование микроорганизмами в анаэробных условиях различных веществ с образованием летучих соединений привлекает большое внимание из-за метилирования ртути, представляющей серьезную опасность для здоровья человека. Метан – очень важный компонент фотохимической системы в тропосфере. Он фотохимически окисляется ОН радикалом и, следовательно, влияет на его концентрацию в нижних слоях атмосферы.

Миграция воздушных токсикантов в различных почвенно-климатических зонах

Климатические условия и свойства почв, в значительной степени, определяет трансформацию, сорбцию и миграцию воздушных токсикантов. Существуют суточные, годичные и сезонные изменения скорости дыхания почв. При этом годовые интервалы дыхания разных почв в наиболее контрастных экосистемах отличаются в 40 и более раз. Почва является естественным стоком для таких загрязнителей атмосферы, как диметилсульфид CH_3SCH_3, диметилдисульфид CH_3SSCH_3, дисульфид углерода CS_2 и COS. Эти газы сорбируются почвами, особенно влажными (Bremmer E. A.).Продукты их трансформации затем мигрируют в сопредельные среды. Значительное количество газов в почве образуется в анаэробных условиях.

В почве существует хорошо организованная трофическая система, в которой анаэробные бактерии служат продуцентами газов из разлагаемого органического вещества растительности. Специфические группы аэробных организмов, окисляют водород, метан, летучие соединения серы, не позволяют этим газам уйти из почвенного воздуха в атмосферу. Таким образом, в почве работает бактериальный генератор газов и бактериальный фильтр (Заварзин Г.А. и др.). Глубокий анаэробис в почве (Eh = -200,-300 мв) при отсутствии заметных количеств сульфатов приводит к образованию метана – конечного продукта превращения органических веществ в бессульфатных анаэробных условиях (иногда выделяются заметные количества этана, пропана, бутана и др.).

При сбраживании микроорганизмы чаще всего используют углеводы и полисахариды (целлюлозу, гемицеллюлозы, пектиновые вещества и т.д.). Особое значение имеет анаэробная деградация целлюлозы, которая в больших количествах образуется бактериями. Летучими продуктами анаэробного распада клетчатки являются этиловый спирт, уксусная, молочная, масляная, муравьиная кислоты, углекислый газ, водород. При гниении-брожении белков и продуктов их деструкции образуются углекислый газ, сероводород, аммиак,

водород, летучие карбоновые кислоты, ряд меркаптанов и первичных аминов (путресцин, кадаверин, агматин и др.). Из общего количества поступающего в атмосферу метана ($111 \cdot 10^{14}$ т/год) 48 идет из лесов и только 1% из морских систем. Очевидно, что состав микроорганизмов-деструкторов, как и состав растительного опада определяется свойствами почв и климатическими условиями. Эти факторы влияют, в конечном итоге, и на состав образующихся продуктов.

Влияние почвенно-климатических условий на миграцию воздушных токсикантов хорошо иллюстрируются выделением из почвы углекислого газа. Выделяются следующие особенности режима углекислого газа в почве: 1) источником CO_2 в почве является органическое вещество и поступление углекислого газа в атмосферу определяется деятельностью биоты; 2) источником до 1/3 выработанного в почве CO_2 являются растения, остальные количества его поставляются микроорганизмами и почвенной мезофауной; 3) из почвы выделяются не более 10% CO_2, остальная часть этого газа стекает в более глубокие слои почвы, накапливается там в почвенном воздухе, растворяется в почвенно-грунтовых водах, участвуя в реакциях образования и растворения почвенных карбонатов; 4) орошение способствуя повышению урожая, приводит к увеличению поглощения CO_2 растениями (увеличению фотосинтеза), что может играть заметную роль в борьбе с накоплением углекислого газа в атмосфере и созданием парникового эффекта; 5) отмечается суточная динамика выделения углекислого газа из почвы, максимум суточного выделения достигает в наиболее жаркие часы (12-14).

В сезонном цикле максимум CO_2 отмечается в летние месяцы (Карпачевский Л.О.). Выделение CO_2 почвой складывается из дыхания корней растений, дыхания грибов, аэробных бактерий и выделения углекислоты анаэробами. Для подстилки заметен вклад почвенных животных. Ежегодно почвенное дыхание обеспечивает выделение $17{,}40 \cdot 10^9$ т углерода только от гетеротрофных организмов. Наземная растительность выделяет $71{,}5 \cdot 10^9$ двуокиси углерода. Выделение углекислого газа почвой в атмосферу существенно различается в разных ландшафтных зонах планеты: торфяно-глеевые почвы тундры выделяют 0,3 т/га в год; подзолистые почвы хвойных лесов – от 3,5 до 30 т/га в год; бурые и серые лесные почвы широколиственных лесов от 20 до 60 т/га в год; черноземы степей – 40-70 т/га в год; красные ферраллитные почвы субтропиков и тропиков – 50-90 т/га в год (Зборищук Н.Г.).

Интенсивность выделения углекислого газа с поверхности почвы в атмосферу, измеряемая величиной gCO_2 служит исключительно важной характеристикой экосистемы. Мгновенная интенсивность дыхания почв может достигать 100 и более мг/м^2 в час.

Воздушные мигранты, попадая в воду, изменяют и характер водной миграции. Так, например, вода, насыщенная углекислым газом, растворяет многие трудно растворимые соединения – кальцит $CaCO_3$, доломит $CaCO_3$ $MgCO_3$, сидерит $FeCO_3$. Это вызывает миграцию карбонатов в почвенном профиле и в сопряженных геохимических ландшафтах.

Значительное влияние почвенно-климатических условий и на миграцию из почв соединений азота. Как установлено Wetstlaar R., статьи расхода азота в почвах рисовых полей без внесения удобрений составляют: вынос с урожаем 44-58 кг/га; сток с водой – 0,5-1,0; потери с ветровой эрозией – 4,8-5,8; газообразные потери в форме N_2 + N_2O (X -Y); газообразные потери NH_4 – 1,65 кг/га; вымывание – 0,5-34; поедание животными и птицами – 0-13; все потери от 54 + X до 113 + Y. Общие потери, вследствие денитрификации, X –Y составляют 3-129 кг/га. Активность азотфиксации составляет 1-9 мг/г в сутки – в лесных почвах; 6-90 – в луговых и 9-150 мг/г в сутки – в пахотных. Большая азотофикация свойственна опаду древесных пород. Она достигает 500 мг азота на 100 г опада (Карпачевский Л.О.).

Трансформация и миграция газообразных соединений постоянно меняется в сезонной динамике. Так, например, по Reddi K.R., существует следующая схема потери азота в затопленных почвах, за счет диффузии аммония. NH_4-N в заболоченной почве стабилен в анаэробном слое, но быстро нитрифицируется в анаэробном верхнем слое. Нитрификация в этом слое создает градиент NH_4 между анаэробными и аэробными слоями и диффузию NH_4 в аэробный слой. При дальнейшем развитии процесса нитрификации в аэробном слое увеличение в ней концентрации NO_3-N вызывает диффузивный поток NO_3-N в анаэробный слой, где NO_3-N денитрифицируется до молекулярного азота. По данным авторов, экспериментальная величина потерь N-NH_4 согласовывалась с расчетной при скорости окисления азота – 3,2-6,7 мкг азота на $см^3$ в день.

2. Загрязнение водной среды

Типы миграции

Выделяют 4 основных типа миграции: механическая, физико-химическая, биогенная, техногенная. Миграция веществ осуществляется в миграционных потоках: гравитационных, эоловых, водных, биологических, биогенных (перемещение организмов по территории), антропогенных. Преобладающую роль в геохимической дифференциации территории играют водные потоки. Миграция веществ с водой осуществляется во – взвешенном, истинно-

растворимом и коллоидном состоянии. Характер и интенсивность этого процесса зависят от свойств самих веществ, а также условий, влияющих на накопление и передвижение воды, химического, минералогического и гранулометрического состава почвенно-грунтовой толщи, свойств и режимов почв (рис.6) .

Механическая миграция зависит от плотности минералов, размера частиц, климата, геологического строения местности, рельефа. Ее показателем является годовой расход взвешенных частиц в створе воды в т/км^2 площади Бассейна. Максимальная ее величина характерна для аридных гор (1000 т/км^2), минимальная – для гумидных лесных равнин. (При механогенезе тяжелые минералы ведут себя, как частицы более крупного размера).

Физико-химическая миграция – это перемещение, перераспределение химических элементов в земной коре и на ее поверхности. Она зависит от внутренних факторов миграции – особенностей ионов, в которой они присутствуют, химических свойств элемента и от внешних факторов – щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных условий, водного режима, температурного режима, давления, жизнедеятельности живых организмов.

Важным фактором физико-химической миграции являются электростатические свойства ионов. С увеличением радиуса иона дальность миграции обычно возрастает. Показателем электростатических свойств ионов служит ионный потенциал Кортледжа и энергетические коэффициенты ионов по Ферсману А.Е. Ионы с малыми энергетическими коэффициентами обладают легкой растворимостью и высокой миграционной способностью. Миграция в коллоидной форме характерна для гумуса, соединений Si, Al, Fe, Mn, Zr, Sn, Ti, V, Cr, Ni и т.д.

В почвенной среде главные факторы, влияющие на подвижность элементов следующие: pH среды, окислительно-восстановительный потенциал, наличие и состав органического вещества, присутствие сопутствующих анионов и катионов, емкость поглощения, минералогический состав. Так, например, для гидроксидов 2-валентных металлов изменение pH на единицу вызывает изменение растворимости по катионам на 3 порядка; для 2-х валентных на 2 порядка и для одновалентных – на 1 порядок.

Биогенная миграция

Чем больше биогенное значение элемента, тем лучше он защищен от прямого выноса грунтовыми и речными водами. Элементы с высокой степенью биогенности (P, Ca, K, S, C, N) обладают меньшей миграционной способностью, чем элементы, не

играющие существенной роли в химическом составе живого вещества (Cl, Na, Mg). Кларки концентраций живого вещества уменьшаются с ростом атомной массы элементов.

Таблица 9 – Кларк живого вещества (по Вернадскому В.И., Виноградову А.П., Добровольскому В.В.)

Единицы	Кларки
Воздушные мигранты – 98,8%, %	O-70; C-18; H-10,5; N-0,3
Водные мигранты – 1,2%, %	Ca-0,5; K-0,3; Si-0,2; Mg-0,04; P-0,07; S-0,05; Na-0,02; Cl-0,02; Fe-0,01
$a \cdot 10^{-3}$,%	Mn-9,6; Al-5,0; Zn-2,0; Sr-1,6; Ni-1,3; B-1,0
$a \cdot 10^{-4}$,%	Ba-9,0; Cu-3,2; Zr-3,0; Rb-2,0; Br-1,6; F-1,4; Pb-1,0
$a \cdot 10^{-5}$,%	Ni-8,0; Cr-7,0; V-6,0; Li-6,0; Co-4,0; Y-3,0; La-3,0; Mo-2,0; I-1,2; Sn-1,0
$a \cdot 10^{-6}$,%	As-6,0; Be-4,0; Ga-2,0; Se-2,0; W-1,0; Ag-1,2
$a \cdot 10^{-7}$,%	U-8,0; Hg-5,0; Sb-2,0; Cd-2,0; Au- $n \cdot 10^{-8}$; Ra- $n \cdot 10^{-12}$

По Вернадскому В.И., биогенная миграция атомов химических элементов в биосфере всегда стремится к максимальному проявлению. Эволюция видов идет в направлении, увеличивающем биогенную миграцию атомов в ней. В течение всего геологического времени заселение планеты должно быть максимально возможным для всего живого вещества, которое существовало в тот или иной момент.

3. Миграция и аккумуляция веществ в ландшафте

Согласно Полынову Б.Б., все элементарные ландшафты суши по условиям миграции химических элементов объединяют в три группы: элювиальные, супераквальные (приуроченные к пониженным элементам рельефа), субаквальные (подводные). В сельскохозяйственном производстве, в основном, используются элювиальные ландшафты, располагающиеся на повышенных элементах рельефа, характеризующиеся хорошим дренажем и глубоким залеганием грунтовых вод, выносом вещества нисходящими токами влаги. По Глазовской М.А. они подразделяются на собственно элювиальные, трансэлювиальные, трансэлювиально-аккумулятивные, элювиально-аккумулятивные.

По характеру миграции и аккумуляции веществ выделяются три основных категории элементарных геохимических ландшафтов.

1. Элювиальные (автономные, автотрофные), геохимически независимые ландшафты, характеризующиеся выносом наиболее

растворимых и подвижных соединений. Это водораздельные территории, занимающие повышенное положение и отличающиеся независимостью процесса почвообразования от грунтовых вод, отсутствием притока материала путем жидкого или твердого бокового тока. В элювиальных агроландшафтах происходит поступление веществ с удобрениями, мелиорантами, средствами защиты растений. На обще фоне элювиально-геохимического ландшафта по микро- и мезопонижениям, в которых создаются условия для концентрации продуктов миграции, выделяются аккумулятивно-элювиальные геохимические ландшафты.

2. Транзитные, геохимически подчиненные ландшафты представлены склонами водоразделов и повышений. В них частично аккумулируются некоторые соединения, а наиболее растворимые и подвижные продукты выносятся. К выделяемым трансэлювиальным ландшафтам относятся верхние части склонов, на которых сочетаются элювиальный вынос веществ по профилю с поверхностным выносом. К трансэлювиально-аккумулятивным ландшафтам относятся нижние части и шлейфы склонов, где перенос веществ по уклону сочетается с их аккумуляцией. В тансэлювиально-аккумулятивных ландшафтах периодическое участие грунтовых вод в процессах аккумуляции веществ.

3. К аккумулятивным ландшафтам относятся прилегающие к склонам территории, аккумулирующие поверхностный и грунтовый стоки. Для них характерно накопление наиболее подвижных продуктов выветривания и почвообразования. Супераквальные (гидроморфные) аккумулятивные ландшафты формируются в поймах, надпойменных террасах, котловинах с близкими грунтовыми водами. К субаквальным ландшафтам относятся реки, озера.

В пределах микро- и мезорельефа также осуществляется геохимическая дифференциация микроструктур почвенного профиля. Впадины на водоразделах, получая дополнительные массы воды, всегда характеризуются большей выщелоченностью почвенного профиля. Вместе с тем, вокруг впадин, в виде геохимических колец, обычно формируются участки перераспределения и вторичной аккумуляции локально вымытых веществ. Так, например, в степях и полупустынях легкорастворимые соли, вымытые из микропонижений, образуют кольца солончаков и солоноцов.

Закономерности водной миграции элементов в агроэкосистемах

Величина водной миграции элементов питания и токсикантов из почв зависит от химической природы мигранта, pH и Eh почв их гранулометрического состава, гумусированности, сорбционных

свойств, рельефа, водного режима, выращиваемой культуры. Внутрипочвенная миграция происходит по склону, поверхностная – и в глубину почвенного профиля, и за его пределы. Поверхностная миграция выше на почвах более тяжелого гранулометрического состава.

Таблица 10 – Коэффициенты поверхностного стока, в зависимости от вида угодий и гранулометрического состава почв (Агроэкология, 2000)

Угодье и агротехнический фон	Почвы		
	суглинистые	супесчаные	песчаные
лес	0,19	0,03	0,01
зябь	0,39	0,23	0,10
залежь	0,53	0,33	0,20
многолетние травы	0,59	-	-
стерня	0,77	0,39	-
озимь	0,78	-	-

Максимальное вымывание К с внутрипочвенной миграцией на разных типах почв из минеральных удобрений составляло 21-30 кг/га, а относительная величина 21-25% внесенной дозы (Лойг Э.). По данным Кузиной и др., потери калия из удобрений составляли на дерново-подзолистых почвах суглинистых, в зависимости от дозы удобрений, 68-78%; на супесчаный – 79-90%; на дерново-карбонатной легкосуглинстой почве – 50% всех потерь. На дерново-подзолистых почвах Подмосковья при промораживании почв с поверхностным стоком смывалось 40-70% внесенного калия (при позднеосеннем, зимнем и ранневесеннем внесении) (Замараев А.Г.)

По данным, полученным в США (Keeney), из почв под паром с поверхностным стоком выносится 3 кг/га водорастворимого азота и 51,3 кг/га органического азота, вследствие эрозии почвенных частиц. Для полей с бессменной культурой кукурузы эти величины составляют соответственно (кг/га) – 2,3 и 21,5; с кукурузой в севообороте – 1,0 и 13,2; с овсом в севообороте – 2,6 и 1,9; с травами в севообороте – 3,1 и 0,2 (Кузина и др.).

Миграция за пределы почвенного профиля выше на почвах более легкого гранулометрического состава. Так, например, по данным Пироженко Г.С., на легких дерново-подзолистых почвах Полесья вымывалось следующее количество элементов: из глинисто-песчанных – азота – 14,3; кальция – 68,4; калия – 2,2 кг/га; из супесчаных – азота – 17 и кальция – 44 кг/га; из суглинистых – азота – 30,4 кг/га; кальция – 55,3; калия – 2,2 кг/га. Азотные удобрения вымывались на 17,5% от внесенного количества из песчаных почв и на 7,6% из глинистых

песчаных почв. По данным Юшкевич И.А., потери CaO и MgO из пахотного горизонта дерново-подзолистой почвы составляли для песчаной почвы 240 кг/га; супесчаной – 130; суглинистой – 80 кг/га. Потери азота (при внесении 1000 кг N) составляли для суглинистой почвы – 6 кг/га; супесчаной – 12; песчаной – 25 кг/га; для торфяно-болотной осушенной – 20. Потери K_2O составляли (при дозе 100 кг K_2O) для суглинистой почвы – 4 кг/га; супесчаной – 5; песчаной – 20; для торфяно-болотной осушенной – 10 кг/га. По данным Кулаковской Т.Н., потери CaO в результате выщелачивания составляют 0,5 кг на 1 кг NPK на дерново-подзолистых суглинистых почвах, 1,0 – на супесчаных; 1,5 кг – на песчаных. Потери MgO соответственно равны 0,15; 0,3 и 0,45 кг. Выщелачивание серы, в среднем, составляет 14 кг для суглинистых, 25 – для песчаных, 28 кг/га – для песчаных почв (Шкель М.П.).

Миграция элементов из почв зависит от дозы их внесения с удобрениями и мелиорантами, от степени насыщенности почв изучаемыми элементами. С увеличением степени насыщенности почвы исследуемым элементом его миграция возрастает. При высоких дозах внесения удобрений миграция нитратов значительно выше. С внесением одних удобрений и мелиорантов вымывание из почв других элементов, как правило, изменяется. Так, например, по данным Прокошева В.В., потери Ca на дерново-подзолистых почвах составляли 12 кг/га при дозе 600 кг NPK и 7,5 кг/га – при дозе 150 кг. Ежегодные потери фосфора с инфильтрацией кальция возрастают с применением физиологически кислых и органических удобрений. Так, без удобрений потери фосфора с инфильтрацией кальция возрастают с применением физиологически кислых и органических удобрений. Так, без удобрений потери P_2O_5 на песчаной почве составляли 9,6 кг/га, а при внесении NPK + навоз – 12,3 кг/га.

При внесении высоких доз удобрений величина вымывания элементов питания из почв может достигать очень значительных величин. Для Великобритании при удобрении луга азотом в дозах N_{250}, N_{500}, N_{900}, вымывание азота из почвы составило 4, 27 и 148 кг/га (Owen, Barrachough). В условиях ФРГ ежегодно терялось 250-300 кг/га CaO. При очень неблагоприятной погоде из песчаной почвы потери Ca достигали 636 кг/га, а из суглинистой – 874 кг/га. Магний менее подвижен, чем кальций. Его вымывание составляло, в среднем, 15-30 кг/га в год. Потери фосфора от вымывания обычно составляют около 1 кг/га в год, однако, на песчаных почвах при выщелачивании илистой фракции они могут достигать 10-15 кг-га в год. Потери хлора достигают 300 кг/га.

Миграция из лесных систем, как правило, ниже, чем из луговых. По влиянию на вымывание питательных элементов

сельскохозяйственные культуры располагаются в следующей последовательности: овощи > корнеплоды > зерновые > кормовые травы. Так, согласно Петербургскому А.В., потери фосфора с поверхностными и дренажными водами под лесом составляют 0,02-0,12 кг/га в год, с пастбищ – 0,1-0,9; с участков, занятых сельскохозяйственными культурами – 1,0-5,5 кг/га в год. Калия теряется соответственно 1,7-2,7; 4,9 и 11 кг/га в год.

В исследованиях американских авторов показано, что на парующей почве вымывается больше питательных элементов, чем из почвы под растениями: азота – 76 и 6 кг/га; серы – 52 и 42; калия – 72 и 62; магния – 65 и 41; кальция – 113 и 116 кг/га соответственно. Для ФРГ вымывание K_2O на гумусированной песчаной почве под зерновыми и пропашными до 53-58 кг/га, под садовыми культурами – 47 кг/га и под лугово-пастбищными угодьями – до 43 кг/га. По обобщенным данным, полученным США, соотношение выноса азота с инфильтрацией из почв под травами, зерновыми и паром составляет 1:6:30 (Минеев В.Г.). Увеличение доз удобрений, вносимых в почву, приводит к увеличению вымывания вносимых элементов, а, следовательно, и к увеличению их концентрации в грунтовых водах. Так, например, по данным Шконде и Благовещенской, при дозах азота 64 кг/га под зерновые потери азота составили 43 кг/га и концентрация азота в дренажной воде достигла 17 мг/л. При внесении же под овощи 270 кг азота его потери составили 82 кг/га, а концентрация азота в дренажной воде составила 51 мг/л, что в 2 с лишним раза выше ПДК.

Для разных почвенно-климатических зон величины миграционных потоков отличаются, что связано как с сорбционными свойствами отдельных типов почв, так и с водным режимом территорий. Для лесной зоны доля отчуждения элементов с урожаем велика и составляет – 50-55% для кальция, магния, серы и 65-70% - для азота, фосфора, калия. Распашка и внесение удобрений влекут за собой повышенный вынос с поверхностным и подземным стоком, особенно в отношении калия, кальция, магния, серы. Главная статья расхода для азота и фосфора – отчуждение с урожаем. Дефицит элементов на пашне гораздо острее, чем под лесом. Расход азота компенсируется только на 25%, калия – на 10 %. Для пашни лесостепной зоны также отмечается отрицательный баланс по всем исследуемым элементам, кроме серы; при этом относительно возрастают потери с поверхностным стоком и уменьшаются с подземным стоком. В степной зоне также отмечается для пашни отрицательный баланс по всем исследуемым элементам, кроме серы; при этом потери с подземным стоком исключаются.

Значительной особенностью миграционных потоков отличаются орошаемые и осушаемые почвы. Костенковым Н.М. установлены

потери элементов питания с почв рисового поля за счет миграции в размере – Fe -7, SiO_2 – 206, Mg – 14, K – 14, Na – 50 кг/га. Исследования Brown A. D.показали, что потери азота от вымывания на рисовых полях не превышали 10% от азота, внесенного с удобрениями. Общее содержание азота в грунтовых водах составляло 0,5-1,8 мг/л, в том числе $N\text{-}NO_3$ – 0,06-0,3; $N\text{-}NH_4$ – 0,2-0,9 мг/л; органического азота – 0,3-0,8 мг/л. После полива осушенной перегнойно-торфяно-глеевой почвы за пределы пахотного слоя мигрировало нитратного азота до 30 кг/га, фосфора - 2,3 и калия – 2,2 кг/га. Интенсивность миграции увеличивалась при увеличении нормы полива, а также при предполивной влажности почвы более 70% и менее 50% ПВ. В дренажной воде концентрация нитратного азота достигла 207 мг/л весной и 70 мг/л – летом, содержание калия не превышало 3 мг/л, а фосфора обнаружены только следы (Заурембеков А.А.).

При дренаже тяжелых глинистых почв Финляндии средняя концентрация N и NO_3-N в дренажных водах увеличилась с 0,7-3,6 мг/л до 2-20 мг/л, вынос азота за год на 150-2300 кг/км^2 или 52-41%; NO_3-N – на 170-2400 кг/км^2 или 160-840%; вынос фосфора составил 14-172 кг/км^2 (Paul C.L.). По обобщенным данным Панова Е.П., на осушаемых минеральных песчаных и супесчаных почвах вынос азота дренажным стоком колебался в пределах 8-103; фосфора – 0,6-1,2; калия – 2-14; кальция – 14-374; магния – 64-92 кг/га, а на суглинистых и глинистых соответственно – 1-19; 0,2-4,2; 0,5-12,5-270 и 3-172 кг/га; на торфяных почвах вынос этих элементов соответственно составляет 1-21; 0,1-1,2-8; 24-209 и 3-116 кг/га. При этом концентрации аммонийного азота и магния в дренажном стоке часто превышали предельно допустимые.

Миграция радионуклидов

Характер распределения радионуклидов в профиле почв зависит от типа растительности, режима увлажнения и свойств почв. Как установлено Санжаровой и Фесенко, миграция ^{137}Cs в почвах на суходольных лугах протекает существенно медленнее, чем на пойменных, низинных и болотных. Коэффициенты миграции ^{137}Cs в почвах уменьшаются в ряду: болотные луга > низинные луга > пойменные луга > суходольные луга. Средние параметры квазидиффузии и конвективного переноса ^{137}Cs на суходольных лугах в 4-5 раз ниже, чем на торфяниках и составляют 0,015-0,062 и 0,09-1,39 см^2/год соответственно для «медленной» и «быстрой» компонент. Основной вклад вносит «медленная» компонента миграции. Для суходольных лугов характерно варьирование параметров, в зависимости от механического состава почв – коэффициент

квазидиффузии для «быстрой» компоненты для почв тяжелого механического состава в 1,9-15,4 раза меньше, по сравнению с песчаными и супесчаными почвами.

Наиболее продолжительные периоды полуочищения почв от ^{137}Cs получены для суходольных лугов (T_{EC} – 55-143 года), а для болотных лугов значительно короче (T_{EC} – 1521 год). Этот показатель имеет четкую зависимость от механического состава почв и увеличивается в ряду: песчаные и супесчаные почвы > легкие и средние суглинки > тяжелые суглинки. Количественные параметры миграции ^{90}Sr, по сравнению с ^{137}Cs, были выше для всех типов лугов. Коэффициенты квазидиффузии для «быстрой» компоненты на суходольных лугах варьируют от 0,08 до 0,65 $см^2$ в год, а на болотных – от 0,49 до 0,69 $см^2$ в год. Процесс очищения корнеобитаемого слоя, оцененный на основании периодов полуочищения, протекает для ^{90}Sr, в среднем, в 2 раза быстрее, чем для ^{137}Cs. Периоды полуочищения корнеобитаемого слоя для ^{90}Sr варьируют от 30 до 96 лет суходольных лугов и от 13 до 18 лет – для низинных.

Описание миграции элементов в агроэкосистемах

Миграция веществ по профилю почв – есть функция их количества и состояния (сродства к сорбенту, через который движется вещество), продолжительности периода миграции, количества мигрирующей воды, водопроницаемости. Она прямо пропорциональна растворимости соединений, обратно пропорциональна скорости движения воды по профилю, емкости поглощения почв (по отношению к тем типам сорбции, которые контролируют сорбцию изучаемого иона), скорости перехода ионов из твердой фазы в раствор, прямо пропорциональна градиенту концентрации изучаемого иона и других сил миграции в верхней и нижней частях почвенного профиля. При поверхностной миграции количество мигрирующих продуктов дополнительно прямо пропорционально длине склона, углу наклона, коэффициенту стока, определяемому растительностью и степенью шероховатости почв. Эти параметры оцениваются по картам рельефа, геоморфологии, картам ландшафтов (рис. 8).

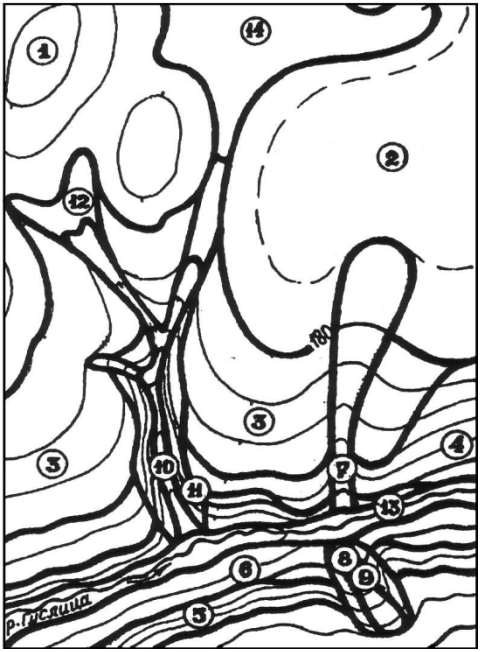


Рисунок 8 – *Карта форм и элементов рельефа (уменьшено с масштаба 1:10000)*

1. – выпуклые вершины холмлов и холмистые водораздельные поверхности 1-2^0; 2. – плоская водораздельная поверхность менее 1^0; 3. – пологие приводораздельные склоны 1-2^0; 4. – сильно пологие склоны 2-3^0; 5. – покатые склоны 3-5^0; 6. – выположенные нижние части склона 2-3^0; 7. – ложбины; 8. – днища лощин; 9.- склоны лощин; 10. – днища балок; 11. – склоны балок; 12. – привершинные водосборы балок; 13. – пойма; 14. – крупные межводораздельные депрессии

Как правило, миграция элементов происходит под влиянием нескольких движущих сил, которые характеризуются своими векторами и скалярными величинами. Например, под влиянием гравитационного поля, магнитного и электрических полей, разности концентраций и т.д. При этом вектора разных движущих сил могут быть направлены в разные стороны. Суммарный эффект их действия определяется сложением векторов с учетом скалярных величин, но не величин изучаемых полей, а эффектов действия этих полей на подвижность изучаемого иона в конкретной ситуации.

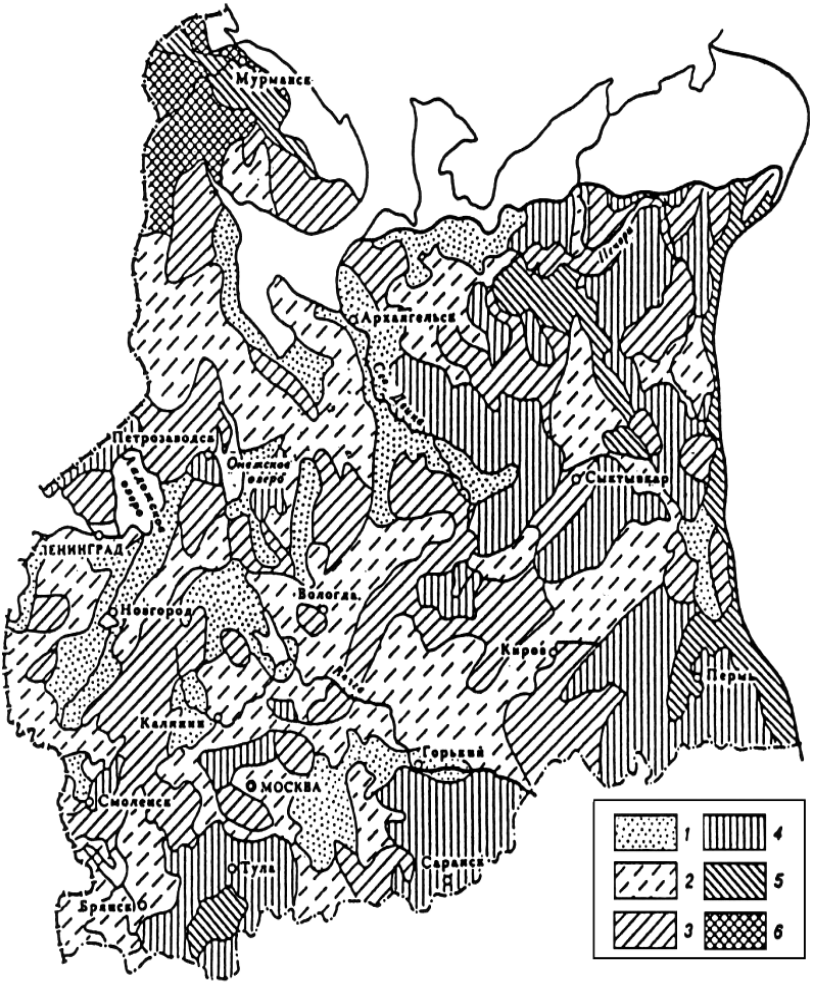


Рисунок 9 – *Районирование по топографическому фактору (Почвенно-экологические условия Нечерноземья, 1984)*

Районирование по топографическому фактору: 1 – LS < 0,20; 2 – 0,21-0,50; 3 – 0,51-1,0; 4 – 1,1-2,0; 5 – 2,1-3,0; 6 - > 3,0

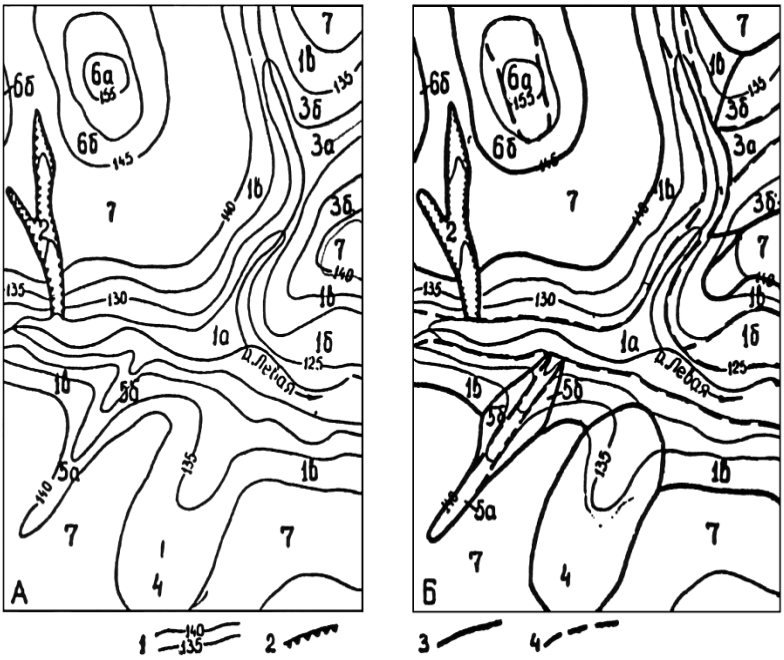


Рисунок 10 – *Изображение некоторых форм рельефа и их элементов на топографической карте*

А – фрагмент топографической карты;
Б – фрагмент карты с нанесенными границами форм рельефа и их элементов;
1 – горизонтали; 2 – обрывы; 3 – границы форм рельефа; 4 – границы элементов рельефа

Цифрами обозначены следующие формы рельефа и их элементы:
1- речная долина (1а – пойма; 1б – 1-ая надпойменная терраса; 1в – эрозионный склон речной долины); 2 – растущий овраг; 3 – балка (3а – дно балки; 3б – склоны балки); 4 – пологосклонная широкая ложбина;
5 – ложбина (5а – дно ложбины; 5б - склоны); 6 – холм (6а – уплощенная вершина холма; 6б – склоны холма); 7 – горизонтальная водораздельная равнина

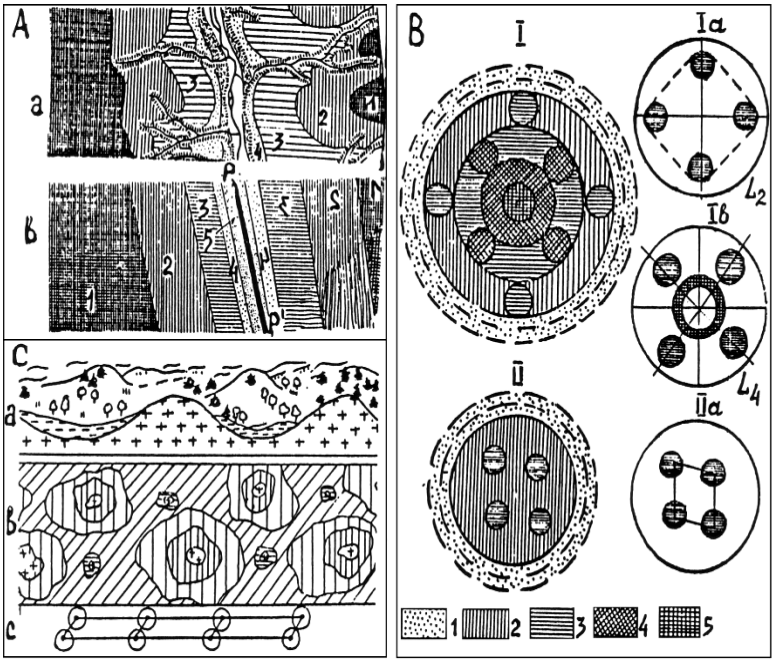


Рисунок 11 – *Системно-структурный подход в картографических построениях почвоведов (Лошакова Н.А.)*

(а) – по Сибирцеву Н.М. на почвенной карте Каменной степи;
А(б) – отражение структурирования каменных полос зеркальной асимметрией относительно плоскости симметрии (р-р);
В – схема построения низин в плане I дана формула симметрии 1а; 1в; Iiа;
С – по Глазовской М.А. сочетание ландшафтов с соответствующими почвами и рельефом по натурной зарисовке (а); представлено картографическими узлами (в); по Степанову И.Н. с показом симметрии плоской параллелограмматической решетки (с)
Обозначения:
А – изогумусовые полосы черноземов с содержанием гумуса в % - 1 – свыше 9; 2 – от 7,5 до 9; 3 – от 6 до 7,5; 4 – ниже 6; 5 – неразвитые почвы;
В – почвы 1 – типичные подзолистые; 2 – переходные болотистые; 3 – типичные болотистые; 4 – иловато-железистые; 5 - болотные

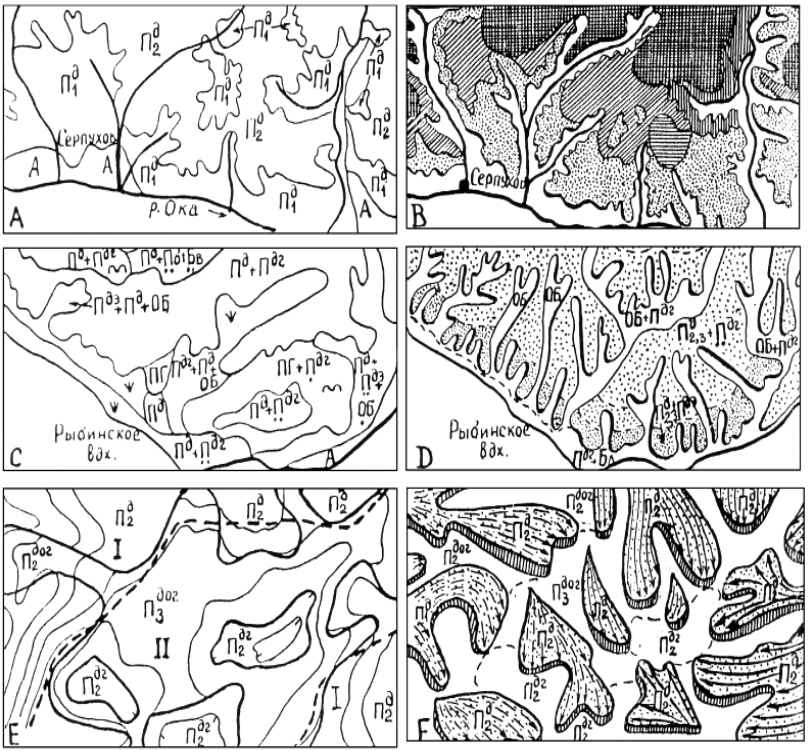


Рисунок 12 – *Отображение почвенного покрова и контурности карт (по Лошаковой Н.А.)*

Для средних и крупных масштабов
А,В – Московская область; С,Д – Ярославская область; Е – образец формирования структуры почвенного покрова на исходном детальном масштабе (1:10000) по традиции; F – контурность территории карты Е, построенная по методу пластики рельефа. Индексы почв общепринятые. На Д, F – почвы выпуклостей заштрихованы. Линии на Е – тонкие – горизонтали; сплошные жирные – границы ЭПА; штриховые – границы ЭПС.

Неправильная интерпретация направления потока грунтовых вод на базе системы из трех скважин

Поток грунтовых вод в районе питания и выхода грунтовых вод, показанный на схематическом плане (а) и на вертикальном поперечном сечении (б)

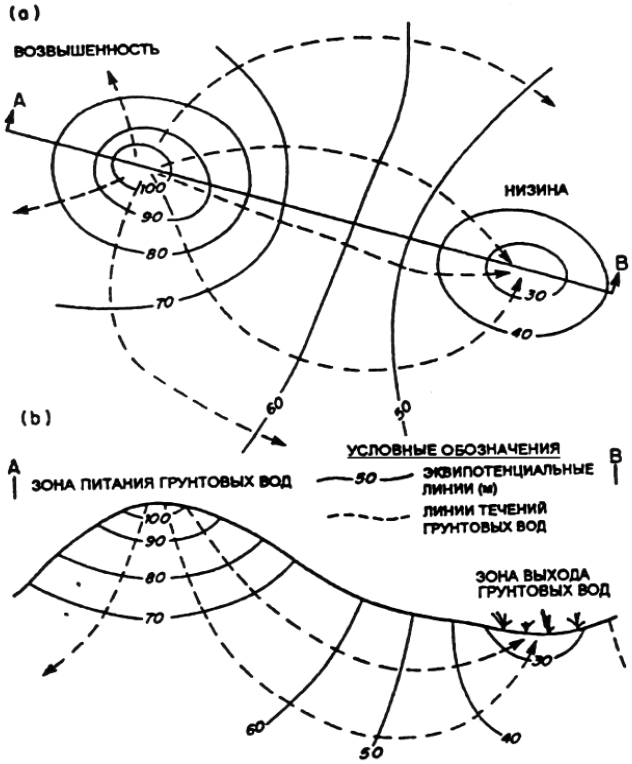


Рисунок 13 – *Интерпретация потока грунтовых вод (Рудольф Д.)*

Суммарный вынос биогенных веществ с водоохраной зоны определяется по формуле:

$$\sum Wпл = \sum_{i=1}^{n} RiSi$$

,

∑W – суммарный вынос биогенов с площади, кг/год; Ri – удельный вынос биогенов i-ой культуры, n – количество сельскохозяйственных культур на площади водоохраной зоны, Si – площадь, занятая i-ой культурой, га (Агроэкология, 2000). Изменение концентрации диффундирующего вещества во времени описывается вторым законом Фика: $dC/dt = D (d^2C/ dX^2)$, где D – коэффициент диффузии, $см^2/ сек^{-1}$, t – время, C – концентрация вещества, $(C_2 – C_1) / X$ – градиент концентрации. В разбавленных растворах, например, коэффициент диффузии Na^+ при 25^0 C равен $1{,}35 \cdot 10^{-5}$ $см^2/ сек^{-1}$; Ca^{2+} - $0{,}78 \cdot 10^{-5}$ $см^2/ сек^{-1}$. В почвах коэффициенты диффузии имеют порядок величин – 10^{-6} – 10^{-7} $см^2/ сек^{-1}$.

Для трудно растворимых соединений прогноз содержания их в грунтовых водах для соединений AmBn определяется выражением:

$$моль / лL = \sqrt[m+n]{\left[ПР / \left(m^m n^n f_A f_B\right)\right]\left(1 + CH^+ / K_A\right)\sum \beta}$$

,

где ПР – произведение растворимости соединения; m, n - валентности; f_A, f_B – коэффициенты активности ионов; CH^+ - концентрация ионов водорода в растворе; K_A – константа диссоциации соединения $HB \leftrightarrow H^+ + B^-$; ∑β – поправки на комплексообразование ионов A и B.

Более просто прогноз содержания ионов тяжелых металлов в грунтовых водах может быть проведен по диаграммам их растворимости. Воробьевой Л.А. и Рудаковой Т.А. показано, что уровень концентрации железа в природных водных растворах контролируется $Fe(OH)_3$, $Fe_3(OH)_8$. В основу прогноза заохривания дрен авторы предлагают положить уровни Eh и pH, при которых концентрация двухвалентного железа равна концентрации трехвалентного железа, соответствующей растворимости $Fe(OH)_3$. Тогда значения Eh и pH, при которых концентрация двухвалентного железа превышает концентрацию трехвалентного, соответствующую растворимости $Fe(OH)_3$, будут свидетельствовать о возможном заохривании дренажной сети. В противном случае, т.е. в условиях, когда концентрация Fe (II) ниже концентрации Fe (III), при которой образуется $Fe(OH)_3$, заохривание не будет реализовываться.

Протекающие в почве процессы значительно сложнее. В литературе при оценке влияния тяжелых металлов на почву и биоту учитывают их содержание (рис. 14).

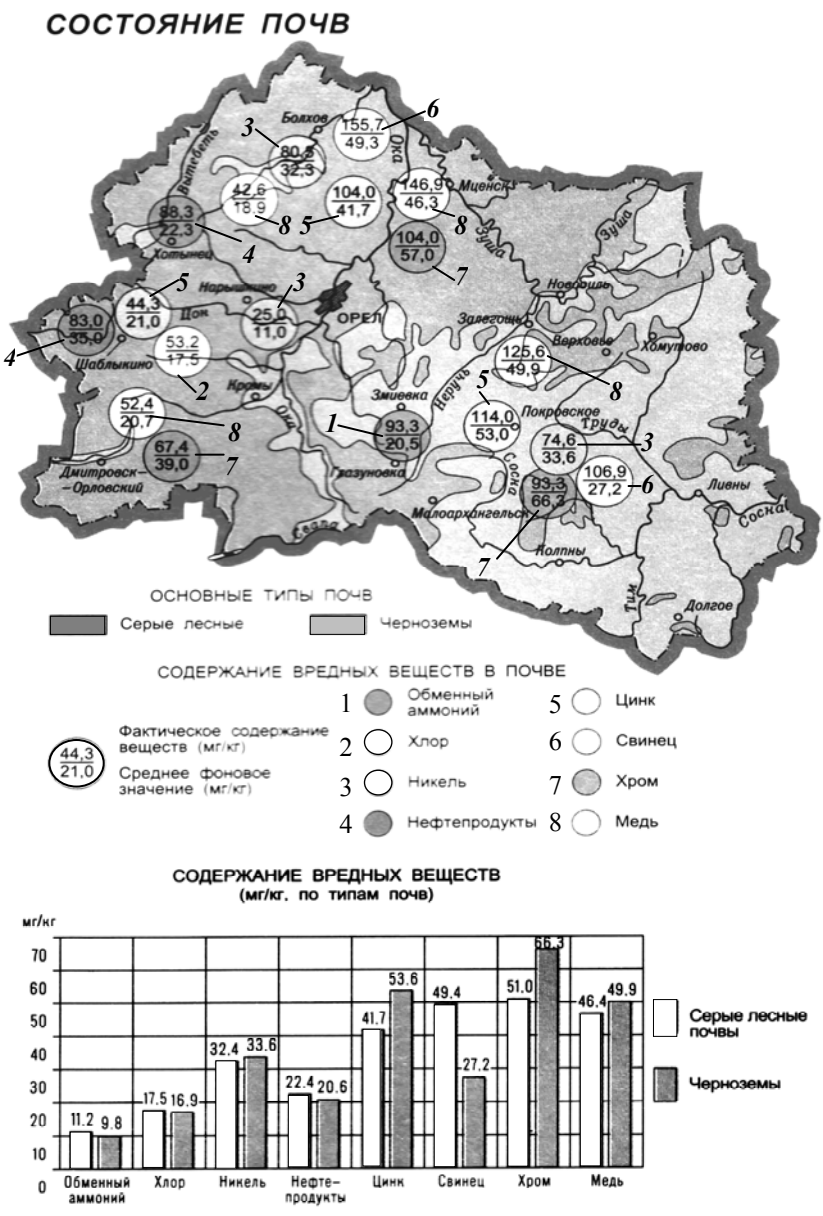


Рисунок 14 – *Состояние почв*

В то же время процессы взаимодействия тяжелых металлов с почвой и биотой зависят также от знака заряда их соединений и констант устойчивости образующихся комплексных соединений. Так, для дерново-подзолистых почв Сибири отмечается преимущественная миграция железа и алюминия в виде органоминеральных комплексов (50-100%), при подчиненном значении ионных и коллоидных форм (Шоба В.Н.). При этом зависимость растворимости тяжелых металлов от Eh и pH среды для ионных, коллоидных и комплексных форм существенно отличаются. Так, например, с подкислением среды растворимость ионных форм железа растет, а по данным Barton Larry, в воде водохранилищ содержание коллоидного железа увеличивалось с возрастанием pH, составляя при pH = 7,3-7,8 – 6,3%; pH = 8,4 - 10,1%; при pH = 9 – 67,2% от общего.

В ряде случаев перспективно вычисление эмпирических зависимостей миграции элементов от уровня увлажнения почв нормы полива. Так, например, Заурембековым А.А. предложены следующие уравнения регрессии зависимости потерь нитратного азота из осушенной перегнойно-торфяной почвы: У = 0,03 М – 2,89, где У – потери азота (кг/га), М – норма полива ($м^3$/ га), при влажности почвы 50-60% ПВ; У = 0,01 М – 1,42 – при влажности почвы 60-70% ПВ; У = 0,02 М – 0,54 – при влажности почвы больше 70% ПВ (для норм полива 50-700 $м^3$/ га).

Миграция соединений в значительной степени зависит и от температуры почв. Так, например, по данным Донских И.Н., в годы с сухим и жарким летом концентрация катионов в грунтовых водах убывала в ряду: $Ca^{2+} < Mg^{2+} < NH_4^+ > K^+$; в годы с прохладным и влажным летом: $Ca^{2+} < NH_4^+ > Mg^{2+} > K^+$. В составе анионов преобладали HCO_3^-, затем ионы SO_4^{2-}, Cl^-. Содержание углерода достигло 50-200 мг/л. По данным Grieve I., ежегодные потери железа из заболоченных почв составляли около 2 кг/га и были сравнимы с содержанием свободных ионов железа в почвах. Зависимость между содержанием растворимого железа, водосбором (Q) средней температурой воздуха (T) имела следующий вид: Fe = 0,329 + 0,159 lg Q + 0,0076 T. Содержание железа в водах было тесно связано с содержанием водорастворимого органического вещества.

Следствием использования атомной энергии является рассеяние искусственных радионуклидов в биосфере, в том числе в сфере агропромышленного производства, и ускорения темпов передвижения естественных радионуклидов с последующим включением их в цепи миграции в системе радиоактивные выпадения – почва – сельскохозяйственные растения – сельскохозяйственные животные (Алексахин Р.М., 1994).

В настоящее время радиационная обстановка в России определяется:

− глобальным радиационным фоном, обусловленным проводившимися ранее ядерными испытаниями;

− наличием территорий, загрязненных в результате аварий, произошедших в 1957 г. на ПО «Маяк» и в 1986 г. на Чернобыльской АЭС;

− эксплуатацией предприятий ядерного топливного цикла, судовых ядерно-энергетических установок, региональных хранилищ радиоактивных отходов (Вершинин В.В., 1998).

Авария на Чернобыльской АЭС является самой крупной в истории мировой ядерной энергетики. Суммарный выброс продуктов деления составил около 50 MKu ($1{,}85 \cdot 10^{18}$ Бк). Опасность выброса связана с присутствием в смеси радионуклидов долгоживущих компонентов, главным образом Cs-137, отчасти Sr-90 и Pu-239 (T 1/2 = $2{,}44 \cdot 10^4$ лет α-излучитель) (Комзин Б., 1996). Стронций-90 относится к числу самых биологически подвижных по степени радиационной опасности, T 1/2 = 28,1 года, β-излучитель с максимальной энергией 0,544 МэВ. Закрепление и распределение Sr-90 в компонентах почв в основном определяется закономерностями поведения изотопного носителя – Sr, а также химического аналога – стабильного Ca, содержание которого в земной коре составляет 2,96%. Степень окисления Sr в любых природных средах +2. Свойства почвы по убывающей значимости независимого влияния на коэффициент распределения (Кр) Sr-90 располагается в ряд: влажность > содержание обменных Ca и Mg > емкость обмена > содержание органического вещества > pH (Прохоров В.М.,1991). Основной механизм поглощения Sr-90 твердой фазой почв – ионный обмен. Снижение доли ионообменно связанных форм Sr-90 в почвах с течением времени происходит достаточно медленно; глинистыми почвами может быть сорбированно до 99% Sr-90 .

Цезий-137 относится к числу биологически подвижных в сельскохозяйственных цепочках. Cs-137 – один из самых дозообразующих радионуклидов. По степени радиационной опасности относится к среднетоксичным среди продуктов деления. Изотопы Cs при любом пути поступления в организм хорошо резорбируются, всасыванием в ЖКТ животных и человека составляет 100%. T 1/2 = 30,17 года, он β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 1,76 МэВ. Большая подвижность Cs-137 определяется тем, что это радиоизотопы щелочного элемента, химического аналога биогенно важного элемента K, который является в природных системах химическим носителем Cs-134 и Cs-137. Степень окисления в любых компонентах природной среды +1. Способен наряду с ионообменным связыванием к необменной сорбции (фиксации) твердой фазой почв. Причиной фиксации – взаимодействие ионов Cs^+ с кристаллической решеткой некоторых глинистых минералов (Путимцев А.Ф., 1995). Основной фракцией, ответственной за сорбцию Cs-137 в почве, является ил. На почвах всех типов больше кислоторастворимого (необменного) стронция. Содержание различных форм Cs-137 в серой лесной

среднесуглинистой почве составляет (в %): обменная – 9,3; необменная – 5,8; фиксированная – 84,9 (Санжаров Н.И. и др., 1998).

В результате аварийного выброса на Чернобыльской АЭС около 2 миллионов га сельскохозяйственных угодий подверглись радиоактивному загрязнению (Державин Л.М., 1998; Израэль Ю.А., 1989).

В связи с этим проблема производства экологически чистой продукции растениеводства становится актуальной и требует поиска путей ее решения.

Значительные успехи достигнуты в математическом описании миграции из почв радионуклидов. Подвижность радионуклидов в почвах принято оценивать с помощью коэффициента распределения ($К_Р$), равного отношению равновесной концентрации радионуклидов в твердой фазе почвы и в почвенном растворе. Для ^{90}Sr, ^{95}Zr, ^{131}I, ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{239}Pu коэффициент распределения равен соответственно 26-449; 164; 0,55; 1100-11400; 1100 и 1040-42850 $см^3$/г. Для разных типов почв эти величины, естественно, отличаются (Алексахин Р.М.).

Интенсивность накопления радионуклидов в растениях принято оценивать с помощью коэффициента накопления ($К_Н$). Эта величина равна отношению концентрации радионуклида в растении и в почве. Согласно Алексахину Р.М., по накоплению растениями химические элементы разделяют на 5 групп: с сильным накоплением КН больше 10; слабым накоплением – 1-10; отсутствием аккумуляции $К_Н$ – 0,1-1,0; со слабой дискриминацией при переходе из почвы (0,01-0,1) и сильной дискриминацией (<0,01). Из техногенных радионуклидов растения интенсивно усваивают из почвы ^{90}Sr, значительно слабее ^{137}Cs. Аккумуляция из почвы ^{95}Zr, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{141}Ce, ^{144}Ce очень незначительна. Крайне плохо растения накапливают из почвы ^{239}Pu, ^{241}Am, радионуклиды урана. Если аккумуляцию растениями радионуклидов из почвы определяют в расчете на золу растений, то соответствующее отношение называют коэффициентом биологического поглощения ($КБ_Н$). Часто используют на практике коэффициент перехода ($К_П$), равный отношению концентрации радионуклидов в растениях к плотности загрязнения почвы, который обычно выражают в БК/кг и БК/$м^2$.

Чем выше в почве содержание гумуса, обменных катионов, илистой и глинистой фракций, тем слабее поглощаются растениями большинство радионуклидов. Максимальные значения коэффициентов перехода ($К_П$) радионуклидов из почв в растения характерны для торфяных почв (по ^{137}Cs от 0,2 до 4,5 Бк/кг)и песчаных дерново-подзолистых почв (по ^{137}Cs от 0,1 до 20 Бк/кг). Значительно меньшие величины $К_П$ характерны для черноземов (от 0,03 до 1,0) и серых лесных почв (от 0,03 до 9). Снижение концентрации радионуклидов в растениях, после прекращения выпадений, оценивается периодом полуочищения, т.е. временем, в течение которого из надземной фитомассы удаляется 50% радионуклидов. Он чаще колеблется от 7 до 17 суток и зависит от свойств радионуклидов, сорбционных свойств почв и экологических особенностей растений.

VIII КОНСТРУИРОВАНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ ДЛЯ УЛАВЛИВАНИЯ ТОКСИКАНТОВ

Ведение сельскохозяйственного производства связано со значительными локальными нарушениями экологической ситуации. Это обусловлено как изменением степени открытости системы почва-растение (распашка, отчуждение с поля растениеводческой продукции, внесение в почву удобрений, мелиорантов, ядохимикатов), так и с поступлением в систему чуждых для нее химических компонентов (сточных вод, тяжелых металлов и т.д.). Токсичные продукты мигрируют за пределы пахотных полей в сопредельные участки территории, в грунтовые воды, в воздух. Задача состоит в удержании их на локальной территории, в перехвате потоков токсикантов на создаваемых геохимических барьерах. Значимость этой проблемы в значительной степени обусловлена не только высокими концентрациями отдельных токсикантов в водах, мигрирующих с полей, но, в большей степени, длительностью воздействия на экосистему мигрирующих продуктов и огромными площадями пахотных земель, а следовательно, и значимым вкладом сельскохозяйственного производства в общее загрязнение Земли.

1. Влияние агротехногенеза на геохимию ландшафтов

Трансформация ландшафтов в процессе сельскохозяйственной деятельности человека, усиленная влиянием промышленности и городов, оказывает существенное воздействие на сложившиеся природные потоки вещества и энергии. Наряду с позитивными изменениями, которых добивается земледелец, все сильнее проявляются негативные последствия техногенеза. Нередко они превосходят экологически допустимые пределы и способность экосистемы к саморегулированию, что ведет к их разрушению. В основном, влияние агротехногенеза на геохимию ландшафтов проявляется в следующем: 1) ускоренное окисление гумуса и увеличение потоков углекислого газа в атмосферу (концентрация $C0_2$ в атмосфере достигла 330-340 ppm, что на 10-12% превышает содержание углекислого газа в воздухе доиндустриальной эпохи); 2) усиление парникового эффекта; 3) усиление углекислотного выветривания минералов; 4) засоление рекаридных регионов при повышении концентрации солей от 0,3 до 1,2 г/л; 5) отчуждение биогенных элементов с урожаем; 6) подкисление среды, увеличение подвижности Fe, Al, Mn, Cd, Pb; 7) автрофикация водоемов, в связи с поступлением туда азота, фосфора и интенсивного развития водорослей; их разложение после отмирания с образованием сероводорода, метана, ацетилена; 8) внесение с удобрениями и мелиорантами фтора, стронция, мышьяка, свинца, никеля, кадмия; 9)

применение токсикантов, содержащихся в средствах защиты растений; 10) интенсивная денудация, в 30-40 раз превышающая среднюю за весь период биогенного развития Земли. Для пахотных территорий, по сравнению с естественными ассоциациями, характерно существенное изменение потоков вещества и энергии, микроклимата, рельефа, биоразнообразия, трофических цепей и взаимосвязей, как в почве, так и в системе почва-растение, в фитоценозе, в биогеоценозе.

Для расчета и конструирования геохимических барьеров с целью задержания и нейтрализации токсичных продуктов, мигрирующих из агросистем, необходимо знание вида мигрирующих продуктов, состояния их соединений, их концентраций в мигрирующих растворах. Возможное содержание металлов в грунтовых водах приведено в таблице 11.

Минеральные удобрения, известь и гипс содержат примеси, среди которых наибольшую опасность представляют кадмий, стронций и фтор. В то же время, состав минеральных удобрений и мелиорантов подвержен значительным колебаниям, в зависимости от месторождения и условий переработки и производства. При загрязнении территорий концентрации в водах токсичных продуктов могут достигать весьма значительных величин.

Таблица 11 – Содержание металлов в грунтовых и поверхностных водах, г/л (Рэуце К.)

Элемент	Незагрязненный участок	Загрязненный участок
Ni	10^{-6}-10^{-5}	10^{-5}-10^{-3}
Co	10^{-7}-10^{-5}	10^{-5}-10^{-3}
Zn	10^{-7}-10^{-5}	10^{-5}-10^{-3}
Си	10^{-6}-10^{-5}	10^{-5}-10^{-3}
Mo	10^{-7}-10^{-6}	10^{-4}
U	10^{-8}-10^{-5}	10^{-5}-10^{-3}
РЬ	10^{-7}-10^{-6}	10^{-5}-10^{-3}

Так, максимальное содержание нитратов в колодцах в районах интенсивного овощеводства достигает 300-1000 мг/л (при ПДК 22 мг/л). При этом потери азота на легких почвах составляют 2-10%; из органических удобрений вымывается до 30% азота (около 20 кг/га). Азот, в отличие от других элементов в значительной степени мигрирует не только в грунтовые воды, но и в воздушную среду. По данным ВИУА, в Нечерноземной зоне 30-60% азота из внесенного удобрения используется растениями, 15-30% — аккумулируется в почве, 10-30% — теряется в результате улетучивания газообразных соединений и 1-5% — вымывается с лизиметрическими водами. Потери калия составляют на легких почвах 20-70 кг/га, на суглинках — 10-20 кг/га, на глинах — до 10 кг/га. Потери фосфора составляют 1

кг/га и лишь на легких и торфяных почвах — 3-5 кг/га (Синягин И.И., Минеев В.Г.). На долю стоков с сельскохозяйственных территорий приходится около 6% всех фосфатов, загрязняющих водоемы.

Очевидно, что миграция из почв в грунтовые воды неорганических токсикантов зависит от их количества в почве, прочности их связи с твердой фазой, pH, Eh, количества мигрирующей воды и т.д., количества и качества применяемых удобрений. Значительное загрязнение территории возникает в связи с применением на полях осадка сточных вод. Илы сточных вод считаются загрязнителями и не используются, в качестве удобрений, если содержат в сухом веществе цинка более 10 г/га (норма 1-3 г); меди более 3 г/га (норма 0,5-1,5 г); магния — 2 г (норма 0,2-0,5 г); свинца — 1 г (норма 0,1-0,3 г); хрома — 1 г (норма 50-200 мг); никеля — 500 мг (норма 25-100 мг); кобальта — 50 мг (норма 8-20 мг); кадмия — 25 мг (норма 5-15 мг); ртути — 25 мг (норма 4-8 мг) (Anonim). Однако, в разных странах градации свои. Очевидно, они должны определяться свойствами почв и фракционным составом соединений тяжелых металлов в ил ах. При этом указанный состав практически невозможно прогнозировать, хотя в литературе и имеется значительное количество сведений о конкретных сточных водах и отходах производства.

Органические удобрения, в отличие от общепринятых представлений, имеют в отношении загрязнения не меньшую опасность, чем минеральные удобрения. Наряду с тяжелыми металлами, органические удобрения содержат в себе токсиканты органического происхождения, состав которых часто неизвестен. Тяжелые металлы в органических удобрениях, в значительной степени, связаны в водорастворимые комплексные соединения, которые обладают высокой миграционной способностью и значительно труднее осаждаются из раствора, чем ионные формы тяжелых металлов.

Миграция углерода из почв в грунтовые воды зависит от вида растительного опада, состава почв и гидротермических условий территории. Так, например, по данным Кауричева И.С. и Ганжары Н.Ф., под ельником на дерново-подзолистых почвах в лизиметрических водах мигрировало от 37 до 76 мг/л углерода. Содержание низкомолекулярных кислот составляло от 2 до 11 мг/л. Сорбция водорастворимых органических веществ почвой была больше у иллювиальных горизонтов и достигала 6-13 мг углерода на 1 г почвы (Платонов И.Г.).

Для расчета геохимических барьеров необходимо знать как концентрацию мигрирующих продуктов, что определяет возможность использования отдельных сорбентов, так и количество мигрирующих продуктов, что определяет емкость или количество применяемых сорбентов.

Емкость геохимических барьеров зависит как от количества поступающих в них токсикантов, так и от требований к очистке воды на выходе из геохимического барьера. ПДК металлов в водоемах са-

нитарно-бытового использования в мг/л, по Жирнову Б.Ф., составляет следующий порядок величин: Ba^{2+} — 4,0; Be — 0,0002; V^{5+} —0,1; Fe^{3+} — 0,5; Cd^{2+} — 1,0; Cu^{2+} — 1,0; Mo^{e+} — 0,5; As^{3}- — 0,05; Ni — 0,1; Pb — 0,03; Se^{e+} — 0,0001; Cr^{6+} — 0,1; Cr^{3+} — 0,5; Zn^{2+} — 1,0.

2. Геохимические барьеры

Участки зоны гипергенеза, в которых на коротком расстоянии происходит резкое уменьшение интенсивности миграции, приводящее к концентрации химических элементов, названы Перельма-ном А.И. геохимическими барьерами. Выделяют макро-, мезо— и микробарьеры соответственно с шириной от сотен и тысяч метров до десятков — сотен метров и до сантиметров. Различают барьеры природные и техногенные. Выделяются три типа барьеров: биогеохимические, физико-химические и механические.

В природных условиях выпадение и концентрация тех или иных веществ является следствием одновременного действия нескольких геохимических барьеров, накладывающихся друг на друга. Так, например, термодинамический барьер в местах выхода углекислых вод может совмещаться с кислородным, что приводит к выпадению не только $CaC0_3$, но и железа, в виде гидроксидов. В гумусовом горизонте совмещается биологический и адсорбционный барьеры. В качестве другого яркого примера совмещенного действия геохимических барьеров является аккумуляция различных веществ в болотных почвах притеррасной поймы (совмещение окислительного, биогеохимического, испарительного барьеров). Такие комплексные барьеры называются по совокупности совмещающихся барьеров — бисорбци-онный, кислородно-термодинамический и т.п.

Геохимические барьеры сменяют друг друга в пространстве, что обусловливает сложную, многообразную картину распределения ландшафтно-геохимических полей со свойственными им геохимическими ассоциациями элементов. Понимание этих связей необходимо для прогнозирования техногенного геохимического воздействия на ландшафты и его регулирования. Для этого создаются карты миграции загрязнителей, карты районирования территорий по тенденции их аккумуляции и возможной интенсивности деструкции. (Кирюшин В.И.).

Новые потоки вещества и энергии в агроландшафтах изменяют и геохимические барьеры, так как при сельскохозяйственном использовании земель происходит изменение аэрации, гумусированности, pH среды, микробиологической активности и т.д. Учет элементарных геохимических ландшафтов и барьеров служит объективной основой для формирования системы агроэкологи-ческих ограничений техногенеза. В частности, степени свободы применения минеральных удобрений и защиты растений значительно уменьшаются от элювиальных ландшафтов к супераквальным. Если в элювиальных ландшафтах возможны высокоинтенсивные технологии

с использованием удобрений при соблюдении норм и правил безопасности, то в супераквальных и транс-супераквальных ландшафтах практически должно быть исключено применение ядохимикатов и резко ограничено использование минеральных удобрений.

Геохимические барьеры изменяются, как в процессе сельскохозяйственного использования земель, так и при естественном развитии почвообразовательных процессов. При сельскохозяйственном использовании земель происходит окисление почв и исчезает восстановительный и сероводородный барьеры. Кислые почвы нейтрализуются, а щелочные подкисляются, что приводит к исчезновению кислых и щелочных барьеров. Окультуривание почв направлено на увеличение гумусированности и емкости поглощения почв, что сопровождается увеличением емкости адсорбционного барьера и биохимических барьеров. Увеличение степени аэрации почв приводит к увеличению емкости окислительных барьеров и к более яркому проявлению испарительного барьера. В то же время при неправильном орошении в пониженных элементах рельефа более сильно начинает проявляться восстановительный барьер. Накопление в пониженных элементах рельефа отдельных катионов и анионов органических соединений приводит к развитию там адсорбционных барьеров. Как правило, сельскохозяйственное использование приводит к изменению существующих термодинамических и механических барьеров.

Почвообразовательные процессы, изменяя свойства почв и ландшафтов, также приводят к изменению геохимических барьеров. Гумусообразование увеличивает емкость адсорбционных барьеров и чаще снижает емкость кислотного и щелочного барьеров. Оглеение увеличивает емкость глеевого и, при наличии в почвах в значительном количестве серы, сероводородного барьера. Торфонакопление увеличивает емкость адсорбционного барьера. Оподзоливание, лессиваж, осолодение способствуют дифференциации почвенного профиля и возникновению вместо однородной почвы пакета геохимических барьеров.

Согласно теоретическим разработкам Мотузовой Г.В., буферность почв обусловлена иерархической организацией системы, гетерогенностью, полифункциональностью ее соединений и разнообразием реакций, в которых они участвуют. По мнению автора, усложнение системы соединений химических элементов в почвах, которое ведет к расширению перечня системообразующих процессов, обеспечивает усиление ее буферных свойств. С этих точек зрения, к увеличению буферности почв ведет дифференциация почвенного профиля, образование в нем различных геохимических барьеров, образование органоминеральных и органо-глинистых соединений, усложнение фракционного состава соединений ионов в почве. Таким образом, усиление или ослабление определенных геохимических барьеров возможно как за счет сельскохозяйственного использования

почв, так и при регулировании скорости и направленности почвообразовательных процессов.

С практической точки зрения, важным является создание геохимических барьеров на определенной глубине почвенного профиля, в конусах выноса, в оврагах и балках, в притеррасной части поймы, пакета колец геохимических барьеров вокруг локальных очагов загрязнения (как в пространстве, так и в глубину почвенного профиля).

3. Экологическая емкость агроландшафта

Для того, чтобы обеспечить экологическую устойчивость агроландшафта, необходимо задать такие параметры производства, при которых технологические нагрузки находились бы в пределах экологической емкости агроландшафта.

Под *экологической емкостью агроландшафта* понимается величина антропогенной нагрузки, которую способен воспринять агроландшафт, сохраняя экологическую и производительную устойчивость:. Высказываются предложения разделить земли на разряды по этому критерию, чтобы поставить технологические решения в определенные рамки по уровню интенсивности, объемам и номенклатуре технических средств, агрохимикатов и пр.

Эта проблема давно назрела, имеются определенные научные предпосылки для ее решения, хотя бы в первом приближении. Однако ее разработка не организована, как и проблемы экологического нормирования в целом. Поскольку отсутствует общая методология экологического нормирования, соответствующие экологические нормы не образуют единой системы.

"Экологическая емкость агроландшафта — понятие неоднозначное, оно не может быть охарактеризовано одним показателем, поскольку различные виды антропогенной нагрузки (физической, химической, гидрогеохимической и др.) воспринимаются разными элементами системы посредством различных механизмов. Например, способность почв воспринимать возрастающие дозы удобрений, связанное с ними повышение концентрации почвенного раствора и его подкисление обусловлены буферностью почвы, ее поглотительными свойствами, а способность той же почвы выдерживать пестицидную нагрузку зависит от наличия микрофлоры, способной их разрушить, и энергетического материала для ее функционирования. Более того, одни и те же почвы противоположным образом могут реагировать на разные нагрузки. Например, песчаные и супесчаные почвы, обладая" минимальной экологической емкостью по отношению к химическим нагрузкам (минеральным удобрениям, пестицидам), в то же время способны воспринимать максимальную гидрогеохимическую нагрузку, т. е. орошение водами повышенной минерализации, с повышенным содержанием соды.

Таблица 12 – Основные условия, определяющие экологическую емкость агроландшафта

Тип геохимических ландшафтов	Геохимический барьер	Тип водного режима	ЕКОна 100 г почвы, м-экв.	Содержание органического вещества, %		Гранулометрический состав	Биологическая активность: выделение CO_2 мг/10 г в сутки	Крутизна склонов транзитных ландшафтов
				гумуса	с лабильного			
Элювиальные Элювмально-аккумулятивные Транэлювиальные Трансэлювиально-аккумулятивные Супераквальные Транссупераквальные	Окислительный Восстановительный Карбонатный Сульфатный Щелочный Кмслый Адсорбционный Испарительный Термодинимический	Мерзлотный Водозастойный Периодически водозастойный Промывной Периодически промывной Промывной Сезонно-сухой Непромывной Аридный Выпотной Десуктивно-выпотной Паводковый Амфибиальный Ирригационный Осушительный	<10 11-20 21-30 31-40 >40	<1 1-2 2-3 3-4 4-6 6-8 8-10 >10	<0.1 0.1-0.2 0.2-0.4 0.4-0.6 >0.6	Пески Супеси Суглинки: легкие средние тяжелые Глины: легкие средние тяжелые	<5 5-10 10-15 15-20 20-25 >25	1-2 2-3 3-5 5-7 7-10 >10

Характеристика экологической емкости агроландшафта и нормирование техногенно-химических нагрузок должны завершать агроэкологическую оценку земель. В табл. 12 показаны основные условия, определяющие экологическую емкость агроладшафтов.

В качестве базового критерия рассматривается положение земельного участка в ландшафте с точки зрения энергомассопереноса, т. е. типы геохимических ландшафтов по Полынову — Глазовской. Наибольшей степенью свободы в использовании агрохимических средств характеризуются *элювиальные ландшафты,* наименьшей — *аккумулятивные.* Транзитные ландшафты имеют ограничения по применению удобрений и пестицидов в связи с повышенным поверхностным стоком. Степень ограничений зависит от крутизны склонов и экспозиции. На южных склонах она возрастает в связи с более низкой урожайностью из-за дефицита влаги и большим риском потерь агрохимикатов со стоком.

Процессы энергомассопереноса в различных геохимических ландшафтах соотносятся с типами водного режима. При промывном водном режиме создаются наиболее благоприятные условия для очищения почв от загрязнителей и наиболее велики потери полезных веществ из-за выщелачивания. При непромывном, водозастойном, выпотном, мерзлотном режимах продукты техногенеза за пределы почвенного профиля выносятся очень ограниченно.

В транзитных ландшафтах по мере увеличения крутизны склонов ограничиваются уплотняющие нагрузки, сокращается набор культур, исключается чистый пар, усиливается роль многолетних трав, ограничивается применение отвальной вспашки, усложняется организация территории, вводятся противо-эрозионные мероприятия или ограничивается использование в пашне.

Судьба мигрирующих продуктов техногенеза зависит от различного рода геохимических барьеров, особенно физико-химических. Например, наличие карбонатного, щелочного, сульфатного барьеров существенно повышает экологическую емкость агроландшафтов по отношению к катионам металлов и радионуклидов.

Особо важную роль в обеспечении устойчивости агроландшафтов и их экологической емкости играет емкость катионного обмена почв. Этот показатель интегрирует влияние гумуса, гранулометрического и минералогического состава. По величине ЕКО можно судить об экологической емкости по отношению к химическим нагрузкам. Это относится прежде всего к способности удерживать от вымывания элементы минеральных удобрений, поглощать из почвенных растворов тяжелые металлы, сдерживая их поступление в растения, обеспечивать буферность по отношению к кислотным и щелочным воздействиям. Представленные в табл. 12 градации ЕКО

соответствуют пяти группам почв, существенно различающимся по устойчивости к химическим воздействиям.

Особое значение имеет способность почвы разлагать пестициды. Она зависит от биогенности почвы, т. е. наличия микроорганизмов — деструкторов и от запасов органического вещества, необходимого для их жизнедеятельности. Соответственно косвенными свидетельствами способности почвы выдерживать пестицидную нагрузку выступают содержание гумуса, особенно его лабильной части (детрита), и биологическая активность почвы, самым общим выражением которой является дыхание почвы. Эти же показатели, особенно содержание ЛОВ на фоне определенного содержания гумуса, создающее предпосылки для поддержания водопрочной структуры, могут характеризовать экологическую емкость агроландшафта по отношению к физической нагрузке (использованию различных движителей машин, частоте и характеру почвообработки и т. д.) и в определенной мере — к разрушающему воздействию водной эрозии и дефляции.

Весьма информативным показателем является гранулометрический состав, влияние которого на экологическую емкость существенно изменяется в зависимости от гидротермического режима. Так, в северотаежной подзоне весьма ограничено использование тяжелых почв, в степной и сухостепной зонах малоэффективно использование легких почв.

С учетом сказанного применительно к каждой кризисной ситуации должны разрабатываться параметры агроэкологической нагрузки, которую выдерживают различные категории агроландшафтов, сохраняя экjлогическую и агрономическую устойчивость, а также нормативы допустимых экологических нагрузок для различных технологических операций и технологий в целом. При этом их кумулятивный эффект во времени не должен приближаться к экологической емкости агроландшафта. Например, уплотняющее влияние агротехнологий на почву лимитируется с учетом ограничений удельного давления движителей по технологическим операциям за весь цикл работ с учетом природных процессов разуплотнения. Другой пример: поступление токсикантов в агроландшафт лимитируется пооперационными и итоговыми нормативами с учетом накопления, миграции и трансформации за весь технологический цикл с учетом предшествовавшего накопления, а также поступления за счет внешних факторов (промышленные выбросы и пр.).

4. Экспертная оценка очищающей способности почв

Способность почв к удержанию вредных веществ возрастает с увеличением содержания гумуса, глины, окислов железа и алюминия,

карбонатов, минералов с высокой емкостью обмена, а также мощности почв. Для органических веществ имеет большое значение устойчивость их к микробиологическому разложению и биологическая активность почв. Относительная опасность загрязнения почв и грунтовых вод зависит от типа водного режима, pH и Eh среды. В связи с тем, что теория расчетов геохимических барьеров в достаточной степени сложна и несовершенна, на практике для оценки очищающей способности почв используют экспертные оценки, основанные на качественных зависимостях. В таблице 101 приведена схема оценки относительной опасности загрязнения почв биохимически активными элементами, в зависимости от гранулометрического состава почв и типа водного режима. Величина предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах в значительной степени зависит от емкости поглощения почв. С увеличением емкости поглощения почв допустимый уровень загрязнения выше.

Таблица 13 – Относительная опасность загрязнения субаэральных почв подвижными биохимически активными элементами (по Глазовской М.А.)

Коэффициенты увлажнения и преобладающий водный режим	Гранулометрический состав			
	пески и супеси	суглинки	глины	различный состав с наличием мерзлоты
>2 резко промывной	+*	++	+++	+++
1-2 прмывной	++	+++	++++	++++
0,5-1 непромывной	+++	++++	+++++	+++++
<0,5 резко промывной	++++	+++++	+++++	+++++

*Опасность: + – очень слабая; ++ – слабая; +++ – умеренная; ++++ – сильная; +++++ – очень слабая.

Очевидно, что, чем больше в почве может накопиться токсикантов, тем выше их роль, в качестве геохимических барьеров. В ряде схем экспериментальных оценок эффективности геохимических барьеров рассматривается подвижность элементов в почвах в зависимости от pH среды и ОВП.

Однако, указанные методы оценки, безусловно, являются ориентировочными. Как правило, почва выполняет несколько защитных функций: 1) буфер, обеспечивающий устойчивость существования

биогеоценоза; 2) фильтр, участвующий в регулировании состава природных вод; 3) аккумулятор энергии и химических элементов;

5) протектор, связывающий часть загрязняющих веществ в недоступное для живых организмов состояние; 5) источник информации о геохимических процессах в прошлом и настоящем (Орлов Д.С., Безуглова О.С.). В профиле почв проявляются несколько геохимических барьеров.

Оценка геохимических условий ЭАА.

Определяются тип элементарного геохимического ландшафта каждого ЭАА, геохимические барьеры (тип, интенсивность действия, локализация), возможность накопления или выноса соединений (прежде всего, природных и искуственных токсикантов, элементов минерального питания, пестицидов), локализация горизонтов аккумуляции тех или иных веществ. Самая большая сложность заключается в оценке интенсивности действия геохимических барьеров и соответственно интенсивности накопления тех или иных соединений, поскольку количественных шкал здесь не существует, и возможна оценка только на качественном уровне, да и то весьма приблизительная.

В соответствии с категорией ЭГЛ устанавливаются ограничения на использование средств химизации.

5. Расчет и конструирование геохимических барьеров

Влияние почв на токсичность содержащихся в них тяжелых металлов определяется: 1) емкостью почв по отношению к ним; 2) прочностью их связи с твердой фазой; 3) кинетикой перехода из твердой фазы в раствор; 4) способностью к миграции за пределы профиля; 5) способностью к инактивации за счет биоты; 6) способностью к инактивации с течением времени взаимодействия при изменении влажности и температуры. В свою очередь, эти параметры почв определяются гранулометрическим и минералогическим составом почв, их структурой, гумусированностью, pH и Eh среды, засоленностью, пулом ферментов и микроорганизмов.

Значительная часть процессов, протекающих в почве, подчиняется общим физико-химическим законам, и поэтому содержание токсикантов в почве, грунтовых водах может быть прогнозируемо по величинам эффективных произведений растворимости имеющихся осадков, эффективным константам обмена ионов из твердой фазы в раствор, эффективным константам нестойкости образующихся комплексов. Такие расчеты позволяют не только составить прогноз состояния и трансформации соединений токсикантов в почвах, но и оценить пути и уровень их миграции,

поступления в растения; дать проекты наиболее рациональных путей оптимизации экологической обстановки.

Используют следующие параметры, характеризующие уравновешенное взаимозамещение загрязняющих веществ между различными фазами или ячейками подповерхностного слоя: 1) для равновесия жидкости неводной фазы — воздух —- параметр давление пара PVP; 2) для равновесия жидкости неводной фазы вода – параметр коэффициент растворения S; 3) для равновесия вода-воздух — параметр постоянная Генри Ло (H); 4) для равновесия твердое тело — вода — параметр продукт растворимости KSP; 5) для равновесия вода — сорбируемое вещество — параметр коэффициент распределения сорбции Kd. Принято, что загрязняющие вещества с коэффициентом сорбирования (Ко!)менее 10 мг/г будут мобильными в грунтовых водах. Загрязняющие вещества с постоянными Генри Ло больше 10^3 атм $м^3$/моль будут значительно подвижнее в паровых фазах. Важнейшими факторами, определяющими миграцию токсических веществ и их состояние, являются течение жидкостей и диффузия, диспергирование, сорбция, осаждение и растворение, химическая и микробиологическая трансформация.

Для характеристики геохимических барьеров применяют следующие показатели:

Градиент барьера — характеризует изменение геохимическихпоказателей в направлении миграции химических элементов: G =dm/dl или G = (m_1— m_2)/ 1, где m_1, m_2 — значения показателей до и после барьера; 1 — ширина барьера.

Контрастность барьера — характеризует отношение величины геохимических показателей до и после барьера S = m_1/m_2.

Токсиканты, поступающие в экологическую систему при ведении сельскохозяйственного производства, имеют различную химическую природу и поэтому сорбируются почвами или геохимическими барьерами различными типами сорбции. Нитраты, в основном, поглощаются биологическим типом сорбции; NH_4, K, Ca, Mg, Cd, Na — в значительной степени за счет физико-химической поглотительной способности; фосфаты — в основном, за счет осадкообразования; тяжелые металлы — в значительной степени за счет комплексообразова-ния и осадкообразования; двухвалентные катионы, в том числе и токсиканты, поглощаются как по типу ионного обмена, так в определенных условиях и за счет осадкообразования и комплексообразования. Органические соединения, в том числе ядохимикаты, в значительной степени, поглощаются по типу молекулярной сорбции. В то же время при разной концентрации сорбатов и в зависимости от свойств почв механизмы сорбции могут быть различны. Это осложняет как описание процессов, так и конструирование геохимических барьеров.

Ионообменная сорбция

С химической точки зрения, величина поглощения почвами тяжелых металлов определяется емкостью к ним различных типов сорбционных мест и, в первую очередь, сорбционных мест с большой энергией связи и достаточно большой скоростью реакций. Емкость поглощения, в ряде случаев, пропорциональна содержанию илистых частиц, гумусированности, доле среди вторичных минералов группы монтмориллонита, вермикулита. Так, емкость поглощения катионов песком 5 мг-экв/100 г, глиной — 40, гуминовыми кислотами — 500-600, фульвокислотами — 700-800, каолинитом — 5 мг-экв/100 г, монтмориллонитом и вермикулитом — 80-100. Легкоразлагаемые органические вещества почв, по данным Ганжары Н.Ф., имеют емкость поглощения катионов в пределах 70-100 мг-экв/100 г.

Указанные величины емкости поглощения компонентов ППК, естественно, зависят от их состояния — дисперсности, насыщенности другими катионами, блокировки органическим веществом, карбонатами и гидроокисями железа и алюминия, от pH и Eh среды, ионной силы. В первом приближении, можно говорить о том, что подкисление среды приводит к переходу части базоидов в ацидоиды и к уменьшению емкости поглощения почвами катионов. Очевидно, что для разных условий и на разных этапах сорбции она будет определяться ионным обменом, комплексообразованием или осадкообразованием. Сорбция тяжелых металлов часто удовлетворительно описывается уравнениями Лэнгмюра и Фрейндлиха (лучше при вычислении различных коэффициентов для отдельных этапов сорбции).

Одна из особенностей процесса сорбции на коллоидах — селективность. Преимущественно сорбируются ионы, имеющие общую атомную группировку. Лучше сорбируются поливалентные, чем моновалентные ионы, а среди моновалентных – железо, лучше сорбируются ионы, чей радиус больше (Орлов Д.С., Безуглова О.С.). По данным Remy F., порядок поглощения поливалентных металлов каолинитом, иллитом, монтмориллонитом составляет следующий ряд: $Pb^{2+} > Cd^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+}$. Буферная способность минералов возрастала от каолинита к монтмориллониту. Поглощение начиналось при pH=2; быстро возрастало до pH=8,0 и далее стабилизировалось.

Согласно исследованиям Szalay Sandor, торфянистые почвы с pH=6,0-8,8 хорошо сорбировали марганец, цинк, железа, кобальт, меньше медь и еще меньше молибден. Бор такими почвами не фиксировался. По данным Орловой Л.П., для дерново-подзолистых почв характерен ряд поглощения катионов Си > Mg > Со; для чернозема Си > Со > Mg. Как показали исследования Bergseth H., по сорбционной способности тяжелых металлов сфагновым мхом тяжелые металлы образуют ряд: РЬ > Си > Cd > Zn > Mn. При этом, с

возрастанием степени насыщенности торфа основаниями, экстрагируемость металлов снижается, а коэффициент селективности поглощения возрастает.

Комплексообразование

Для поливалентных катионов и анионов их поглощение в почве в значительной степени связано с комплексообразованием. Способность к связыванию тяжелых металлов достигает для гуминовых кислот 1-40 г Ме на 1 кг гуминовой кислоты. По данным Овчаренко Ф.Д., способность гуминовой кислоты связывать металлы в комплексы составляет для Си — 3,3; Zn — 3,3; Со — 3,2; Fe — 3,0; Mn — 2,6 г на 1 кг гуминовой кислоты. Cottenie A. с соавторами подсчитал, что в почве, содержащей 4% гумуса, гуминовая кислота может связать 4500 кг свинца, 17929 кг железа, 1517 кг меди, 1015 кг цинка и 913 кг марганца на 1 га.

Задержка элементов в геохимических барьерах на основе комплексообразования обусловлена константами устойчивости образующихся комплексов и емкостью лигандов, склонных к комплексообразованию (их количеством). Константы устойчивости металлоорганических комплексов, хотя и меняются довольно сильно от pH среды и других свойств почв, могут быть представлены в виде следующего ряда: H > Hg > Sn > Pb > Си > Ni > Со > Fe > Cd > Zn > Mn > Sr (Кабата-Пендиас). Порядок стабильности комплексов фульвокислот с металлами для двухвалентных катионов при концентрации ионов 0,1 моль/л следующий при pH=3: Си > Ni > Со > РЬ > Ca > Zn > Mn > Mg; при pH=5,0 — Ni > Со > РЬ > Си > Zn > Mn > Ca > Mg (Schnitzer M.). (Песчаные почвы слабо удерживают тяжелые металлы, за исключением молибдена и селена). В отдельных случаях, образуются и нерастворимые в воде комплексы. Сродство ионов металлов к образованию таких комплексов представлено следующим рядом: Fe = Cr = A1 > РЬ = Си > Hg > Zn = Ni = Со = Cd = Mn (Schnitzer M., Kerndorff НЛ.

Осадкообразование

Осадкообразование является одним из эффективных способов осаждения ионов в локальном участке ландшафта. Тяжелые металлы образуют осадки гидроокисей, карбонатов, сульфатов, фосфатов. Диаграммы растворимости осадков ряда ионов приводятся в литературе; для их расчета существуют физико-химические алгоритмы расчета и программы на ЭВМ. При конструировании геохимических барьеров для осаждения мигрирующих токсикантов подбираются условия pH и Eh, концентрации противоионов (катионов для анионов фосфатов, сульфатов, фторидов и анионов для катионов тяжелых

металлов). В первом приближении, оценки возможности осадкообразования на геохимических барьерах проводятся по значениям pH осаждения гидроокисей или осадков тяжелых металлов с некоторыми анионами. В зависимости от температуры раствора, его концентрации эти величины изменяются. С уменьшением концентрации элементов pH начала выпадения его гидроокиси возрастает, иногда на несколько порядков (Перельман А.И.).

Физическая поглотительная способность почв имеет наибольшее значение при поглощении почвами незаряженных молекул с низкой плотностью заряда. Она зависит от удельной поверхности почв и минералов. Удельная поверхность отдельных компонентов почв имеет следующий порядок величин: песок < 15 $м^2/г$; супесь — 15-30; легкий суглинок — 30-45; средний суглинок — 45-60; тяжелый суглинок — 60-75; глина — более 75; монтмориллонит — 210-595 $м^2/г$; каолинит — 4-26; кварц — 5-10; иллит — 67-105; гуминовая кислота — 224-361 $м^2/г$; гумат магния — 340 $м^2/г$; гумат алюминия — 228 $м^2/г$ (Сапожников П.М.).

Таблица 14 – Значения pH начала осаждения гидроксидов некоторых элементов из разбавленных растворов (Алексеенко В.А.)

Элемент	pH	Элемент	pH	Элемент	pH	Элемент	PH
Zr^{4+}	2,0	Al^{3+}	4,1	Cd^{2+}	6,7	Hg^{2+}	7,3
Sn^{2+}	3,0	U^{6+}	4,2	Ni^{2+}	6,7	Ce^{3+}	7,4
Ce^{4+}	2,7	**Cr^{3}***	5,3	Co^{2+}	6,8	La^{3+}	8,4
Fe^{3+}	2,5	Cu^{2}*	5,3	Y^{3+}	6,8	Ag^{+}	9,0
Hg^{+}	3,0	Fe^{2+}	5,5	Sm^{3+}	7,8	Mn^{2+}	9,0
In^{3+}	3,4	Be^{2+}	5,7	Zn^{2+}	7,0	Mg^{2+}	10,5
Th^{4+}	3,5	Pb^{3+}	6,0	Nb^{3+}	7,0		

Таблица 15 – Поглощение тяжелых металлов почвой, как функция анионов и pH (% от исходного количества) (Quirk, Posner)

Катион	Анион	pH среды							
		4,7	5,2	5,5	5,9	6,4	7,2	7,5	8,0
Си	$N0_3$ C1	9 17	44 5	76 75	89 90				
РЬ	$N0_3$ C1	-	29 43	38 56	63 75				
Zn	$N0_3$ C1				11 13	19 22	61 68		
Cd	$N0_3$ C1					11 23	27 44	41 53	
Co	$N0_3$ C1						39 39	54 54	78 78

Таблица 16 – Обменная катионная способность и удельная поверхность некоторых глинистых минералов (Рэуце К.)

Минерал	Поглощение катионов мг-экв/100 г	Удельная поверхность $м^2/г$	Минерал	Поглощение катионов мг-экв/100 г	Удельная поверхность, м /г
вермикулит	100-150	600-800	хлорит	10-40	25-40
монтмориллонит	80-150	600-800	каолинит	3-15	7-30
вермикулит диоактаэдрический	10-150	50-800	окиси и гидроокиси	2-6	100-800
иллит	10-40	65-100	аллофан	76-89	434-569

Протекторная функция почв

Большое значение имеет создание геохимических барьеров для задержания и обеззараживания в почве патогенных микроорганизмов. Антибактериальные свойства почв выражаются в единицах известных антибиотиков. Их величина составляет от 80 единиц по стрептомицину на 1 г в подзоле до 850 единиц — в черноземе; от 60 единиц по пенициллину в подзоле до 300 единиц на 1 г — в черноземе; от 400 единиц по тетрамицину в подзоле до 850 единиц — в черноземе (Красильников Н.А.).

Антибактериальные свойства почв могут быть усилены при оптимизации в них ферментативной и микробиологической активности как за счет оптимизации питательного режима, внесения органических удобрений заданного состава, так и за счет оптимизации водно-воздушного, теплового режима почв. Отдельные патогены выдерживают и определенные условия pH и Eh среды, ингибируются определенными тяжелыми металлами. В отдельных случаях, для угнетения патогенной микрофлоры приходится изменять свойства почв до уровня неблагоприятного для растений. Однако, эффективнее это делать в специально сконструированных геохимических барьерах для охраны водоемов и грунтовых вод, а также участков поймы, на которых выращиваются овощные культуры.

Биологическое поглощение

Для оценки биологического поглощения определяют емкость и интенсивность биологического круговорота. Емкость биологического круговорота — это количество химических элементов, находящихся в составе массы зрелого биоценоза. Интенсивность биологического круговорота — это количество химических элементов, содержащихся в приросте фитоценоза на единице площади в единицу времени. Важным показателем является и скорость биологического круговорота.

Интенсивность биологического поглощения оценивается по кларкам концентрации (КК), биофильности, коэффициентам биологического поглощения. Кларк концентраций представляет собой отношение среднего содержания элемента в данной системе и в Земной коре. Для живых организмов он называется биофильностью. (Биофильность для C = 780; для N — 160; для Cl — 1,1; для Al, Fe < 1). Коэффициент биологического поглощения КБП характеризует интенсивность биологического поглощения элементов (A_x). По Перельману А.И., $A_x = 1_x/п_x$, где 1_X — содержание элемента X в золе растений; $п_x$ — содержание элемента X в породе или в почве, кларк литосферы. Ниже приведены ряды биологического поглощения по Перельману А.И.

По Виноградову А.П., элементарный химический состав организма хранит признаки своего происхождения. Ковалевский А.Л. разделил растения по типу поглощения химических элементов (металлов) на безбарьерные и барьерные. Содержание металла в зоне безбарьерных растений пропорционально его содержанию в почве. В барьерных растениях имеется порог концентрации, выше которого растения прекращают поглощать элемент, несмотря на увеличение его содержания в почве.

Таблица 17 – Ряды биологического поглощения (по Перельману А.И.)

Коэффициенты биологического поглощения				
100 n	10 n	I n	0,1 n	0,1 n - 0,001 n
Элементы биологического накопления				
P, S, CI, Br, I	Ca, Na, Sr, Zn		K, Mg, S, Se	
Элементы биологического захвата				
Mn, F, Ba, Ni, Cu, Ga, Co, Pb, Sn, As, Mo, Hg, Ag, Ra Si,Al,Fe,Ti,Zr,Rb,V,Cr,U,Y, Nb, Th, Sc, Be, Cs, Ta, U,W, Sb, Cd				

С возрастом в растениях все больше накапливаются кальций и сера и малоподвижные в растении элементы железо, марганец, бор, тогда как подвижные элементы (азот, фосфор, калий), сильнее всего концентрируются в молодых листьях. Соотношение Ca/K в течение вегетации в листьях расширяется. Выделяют бизипетальное и акропетальное распределение химических элементов по органам растений. При базипетальном распределении элементы преимущественно накапливаются в листьях; при акропетальном — в корнях. (В области малых концентраций у древесных культур отмечается, в основном, базипетальное распределение химических элементов.

Поведение радионуклидов в системе почва-растение в природных луговых экосистемах также определяется протекающими в почве естественными биогеохимическими процессами. Сорбция ^{137}Cs в

почвах с течением времени приводит к снижению поступления радионуклидов в растения. Оценка темпов уменьшения поступления ^{137}Cs в травостой лугов с течением времени позволила выделить два периода: $T^{\wedge},^{1}$ = первый период составляет от 2,0 до 2,2 года (с 1987 по 1989 год), когда наблюдалось резкое снижение накопления ^{137}Cs в растениях --в среднем в 3-5 раз; T_{EC}^{2} -- второй период, длительность которого варьирует от 4 до 10 лет (с 1980 года и далее), когда темпы уменьшения поступления $^{:37}Cs$ в растениях замедлились, и практически не отмечалось значимых различий в содержании радионуклида в отдельные годы (Фесенко и др., Sanzharova и др.).

Изменение периодов полуснижения содержания радионуклидов в луговой растительности зависит от типа луга и свойств почвы. Для суходольных лугов, расположенных на почвах тяжелого механического состава, а также для низинных лугов с торфяными почвами первый период полуснижения содержания изотопа цезия в травостое короче, а второй период в 2-3 раза длиннее, по сравнению с лугами, почвенный покров которых представлен почвами легкого механического состава. Различия в периодах полуснижения накопления 137Cs в травостое обусловлены преимущественно свойствами почв и различиями в скорости и механизмах фиксации радионуклида в почвах (Sanzharova и др.).

Накопление ^{90}Sr, ^{137}Cs в травостое зависит от типа луга и уменьшается в следующей последовательности: торфяники > пойменные и низинные луга > суходольные луга. Коэффициенты перехода ^{90}Sr выше в 2,1-5,2 раза, чем ^{137}Cs. Средние КП ^{137}Cs для лугов различных типов варьируют от 0,5 до 32,7, а ^{90}Sr — от 1,8 до 109,7 (Бк/кг) (кГк/м^{7}). Максимальные коэффициенты перехода радионуклидов характерны для болотных лугов с органогенными почвами. Для остальных типов лугов наиболее высокие значения коэффициентов перехода радионуклидов были отмечены для растений, произрастающих на кислых дерново-подзолистых почвах сильно увлажненных лугов — низинных и пойменных, что свидетельствует о влиянии гидрологического режима почвы на биологическую подвижность радионуклидов в луговых экосистемах. Меньшими уровнями накопления характеризовалась растительность суходольных лугов, при этом были отмечены значительные различия в величине коэффициентов перехода радионуклидов в зависимости от механического состава. Так, переход изотопа цезия из песчаных и супесчаных почв был в 5-10 раз выше, по сравнению с тяжелосуглинистыми почвами. Столь значительное различие обусловлено как влиянием почвенных показателей этих почв (Нг, pH, катионный состав, содержание гумуса), так и разницей в механическом составе. Для различных видов (на одном типе луга) КП изменяется от 6,5 до 11,5.КП ^{137}Cs в одни и те же виды растений на лугах различных типов варьирует от 1,7 (Trifolium pratensis) до 57,8 (Poa pratensis) (Санжарова и др.).

6. Пути оптимизации обстановки

При разработке мероприятий по оптимизации обстановки перспективно использование следующих направлений: 1) расчет параметров среды, определяющих уменьшение растворимости имеющихся осадков токсикантов, перехода их из обменного состояния в раствор; 2) уменьшение поступления токсикантов в растения за счет изменения интенсивностей обменных реакций на корне с использованием конкуренции ионов; 3) регулирование существующих в почве физических полей (создание экранов, центров кристаллизации и т.д.) для целенаправленного перемещения токсикантов в определенные элементы рельефа, участки и т.д.).

Для устранения отрицательных влияний загрязнения тяжелыми металлами системы почва-растение можно уменьшить растворимость их соединений в почвенном растворе, удалить за пределы корнеобитаемого слоя и уменьшить поступление в растения. Для этих целей наиболее часто используют следующие способы: 1) осаждение токсикантов в виде карбонатов, фосфатов, окислов, гидроокисей; 2) промывание почвенного профиля водой с растворенными в ней продуктами, способными к комплексообразованию (или продуктами кислой природы), что приведет к передвижению тяжелых металлов в нижние слои почвенного профиля; 3) промывание загрязненного слоя комплексонами или естественными органическими соединениями с целью образования комплексов тяжелых металлов с высокой молекулярной массой и достаточной константой устойчивости, не способных поступать в растения; 4) промывание загрязненного слоя водой с комплексонами для вымывания тяжелых металлов в нижние слои почвенного профиля с последующим промыванием водой с растворенными в ней анионами, образующими с тяжелыми металлами осадки на определенной глубине; 5) регулирование емкости поглощения корней, характера сорбционных мест корневой системы путем корневой и внекорневой подкормки с целью усиления антагонизма поступлению тяжелых металлов в растения; 6) уменьшение токсикации за счет увеличения буферной емкости почв; 7) осаждение токсикантов в корневой системе растений, за счет регулирования питательного режима.

Расчет эффективных растворимостей осадков, констант обмена в системе токсикант — почвенный раствор, почвенный раствор — почва, почва — корень является необходимым условием корректности прогнозов, как при внесении в почву осадков, отходов, содержащих токсиканты, так и при внесении в почву сорбентов — цеолитов, глин, торфа и т.д., способных к поглощению токсикантов. Например, внесение цеолита в песчаную почву приводит к уменьшению количества в твердой фазе почв свинца, стронция, кадмия и т.д. Однако, его внесение в глинистую почву с большой емкостью поглощения может не привести к таким результатам, т.к. свинец, стронций, кадмий могут

быть связаны с монтмориллонитом, вермикулитом, гумусовыми соединениями прочнее, чем с цеолитом. Аналогичные ситуации возникают при внесении в почву торфа, органических остатков. При этом прочность связи токсикантов с загрязненной почвой и вносимым в нее сорбентом меняется от pH и Eh среды, ионной силы, наличия в почвенном растворе селективных комплексообразователей.

Практически увеличение емкости поглощения почв на легких почвах (5 мг-экв/100 г) достигается внесением торфа (емкость поглощения до 200 мг-экв,100 г) как в виде прослоек, так и во весь пахотный слой. Существенное увеличение емкости поглощения почв достигается и при увеличении их гумусированности. Так, если емкость поглощения песка 5 мг-экв/100 г, гуминовых кислот — 500, а фуль-вокислот - - 700, то при отношении $C_{ГК}:C_{ФК} = 1$ и при содержании гумуса 2% емкость поглощения почв составит 17 мг-экв/100 г.

Внесение в почву органических удобрений и органических остатков изменяет и другие важные в практическом отношении параметры геохимических барьеров. По данным Кёршенса М., повышение содержания углерода на 0,1% приводило к увеличению гигроскопической влажности на 0,06-0,08%, повышению влагоемкости на 0,4-0,6%, понижению плотности на 0,004-0,005 г/см^3, понижению плотности твердой фазы на 0,006-0,008 г/см^3. Буферная емкость гумусовых соединений в кислотно-щелочном интервале достигает 100-700 ммоль/кг. Их буферная емкость в окислительно-восстановительном интервале достигает 2500 мг-экв/100 г при титровании до Eh = 700 мв и до 200 мг-экв/100 г при титровании до Eh = 0 мв. Содержание свободных радикалов в органическом веществе почв составляет порядок $1 \cdot 10^{21}$ на 1 г вещества при увеличении количества ПМЦ на 10-15% с повышением pH на 1 единицу. Объем гидратированной воды на 1 г гуминовой кислоты дерново-подзолистой почвы составляет 2,6 и для чернозема — 1,2 г (Орлов Д.С., Горшкова Е.И.). Ингибирующая способность органических остатков в условных кумари-новых единицах достигает 100-1000 на 100 г вещества. Стимулирующая способность органического вещества почв примерно в 10 раз ниже гетероауксина: структурообразующая способность почв примерно в 10 раз ниже полиакриламида ПАА-Г-С.

Гранулометрический состав почв и содержание в них органического вещества определяют устойчивость в почвах дренажных систем, используемых в ряде случаев, в качестве геохимических барьеров. Так, например, теплота смачивания в подзолистой глинистой почве 1,4 кал на 1 г почв, в песчаной — 0,2; в черноземе — 4-5; в торфяной почве — 10-15. Кротовые дрены устойчивы к размоканию, если теплота смачивания грунтов около 4 кал/г, и неустойчивы, если она ниже 2 кал/г (Астапов С.В.).

Сорбционные свойства органических соединений позволяют использовать их в качестве сорбционных барьеров и для перехвата

испаряющихся засоленных или загрязненных грунтовых вод, движущихся к поверхности. Это иллюстрируется данными следующей таблицы 18.

Таблица 18 – Действие мульчирующих торфяных прослоек на засоление почвы в капиллярно-насыщенных колонках (Савич В.И., Гущин В.П.)

Глубина, в см	Содержание хлора, мг-экв/100 г	
	контроль	прослойка торфа 5 см на глубине 20-25 см
0-10	7,5	нет
10-20	10,1	нет
20-25	9,7	1,8
30-40	11,1	10,4
90-100	44,2	51,5

Как видно из представленных данных, создание прослойки из торфа позволило предотвратить поднятие солей к поверхности, что обусловлено как сорбционными свойствами торфа, так и нарушением капиллярного подъема вод, в связи с большим размером капилляров в прослойке, по сравнению со всей массой почвы.

Таким образом, влияние органических удобрений на параметры геохимических барьеров очень многогранно. Оно зависит от свойств применяемых органических удобрений и более перспективно использовать органические удобрения, полученные с использованием методов биотехнологии с заданной комплексообразую-щей способностью, сорбционной емкостью, селективностью к отдельным токсикантам, окислительной и восстановительной способностью, кислотно-основной способностью и т.д. При использовании неорганических сорбентов типа глин, цеолитов и т.д. также желательно проводить их модификацию/для получения продуктов с заданными свойствами. Для улавливания конкретных токсикантов в конкретных почвенных условиях нужны и строго определенные сорбенты. При этом, так как при загрязнении среды мигрирует много токсикантов, то для защиты вод, растений, локальных территорий необходимо создание нескольких геохимических барьеров, каждый из которых будет улавливать определенный продукт. Возможность поглощения токсиканта сорбентом (геохимическим барьером) определяется константами равновесия в протекающих реакциях (константами устойчивости комплексов, константами ионного обмена, произведениями растворимости осадков и т.д.). Полнота поглощения токсиканта определяется количеством мигрирующего токсиканта и количеством (емкостью поглощения) используемого сорбента.

Допустимые для растений концентрации токсикантов в почвах могут быть взяты из справочников, литературных источников или определены следующим образом.

1. Определяются константы обмена в системе почвенный раствор — корень (вида, сорта, растения). Зная оптимальный химический состав растения, в первом приближении, рассчитывают оптимальный для данного вида состав почвенного раствора. В дальнейшем, зная оптимальный состав почвенного раствора и константы обмена (эффективные средневзвешенные константы нестойкости, произведения растворимости) в системе твердая фаза — почвенный раствор, рассчитывают оптимальное содержание в почве элементов в подвижной форме. По данному принципу рассчитываются предельно низкие и предельно высокие концентрации элементов питания и токсикантов в почвах. Данным способом можно определить и рассчитать параметры почв, способствующие снижению поступления токсикантов в растения.

2. Оценка уровня загрязнения, путей оптимизации обстановки проводится с использованием систем обратной связи. Используется следующая схема: введение элемента (компонента) в почвенную суспензию (1:1) — ответная реакция растений, развивающихся на этой суспензии, по параметрам фотосинтеза (в заданных параметрах условий внешней среды. Метод позволяет оценить как пределы неблагоприятных для растений концентраций элементов (в конкретных почвах), так и пути оптимизации обстановки при уже существующем уровне загрязнения почв.

IX ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ПРОДУКТОВ ТЕХНОГЕНЕЗА НА РАЗВИТИЕ ЭЛЕМЕНТАРНЫХ ПОЧВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ

Проблема загрязнения почв, воды и растений, вызванная техногенными нагрузками на агроландшафты, обострилась во многих регионах Российской Федерации. Для создания устойчивых, экологически безопасных систем производства сельскохозяйственной продукции в условиях техногенного загрязнения необходимы научные основы экологизации сельскохозяйственной, в том числе мелиоративной деятельности. При этом важно установить критические значения для отдельных компонентов экосистемы, определяющие область ее нормальных состояний.

Высокие техногенные нагрузки на агроландшафты ведут к снижению продуктивности агроценозов, что проявляется, в первую очередь, в падении урожайности и ухудшении качества сельскохозяйственной продукции. Зависимость урожайности сельскохозяйственных культур от уровня загрязнения почвы носит нелинейный характер.

В настоящее время опубликовано много работ о вредном действии тяжелых металлов на растения, однако природа этих эффектов изучена недостаточно. Оценка токсичных концентраций микроэлементов на растения зависит от множества факторов, которые нельзя сопоставить в единой линейной шкале (Мажайский Ю.А., В.И. Желязко, 2002; Mukherjee A.B., 2001).

1. Экологическая оценка влияния металлургических шлаковых отходов на развитие агрогенных почвенных процессов

В настоящее время по ряду причин производство и использование минеральных удобрений и химических мелиорантов в России резко сократилось, а также значительно уменьшилось внесение органических удобрений.

В сложившихся условиях одним из важнейших резервов сохранения почвенного плодородия и продуктивности земледелия является использование различных местных удобрений.

Многие элементы и соединения, содержащиеся в металлургических шлаках, благоприятно влияют на развитие сельскохозяйственных культур. Шлаки содержат 42-62% CaO, которая питает растения, приостанавливает окисление почвы и разрыхляет ее, возбуждает жизнедеятельность полезных микроорганизмов. Нейтрализующее действие шлака усиливается содержанием MgO, входящий в состав хлорофилла Mg принимает непосредственное

участие в фотосинтезе. Содержание подвижного Mn в почве и потребление его растениями зависит от вида шлака и его нейтрализующей способности. Особенно ценны шлаки, содержащие соединения фосфора – фосфатшлаки (Решетникова Н.В.; Бабинская Е.Б., 1988).

Проведенные исследования по выяснению влияния сталеплавильных шлаков и цементной пыли на продуктивность сельскохозяйственных культур и раскисление почвы, рассчитанных по 1/2, 1 и 2 Нг в зернопаропропашном севообороте на черноземе выщелоченном тяжелосуглинистом показали, что сбор зерновых единиц в севообороте в вариантах с цементной пылью выше, чем в вариантах со сталеплавильным шлаком. Наибольший эффект при использовании как одного, так и другого мелиоранта получен от внесения извести в дозе по 1 Нг.

Прибавки урожая в опыте по сравнению с контролем получены в вариантах с цементной пылью, рассчитанной по 1/2, 1 и 2 Нг: сахарной свеклы (1991 г.) - 16 ц/га, 45 и 36 ц/га ($НСР_{05}$ - 0,9), кукурузы на силос (1985 г.) - 16 ц/га, 17 и 24 ц/га ($НСР_{05}$ - 8,9), озимой пшеницы (1987 г.) - 1,6 ц/га, 2,5 и 3,1 ц/га ($НСР_{М}$ - 1,5), ячменя (1992 г.) - 2,1 ц/га, 3,8 и 3,1 ц/га ($НСР_{05}$ - 1,2).

Шлак сталеплавильный действует на растения слабее, чем цементная пыль. Так, при использовании этого мелиоранта в дозах 1/2, 1 и 2 Нг прибавка урожая сахарной свеклы составила (1991 г.) - 25 ц/га, 37 и 26 ц/га ($НСР_{05}$ - 0,9), ячменя (1992 г.) - 1,6 ц/га, 1,9 и 2,6 ц/га ($НСР_{0}5$ - 1,2), кукурузы на силос по 1 и 2 Нг - 13 ц/га и 22 ц/га ($НСР_{05}$ - 8,9) (Квасов В.А., 2001).

Высокое содержание диоксида кремния или различных силикатов, а также большая дисперсность металлургических отходов делают возможным их использование в качестве кремниевых удобрений и препаратов для мобилизации почвенных фосфатов. Содержание кремния в отходах металлургии достигает 20 - 40 % (Черепанов К.А., Черныш Г.И., Динельт В.М., Сухарев Ю.И., 1994).

Использование кремнийсодержащих экологически безвредных отходов металлургической промышленности позволяет не только решить проблему их утилизации, но и повысить урожайность сельскохозяйственных культур за счет улучшения фосфорного питания растений и повышения их засухоустойчивости (Гладкова К.Ф., 1982; Матыченков В.В., Мимосова Я.М., 1994; Орлов Д.С., 1985).

В ходе вегетационных экспериментов при внесении в почву тонкодисперсного аморфного кремнезема наблюдали увеличение содержания подвижного фосфора. Оно было максимальным при дозе кремнезема 10000мг/кг. При внесении обоих шлаков содержание фосфора также увеличилось. Проведенные статистические расчеты

показали, что содержание растворимого фосфора линейно зависело от содержания монокремниевой кислоты в почве.

Все изученные кремнийсодержащие добавки положительно влияли на рост и биомассу растений ячменя как при оптимальной влажности, так и при недостатке влаги (Матыченков В.В., Бочарникова Е.А., 2003).

Внесение кремнийсодержащих соединений позволило снизить или полностью компенсировать негативное влияние нехватки влаги на высоту и массу растений.

Проведенные полевые и лабораторные эксперименты доказали, что под влиянием кремниевых удобрений ускоряется созревание кукурузы (на 2-2,5 нед.), увеличиваются корневая масса ячменя и количество проросших семян ячменя и риса. При внесении кремниевых удобрений повышается засухоустойчивость растений (Матыченков В.В., Бочарникова Е.А., Мимосова Я.М., 1997; Бочарникова Е.А., 1995).

Доказано, что большие дозы кремниевых удобрений могут иметь меньшую эффективность за счет полимеризации монокремниевых кислот, происходящей только при достаточно больший дозах кремниевых удобрений.

В исследованиях Darbin T. (1989 г) в качестве фосфорных удобрений применялись природные фосфаты, алюмокальциевые фосфаты (фоспал), фосфорнокислый кальций $CaHPO_4$, суперфосфат и шлаки. Установлено, что эффективность различных форм фосфорных удобрений зависит от pH среды. Так, относительная эффективность шлаков составляет в среднем 80% от эффективности суперфосфата, на кислых почвах - 90%, а на суглинистых и тяжелосуглинистых - 93% (Darbin T.,1989).

Мартеновские шлаки содержат до 3% P_2O_5. Каждая тонна шлака вносит в почву около 16 кг P_2O_5, что эквивалентно 100 кг суперфосфата. Мартеновские шлаки в качестве известковых и фосфат-известковых удобрений были давно испытаны в нашей стране и за рубежом (Решетникова Н.В. Бабинская Е.Б., 1989).

Изучение действия высокофосфатного конверторного шлака металлургического комбината "Азовсталь" показало, что он является эффективным известковым фосфорсодержащим удобрением с комплексным характером действия. Прибавка урожая зерновых культур, кукурузы, картофеля, капусты при внесении в почву фосфатных шлаков составляет 25-30%. Подкормка кормовых трав повышает выход зеленой массы на 40-50%. Конверторный шлак повышал содержание кислоторастворимого фосфора в почве и изменял соотношение фракционного состава минеральных фосфатов в пользу Ca и Al-P, способствовал появлению рыхлосвязанных фосфатов.

Фосфор шлака подвергался меньшему закреплению в почве, чем фосфор суперфосфата. В опытах установлена сопряженность между нейтрализующей активностью шлака и его влиянием на содержание подвижного Mn в почве. Шлак не оказал существенного влияния на уровень Fe, Zn, Cd в почве и накопление этих элементов в растениях (Довгопол В.И., Романенко А.Г., 1986).

Важнейшим фактором повышения эффективности фосфорных удобрений является их мобильность в почве. Проведенные опыты Viehausen E., (1985 г.) показали, что мобильность фосфора в кислых почвах значительно ниже, чем в щелочных. Почвы, нуждающиеся в известковании, рекомендуют удобрять водорастворимыми формами удобрений. Повысить мобильность фосфора может внесение в почву кремниевой кислоты. Лабораторные опыты показали, что внесение фосфорного удобрения повышало содержание P_2O_5 с 3,5 до 14,0 мг/100 г почвы, добавки растворимого стекла в норме 4,2 г/сосуд увеличили содержание P_2O_5 до 20,5 мг/100 г почвы, добавки металлургического шлака в норме 4,2 г/сосуд - до 33,5 мг/100 г почвы (Viehausen E., 1985).

В вегетационных опытах Scheffer K., Scheffer B. (1986 г) изучали влияние извести и металлургического шлака на содержание фосфатов в подзолистой, бурозёмной почвах и паробуроземах, в также влияние кремниевой кислоты и различных форм извести на мобилизацию почвенных фосфатов в псевдоглеевых парабуроземах. Установлено, что металлургический шлак не оказывал положительного действия на содержание фосфатов в подзолистой почве. Совместное внесение извести с металлургическим шлаком было менее эффективно, чем при внесении одной извести. Несколько лучше действует металлургический шлак на буроземах, как при внесении фосфорных удобрений, так и без них. Он изменяет показатель pH с 6,2 до 6,9. В парабуроземах известь действует на мобильность фосфатов также как фосфорные удобрения. Металлургический шлак незначительно или совсем не мобилизует фосфаты. Выявлено, что кремниевая кислота сильно десорбирует Р-удобрения, особенно совместно с $CaCO_3$ (Scheffer K., Scheffer B, 1986).

В опытах с кукурузой, картофелем и сеяными травами на кислых дерново-подзолистых почвах Западной Украины сравнивали действие сталеплавильных фосфатшлаков. Под влиянием фосфатшлаков уменьшилась кислотность почвы и повысилось содержание N, P, K, Ca и Mg. Внесение разных видов фосфатшлаков оказало одинаковое действие на урожай культур. Наибольшая эффективность удобрений отмечалась при повышенных дозах внесения (Пархуць И.Н., 1987)

Исследованиями Triboi E., Gachon L. (1990г.) установлено, что увеличением сроков хранения смесей шлаков снижается их

агрономическая ценность. Так, при внесении в почву свежих смесей вынос фосфора составил в среднем 31,6 мг/сосуд, при внесении смесей, содержавшихся в сушильном шкафу – 30,9 мг/сосуд (Triboi E., Gachon L., 1990).

Результаты многолетних исследований показали хорошо выраженный и доказанный математически положительный эффект действия и последействия высокоосновных металлургических шлаков, используемых как дополнительный источник питательных веществ, в том числе микроэлементов, по сравнению с известняковой мукой. Содержание подвижного Mn в почве и потребление его растениями зависит от вида шлака и его нейтрализующей способности, содержание Ca увеличивается в процессе взаимодействия мелиоранта с почвой. Одно- и двукратное внесение шлака не оказывало существенного влияния на содержание в почве Fe, Cu, Zn и кадмия (Решетникова Н.В., Бабинская Е.Б., 1988; Федоров И.И., Дабаева М.Д., Куклина М.Р., Поломошнова В.Я., 1990).

Проведенные УралНИИСХоз исследования (1986 г) с целью выяснения влияния микроэлементов, содержащихся в мартеновском шлаке, на урожай сельскохозяйственных культур показали высокую эффективность шлака в повышении урожая зеленой массы вико-овсяной смеси в сравнении с совместным внесением извести, магния, фосфора и марганца. Прибавка урожая при внесении мартеновского шлака в дозе 9,4 т/га составила 99 ц/га, при внесении комплексных удобрений – 67 ц/га (Довгопол В.И., Соболев Л.Д.,1986).

Целесообразность использования шлаков в качестве микроудобрений установлена в эксперименте Свергузовой С.В. с соавторами (2000г) по исследованию влияния шлака Старооскольского электрометаллургического комбината, добавляемого в почву на развитие растений.

Для эксперимента были выбраны семена пшеницы и лук. Результаты данного эксперимента позволяют сделать вывод о том, что при содержании 0,3-0,9% шлака корневые системы лука развиваются лучше, чем при его отсутствии или при содержании более 1,2%. Результаты наблюдений за ростом зеленых стеблей лука хорошо согласуются с данными и подтверждают вывод об оптимальной добавке шлака в суспензии в интервале 0,3-0,9% (Свергузова С.В., Василенко Т.А., Гаврилова О.В., Гараць С.Н., 2000).

В опытах Елисеевой Т.Н. (1987г.) использовали микроудобрения, полученные из отходов Волгоградского тракторного завода путем переработки основных металлургических шлаков и отработанных сернокислых травильных растворов на светло-каштановой, каштановой и лугово-дерновой пойменной почвах в сосудах с 12 и 6 кг абсолютно сухой почвы. В опытах по

выращиванию ячменя с повышением нормы микроудобрения до 6 ц/га наблюдали увеличение содержания нитратного азота. Дальнейшее повышение норм удобрений привело к значительному снижению содержания в почве этой формы азота. Положительное действие оказывают микроудобрения и на содержание в почве фосфатов. Под растениями ячменя наибольшее количество P_2O_5 отмечено при внесении 10 ц/га микроудобрений. Подобные результаты получены и по ранней капусте. Увеличение количества P_2O_5 авторы объясняют подкислением реакции среды. По мере увеличения норм микроудобрений pH снижался с 7,2 до 6,2 (Елисеева Т.Н.; Кулешова Ж.К., 1987).

В опытах Robinet J., Deverdun R. (1984 г) внесение шлаков в сочетании с азотно-калийными удобрениями позволяет получать в нормальных климатических условиях 75-90 ц/га сухого вещества в кормовых травах. Установлено положительное влияние шлаков на содержание фосфора в кормовых травах. Внесение шлаков позволило поддерживать pH почвы около 7, способствовало увеличению содержания доступного фосфора, повышению плодородия почвы, увеличению продуктивности пастбища (в среднем на 13 ц/га, или > 20%), обогащению кормов фосфором (на 70%) (Robinet J., Deverdun R.,1984).

Изучена возможность использования мартеновских шлаков в качестве известково-магниевых удобрений. Установлена доступность растениям магния шлаков. В вариантах со шлаком уже в первый год отмечали увеличение содержания обменного магния в почве и более равномерное распределение элемента по профилю почвы. Как источник магния для растений шлак обладал более длительным последействием в сравнении с солями магния (Droese H., Radecki A., Starczewski J., 1989).

В биоземледелии Австрии в качестве удобрений используют навоз, навозную жижу после отстоя, компосты домашних и других органических отходов, зеленые или соломистые удобрения, торф, разложившуюся древесину и древесные опилки, известковые удобрения, золу, доменные шлаки, калимагнезию, сульфат калия, некоторые микроэлементы в плодоводстве – с ограничениями по концентрациям и срокам применения (Weltpremiere..., 1985).

В вегетационных и микрополевых опытах изучено влияние тонины помола, нормы внесения шлаков на всхожесть семян и урожайность культур на основных подтипах почв Западной Сибири. Действие шлаков сравнивали с действием извести, цементной пыли, химически чистой окиси кальция и сложных удобрений. Шлаки по эффективности превосходили известь, цементную пыль и находились на уровне минеральных удобрений. Шлаки заметно повышали

всхожесть семян (за исключением нормы 7,5 т/га), особенно на корковых солонцах, что указывает на перспективность применения шлаков как в качестве удобрений многостороннего действия, так и для химической мелиорации кислых и засоленных почв (Барсуков А.И., Салмин Л.Н., Колмаков Г.П., Гусельников В.А., 1987).

В вегетационных опытах Ягодина Б.А. с соавторами (1985г.) сравнивали действие и последействие металлургических шлаков и извести на урожай с.-х. культур. Почва дерново-подзолистая и красноземная. Мартеновский шлак в последействии и при повторном внесении на обеих почвах обеспечивал более активное накопление сухого вещества, особенно на поздних стадиях развития растений, и достоверное увеличение урожаев по сравнению с известью. Наивысшая урожайность получена при внесении шлаков по 1,0 и 2,0 г.к. Использование шлаков улучшало фосфатный режим почвы (Ягодин Б.А.; Решетникова Н.В.; Кимамбо Э., 1985).

Полевые опыты на горных пастбищах торфяно-подзолистых почв на смеси трав из райграса, тимофеевки, гребенника, клевера показали, что высокие нормы удобрений порядка 1700 кг/га в год извести и 1300 кг/га шлака улучшали ботанический состав травостоя, но не повышали сбор сухой массы. Оптимальными считают нормы 600 кг/га в год извести и 30 кг/га в год фосфора в форме шлака, что может быть достигнуто внесением 2400 кг/га извести и 800 кг/га шлака раз в 4 года (Herriott J.B.D., Simpson K., Downie C., 1987).

В вегетационных опытах с гибридом райграса использовали химические отходы, получаемые вследствие флоккуляции и отстаивания после обработки известью и хлористым железом. Наибольшее содержание фосфора отмечено в химических отходах при высокой доступности фосфора растениям (Pommel B., 1988; Ando J., Horio S., Koyama Y., 1987).

Действие доменных шлаков на растения и химические свойства среды изучали в лабораторных опытах с водными культурами, вегетационных опытах с почвенными культурами и в полевых опытах. Использовались простой и титано-ванадиевый виды шлаков. В полевом опыте под картофель вносили граншлак в дозе 6 т/га. Результаты показали, что шлаки повышали интенсивность ростовых процессов, а в конечном счете - и продуктивность растений. Особенно благоприятное влияние они оказали на развитие поверхности корневой системы, увеличивая ее в 6-7 раз. Причем простой шлак действовал в основном на ростовые процессы, а титано-ванадиевый - на развитие растений, в частности на процессы репродуктивной фазы. При этом у пшеницы формировался наиболее мощный колос с крупными зерновками. В зерне накапливалось больше белков и фосфорорганических соединений и уменьшалось содержание

крахмала. В полевом опыте урожай картофеля при внесении граншлака достиг 269 ц/га, в контроле - 237 ц/га. Шлаки снизили кислотность почвы и содержание подвижного фосфора и повысили ферментную активность (Букреева Н.Е., Деменева А.Н., Белопашенцева И.А., 1988; Жуков Г.А., 1990).

2. Экологическое влияние шлаковых отходов на развитие мелиоративных и техногенных почвенных процессов

Металлургические шлаки, получаемые при выплавке чугуна, содержат 43-47% CaO + MgO, из них 3-10% MgO, а также микроэлементы. Все культуры хорошо отзываются на известкование металлургическими шлаками, вносить их можно в любое время года. При известковании, проводимом каждые 3-4 года, нормы извести для тяжелых почв - 30 ц/га, средних - 25 ц/га, легких - 20 ц/га. Известь, получаемая в процессе конверторного литья стали, содержит CaO + MgO - 49-50%, MgO - 3-5%, P_2O_5 - 23-10% ,SiO_2 -около 12%, а также микроэлементы. По своим свойствам известь, полученная при плавлении чугуна, и известь, полученная при конверторном литье стали, в основном не различаются, кроме того, что конверторный шлак содержит меньше (3%) фосфора. Поэтому при известковании конверторной известью в норме 20 ц/га в почву дополнительно вносят 60 кг/га P_2O_5 (Muller R., Wildhagen H., Meyer B., 1985).

Исследования Brune N. (1995 г.) показали, что ежегодный вынос CaO из почвы составляет в среднем 400-600 кг/га. Недостаточное известкование приводит к быстрому подкислению почв, что ухудшает физические свойства почв, их водный и воздушный режим. Применение относительно дорогостоящей жженой извести снизилось в Германии с 60% (1995г.) до 25%. Это удобрение применяется при необходимости стабилизировать структуру верхнего слоя почвы или ускорить прорастание культуры. Довсходовая обработка этой известью рекомендуется также при неблагоприятных погодных условиях. Доля применения металлургических шлаков составляет 25%, общее содержание Ca в пересчете на $CaCO_3$ - 85-90% (Brune N., 1995).

Результаты полевых опытов на почвах различного механического состава по изучению эффективности применения кремнийсодержащих известковых доменных шлаков в сравнении с обычной известью показали, что применение доменных шлаков обусловливает получение статистически достоверных прибавок урожая с.-х. культур: 4,6 ц/га зерн.ед. на легких почвах (урожайность в контроле 56,7 ц зерн.ед/га), 3,1 - на средних (80,2) и 2,4 ц зерн.ед/га - на тяжелых почвах (59,8 ц зерн.ед/га), при этом при внесении шлака в почву повышается доступность питательных веществ (особенно

фосфора) удобрений и почвы, возрастает устойчивость растений к грибным заболеваниям, улучшается структура тяжелых и увеличивается водоудерживающая способность легких почв (Dornbusch J., 1986).

В многолетних полевых и вегетационных опытах установлено, что шлаки являются хорошим известковым материалом и одновременно могут служить дополнительным источником магния для растений, поэтому на почвах, бедных магнием, они более эффективны, чем известь. В связи с этим на почвах с выраженным дефицитом магния рекомендуют проводить известкование магнийсодержащим мартеновскими шлаками, которые при внесении высоких норм минеральных удобрений обеспечивают более сбалансированное питание с.-х. культур и эффективнее извести. В вариантах со шлаком уже в первый год отмечали увеличение содержания обменного магния в почве и более равномерное распределение элемента по профилю почвы. Как источник магния для растений шлак обладал более длительным последействием в сравнении с солями магния (Ягодин Б.А., Решетникова Н.В., Бабинская Е.Б., 1985).

Установлено, что шлаки являются высокоэффективными нейтрализаторами избыточной почвенной кислотности. Прибавки урожая на 30-й год последействия превышают прибавки в вариантах с известными стандартными мелиорантами. Загрязнения почвы марганцем и хромом, которыми богат шлак, не происходит. В растениях сохраняется устойчивая тенденция к повышенному накоплению в растительной массе трав и зерне ячменя кальция и магния (Аканова Н.И., Поливцев Н.Ф., 2000).

При выращивании основных с.-х. культур pH почв Франции кальциевые удобрения вносят в подкормку. Дозы подкормки рассчитывают с учетом потерь от вымывания (в среднем 400-500 кг CaO га/год), выноса предшествующей культурой, влияние форм NPK-удобрений (жидкие формы N-удобрений способствуют подкислению почвы, К-шлаки, природные фосфаты нейтральны или способствуют подщелачиванию). В среднем рекомендовано внесение в подкормку 1-1,5 т/га CaO каждые 3-4 года. Известкование проводят после уборки урожая, отдельно от внесения жидкого навоза или навоза. Рекомендовано дробное внесение CaO в течение 2-3 лет, не более 1,5-1,7 т CaO/год.

В стране принята следующая классификация удобрений: класс 1 - известковые удобрения, содержащие в основном $CaCO_3$ (мел, ракушечный известняк, илистые речные отложения, морские известковые отложения, мелкий морской песок с побережья Бретани, мергель), 2 - кальциево-магниевые, содержащие MgCO3 и/или $CaCO_3$ (доломит - до 60% $CaCO_3$ и 45% $MgCO_3$, карбонат Mg), 3 - известь,

содержащая Ca и Mg в форме окислов и гидроокислов, 4 - смешанные удобрения, содержащие карбонаты и окислы или гидроокислы Ca и Mg, 5 - отходы сахарной промышленности и декальцинирования. Кроме того, в качестве Ca-удобрений используют томасшлак (40-50% CaO) и нианамид Ca (CN_2Ca, содержит 55-65% CaO) (Le Chatelier D., 1989)

Многолетние опыты на супесчаных серосодержащих отвалах с внесением разных доз илоотстоя биологической очистки сточных коксохимических вод показали, что за эти годы в пахотном горизонте мелиорированного грунта pH увеличился с 2,6 до 5,1-5,6, содержание общего C уменьшилось с 8,6 до 6,8-3,0%в., соотношение C/N - с 60,0 до 32,5-16,7, емкость обмена катионов - с 34,0 до 30,0-22,8 мэкв/100 г или увеличилось с 2,8 до 4,1-7,7 в расчете на содержание общего C, соотношение C/P уменьшилось с 860-1080 до 51-63. В целом примесь угля была вовлечена в процессы минерализации и гумификации, причем процесс минерализации опережал в первые годы с.-х. рекультивации процесс гумификации. Внесение биоила и выращивание с.-х. растений способствовали накоплению в почве азотсодержащих гуминовых веществ благодаря повышенному содержанию в нем N и P, а также органического вещества. Сельскохозяйственную рекультивацию сернистых грунтов можно заканчивать при достижении соотношения C/N менее 15-25 и доли гуминовых кислот более 40%, продолжительность рекультивации составила 13-15 лет, в производственных условиях может продолжаться 15-20 лет и более (Katzur J., 1987).

На почвах с pH выше 6,5 для повышения усвояемости растениями фосфора и марганца, особенно при выращивании овощных культур и сахарного тростника, рекомендуется внесение серы. На гистосолах применяют обычно 1120 кг/га элементарной серы, которая снижает pH почвы на 0,4. В опыте Beverly R.B., Anderson D.L. (1987г.) изучали влияние различных кислых удобрений на pH пяти почв (две почвы относились к гистосолам и три - к альфисолам). Применяли гранулированную и порошковидную элементарную серу, шлак, содержащий сульфат железа, сульфат железа и сульфат аммония в эквивалентных по сере дозах (2240 кг,га S). Удобрения и почву тщательно смешивали, увлажняли и инкубировали в течение 160 дн., после чего анализировали. Установлено, что порошковидная элементарная сера сильнее снижала pH, чем гранулированная, а сульфат железа и сульфат аммония сильнее, чем элементарная сера. Степень снижения показателя pH зависела не только от вида удобрения, но и типа почвы (Beverly R.B.; Anderson D.L., 1987).

В опыте с 3 видами известковых удобрений (известняковой мукой, доломитовой мукой и металлургическим шлаком) установлено,

что через 17 лет после внесения действие удобрений (9 т/га $CaCO_3$) на уровень органического вещества не проявилось, а за последние 6 лет опыта оно было слабым, но достоверным (Удалова Л.П., Колосова А.Ф., Шильников И.А., 1988).

Полевые опыты проводили в зернотравяном севообороте на дерново-подзолистой почве с использованием в качестве химических мелиорантов известняковой муки, феррохромового шлака, электросталеплавильного шлака, шлама хроматного производства, термофосфата. Мелиоранты вносили по фону N90 P60 K90 из расчета по 1 г.к. Сбор кормовых единиц составил соответственно видам мелиорантов 264,6, 261,8, 263,6, 256,4, 261,3, 245,9 ц/га, в варианте с NPK - 242,8 ц/га, без удобрений - 188,7 ц/га корм. ед. Наибольший экономический эффект получен от известняковой муки, а затем - от феррохромового и электросталеплавильного шлаков. При использовании мелиорантов pH возрос на 0,7-1,1, Hг снизилась с 4,3 до 2,8 м-экв/100, сумма поглощенных оснований возросла на 2,1-2,7 мэкв/100 г, степень насыщенности оснований - на 7,2-9,3% (Огородников Л.П., 1989).

В вегетационных опытах ТСХА на неокультуренной дерновоподзолистой среднесуглинистой почве и красноземе с внесением высокофосфатного конверторного шлака металлургического комбината "Азовсталь" установлено достоверное увеличение урожайности костреца безостого, рапса и кукурузы за счет снижения кислотности почв и улучшения фосфорного питания растений, повышение содержание кислоторастворимого фосфора в почве и изменение соотношения фракционного состава минеральных фосфатов в пользу Ca и Al-P. Фосфор шлака подвергался меньшему закреплению в почве, чем фосфор суперфосфата. В опытах установлена сопряженность между нейтрализующей активностью шлака и его влиянием на содержание подвижного Mn в почве. Шлак не оказал существенного влияния на уровень Fe, Zn, Cd в почве и накопление этих элементов в растениях (Решетникова Н.В.; Бабинская Е.Б., 1989; Рандриамиали Ж.Д., Кимамбо Э.,1988).

В многолетних вегетационных опытах по влиянию металлургических шлаков на содержание и поведение тяжелых металлов в почве на 5, 6, 7 и 8-й годы последействия шлаков, установлено, что высокофосфатный шлак представляет собой перспективное фосфорное удобрение длительного действия. Его эффективность значительно выше, чем суперфосфата, внесенного в эквивалентном количестве. Высокофосфатный шлак является также хорошим нейтрализатором почвенной кислотности и источником микроэлементов (Ягодин Б.А., Решетникова Н.В., Али Мохамед Аль-Мосава, 1994).

Опыты на кислых почвах в вегетационных и полевых условиях с известковыми материалами вносили по полной г.к. в форме известняковой муки, сланцевой золы, доломитовой муки, золо-шлаковых отходов Прибалтийской ГРЭС, металлургического шлака и отходов ацетиленового завода. По воздействию на микрофлору почв нетрадиционные химические мелиоранты можно разделить на 2 группы. 1 группа - золо-шлаковые отходы, отходы ацетиленового завода, сланцевая зола – активизируют микробиологические процессы и повышают плодородие почвы. Наилучшим в этой группе оказался препарат золо-шлаковых отходов Прибалтийской ГРЭС. Мелиоранты 2 группы, представителем которой является металлургический шлак, угнетают микробиологическую активность. Так, общее кол-во микроорганизмов в почве в октябре по фону NPK составило 12,89 млн/г абс. сухой почвы, NPK + и.м. - 14,62, NPK + д.м. - 6,57, NPK + м.ш. - 4,45 млн/г. (Игамбердиев В.М., Шамин А.А., Андрущук О.В., Колосова А.Ф., Аршавская В.Ф., 1988).

В исследованиях на участке гончарного дренажа с фильтрующими элементами, расположенного в дельтовой пойме р. Сев. Двина в качестве фильтрующих элементов на дренажных линиях заложены песчаные и шлакопесчаные поглотительные колонки. Исследования Кондрашкиной Т.А. показали, что поглотительные колонки усилили работу дренажа по отводу поверхностных вод, обеспечивая своевременное проведение полевых работ и получение дополнительного повышения урожайности с.-х. культур. Прибавка урожайности от применения шлакопесчаных поглотительных колонок в среднем за 6 лет составила 22% независимо от величины междрений (Кондрашкина Т.А., 1991).

Обезвреживание пестицидов — одна из наиболее актуальных проблем растениеводства, ветеринарии, защиты окружающей среды, промышленности по их производству. Для детоксикации используют физические, химические и биологические методы.

Наибольшее практическое применение имеют химические методы детоксикации, которые основаны на реакциях восстановления, гидролиза, нуклеофильного замещения и окисления. Наиболее активны сложные многокомпонентные смеси, содержащие растворители, поверхностно-активные вещества, полифункциональные амины. В этом отношении могут представлять интерес металлургические шлаки. Они доступны практически на всей территории СНГ, имеют такие физические и химические свойства, которые могут способствовать гидролизу и окислению токсических веществ, хотя значительно различаются по химическому составу

Установлено, что металлургические шлаки, особенно те из них, которые имеют высокий модуль основности и значительное содержание оксидов щелочноземельных элементов, проявляют повышенную активность при детоксикации пестицидов. Процесс детоксикации не требует дорогостоящего оборудования. Благодаря

сочетанию гидролиза и окисления, процесс разрушения пестицидов протекает глубоко до образования нетоксичных продуктов. Поэтому шлаки, использованные для детоксикации, могут применяться как удобрения для обогащения почвы фосфором, кальцием, магнием и разнообразными микроэлементами (Елин Е.С., 1998).

3. Эколого-микробиологическая оценка антропогенного изменения почвенного покрова

Изучение химических свойств почв юго-западной части Москвы М.Г. Агарковой с соавторами выявило, что показателями химического загрязнения почв служат: увеличение pH до 8,2 по сравнению с контролем – лесопарками, где pH почвы остается на уровне 5,8-5,9; возрастание содержания фосфора. В образцах почв отмечено повышенное содержание тяжелых металлов, при этом особенно значительное в наиболее урбанизированных местах города (Агаркова М.Г., Строганова М.Н., Скворцова И.Н., 1994).

Величина целлюлозолитической активности и количество нингидринположительных веществ варьируют в зависимости от многих причин, характерных для городской среды: от предыстории урбанофитоценоза, качества материала, использованного для создания газонов, скверов, содержания тяжелых металлов. Целлюлозная активность несколько выше в почвах нарушенных и загрязненных участков (скверы, бульвары, газоны, селитебные участки), чем менее урбанизированных и загрязненных лесопарков. В почвах скверов и бульваров наблюдается связь между содержанием нингидринположительных веществ и целлюлозной активностью. В сильно нарушенных почвах и субстратах (газоны, селитебные участки) такая связь не проявляется.

Результаты определения биологической активности городских почв свидетельствуют о том, что в нарушенных почвах большинства изученных участков биохимические процессы протекают интенсивнее по сравнению с ненарушенной почвой фонового участка (лесопарк). В этом проявляется реакция городской почвы как компонента неустойчивой экосистемы на постоянное внешнее возмущающее воздействие окружающей среды (Бабьева И.П., Левин С.В., Решетова И.С., 1980).

К настоящему времени установлено, что при увеличении антропогенной нагрузки на почвы изменяется состав почвенных микробных сообществ. Это может выражаться в явлении так называемого доминирования, т. е. преимущественного развития одной группы микроорганизмов, что указывает на снижение жизнеспособности микробов и устойчивости сообщества (Скворцова И.Н. и др., 1990).

Для биоиндикации территорий города следили за абсолютной и относительной численностью видовой популяции Bacillus megaterium.

В качестве контроля использовали дерново-подзолистую почву Подмосковья, для которой, по данным Е.Н. Мишустина (1972), не характерно преобладание бактерий этого вида. В то же время эта видовая популяция является типичным компонентом бактериального сообщества почв южного ряда. Использование дерново-подзолистой и каштановой почв давало возможность проследить направление изменения бактериального сообщества под влиянием урбанизации, ведущей к подщелачиванию почв, увеличению в них в некоторых случаях содержания органического вещества (нередко антропогенного характера), фосфора, калия.

Не все микробиологические показатели могут быть использованы для индикации почвенной городской среды. Так, суммарная численность бактерий на среде Чапека не может служить показательным микробиологическим свойством изучавшихся городских почв, различающихся по степени урбанизации. Приемлемым оказался показатель не общей, а относительной численности определенной видовой бактериальной популяции. Именно этот показатель соотносится со степенью загрязнения почв г. Москвы тяжелыми металлами и с другими признаками неблагоприятных последствий урбанизации. В контрольных дерново-подзолистых почвах обнаружено невысокое содержание представителей Bac. megaierium. По этому микробиологическому признаку, а также и по другим свойствам, в том числе по величине pH, почвы лесопарка продолжают соответствовать свойствам почв дерново-подзолистой зоны.

В то же время в загрязненных участках города доля Bac. megaterium в бактериальном сообществе возрастает на порядок, возможно за счет гибели или инактивации других бактерий, более чувствительных к ухудшению свойств почвы. В наиболее загрязненных почвах селитебных участков обнаружено и самое высокое относительное содержание бактерий этого вида. Содержание Bac. megaterium в образцах почв газонов и скверов соответствует их количеству в черноземах и каштановых почвах. Увеличенной оказалась численность бактерий из МПА в загрязненных почвах, очевидно, за счет развития на этой среде Bac. megaterium, так же соответствующей его потребностям, как и среда Чапека.

Актиномицетная популяция в целом по своей численности не обнаружила четкой зависимости от степени химического загрязнения изученных городских участков. Следует отметить, что в почвах лесопарков города обнаружено содержание актиномицетов, характерное для дерново-подзолистой почвы Подмосковья.

Полученный М.Г. Агарковой (1994) материал свидетельствует о том, что в обследованных почвах территории города формируется не свойственное почвам дерново-подзолистой зоны микробное сообщество, которое по таксономическому составу бацилл более

соответствует почвам южного ряда – черноземам и каштановым почвам.

Показатель относительного содержания Bac. megaterium может служить индикатором совокупного влияния урбанизации в черте города, а также использоваться при экологическом мониторинге городов, расположенных в зоне дерново-подзолистых почв. Обнаруженное увеличение некоторых показателей биологической активности почв города и доминирование определенной бактериальной видовой популяции позволяют сделать вывод, что городские экосистемы еще сохраняют на своей территории естественные биотопы, соответствующие неурбанизированному прошлому города. Оценка их состояния, а также поиски путей сохранения лесопарковых биотопов должны способствовать оздоровлению и восстановлению природной среды в черте города (Агаркова М.Г., Строганова М.Н., Скворцова И.Н., 1994)

Изучение эдафотопов в зоне действия завода по производству азотных удобрений показало, что формирующиеся почвы характеризуются рядом специфических особенностей: нарушением профиля, изменением физико-химических показателей (уменьшением количества гумуса, снижением pH водной вытяжки, повышением гидролитической кислотности, обеднением соединениями фосфора и калия и меньшей емкостью поглощения), а также более быстрым иссушением в весенне-летний период. Одним из определяющих экологических факторов, который приводит к нормированию специфических индустриальных эдафотопов, является повышенное содержание соединений промышленного происхождения, поступающих в почву как с атмосферными осадками, так и активно поглощаемых в виде газообразных соединений (Гришко В.Н., Павлюкова Н.Ф., 1997).

В результате выявленных существенных изменений в составе минеральных и органических форм азота в техногенных почвах представляет определенный интерес рассмотрение изменений в составе микробоценоза, формирующегося в этих почвах, и изучение связанных с этим процессов микробиологической минерализации органического вещества. Наиболее активные возбудители аммонификации белковых соединений в почвах, как отмечали Бабьева и Зенова (1989), известны среди бактерий родов Pseudomonas и Bacilius. По данным этих же авторов, в аммониификации, наряду с бактериями, участвуют актиномицеты и грибы. Динамика численного состава бактерий, участвующих в минерализации азотсодержащих органических соединений и учитываемых на МПА, микроскопических грибов и бактерий на КАА подвержена значительным сезонным колебаниям, и наибольшая численность этих микроорганизмов отмечалась в весенний и осенний периоды, когда складываются наиболее благоприятные условия для их развития: оптимальные влажность и температура (Бабьева И.П., Зенова Г.М., 1989).

Значительные изменения в структуре микробного сообщества, формирующегося в техногенных почвах, приводят к замедлению скорости микробиологической минерализации органического вещества в них. Об этом свидетельствует уменьшение коэффициента минерализации органического вещества (отношение численности микроорганизмов, растущих на КАА, к их количеству на МПА) в почвогрунтах промышленной площадки. Выпадение кислых азотсодержащих атмосферных осадков может приводить к увеличению кислотности почв. Некоторые исследователи приходят к выводу, что длительное подкисление почв (до pH 3) может отрицательно сказаться на разложении органического вещества и аммонификации белковых соединений (Hittl R.F., 1992; Самсонова А.С., 1995).

Поступление в эдафотопы с атмосферными промышленными выбросами минеральных соединений азота приводит не только к замедлению микробиологической трансформации органических соединений в почвах, но и к интенсификации микробиологического превращения этих веществ, которые являются субстратом для нитрифицирующих и денитрифицирующих микроорганизмов (Вайтис М. и др., 1991).

Изучение динамики численности нитрифицирующих и денитрифицирующих микроорганизмов показало, что наибольшее их количество приходится на весенний (для нитрификаторов и денитрификаторов) и осенний (для нитрификаторов) периоды, когда в почвогрунтах складываются оптимальные условия для их жизнедеятельности (температура воздуха 17-23°С, почвы 14.2-18.3°С, влажность почвы 19-21%) (Гришко В.Н., Павлюкова Н.Ф., 1997).

С увеличением концентрации тяжелых металлов начинает проявляться их токсический эффект. Установлено, что токсическое действие тяжелых металлов на микроорганизмы (как, впрочем, на растения и животных) главным образом проявляется в нарушении их метаболизма: ингибируется активность ферментов, изменяется проницаемость клеточных мембран и т.д. (Торшин С.П., Удельнова Т.М., Ягодин Б.А., 1990; Орлов Д.С., Малинина М.С., Мотузова Г.В., 1991).

Тяжелые металлы способны изменять общую численность микроорганизмов в почве. В большей степени чувствительны к загрязнению аммонифицирующие, олигонитрофильные, коренеподобные и некоторые споровые бактерии, актиномицеты, в меньшей степени – целлюлозолитические бактерии и бактерии, использующие минеральный азот, наиболее устойчивы микроскопические грибы (Левин С.В., Гузеев В.С., Асеева И.В., 1989).

Не во всех случаях наблюдается снижение численности почвенных микроорганизмов, иногда общая численность микрофлоры возрастает. Как предполагают некоторые исследователи, это объясняется гибелью чувствительных микроорганизмов и активным развитием устойчивых форм, использующих в качестве питания

энергетический материал погибших клеток (Булавко Г.И., 1982; Загуральская Л.М., Зябченко С.С., 1994; Кобзев В.А., 1980). Ряд авторов сообщает об отсутствии достоверных изменений количества микроорганизмов в загрязненных почвах. Это определяется значительной природной вариабельностью численности микроорганизмов (Звягинцев Д.Г., Голимбет В.Е., 1983; Левин С.В., Гузеев В.С., Асеева И.В., 1989).

Загрязнение почв тяжелыми металлами приводит к изменениям в активно функционирующих в почве микробных сообществах, изменению структуры и состава комплексов почвенных микроорганизмов, что проявляется в снижении видового разнообразия, изменении встречаемости. Наиболее выражено значительное сужение видового разнообразия комплекса почвенных микромицетов и увеличение абсолютного доминирования небольшого числа видов. Более того, в грибном сообществе загрязненной почвы появляются необычные для нормальных условий устойчивые к тяжелым металлам виды микромицетов. Часто доминирующими становятся виды микромицетов, обладающие фитотоксическими свойствами. Таким образом, возникает опасность уничтожения первичных и формирование нетипичных для естественных почвенно-экологических условий сообществ почвенных микроорганизмов под воздействием высоких уровней загрязнения тяжелыми металлами (Гузеев В.С., Левин С.В., Бабьева И.П., 1986; Марфенина О.Е., 1985).

Установлено, что тяжелые металлы способны оказывать неоднозначное воздействие на общую численность как бактерий, так других групп почвенных микроорганизмов. Они могут, как снижать, так и увеличивать численность микроорганизмов. Их воздействие определяется природой элемента, содержанием его в почве, формой химического соединения, сроком экспозиции. Совместное действие нескольких тяжелых металлов отличается от воздействия отдельных металлов и в ряде случаев даже носит противоположный характер. Кроме того, различные группы микроорганизмов реагируют на загрязнение по-разному. Действие тяжелых металлов на бактерии и актиномицеты имеет много общего и различается в основном количественно. Действие тяжелых металлов на микроскопические грибы сильно отличается от воздействия на бактерии и актиномицеты, а иногда противоположно.

В опытах Колесникова С.И. с соавторами (1999) наиболее чувствительными к загрязнению почвы тяжелыми металлами были бактерии (особенно спорообразующие), в меньшей степени актиномицеты и наименее чувствительными оказались микроскопические грибы. Реакция на тяжелые металлы азотобактерий (Azotobacter) имела ряд специфических особенностей. В их реакции очень ярко проявилась зависимость воздействия тяжелых металлов от природы металла (наиболее токсичными были Си и Zn) и от формы химического соединения: наименее токсичными были оксиды,

наиболее токсичными - хлориды и сульфаты (Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф., 1999).

Снижение численности различных групп микроорганизмов в почве с высоким содержанием тяжелых металлов определяется их токсическим действием, механизмы которого достаточно хорошо изучены.

Увеличение общей численности разных групп микроорганизмов связано с гибелью чувствительных микроорганизмов и активным развитием устойчивых форм. Их бурному развитию способствует эффект Арнд-Щульца. При этом, по предположению некоторых авторов, активно развивающиеся формы в качестве пищи используют энергетический материал погибших клеток чувствительных микроорганизмов (Звягинцев Д.Г., 1987).

Водоросли играют положительную роль в мобилизации полезной микрофлоры. Большая часть их массы используются разнообразными деструкторами, извлекающими из их тел не только энергетический материал, но и ряд физиологически активных веществ, что усиливает общую биологическую активность почвы, повышает ее плодородие. Часть водорослевой массы используется почвенными животными, что способствует удлинению цепей питания. Чрезвычайно важна роль водорослей в улучшении физико-химических свойств почвы, в поддержании баланса элементов питания. Значение изучения почвенных водорослей в последнее время начинает резко возрастать в связи с интенсификацией сельского хозяйства, изменением и загрязнением биосферы. Необходимо знать законы, по которым функционируют почвенные водоросли в естественных экосистемах, определить, происходящие в них изменения и наметить пути их регулирования (Кузяхметов Г.Г., 1991).

Анализ имеющихся в литературе материалов свидетельствует о том, что при биоиндикации загрязнений чаще всего применяются чистые культуры некоторых микроорганизмов, наиболее чувствительных к воздействию тяжелых металлов, так называемые индикаторные штаммы (Туманов А.А., Филимонова И.А., 1985; Jacob F., Perrier J.,Molegnana J.,1992; Ausmus B.S., 1984).

Известны также работы, авторы которых в качестве биологических показателей предлагали использовать ферментативную активность почв (Андреева А.Е., 1992; Гамсулин Р.В., 1989; Долгова Л.Г., 1978) или активность отдельных микробиологических процессов, например, респирации, азотфиксации, разложения клетчатки (Звягинцев Д.Г., 1991; Туманов А.А., Филимонова И.А., 1985).

Исходя из положения об иерархическом строении биологических систем Андреюк Е.И. с соавторами (1997) предложили новый подход к биотестированию почвы, при котором биоиндикационные показатели отражают влияние загрязнителей на различных уровнях: доклеточном, клеточном, популяционном, которые отражают реакцию биологической системы почвы на

определенном уровне ее организации: 1) активность аскорбатоксидазы (- аскорбат: кислородоксидоредуктазы) - доклеточный уровень; 2) мутагенное воздействие тяжелых металлов на микробную клетку - клеточный уровень; 3) реакцию отдельных культур стрептомицетов на загрязнение - популяционный уровень; 4) численность и соотношение основных таксономических и эколого-трофических групп микроорганизмов, активность микробиологических процессов – ценотический уровень (Андреюк Е.И. и др., 1997).

Изучение реакции на различные антропогенные воздействия активно функционирующих в почве микробных сообществ позволило сформулировать положение о том, что независимо от природы загрязняющего агента изменения микробиоты почвы в ответ на возрастающие антропогенные нагрузки выражаются в последовательной смене четырех адаптивных зон (Гузев В.С., Левин С.В., 1991).

Прямыми наблюдениями установлено, что перераспределение степени доминирования членов инициированного микробного сообщества в зоне стресса при внесении минеральных удобрений, некоторых гербицидов и отдельных тяжелых металлов приводит к преимущественному развитию в почве токсинообразующих микроорганизмов. Они ингибируют прорастание семян тест-растений, развитие проростков, причем биомасса этих микроорганизмов не потребляется почвенными беспозвоночными животными — клещами и нематодами (Бызов Б.А., Гузев В.С., Паников Н.С. и др., 1989; Кураков А.В., Гузев В.С., Степанов А.Л. и др., 1989; Левин С.В., Гузев В.С., Асеева Н.В., 1989; Bramble B.J., 1989).

При высоком уровне нагрузок в зоне резистентности загрязнитель оказывает прямое токсическое действие на почвенную биоту, нанося ей такие повреждения, которые вызывают гибель большинства организмов свойственных нормальной почве. Сказанное относится к высшим растениям, почвенным беспозвоночным и микроорганизмам (Звягинцев Д.Г., Гузев В.С., Левин С.В., 1989).

Для биоиндикации различных уровней загрязнения почвы при антропогенных воздействиях в реальных полевых условиях предлагается следующее. Низкий уровень загрязнения следует устанавливать по превышению фоновых концентраций поллютантов с помощью химических методов анализа (Зырин Н.Г., Обухов А.И., Малахов С.Г. и др., 1985; Мотузова Г.В., 1989; Breymeyer A.I., 1984).

Для индикации среднего уровня загрязнения в наибольшей степени подходят микробиологические показатели.

Предлагаемый способ микробиологической индикации был испытан в полевых и вегетационных опытах и показал хорошие результаты при биоиндикации среднего уровня загрязнения почв тяжелыми металлами, пестицидами и избыточными дозами минеральных удобрений. В качестве дополнительных индикаторных признаков среднего уровня загрязнения можно использовать снижение

вариабельности показателей биохимических процессов в почве, сокращение видового богатства и разнообразия комплекса почвенных микроорганизмов, а также увеличение в нем доли токсинообразующих форм микроорганизмов (Левин С.В., Гузев В.С., Асеева Н.В., 1989; Бызов Б.А., Гузев В.С., Паников Н.С. и др., 1989; Гомонова Н.Ф., 198; Кернс Дж., Ланца Дж.Р., 1976; Cairns J.Jr., 1984).

Для индикации высокого уровня загрязнения почв экзогенными химическими веществами подходят многие микробиологические показатели, например широкое распространение в микробном сообществе почвы высокоустойчивых форм микроорганизмов. Многие авторы отмечают, что более целесообразно для этого использовать другие тесты. Поскольку почвы при данном уровне загрязнения будут обладать общей высокой токсичностью, более удобно, наглядно и просто определять наличие этого уровня с использованием реакции высших организмов, например растений (Зырин Н.Г., Обухов А.И., Малахов С.Г., 1985; Ильин В.Б., 1988; Обухов А.И., Бабьева И.П., Гринь А.В., 1980; Smothers W. At. Jr., Jordan C. F.,1983).

Таким образом, анализ литературных данных показывает разностороннее влияние загрязняющих веществ на направленность и интенсивность развития элементарных почвенных процессов и свойства почв. Характер этого воздействия во многом определяется природой загрязняющего вещества, масштабами их воздействия, природно-климатическими условиями и особенностями проявления почвенных и почвообразовательных процессов, эффективности действия различных геохимических барьеров в профиле почвы. В связи с этим становится актуальным проведение исследований по оценке эффективности действия различных типов геохимических барьеров, создаваемых на основе отходов производства, цеолита, вермикомпоста и гумусового горизонта темно-серой лесной почвы на функционирование и продуктивность ландшафтов в условиях агротехногенеза.

X ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА, ПРИРОДНЫХ ЦЕОЛИТОВ И ВЕРМИКОМПОСТОВ НА БАРЬЕРНЫЕ СВОЙСТВА ГРУНТОВ

Геохимические неоднородности литосферы могут быть обусловлены как повышенным содержанием химических элементов по сравнению с фоном, так и пониженным. По генезису они подразделяются на природные и природно-техногенные (Ермаков В.В.,2003; Wood J.M., Goldberg E.D.,1997). Различные геохимические аномалии имеют и различную вариацию химического состава во времени. К наиболее стабильным можно отнести природные литогеохимические аномалии и зоны. Другие типы геохимических неоднородностей имеют значительные вариации состава во времени, зависящие от комплекса физико-химических, геодинамических, техногенных условий. Литологические аномалии обусловлены геолого-структурными особенностями территории, литологической специализацией горных пород, литологоминералогическими особенностями и физико-химическими условиями миграции элементов.

Проведенное эколого-геохимическое районирование территории России показало, что только 30% ее потенциально экологически безопасно. Наибольшую угрозу несут образования пермского, мелового и палеогенового возраста, районы автономной активизации и молодые депрессионные структуры, геохимические зоны, где наряду с ведущими элементами геохимических ассоциаций, постоянно концентрируются группы элементов, несоответствующие литологическому составу геологических тел.

Природные гидрохимические провинции и аномалии обусловлены геолого-структурными условиями района, литогеохимической специализацией горных пород, их литолого-минералогическими и физико-химическими особенностями.

Природные атмогеохимические аномалии обусловлены геолого-структурными особенностями литосферы, существенно влияющими на ее проницаемость. Растворенные во внешнем ядре газы выходят на поверхность Земли в основном в рифовых зонах – грандиозных расколах литосферы – и образующих патогенные атмогеохимические зоны.

Техногенные геохимические поля и аномалии формируются в результате активной хозяйственной деятельности человека. Почвы, горные породы, минералы играют роль аккумулятора техногенного воздействия.

В связи с этим для геохимической характеристики территории необходимо использовать систему показателей, определяющих интенсивность миграции и аккумуляции тяжелых металлов в

природных объектах: гранулометрический состав, содержание органического вещества, емкость поглощения, реакция среды, окислительно-восстановительные условия, биологические свойства и т.д.

1. Влияние отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов на водно-физические свойства, температурный и питательный режим грунтов

При характеристике свойств техногенных субстратов необходимо учитывать особенности водно-физических свойств, определяющих степень водопроницаемости и влагоемкости грунтов. Плотность грунтов представляет собой интегрированную плотность всех компонентов твердой фазы почвогрунтов – обломочных, глинистых, новообразованных минералов и органических соединений.

Плотность почвы оказывает значительное влияние на поглощение влаги, газообмен в почве, развитие корневых систем растений, интенсивность микробиологических процессов. Величина плотности почвогрунта определяется соотношением компонентов органических и минеральных частей твердой фазы, гранулометрическим составом, агрегатным составом и водопрочностью агрегатов.

Таблица 19 – Влияние размера фракций шлака на водно-физические свойства грунтов

Варианты опыта	фракция шлака менее 0,5мм		фракция шлака 1-3 мм	
	плотность, d_v, г/см^3	ПВ,%	плотность, d_v, г/см^3	ПВ,%
почва (контроль)	$0,97 \pm 0,04$	65,56	0,97	65,56
почва+шлак (1:1)	$0,72 \pm 0,04$	56,90	$0,70 \pm 0,01$	61,70
почва+шлак (1:0,5)	$0,71 \pm 0,07$	69,36	$0,67 \pm 0,02$	77,80
почва+шлак (1:2)	$0,73 \pm 0,02$	44,80	$0,72 \pm 0,03$	70,50
цеолит+шлак+вермикомпост (1:1:1)	$0,83 \pm 0,04$	58,70	$0,81 \pm 0,06$	61,30
почва+цеолит+шлак (1:1:1)	$0,83 \pm 0,06$	49,94	$0,81 \pm 0,02$	51,23
почва+цеолит+шлак (1:2:1)	$0,83 \pm 0,05$	39,50	$0,82 \pm 0,02$	45,30
шлак+вермикомост (1:2)	$0,71 \pm 0,07$	58,50	$0,65 \pm 0,02$	65,00
шлак+цеолит (1:1)	$0,89 \pm 0,06$	36,02	$0,85 \pm 0,03$	40,40
шлак+цеолит (1:2)	$0,84 \pm 0,07$	38,20	$0,81 \pm 0,02$	41,10

Как видно из данных таблицы 1, изменение плотности сложения питательных грунтов происходит в зависимости от характеристики компонентов, входящих в состав грунтов. Так, использование добавок различных фракций шлака приводит к заметному, достоверному уменьшению плотности сложения почвогрунтов. Плотность почвогрунта уменьшалась в 1,3-1,5 раза в сравнении с плотностью исходной почвы (гумусовый горизонт). При этом на степень изменения плотности почвогрунтов с добавлением шлаков оказали влияние как массовая доля шлака в составе грунта, так и размер фракций шлаковых отсевов.

Добавление в состав питательных грунтов из почвы и шлака цеолитов приводит к увеличению плотности грунтов в 1,2 раза, при этом изменение массовой доли цеолита в 2 раза не приводит к изменению плотности почвогрунта.

Интерес представляют данные, характеризующие изменение плотности грунтов, составленных из органического компонента (вермикомпост) и минеральных компонентов (цеолит, шлак).

Так, грунты, состоящие из шлака и цеолита, характеризовались плотностью сложения, достигающей величины 0,89 г/см^3, что на 0,06 г/см^3 превышало значение плотности в грунтах, состоящих из почвы, шлака и цеолита. С увеличением массовой доли цеолита и размера фракции шлака плотность сложения грунтов снижалась на 0,03-0,04 г/см^3.

Добавление органических веществ вермикомпоста в состав питательных грунтов из шлака и цеолита (1:1) приводит к закономерному снижению плотности сложения грунтов на 0,06 г/см^3 с фракцией шлака менее 0,5 мм и на 0,04 г/см^3 с фракцией шлака 1-3 мм.

Грунты, составленные из шлака и вермикомпоста (1:2) имели самые низкие значения плотности сложения – 0,65 г/см^3 (фракция шлака 1-3 мм) и 0,71 г/см^3 (фракция шлака менее 0,5мм).

Свойство грунтов удерживать воду обусловлено действием сорбционных и капиллярных сил. От содержания воды в грунтах зависит интенсивность протекающих в них биологических, химических и физико-химических процессов, передвижение веществ, водно-воздушный, питательный и тепловой режимы, интенсивность миграции и аккумуляции загрязняющих веществ.

Полная влагоемкость (ПВ) или водовместимость – наибольшее количество воды, которое может вместить почва при полном заполнении всех пор водой. Она примерно соответствует общей порозности, поскольку 5-6 % пор остается с защемленным почвенным воздухом.

Как видно из данных таблицы 19, полная влагоемкость была несколько выше в грунтах с фракцией 1-3 мм в составе, что определяется более рыхлым сложением данных вариантов. Причем,

при повышении в составе грунтов процентного содержания органических веществ почвы и вермикомпоста процентное содержание воды в грунтах повышается.

Необходимо отметить, что при меньшей плотности сложения опытных грунтов по сравнению с почвой, превышение значения полной влагоемкости контрольного варианта отмечено только в варианте с наибольшим содержанием почвы в составе почва+шлак (1:0,5). Изменения в величине влагоемкости достигали 3,8% в варианте с фракцией шлака менее 0,5 мм и 12,2% с фракцией шлака 1-3мм.

Наименьшее значение полной влагоемкости установлено в уплотненных минеральных грунтах, состоящих из шлака и цеолита. Полная влагоемкость в менее структурных вариантах с мелкой фракцией шлака составила 36-38%. Укрупнение размера фракции шлака и увеличение массовой доли цеолита привело к повышению полной влагоемкости на 3-4%.

Таким образом, питательные грунты, состоящие из гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, шлака, цеолита, вермикомпоста в разнокомпонентном составе и массовом соотношении характеризуются благоприятными водно-физическими свойствами, обусловленными низкими значениями плотности сложения.

Величина плотности сложения питательных грунтов и их исходных свойств зависит от размера фракций шлака, наличия тонкодисперсных фракций цеолита и органических веществ почвы и вермикомпоста.

В результате исследований установлено, что наиболее благоприятные для роста и развития растений водно-физические свойства грунтов складываются в варианте почва+шлак (1:0,5).

Результаты исследований, представленные в таблицах 2,3, убедительно доказывают положительное действие различных фракций шлака на водно-физические свойства и питательный режим грунтов.

Данные таблицы 20 показывают снижение плотности состава с 0,97 г/см^3 в контроле до 0,72 г/см^3 при добавлении шлака фракции менее 0,5 мм. Наименьшая плотность состава установлена при использовании шлака более крупных фракций размером 1-3 мм. Плотность твердой фазы при этом изменялась незначительно, в почвенном субстрате она составила 1,93 г/см^3, а при использовании добавок шлака мелких фракций, она несколько снижалась до 1,63 г/см^3. При этом плотность твердой фазы состава со шлаком крупных фракций была такой же, как в контроле.

Водно-воздушный режим наиболее благоприятно складывался в составе с использованием шлака фракции 1-3 мм, жидкая фаза составляет 50,8%, газовая 14,5%, твердая 34,7% при общей пористости 65,3%. В составе с добавлением шлака более мелких фракций менее 0,5 мм общая пористость снижается до 55,8%, увеличивается твердая фаза почвы, она составляет 38,73%, газовая фаза увеличивается до 17,07%.

Таблица 20 – Физические свойства и водно-воздушный режим составов в зависимости от размера фракций шлака

варианты опыта	плотность, г/см^3	плотность твердой фазы, г/см^3	общая пористость, %	соотношение фаз при НВ, %		
				твердая	жидкая	газовая
почва (контроль)	0,97	1,93	49,7	50,3	43,98	5,72
почва +шлак (1:0,5) фракции <0,5 мм	0,71	1,63	55,8	44,2	38,73	17,07
почва +шлак (1:0,5) фракции 1-3 мм	0,67	1,93	65,3	34,7	50,8	14,5

В контрольном составе из гумусового горизонта почвы общая пористость снижалась до 49,7%, при этом резко снижалась величина газовой фазы до 5,72%, что свидетельствует о том, что в процессе интенсивных поливов происходит уплотнение состава, снижение пористости, что создает опасность переувлажнения субстрата.

Применение используемых компонентов в составе грунтов обеспечивает благоприятный питательный режим (табл.21). Установлено закономерное снижение кислотности грунтов при добавлении шлака с 6,5 единиц pH в контроле до 8,15 ед. при использовании возрастающих доз шлака. При этом отмечается увеличение нитратного азота с 1,04 мг на 100 г почвы в контроле до 6,90 мг/100г при использовании состава с мелкими фракциями шлака. Несколько снижается концентрация фосфат-ионов в грунтах с добавлением шлаков и цеолитов, что обусловлено снижением их доступности с изменением реакции почвенной среды. Однако значительно возрастает количество нитритных форм азота. В питательных грунтах, содержащих вермикомпост, отмечено значительное увеличение нитратных, нитритных и аммиачных форм азота и подвижных форм фосфора. Включение в состав питательных грунтов цеолита обусловливает создание слабощелочной реакции среды.

Тепловой режим вместе с водным режимом определяет динамику почвообразовательных процессов в субстратах. Температура выступает как важный фактор интенсивности химических, физико-химических, биохимических и биологических процессов в почве. Известно, что недостаток теплообеспеченности почв может выступить как главный фактор снижения продуктивности растений и даже их гибели. Так, например, при выращивании огурца важным моментом является оптимизация режима температуры по фазам роста и развития растений. В обогреваемых теплицах вопрос о холодостойкости актуален, так как задача исследований для таких условий – создание гибридов с пониженной теплотребовательностью, т.е. с более низкими температурными оптимумами для протекания физиологических процессов, что позволит сэкономить энергоресурсы.

Таблица 21 – Показатели питательного режима субстратов

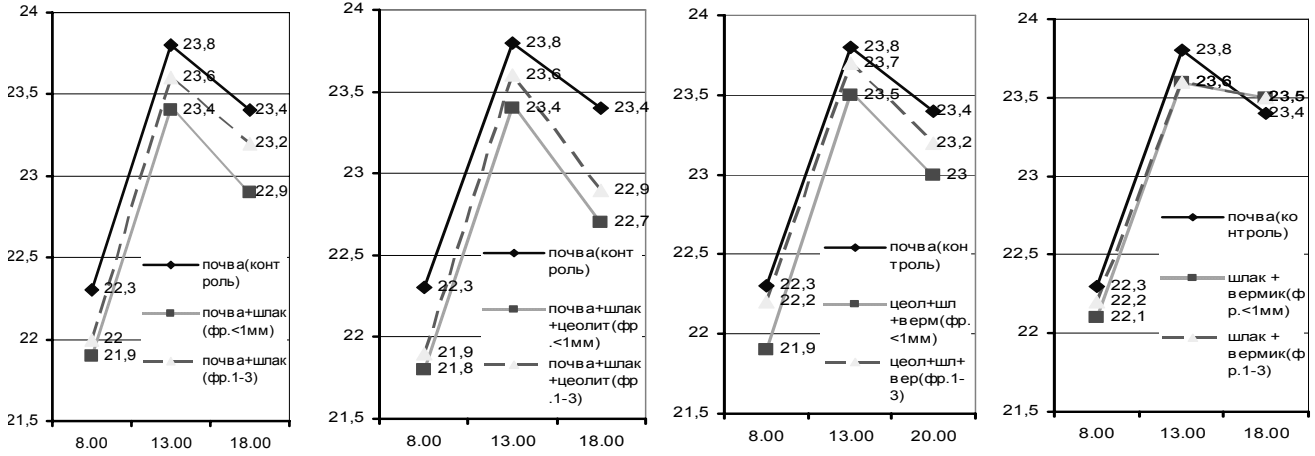
Варианты опыта	pH	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}
		мг/100г			
почва (контроль)	6,50	0,675	0,000	1,035	0,485
почва+шлак <0,5 1:1	7,70	0,330	0,209	5,060	0,065
почва+шлак 1-3 1:1	7,80	0,305	0,070	6,200	0,062
почва+шлак <0,5 1:0,5	7,65	0,412	0,209	3,910	0,111
почва+шлак 1-3 1:0,5	7,70	0,420	0,208	6,440	0,185
почва+шлак <0,5 1:2	7,85	0,087	0,305	6,900	0,088
почва+шлак 1-3 1:2	8,15	0,093	0,311	6,210	0,102
почва+цеолит+шлак<0,5 1:1:1	8,00	-	0,014	3,150	0,039
почва+цеолит+шлак1-3 1:1:1	8,15	-	0,014	3,910	0,053
почва+цеолит+шлак<0,5 1:2:1	8,30	-	0,094	0,000	0,013
почва+цеолит+шлак 1-3 1:2:1	8,15	-	0,010	0,460	0,076
шлак<0,5 +вермикомпост 1:2	8,15	0,700	1,222	6,100	1,294
шлак1-3 +вермикомпост 1:2	8,45	0,730	1,454	8,050	1,042
шлак<0,5 +цеолит 1:2	8,10	-	0,010	1,120	0,039
шлак1-3 +цеолит 1:2	8,15	-	0,030	1,150	0,037
шлак<0,5 +цеолит 1:1	8,05	-	0,050	2,760	0,032
шлак1-3 +цеолит 1:1	8,10	-	0,040	1,730	0,030
цеолит+шлак<0,5 +вермикомпост 1:1:1	8,05	0,980	0,049	3,990	0,832
цеолит+шлак1-3 +вермикомпост 1:1:1	8,10	1,00	0,044	4,370	0,567

При выращивании огурца в зимнем обороте различными исследователями установлено, что при температуре воздуха 15-30^{0}С и температуре в корнеобитаемом слое 15-35^{0}С наибольшие темпы роста наблюдаются при повышении температуры почвы с 15 до 20^{0}С (Акимова Т.В., 2000).

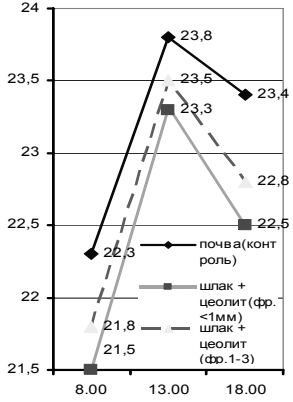
Поэтому важно знать закономерности формирования температурного режима и приемы его регулирования.

Тепловые свойства грунтов определяются минералогическим, гранулометрическим составом, содержанием органического вещества, влажностью, пористостью грунтов и содержанием воздуха.

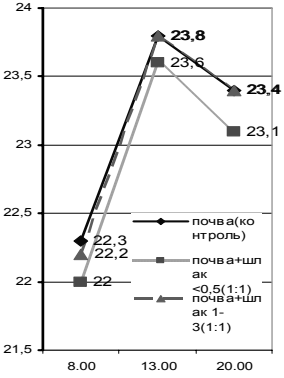
В связи с этим в задачу нашего исследования входило изучение изменения температурного режима питательных грунтов, используемых для выращивания рассады огурца. Исследования показали изменение температурного режима питательных грунтов в зависимости от качественной и количественной характеристики составных компонентов грунтов. Так, суточный ход температур в грунтах из гумусового горизонта темно-серой лесной почвы изменялся следующим образом: максимальная температура почвы 23,8 ^{0}С была установлена на 13 часов дня, к 18 часам температура почвогрунта снижалась до 23,4^{0}С, а к 8 часам утра температура падала до 22,3^{0}С, т.е. интервал температуры почвы в течение суток составил 1,5^{0}С.


24
23,5
23
22,5
22
21,5
8.00
13.00
18.00
23,8
23,6
23,4
23,2
22,9
22,3
22
21,9
почва(контроль)
почва+шлак (фр.<1мм)
почва+шлак (фр.1-3)
23,8
23,6
23,4
22,9
22,7
22,3
21,9
21,8
почва(контроль)
почва+шлак +цеолит(фр.<1мм)
почва+шлак +цеолит(фр.1-3)
23,8
23,7
23,5
23,4
23,2
23
22,3
22,2
21,9
почва(контроль)
цеол+шл +верм(фр.<1мм)
цеол+шл+вер(фр.1-3)
20.00
23,8
23,6
23,5
23,4
22,3
22,2
22,1
почва(контроль)
шлак + вермик(фр.<1мм)
шлак + вермик(фр.1-3)

а *б* *в* *г*

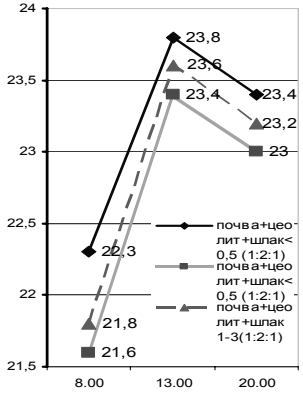


д

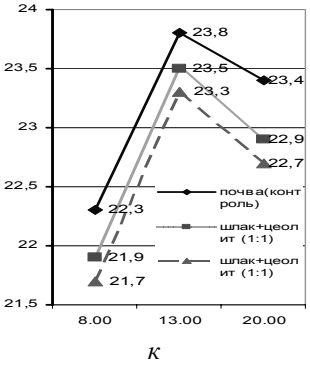


е

ж



з



к

Рисунок 15 – Динамика дневного хода температур в грунтах: а) почва+шлак (1:2); б) почва+шлак+цеолит (1:1:1); в) цеолит+шлак+вермикомпост (1:1:1); г) шлак+вермикомпост (1:2); д) шлак+цеолит (1:2); е) почва+шлак (1:1); ж) почва+шлак (1:0,5); з) почва+цеолит+шлак (1:2:1); к) шлак+цеолит (1:1)

Добавление в почвогрунт шлаковых отсевов с разным размером фракций и различным массовым соотношением оказало влияние на изменение температурного режима питательных грунтов. Как видно из рис.15 (а), наличие в питательном грунте шлака в соотношении 1:2 снижает температуру почвогрунта на 0,3-0,4^0 С в утренние часы, на 0,2-0,4^0 С в дневное время суток и в вечернее время на 0,2-0,5^{0}С в сравнении с температурой почвы, при этом чем мельче фракция шлака, тем выше температурный интервал и колебания температуры почвогрунтов в сравнении с температурой почвы.

Наличие в составе питательных грунтов цеолита в сочетании с почвой и шлаком способствует ухудшению температурного режима питательных грунтов. Суточный ход температуры грунтов изменялся на 0,2-0,4^0 в дневное время суток (13 часов) и на 0,5-0,7^{0}С в вечернее время, а к 8 часам утра температура в грунтах снижалась до 21,8-21,9^{0}С, что на 0,4-0,5^0 ниже температуры почвы рис.15 (б)

Наличие в грунтах органических веществ вермикомпоста способствует увеличению буферности питательных грунтов и большей устойчивости температурного режима. Так, в грунтах, составленных из фракций шлака и вермикомпоста, отмечается самый высокий температурный режим в сравнении с грунтами, имеющими в своем составе гумусовый горизонт почвы, если на 13 часов дня температура достигала 23,6^{0}С и была на 0,2^0 ниже температуры почвы, то к 18часам температура грунта из шлака и вермикомпоста была 0,1-0,2^0 выше температуры почвы, а к 8 часам утра она снижалась до 22,1-22,2^{0}С, что на 0,1-0,2^0 было ниже температуры почвы на это время суток. При этом колебания температуры дня и ночи составили 1,4-1,5^{0}С.

Сочетание шлака с цеолитом в составе питательных грунтов обуславливает самый низкий температурный режим питательных грунтов, так, колебания температуры грунта дня и ночи достигали 1,7-1,8^{0}С, рис.1(д). При этом самые низкие по абсолютному значению температуры установлены в грунтах с фракцией шлака менее 0,5мм.

Анализ водно-физических свойств и температурного режима многокомпонентных питательных грунтов на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, отсевов солевого алюминиевого шлака, цеолитов и вермикомпоста установил разнообразие показателей, характеризующих интенсивность миграции и аккумуляции веществ и условий произрастания растений, что обусловливает возможность использования данных компонентов для формирования геохимических барьеров (окислительно-восстановительного, температурного, адсорбционного, биогеохимического, механического, физико-химического и др.) и применения в качестве питательных субстратов для выращивания рассады овощных и декоративных культур.

2. Экологическая оценка воздействия отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов на валовое содержание тяжелых металлов и образование их подвижных форм

Главнейшими источниками загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами являются промышленные предприятия и автомобильный транспорт.

Интенсивность поступления техногенных потоков химических элементов и их локализация обуславливает формирование техногенных аномалий и биогеохимических провинций с различной степенью экологической напряженности (Ермаков В.В., 1995; Mukherjee A.B., 2001). Накопление в почвах избыточных количеств таких металлов, как Cu, Zn, Pb, Cd, относящихся к приоритетным экотоксикантам, обнаружено не только во многих индустриальных районах, но и в почвах сельскохозяйственного использования (Ганжара Н.Ф.,1993).

В результате техногенеза биосферы, связанного с высокой технофильностью некоторых химических элементов и другими антропогенными факторами, резко меняются локальные циклы ряда элементов с существенным преобразованием живого вещества. Преобразование среды приводит к обеднению флористического и фаунистического состава биогеоценозов, исчезновению видов и нарушению видового состава, снижению биоразнообразия.

Тяжелые металлы имеют особое значение для современного состояния биосферы. Они не входят в состав органических соединений, из которых состоят ткани живых организмов, но в то же время являются необходимым компонентом биокатализаторов и биорегуляторов важнейших физиологических процессов. По этой причине микроколичества металлов в организмах постоянно поддерживаются и восполняются за счет ресурсов окружающей среды. Высокие концентрации металлов оказывают угнетающее и в некоторых случаях токсическое действие.

В системе циклического массообмена тяжелых металлов особое место занимает почва, в которой сходятся главные миграционные потоки. Регулирование почвой массопотоков металлов обусловлено системой равновесий и взаимопереходов между различными формами нахождения металлов, различающимися прочностью закрепления и способностью включаться в тот или иной вид миграции (Добровольский В.В.,1990, 1997).

Медико-геохимические исследования свидетельствуют о том, что между содержанием в почвах и растениях микроэлементов и поражением населения различными заболеваниями существует корреляционная зависимость.

В связи с этим, разработка мероприятий по снижению токсичности тяжелых металлов путем химических мелиораций и формированию различных геохимических барьеров является приоритетной в решении задач в рамках системы оценки и прогноза загрязненности почв и растений тяжелыми металлами.

Эффективность химических мелиораций в нормализации токсикоэкологических ситуаций, вызываемых тяжелыми металлами, зависит от выбора наиболее эффективного мелиоранта. Выбор того или иного вида геохимического барьера в решении проблемы снижения поступления тяжелых металлов в растениеводческую продукцию и интенсивности их миграции в почвенном профиле определяется химическими свойствами металла-загрязнителя и свойствами почвы.

В число свойств, контролирующих поведение тяжелых металлов в почве и реакцию на них биоты, входят содержание и состав глинистых минералов, показатели кислотности, содержание аморфных гидроксидов железа и марганца, органического вещества, подвижных форм фосфорных соединений.

Цель наших исследований состояла в изучении степени влияния шлаковых отходов, сорбционных свойств цеолитов и органических веществ вермикомпостов на валовое содержание тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd, Mn, Cr, Ni) и образование их подвижных форм в составе различных видов питательных грунтов.

Возможность использования отходов металлургической промышленности в сельском хозяйстве и декоративном строительстве обусловлена содержанием в отходах макро и микроэлементов, необходимых для роста и развития растений. Вместе с тем, необходим строгий экологический контроль за химическим составом и качеством шлаковых удобрений и питательных грунтов, чтобы не допустить возможное избыточное накопление в почвах и растениях тяжелых металлов.

Взаимодействие почв и растений с тяжелыми металлами зависит в значительной степени от заряда, молекулярной массы и устойчивости их комплексных соединений. Попадая в верхний горизонт почвы, тяжелые металлы образуют комплексы с водорастворимыми органическими лигандами, заряженными как положительно, так и отрицательно (Ильин В.Б., Степанова М.Д., 1982).

Воздействие на живой объект и биокосную почву усиливается при импульсивном, а не монотонном воздействии, на молодой стадии развития объекта, при большой продолжительности воздействия; при большем времени жизни объекта; при большей скорости процессов метаболизма в объекте за период жизни.

Очевидно, что при внесении нескольких токсикантов в почву будет отмечаться эффект их совместного влияния.

В связи с этим становится актуальным проведение исследований по изучению интенсивности аккумуляции и миграции тяжелых металлов в системе питательные грунты – растение в условиях использования физических и физико-химических факторов, снижающих доступность растениям тяжелых металлов и их миграционную способность.

2.1 Влияние отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов на изменение валового содержания тяжелых металлов

Исследованиями установлено, что при внесении в почву шлаков в соотношении 1:2 содержание Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr и Mn повышается соответственно на 142,2%; 256,7%; 689,5%; 916,5%; 279,2%; 111,5%; 16,2% при внесении шлака фракции мельче 0,5 мм (рис.16). Использование шлаковых отходов фракции 1-3 мм также приводит к увеличению валового содержания исследуемых тяжелых металлов в почве на 197,8%; 32,9%; 580,6%; 1248,8%; 242,9%; 126,9%; 6,92% соответственно.

Более крупные фракции шлаковых отходов обусловливают увеличение валового содержания таких тяжелых металлов как свинец, цинк, хром в сравнении с изменением валового содержания в почвах этих металлов при внесении шлаковых отходов фракции мельче 0,5 мм. Однако мелкие фракции шлаковых отходов являются основным источником загрязнения почвы такими тяжелыми металлами, как кадмий, медь, никель, марганец.

Для оценки степени накопления тяжелых металлов в почве при внесении шлаковых отходов использовали коэффициенты концентрации (Кс) и суммарный показатель загрязнения (Zc). По величине Кс выделен следующий убывающий ряд элементов относительно фонового варианта при внесении фракции шлака менее 0,5мм: Zn > Cu > Ni > Cd > Pb > Cr > Mn, а при использовании шлаковых отходов фракции 1-3 мм выделен ряд элементов Zn > Cu > Ni > Pb > Cr > Cd > Mn. Исходя из величины Zc и критерия загрязненности можно сделать вывод: при внесении шлака почва характеризуется средним уровнем загрязнения (24,12 – 24,37).

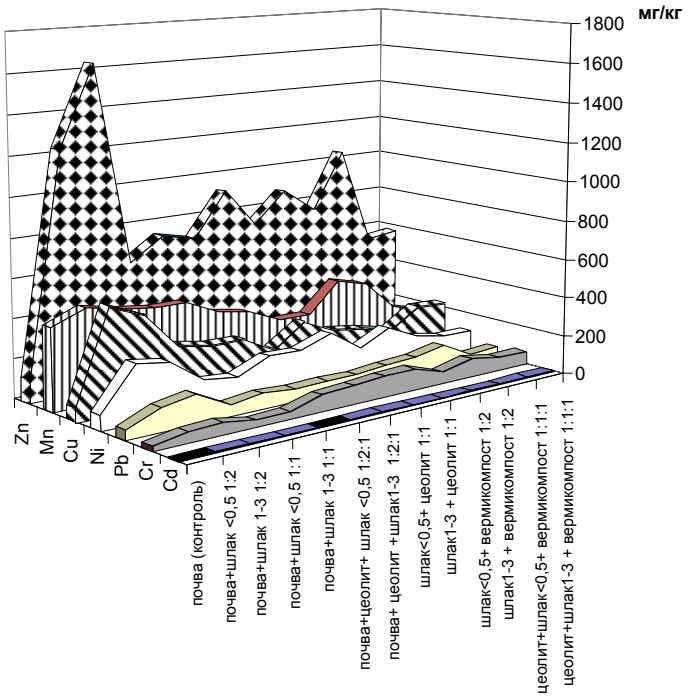


Рисунок 16 – Валовое содержание тяжелых металлов в питательных грунтах

При сочетании почвы и шлака в массовом соотношении 1:1 содержание валового количества меди возросло на 314,9-265,7%, цинка – 413,2-507,4%, кадмия – 75-41%, никеля – 81,8-58,4%, свинца – 42,5-64,3%, хрома- 19,2-34,6%. По величине Кс выделен следующий ряд: Zn > Cu > Ni > Cd > Pb > Cr > Mn, в варианте с добавлениями крупной фракции шлаковых отходов: Zn > Cu> Pb > Ni > Cr > Cd > Mn. По величине суммарного показателя загрязненности данный тип грунтов характеризуется слабой степенью загрязненности (Zc 9,29-9,52).

Использование мелиоративных и сорбционных свойств природных цеолитсодержащих трепелов и комплексообразовательной способности органических веществ вермикомпоста изменяет содержание тяжелых металлов в питательных грунтах при внесении шлаковых отходов.

Уменьшение в составе исследуемых почвогрунтов массовой доли шлака за счет включения в их состав вдвое увеличенной по отношению к доле шлака массы цеолита приводит к закономерному

снижению валового содержания таких металлов, как свинец, медь, цинк, никель, главным источником которых являются шлаковые отходы. Однако, наблюдается увеличение валового содержания хрома, кадмия. В сравнении с контролем содержание кадмия повышается на 156,7-168,9%, хрома на 215,4-253,9% в зависимости от размера фракции шлака. Валовое количество в грунтах Pb, Cu, Zn и Ni возрастает в сравнении с валовым содержанием этих металлов в исходной почве на 39,4-51,2%; 265,7-138,8%; 475,2-659,5%; 153,3-145,5% в зависимости от размера фракции шлака, но в сравнении с почвогрунтом, состоящим из почвы и шлака в соотношении 1:2, количество тяжелых металлов уменьшается для свинца на 102,8-146,6%, для меди – 423,9-441,8%, цинка на 441,3-589,3% и никеля на 125,9-97,4%.

По величине коэффициента концентрации (Кс) на этом типе почвогрунта выделен следующий ряд тяжелых металлов: Zn > Cu > Cr > Cd $\geq$ Ni > Pb> Mn для фракции шлака менее 0,5 мм, и для фракции шлака 1-3 мм в составе грунта следующий ряд тяжелых металлов: Zn > Cr > Cd > Ni > Cu > Pb> Mn. Величина суммарного показателя загрязнения грунта изменяется от 12,88 при наличии шлака мелких фракций до 13,93 при включении в состав грунтов шлаковых отходов крупных фракций и свидетельствует о среднем уровне загрязнения.

В почвогрунтах, состоящих из почвы и добавок цеолита и шлака в соотношении 1:2:1 соответственно, отмечается превышение показателя валового содержания таких металлов, как кадмий, медь, цинк, никель.

Интерес представляет данные по валовому содержанию тяжелых металлов в грунтах, состоящих из сочетаний различных фракций шлака с цеолитами (1:1) и вермикомпостами (1:2).

В грунтах, составленных из шлака и цеолита, уменьшается валовое количество кадмия, марганца и свинца и оно не превышает предельно допустимых концентраций этих металлов. Однако, содержание меди, цинка, никеля и хрома остается высоким. По величине Кс относительно контрольного варианта можно выделить следующий ряд металлов: Zn > Cu-Cr > Ni > Pb > Cd > Mn для фракции шлака менее 0,5мм в составе грунта, а для грунтов с фракцией шлака 1-3 мм этот ряд металлов изменяется следующим образом: Zn > Cu > Cr > Cd >Ni $\geq$ Pb> Mn. Величина суммарного показателя загрязнения снижается в пределах от 13,3 ед. с мелкими фракциями шлака до 12,3 ед. в грунтах с крупными фракциями шлака и характеризует средний уровень загрязнения грунта.

Добавление к шлаку вермикомпоста в соотношении 1:2 вызывает снижение валового содержания меди и хрома, превышение контроля для данных металлов составило 159,7-100% и 111,5-253,8%

соответственно в зависимости от размера фракции шлака. Содержание кадмия, марганца, цинка, никеля и свинца повышается. По величине Кс относительно контрольного варианта можно выделить следующий ряд металлов: Zn > Ni >Cu> Cr > Cd > Pb > Mn для фракции шлака менее 0,5мм в составе грунта, и Zn > Cr >Pb > Cu > Cd >Ni > Mn для грунтов с фракцией шлака 1-3 мм. Величина суммарного показателя загрязнения составила 14,2 ед. в грунтах с фракциями шлака 1-3мм и 11,5 ед. в грунтах с мелкими фракциями шлака и характеризует средний уровень загрязнения.

Грунт, составленный из шлака, цеолита и вермикомпоста в массовом соотношении 1:1:1 характеризуется пониженным содержанием свинца, никеля, цинка и марганца. В сравнении с грунтами из шлака и цеолита (1:1) и шлака и вермикомпоста (1:2) превышение контрольного варианта по содержанию свинца уменьшается в 1,7 и 2,3 раза соответственно, никеля – в 2,4-1,6 раза, цинка 1,4-1,8 раза, марганца в 1,3-2,1 раза. В сравнении с исходной почвой валовое содержание свинца в данном грунте увеличилось на 1,0-2,9%, никеля на 35,1-31,2%, цинка на 352,9-370,3% в зависимости от размера фракции шлака. Содержание меди, кадмия и хрома остается высоким, превышение контрольного варианта составило 249,2-234,3%, 150,0-98,8% и 153,9-157,7% соответственно.

По величине коэффициента концентрации (Кс) на этом типе грунта выделен следующий ряд тяжелых металлов: Zn > Cu > Cr > Cd > Ni > Pb> Mn как для фракции шлака менее 0,5 мм, так и для фракции шлака 1-3. Величина суммарного показателя загрязнения грунта изменяется от 8,69 в грунтах со шлаком мелких фракций до 8,31 при включении в состав грунтов шлаковых отходов крупных фракций и свидетельствует о низком уровне загрязнения. При этом величина Zc в 1,5 раза меньше величины суммарного показателя загрязнения грунтов, состоящих из шлака и цеолита (1:1), и в 1,7 меньше величины Zc грунтов, состоящих из шлака и вермикомпоста (1:2).

Анализ геохимического состояния питательных грунтов показал наличие геохимических аномалий как положительных, превышающих фоновые концентрации химических элементов (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni), так и отрицательных, когда концентрация элемента ниже фона (Co, Mn, Pb, Cd).

Исходя из этого для оценки техногенных геохимических аномалий изучаемых питательных грунтов, создаваемых включением в их состав различных компонентов (шлак, цеолит, вермикомпост, гумусовый горизонт темно-серой лесной почвы), в различных массовых соотношениях, выделяют группу химических элементов, отражающую состав аномалии и характеризующую определенный миграционный поток (табл.22).

В таблице представлены формулы геохимических ассоциаций, характеризующие качественный состав и структуру сконструированных геохимических аномалий в опытных грунтах, которые представляют собой упорядоченный по значениям коэффициента концентрации ранжированный ряд тяжелых металлов с границами интервалов, соответствующих шкале десятичных логарифмов с шагом 0,5.

Коэффициент концентрации химических элементов (K_c), характеризующий уровень аномальности и интенсивность аномалии в грунтах относительно фонового содержания, был наибольшим по цинку в грунтах, состоящих из почвы и шлака (1:2) – 30-10. Большая часть значений интенсивности накопления Cu, Zn, Ni, Cr, Cd находится в интервале 10-3. Так, максимальные значения коэффициентов концентрации металлов отмечены в варианте почва+шлак 1:2: по цинку-13 ед., по меди -8 ед, по свинцу -3 ед.

Таблица 22 – Геохимические ассоциации в грунтах

Вариант	30-10	10-3	3-1,5	Nэ	Rx	Zст
	Кс элементов относительно фона					
почва+шлак <0,5 1:2	Zn_{10}	Cu_8- Cd_4 -Ni_4	Pb_2 -Cr_2	6	4,99	24,12
почва+шлак 1-3 1:2	Zn_{13}	Cu_7- Ni_4- Pb_3	Cr_2 -Cd_2	6	5,05	24,37
почва+шлак <0,5 1:1		Zn_5- Cu_4	Cd_2 –Ni_2	4	2,54	9,29
почва+шлак 1-3 1:1		Zn_6- Cu_4	Pb_2 - Ni_2	4	2,59	9,52
почва+цеолит+ шлак <0,5 1:2:1		Zn_6- Cu_4- Cr_3 - Cd_3- Ni_3		5	3,18	12,88
почва+ цеолит +шлак1-3 1:2:1		Zn_8- Cr_4 -Cd_3- Ni_3	Cu_3	5	3,36	13,93
шлак<0,5+ цеолит 1:1		Zn_6- Cu_4- Cr_4 - Ni_3		4	3,72	13,28
шлак1-3 + цеолит 1:1		Zn_7 - Cr_4 - Cu_3	Ni_2	4	3,59	12,27
шлак<0,5+ вермикомпост 1:2		Zn_6- Cu_3- Ni_3	Pb_2-Cd_2-Cr_2	6	2,92	11,48
шлак1-3 + вермикомпост 1:2		Zn_9-Cr_4	Pb_2-Cd_2 – Cu_2-Ni_2	6	3,40	14,21
цеолит+шлак<0,5+ вермикомпост 1:1:1		Zn_5- Cu_4- Cr_3 - Cd_3		4	2,40	8,69
цеолит+шлак1-3 + вермикомпост 1:1:1		Zn_5- Cr_3 - Cu_3	Cd_2	4	2,78	8,31

Концентрация элемента, в 1,5 раза превышающая фон, характеризует минимально-аномальное содержание химического элемента в грунтах. Для исследуемых грунтов такими элементами являются Pb, Cr, Cd, Ni. Превышение фоновых значений было минимальным в варианте цеолит+ шлак+ вермикомпост 1:1:1 и находилось в пределах 5-1,5 ед.

В геохимическую ассоциацию не включены марганец и кобальт, значения $К_с$ которых менее 1,5.

Nэ – показатель, характеризующий количественный состав геохимической ассоциации, и отражает число входящих в нее элементов (т.е. $К_с$ которых более 1,5). Количественный состав геохимических ассоциаций элементов в изучаемых грунтах меняется в пределах 6-4, максимальное число химических элементов характерно для грунтов: почва+шлак 1:2; шлак+ вермикомпост 1:2, минимальное количество элементов - 4 - установлено в грунтах, состоящих из шлака и цеолита (1:1); цеолита, шлака и вермикомпоста (1:1:1).

Коэффициент среднего накопления химических элементов R_x, представляет собой среднее арифметическое суммы значений $К_с$ элементов, входящих в геохимическую ассоциацию, и характеризующий среднюю интенсивность аномалии, изменяется в пределах 3,18-3,72 ед. (почва+ цеолит +шлак 1:2:1; шлак+ цеолит 1:1) и 2,40-2,92 ед. (шлак+ вермикомпост 1:2; цеолит+шлак + вермикомпост 1:1:1).

Показатель санитарно-токсикологической вредности Zст, представляющий собой сумму коэффициентов концентрации $К_с$ (за вычетом фона) химических элементов 1-го и 2-го классов опасности, входящих в ассоциацию, и отражающий степень потенциальной санитарно-токсикологической вредности, находится в пределах 10-30 и характеризует умеренный или средний уровень загрязнения. Грунты, состоящие из почвы и шлака (1:1) и цеолита, шлака и вермикомпоста (1:1:1), характеризуются слабым уровнем загрязнения и допустимой степенью санитарно-токсикологической вредности, для которых величина Zст менее 10.

Таким образом, использование в составе питательных грунтов компонентов, различающихся по химическому составу и свойствам (шлак, цеолит, вермикомпост и гумусовый горизонт темно-серой лесной почвы) обуславливает формирование различных по качественному и количественному составу геохимических ассоциаций. Основной группой элементов, отражающих состав геохимических аномалий исследуемых грунтов, являются Zn, Cu, Cr, Ni и характеризуют умеренную степень санитарно-токсикологической вредности и средний уровень загрязнения.

2.2 Оценка степени действия органических веществ вермикомпоста, сорбционных свойств цеолитов, почвы и шлаковых отходов на формирование подвижных форм тяжелых металлов в питательных грунтах

В связи с усилением антропогенного воздействия на природу все большая доля территории становится опасной для жизни человека и неблагоприятной для ведения сельскохозяйственного производства. Установлено, что острые неблагоприятные экологические ситуации

отмечались в России на 15% всей площади. В связи с этим контроль за состоянием окружающей среды, выделение территорий различной экологической напряженности с целью разработки мероприятий по оптимизации обстановки и производства экологически чистой продукции растениеводства, является актуальной и представляет важную народнохозяйственную задачу.

Геохимическая характеристика почвенного покрова и оценка процессов миграции и аккумуляции тяжелых металлов определяются климатическими условиями, особенностями рельефа, литологической характеристикой почвогрунтов, свойствами почвы и воздействием техногенеза на геохимию ландшафтов.

Установленные закономерности влияния отходов производства, цеолитов, вермикомпостов на валовое содержание тяжелых металлов в питательных грунтах и формирование геохимических аномалий проявляются в изменении степени подвижности этих металлов в исследуемых грунтах.

Нами установлено, что с увеличением дозы шлаковых отходов и изменением степени дисперсности фракции солевых отсевов отмечается повышение количеств подвижных форм тяжелых металлов.

Таблица 23 – Влияние сорбционных свойств почвы и цеолитов на содержание и подвижность тяжелых металлов в питательных грунтах

	Cu	Ni	Pb	Cd	Zn	Cr	Mn
почва (контроль)	7,99*	2,97	4,1	0,24	23,31	0,33	64
	11,9**	3,9	8,2	14,6	19,3	1,3	15,3
почва+шлак <0,5 1:2	312	23,75	16,07	0,33	76,6	1,26	51
	59,0	8,1	13,2	5,6	6,2	2,3	10,5
почва+шлак 1-3 1:2	263	19,56	22,4	0,29	84	1,8	39
	57,7	7,4	15,0	13,3	5,1	3,1	8,7
почва+шлак <0,5 1:1	170	10,11	8,75	0,21	32,8	0,54	50
	61,2	7,2	14,2	7,3	5,3	1,7	11,7
почва+шлак 1-3 1:1	142	8,7	13,01	0,19	37,1	0,83	45
	58,0	7,1	15,8	9,5	5,0	2,4	10,7
почва+цеолит+ шлак <0,5 1:2:1	97	14,43	10,26	0,53	23,87	0,67	60
	39,6	7,4	14,7	12,6	3,4	0,8	17,5
почва+ цеолит +шлак1-3 1:2:1	71	10,14	12,07	0,38	44,75	0,91	39
	44,4	5,4	15,9	8,6	4,9	1,0	12,3

* - содержание тяжелых металлов, мг/кг

** - степень подвижности тяжелых металлов, % от валового содержания

Как видно из данных таблицы 23, при добавлении к почвам шлаковых отходов в соотношении 1:1 происходит образование высоких количеств подвижных форм меди, количество которой возрастало в 17,8 - 21,3 раза в сравнении с исходным уровнем

подвижных форм этого металла в почве, и составило 142-170 мг/кг. Количество подвижных форм никеля, свинца, цинка и хрома возросло в пределах 1,6 -3,4 раза в сравнении с содержанием этих металлов в гумусовом горизонте темно-серой лесной почвы в подвижной миграционноспособной форме.

Увеличение дозы шлака в два раза (почва+шлак 1:2) обусловливает накопление в почвенной среде подвижных форм меди, никеля, свинца, цинка, кадмия, хрома. При этом при использовании шлаковых отходов фракции 1-3 мм увеличивается подвижность в почвогрунтах свинца, хрома и цинка. Добавление к почве шлаковых отсевов фракции менее 0,5 мм способствовало большему накоплению подвижных форм таких металлов, как медь и никель. При этом самая высокая концентрация подвижных форм была установлена для ионов меди, количество которых превышало контрольный вариант в 32,9-39 раз и 1,8 раза превышало количество подвижной меди в почвогрунтах с добавлением шлака в дозе, уменьшенной вдвое.

Таким образом, использование шлаковых отходов обусловливает накопление как валовых, так и подвижных форм тяжелых металлов в сравнении с исходным содержанием исследуемых металлов в гумусовом горизонте темно-серой лесной почвы. Степень подвижности тяжелых металлов определяется прежде всего свойствами металла и степенью полидисперсности шлаковых отходов. Самая высокая степень подвижности установлена для меди, подвижность которой достигает 57,7 - 61,2 % от валового содержания. Самая низкая степень подвижности установлена для хрома 1,7-3,1 %.

По степени подвижности исследуемые тяжелые металлы можно расположить в следующий ряд Cu > Pd > Mn > Cd > Zn > Cr.

Использование сорбционных свойств цеолита в составе почвогрунта с добавлением шлака способствует как изменению концентрации подвижных форм тяжелых металлов, так и степени их подвижности. Исследованиями доказано уменьшение концентрации подвижных форм меди в 1,75- 2 раза в сравнении с почвогрунтом, где цеолит не использовался (почва+шлак 1:1), при этом степень подвижности металла уменьшалась в 1,32 -1,55 раза, однако отмечается некоторое увеличение образования подвижных форм марганца, цинка, кадмия, никеля и свинца.

Исследования показали, что использование сорбционных свойств цеолита в составе почвогрунтов загрязненных тяжелыми металлами, обусловливает значительное снижение миграционных форм меди, но практически не оказывает существенного влияния на образование миграционноспособных форм таких металлов как свинец, хром, цинк, но способствует накоплению подвижных форм кадмия.

Таблица 24 – Влияние применения вермикомпоста и цеолитов на содержание и подвижность тяжелых металлов в питательных грунтах

	Cu	Ni	Pb	Cd	Zn	Cr	Mn
шлак<0,5+ цеолит 1:1	93	24,57	7,76	0,24	27,34	0,97	51
	34,3	10,0	11,2	13,5	3,8	0,9	21,3
шлак1-3 + цеолит 1:1	89	15,93	11,46	0,21	35,45	1,01	37
	45,2	11,6	13,1	16,7	4,0	0,9	15,4
шлак<0,5+ вермикомпост 1:2	74	13,86	17,73	0,37	27,57	0,27	46
	42,5	6,6	18,9	11,5	3,7	0,5	11,6
шлак1-3 + вермикомпост 1:2	58	9,75	22,25	0,36	30,37	0,34	43
	43,3	7,2	18,0	11,1	2,9	0,4	12,2
цеолит+шлак<0,5+ вермикомпост 1:1:1	92	5,71	6,29	0,57	27,96	0,24	60
	39,3	5,5	15,4	13,9	5,1	0,4	30,9
цеолит+шлак1-3 + вермикомпост 1:1:1	80	4,78	10,18	0,49	31,2	0,32	58
	35,7	4,7	19,7	15,0	5,5	0,5	38,2

* - содержание тяжелых металлов, мг/кг

** - степень подвижности тяжелых металлов, % от валового содержания

Таким образом, при загрязнении почвы тяжелыми металлами интенсивность их миграции и аккумуляции зависит от количества поступающих продуктов техногенеза, сорбционных свойств самой почвы и почвенных условий, влияющих на образование миграционноспособных форм таких тяжелых металлов как медь, никель, свинец, цинк, хром, марганец. При этом наибольшей миграцией в почвенной среде обладают различные формы соединений меди. Для снижения миграции меди в почвенном профиле эффективно использование сорбционных свойств цеолита.

Использование сорбционных свойств цеолита в снижении количества миграционноспособных форм тяжелых металлов наиболее четко проявляется в грунтах, состоящих из шлака в сочетании с цеолитом 1:1. При сравнении количества подвижных форм тяжелых металлов, образуемых в почвогрунтах их почвы и шлака в соотношении 1:1, можно видеть, что количество подвижных форм меди снижается в 1,6-1,8 раза, свинца в 1,1-1,2 раза, цинка в 1,2 раза, но при этом увеличивается количество подвижных форм никеля в 1,4 - 2 раза, хрома в 1,8 раза, количество подвижных форм марганца практически не меняется в обоих типах грунтов.

При использовании высокой концентрации органических веществ вермикомпоста для изменения концентрации подвижных форм тяжелых металлов, поступающих в окружающую среду со шлаковыми отходами, установлено значительное снижение подвижности таких тяжелых металлов как медь в 1,2-1,5 раза, никель в 1,6-1,8 раза, цинк в 1,2 раза, хром в 3,0-3,6 раза в сравнении с использованием сорбционных свойств цеолита. Но органические

вещества вермикомпоста повышают образование миграционных форм таких металлов как свинец в 1,9-2,3 раза, кадмий в 1,7 раза.

В сравнении с действием органических веществ почвы в снижении степени загрязнения тяжелыми металлами можно отметить, что насыщение среды органическими веществами способствует значительному снижению количества подвижных форм меди в 2,3 -3 раза, хрома в 2 раза, но повышает растворимость таких металлов как никель, свинец, кадмий.

Сочетание действия сорбционных свойств цеолита с воздействием органических веществ вермикомпоста в изменении интенсивности миграции и аккумуляции тяжелых металлов обусловливает значительное снижение подвижности соединений таких тяжелых металлов как никель, свинец, цинк, хром, медь и проявление барьерных свойств по отношению к группе исследуемых металлов.

Таким образом, для снижения загрязнения почвенной или окружающей среды тяжелыми металлами можно использовать естественные барьеры, возникающие в профиле самой почвы в зависимости от степени гумусированности, гранулометрического и минералогического состава, окислительно-восстановительного потенциала, активности почвенной биоты и рекомендовать использовать сорбционные свойства цеолита и комплексообразовательную способность органических веществ вермикомпостов при загрязнении окружающей среды такими металлами как свинец, цинк, медь, никель, кадмий, хром, марганец.

Использование в составе питательных грунтов компонентов, различающихся по химическому составу и свойствам (шлак, цеолит, вермикомпост и гумусовый горизонт темно-серой лесной почвы) обуславливает формирование различных по качественному и количественному составу геохимических ассоциаций.

Основной группой элементов, отражающих состав геохимических аномалий исследуемых грунтов, являются Zn, Cu, Cr, Ni и характеризуют умеренную степень санитарно-токсикологической вредности и средний уровень загрязнения.

Использование шлаковых отходов обусловливает накопление как валовых, так и подвижных форм тяжелых металлов в сравнении с исходным содержанием исследуемых металлов в гумусовом горизонте темно-серой лесной почвы. Степень подвижности тяжелых металлов определяется прежде всего свойствами металла и степенью полидисперсности шлаковых отходов. Самая высокая степень подвижности установлена для меди, подвижность которой достигает 57,7 - 61,2 % от валового содержания. Самая низкая степень подвижности установлена для хрома 1,7-3,1 %.

Использование сорбционных свойств цеолита в составе почвогрунтов загрязненных тяжелыми металлами, обусловливает значительное снижение миграционных форм меди, но практически не оказывает существенного влияния на образование миграционноспособных форм таких металлов как свинец, хром, цинк, и способствует накоплению подвижных форм кадмия.

Органические вещества вермикомпоста оказывают значительное влияние на изменение концентрации подвижных форм тяжелых металлов, поступающих в окружающую среду со шлаковыми отходами, установлено значительное снижение подвижности таких тяжелых металлов как медь в 1,2-1,5 раза, никель в 1,6-1,8 раза, цинк в 1,2 раза, хром в 3,0-3,6 раза в сравнении с использованием сорбционных свойств цеолита, но органические вещества вермикомпоста повышают образование миграционных форм таких металлов как свинец в 1,9-2,3 раза и кадмий в 1,7 раза.

Сочетание действия сорбционных свойств цеолита с воздействием органических веществ вермикомпоста в изменении интенсивности миграции и аккумуляции тяжелых металлов обусловливает значительное снижение подвижности соединений таких металлов как никель, свинец, цинк, хром, медь и проявление барьерных свойств по отношению к исследуемой группе металлов.

3. Экологическая оценка биологических свойств питательных грунтов на основе отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов

Микроорганизмы ответственны за многие экологические функции почв. Вот почему почву рассматривают как «банк», в котором хранятся самые разнообразные виды микроорганизмов, или как генофонд микромира, и исходя из этого, разрабатываются методические подходы к оценке природных ресурсов микроорганизмов в экосистемах.

Стабильность и продуктивность техногенных экосистем в существенной степени зависят от интенсивности биологических процессов, протекающих в почвах.

Способность микроорганизмов чутко реагировать на малейшие изменения окружающей среды и высокая ферментативная активность позволяют использовать их для индикации состояния экосистем и оценки деградации токсичных соединений в них. Эта особенность микроорганизмов делает их незаменимыми в современных экологических исследованиях, особенно для ранней диагностики изменений, происходящих в экосистемах под воздействием токсичных веществ и их микробной трансформации.

Значение живых организмов в деградации токсикантов велико. Микробиологическая деградация загрязняющих веществ зависит от активности организмов, природы загрязняющих веществ и осуществляется путем перевода токсиканта в связанное состояние или его трансформации в менее токсичное соединение.

3.1. Микроорганизмы – показатели степени токсичности антропогенного загрязнения экосистем

В настоящее время на всей территории России действует система контроля природной среды, основанная на нормативах предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Однако, ограниченность концепции ПДК и некорректность расширения сферы применения санитарно-гигиенических нормативов на природные экосистемы требует широкого использования биотического подхода.

Одним из таких подходов является экспериментальное определение класса опасности отходов, основанное на лабораторном исследовании экологической токсичности анализируемых образцов с использованием биологических объектов.

Под токсичностью понимают способность веществ вызывать нарушения физиологических функций живых организмов, которые приводят к интоксикациям и гибели сначала отдельных клеток, а потом и всего организма, особей в целом, если существо многоклеточное. Биотестирование же представляет собой методический прием лабораторной оценки качества образцов по реакциям подопытных организмов с известными и поддающимися учету характеристиками. В задачу нашего исследования входила оценка токсических эффектов действия водных вытяжек из питательных грунтов по жизнедеятельности дафний (Daphnia magna).

Класс опасности устанавливается по водной вытяжке, разведенной до такой степени, когда не проявляется вредное воздействие на биологические объекты. Полученные результаты исследования степени токсичности водных вытяжек из анализируемых питательных грунтов показали изменения в жизнедеятельности дафний в зависимости от состава компонентов в питательном субстрате (табл.25). Так, присутствие в грунтах шлаковых отходов крупных фракций (1-3 мм) обуславливают меньшее токсическое действие водных вытяжек на жизнеспособность дафний. Наличие в питательных грунтах шлаковых отходов более мелких фракций менее 0,5мм обуславливает среднюю токсичность водных вытяжек, которая не изменяется с добавлением в грунты цеолитов и вермикомпостов. Жизнедеятельность организмов установлена во всех испытуемых грунтах при 32-х кратном разбавлении водных вытяжек. Следует

отметить, что водные вытяжки из почвы характеризуются как малотоксичные. Таким образом, увеличение массовой доли шлака, цеолита, вермикомпоста в составе питательных грунтов и преобладание мелких фракций шлаковых отходов обуславливают 100% жизнеспособность организмов при 32-х кратном разведении водных вытяжек и средний уровень токсичности.

Таблица 25 – Определение степени токсичности питательных грунтов

	Кратность разведения водных вытяжек					Степень токсичности
	100%	50%	12,5%	3,12%	0,78%	
	без разб.	2р	8р	32р	128,3р	
почва (контроль)	-*	+	+	+	+	нетоксично
почва+шлак <0,5 1:1	-	-	-	+	+	среднетоксично
почва+шлак 1-3 1:1	-	-	+	+	+	малотоксично
почва+шлак <0,5 1:0,5	-	-	-	+	+	среднетоксично
почва+шлак 1-3 1:0,5	+	+	+	+	+	не токсично
почва+шлак <0,5 1:2	-	-	-	+	+	среднетоксично
почва+шлак 1-3 1:2	-	-	-	+	+	среднетоксично
цеолит+шлак<0,5 +вермикомпост 1:1:1	-	-	-	+	+	среднетоксично
цеолит+шлак1-3 +вермикомпост 1:1:1	-	-	+	+	+	малотоксично
почва+цеолит+шлак <0,5 1:1:1	-	-	-	+	+	среднетоксично
почва+цеолит+шлак1-3 1:1:1	-	-	+	+	+	малотоксично
почва+цеолит+шлак <0,5 1:2:1	-	-	-	+	+	среднетоксично
почва+цеолит+шлак 1-3 1:2:1	-	-	+	+	+	малотоксично
шлак<0,5 +вермикомпост 1:2	-	-	-	+	+	среднетоксично
шлак1-3 +вермикомпост 1:2	-	-	-	+	+	среднетоксично
шлак<0,5 +цеолит 1:2	-	-	-	+	+	среднетоксично
шлак1-3 +цеолит 1:2	-	-	-	+	+	среднетоксично
шлак<0,5 +цеолит 1:1	-	-	-	+	+	среднетоксично
шлак1-3 +цеолит 1:1	-	-	+	+	+	малотоксично

* + дафнии живы, - дафнии погибли

3.2 Микробиологические свойства питательных грунтов на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, цеолитов, вермикомпоста и шлаковых отходов

Изучение микробиологических свойств питательных грунтов, состоящих из гумусового горизонта темно-серой лесной почвы и сочетаний почвы с различными фракционными и массовыми добавками шлака, цеолита и вермикомпоста, показало, что в питательных субстратах идет изменение как общей численности микроорганизмов (колониеобразующие единицы на грамм субстрата – КОЕ/г) в сравнении с исходной почвой (табл.26.), так и изменение физиологических групп микроорганизмов. Установлено увеличение общей численности микроорганизмов при увеличении массовой доли шлака в составе питательных грунтов из почвы и шлака с $110{,}1 \times 10^6$ КОЕ/г при соотношении компонентов (1:0,5) до $133{,}7 \times 10^6$ КОЕ/г при увеличении массы шлака в 2 раза, что превышало общую численность организмов в исходной почве в 1,4 раза. В изменении состава физиологических групп микроорганизмов показано, что в гумусовом горизонте почвы преобладает численность микроорганизмов, использующих минеральный азот и сложные полисахариды (КОЕ на КАА) – 61,23% от общей численности, эта группа микроорганизмов в 1,6 раза превышает численность микроорганизмов, использующих доступное органическое вещество и органический азот (рост на МПА). При добавлении к почве шлаковых отходов фракции 1-3 мм отмечается, при увеличении общей численности микроорганизмов, уменьшение доли микроорганизмов, учитываемых на КАА, с 55,54% в грунте почва+шлак (1:0,5) до 39-41,3% при увеличении массовой доли шлака в 2 раза, и закономерный рост численности организмов, учитываемых на МПА, с 38,23% до 60,5%. Данное соотношение обусловило изменение коэффициента минерализации с 1,6 ед. в контроле до 1,26-1,29 при соотношении почва+шлак 1:0,5, до 0,64-0,67 при соотношении компонентов 1:1 и 0,71ед. в грунте с максимальным количеством шлака (1:2).

Использование шлаковых отходов мелких фракций менее 0,5 мм в низких дозах (1:0,5) приводило к резкому увеличению общей численности микроорганизмов, в 1,4 раза превышающей численность микроорганизмов в контроле, и сбалансированности групп микроорганизмов, учитываемых на КАА и МПА, коэффициент минерализации в этом типе грунта составил 1,29ед. Увеличение дозы шлака обусловило увеличение общей численности микроорганизмов за счет увеличения группы микроорганизмов, потребляющих доступное органическое вещество и органический азот (рост на МПА), и закономерное снижение коэффициента минерализации до 0,67-0,71ед. цеолитсодержащих трепелов приводит к изменению численности и соотношения физиологических групп микроорганизмов.

Таблица 26 – Общая численность микроорганизмов в питательных грунтах

вариант	общая, КОЕ$_3$ × 10	Численность микроорганизмов, КОЕ × 10^3									КАА/ МПА
		МПА	Чапек	КАА			Гетчинсон				
				общ	в т.ч. бакт	Актино-миц	общ	в т.ч. бакт	грибы	актино-миц	
почва	98149,6	37524	418,2	60102	43354	16748	105,4	93,8	11,6	-	1,60
почва+шлак <0,5 1:2	133438,2	63653	844,8	42496	35266	6930	198,5	191,5	-	1	0,71
почва+шлак 1-3 1:2	133669,0	71100	438	45820	38080	7740	228,6	227,5	1,1	-	0,71
почва+шлак <0,5 1:1	106892,3	58608	554,4	75776	65268	10508	140,6	140,6	-	-	0,67
почва+шлак 1-3 1:1	117586,6	48348	455	61146	57038	4108	147,4	147,4	-	-	0,64
почва+шлак <0,5 1:0,5	135079,0	77602	923,5	54740	48300	6440	172,7	168,7	4	-	1,29
почва+шлак 1-3 1:0,5	110096,4	77724	474,8	55233	50031	5202	237,2	234,6	2,6	-	1,26
почва+цеолит+шлак<0.5 1:1:1	106790,1	61299	501,7	44835	37338	7497	154,4	149,5	3,4	1,5	0,73
почва+цеолит+шлак 1-3 1:1:1	114875,3	64532	402,5	49786	40734	9052	154,8	152,9	1,9	-	0,77
почва+цеолит+шлак <0,5 1:2:1	132700,5	81732	498,6	50318	41005	9313	151,9	151,1	0,8	-	0,62
почва+цеолит+шлак 1-3 1:2:1	162575,8	81928	418,9	80080	70429	9651	148,9	146,3	1,1	1,5	0,98
шлак<0,5 +цеолит 1:1	120558,4	69544	828	73024	68786	4238	120,1	117,9	1,9	0,3	1,07
шлак1-3+цеолит 1:1	134519,4	69795	853,5	71402	68920	2482	130,1	129,7	-	0,4	1,05
шлак<0,5 +цеолит 1:2	143516,1	57822	620,2	61982	58822	3160	184,2	183,7	0,5	-	1,05
шлак 1-3 + цеолит 1:2	142180,6	95338	724,2	108333	105922	2409	175,2	173,2	1	1	1,02
цеолит+шлак<0,5 + вермикомпост 1:1:1	135842,3	61152	446,9	74088	58743	15435	155,4	139,2	16,2	-	1,21
цеолит+шлак 1-3 + вермикомпост 1:1:1	135337,1	52150	339,7	82695	67497	15198	152,4	139,9	12,5	-	1,59
шлак<0,5 + вермикомпост 1:2	145777,3	64752	566,2	40328	32944	7384	131,1	118,3	12,8	-	0,94
шлак1-3+вермикомпост 1:2	160433,5	85120	620,2	74556	57938	16618	137,3	126,8	10	0,5	0,88

Добавление цеолита в состав грунтов обусловило увеличение общей численности микроорганизмов. Так, общее количество колониеобразующих единиц в грунте почва+цеолит+шлак 1:1:1 составило 106,8-114,9 х10^6 КОЕ/г, а в грунте почва+шлак+цеолит 1:2:1 увеличилось до 132,7-162,6 х10^6 КОЕ/г.

Изучение динамики численного состава бактерий, участвующих в минерализации азотсодержащих органических соединений, и учитываемых на МПА показало, что использование в составе цеолитовых добавок в сочетании со шлаком и почвой приводит к увеличению данной группы микроорганизмов в 1,5-1,6 раза по сравнению с контролем. В варианте с фракцией шлака <0,5мм в грунтах почва+цеолит+шлак 1:2:1 отмечается увеличение доли данной группы микроорганизмов до 61,59% , в варианте с крупной фракцией шлака до 50,39%

Микроорганизмы (бактерии и актиномицеты), использующие минеральные формы азота и учитываемые на КАА, характеризуются меньшей устойчивостью к токсическому действию тяжелых металлов. Так, их доля в варианте почва+цеолит+шлак 1:2:1 с мелкой фракцией шлака составила 37,9% и 49,3 % – с фракцией шлака 1-3мм, что ниже по сравнению с контролем в 1,7…1,3 раза соответственно.

Значительные изменения в структуре микробного сообщества, формирующегося в данных питательных грунтах, приводят к замедлению скорости микробиологической минерализации органического вещества в них. Об этом свидетельствует уменьшение коэффициента минерализации органического вещества. Коэффициент минерализации в варианте почва+цеолит+шлак 1:1:1 составил 0,73 при добавлении фракции шлака <0,5мм, и 0,77 при добавлении крупной фракции шлака. В варианте почва+цеолит+шлак 1:2:1 коэффициент минерализации составил 0,62 ед., и 0,98 ед соответственно.

Интерес представляет изучение численности и состава микробоценозов в грунтах, состоящих из сочетаний различных фракций шлака с цеолитами в соотношении 1:1 и 1:2.

Общая численность микроорганизмов в грунте из шлака и цеолита в соотношении 1:1 составила 120,5 х10^6КОЕ/г в варианте с мелкой фракцией шлака и 134,5 х10^6КОЕ/г с фракцией шлака 1-3мм, что выше контроля в 1,2-1,4 раза соответственно. Соотношение по физиологическим группам в данном варианте выровнено. Так, на долю микроорганизмов, учитываемых на МПА, приходилось 47,9 – 48,6% от общей численности, на долю микроорганизмов на КАА – 51,3-50,8%.

При увеличении массовой доли цеолита в составе грунта вдвое, наблюдается некоторое увеличение общей численности микроорганизмов до 143,5-142,1 х10^6 КОЕ/г при сохранении аналогичной структуры микробоценозов. Коэффициент

минерализации органического вещества в данных вариантах близок к единице.

Интерес представляет изучение грунтов, составленных из шлаковых отходов и вермикомпоста в соотношении 1:2. Увеличение массовой доли органического вещества в составе грунтов приводит к увеличению общей численности микроорганизмов до 145,7-160,4 $x10^6$ КОЕ/г. В исследуемых грунтах сохранятся превышение численности микроорганизмов, усваивающих органические формы азота (51,2-53,0%) над долей микроорганизмов, разлагающих минеральные соединения азота (48,1-46,5%). Коэффициент минерализации достигает 0,94ед. в варианте с мелкой фракцией шлака и 0,88ед. в варианте с крупной фракцией шлака.

Добавление в состав грунтов из шлака и вермикомпоста цеолита в соотношении 1:1:1 приводит к некоторому снижению общей численности микроорганизмов в среднем до 135,7 КОЕ/г. При этом, соотношение физиологических групп указывает на увеличение интенсивности разложения органического вещества в данных грунтах. Так, в варианте с добавлением мелкой фракции шлака процентное соотношение групп микроорганизмов, учитываемых на МПА, к группам на КАА было 45,0% к 54,5%. Укрупнение размера фракции шлака приводит к уменьшению доли микроорганизмов, развивающихся на МПА, до 38,5 % и закономерному увеличению доли микроорганизмов, усваивающих минеральные формы азота, до 61,1%. Коэффициент минерализации составил 1,21-1,59ед. соответственно.

Наиболее активные возбудители аммонификации белковых соединений в почвах известны среди родов Pseudomonas и Bacillus, поэтому наличие Bacillus mycoides в вариантах (почва, почва+шлак 1:0,5, почва+шлак+цеолит 1:1:1, шлак+цеолит+вермикомпост 1:1:1) является индикатором интенсивного разложения органического вещества.

Одним из показателей биологической активности грунтов может служить численность целлюлозоразлагающих микроорганизмов, учитываемых на питательной среде Гетчинсона. Чем выше в почве содержание подвижного азота и других элементов питания, тем активнее процессы окисления целлюлозы.

При добавлении в почву шлаковых отходов наблюдается увеличение численности микроорганизмов, разрушающих клетчатку. Так, в грунте из почвы и шлака 1:2 численность данной группы микроорганизмов максимальна и составила 172,7 $x10^3$ КОЕ/г в варианте с мелкой фракцией шлака, и 237,2 $x10^3$ КОЕ/г в варианте с фракцией шлака1-3мм, что превышало контроль в 1,6-2,3 раза. Изучение структуры микробоценозов в данном типе грунта показало, что в его составе кроме целлюлозоразлагающих бактерий,

присутствуют колониеобразующие единицы микроскопических грибов (4 - 2,6 х10^3 КОЕ/г).

При уменьшении массовой доли шлака в составе грунтов (почва +шлак в соотношении 1:1 и 1:0,5), численность целюлозоразлагающих организмов снижается до в 1-1,5 раза в сравнении с количеством колониеообразующих единиц в грунте почва+шлак 1:2. Микроорганизмы представлены в основном бактериями.

В грунтах из почвы и шлака с добавлением цеолита в различных массовых соотношениях, численность микроорганизмов, учитываемых на среде Гетчинсона, примерно одинакова и колеблется от 148,9 х10^3 КОЕ/г в варианте почва+цеолит+шлак 1:2:1 до 154,4 х10^3 КОЕ/г в варианте почва+цеолит+шлак 1:1:1. Количество грибов составило 0,8-1,1 х10^3 КОЕ/г и 3,4-1,9 х10^3 КОЕ/г соответственно по вариантам.

В минеральных грунтах составленных из шлака и цеолита отмечается закономерное снижение целлюлозоразлагающей микрофлоры до 120,1-130,1 х10^3 КОЕ/г при соотношении компонентов 1:2 и 111,2-125,2 х10^3 КОЕ/г при соотношении шлака и цеолита 1:1. Развитие грибной микрофлоры в данном типе грунтов незначительно и составляет 0,5-1 х10^3 КОЕ/г.

Добавление органических веществ вермикомпоста в грунты из цеолита и шлака в массовом соотношении 1:1:1 обуславливает повышение численности данной группы микроорганизмов до 152,4-155,4 х10^3 КОЕ/г, что превышает контроль в 1,5-1,4 раза. Численность группы микроскопических грибов в данном типе грунта достигает 16,2 х10^3 КОЕ/г в варианте с мелкой фракцией шлака и 12,5 х10^3 КОЕ/г с фракцией шлака 1-3мм, что выше контрольного значения на 5,4-0,9 х10^3 КОЕ/г.

При увеличении массовой доли вермикомпоста в грунте из шлака и вермикомпоста 1:2 отмечается некоторое снижение численности целюлозоразлагающих микроорганизмов до 131,1 х10^3 КОЕ/г в грунте с мелкой фракцией шлаковых отходов и 137,3 х10^3 КОЕ/г – с фракцией шлака 1-3 мм, при развитии грибной микрофлоры.

Анализ микробоценозов различных типов питательных грунтов, сконструированных из отходов производства, природных цеолитов и почвы, свидетельствуют о том, что во всех видах питательных грунтов создаются оптимальные условия для жизнедеятельности микроорганизмов.

Биоценозы пахотных темно-серых лесных почв формировались столетиями в разных условиях интенсификации производства. Известно, что в почвенных условиях существует хорошо организованная трофическая система, в которой анаэробные бактерии служат продуцентами газов из разлагаемого органического вещества растительного опада. А специфические группы аэробных

микроорганизмов окисляют водород, метан, летучие соединения серы и не позволяют этим газам уйти из почвенного воздуха, т.е. в почве работает бактериальный генератор газов и бактериальный фильтр. Состав микроорганизмов – деструкторов, как и состав растительного опада определяется свойствами почв и экологическими условиями окружающей среды и выступает как фактор такой чрезвычайно важной формы миграции веществ – биологической миграции, обусловленной избирательной поглотительной способностью живых организмов, процессами трансформации поглощаемых элементов в результате сложных биохимических процессов. При этом, формы миграции веществ в водных растворах во многом определяются воздействием живых организмов, продуктов их жизнедеятельности и трансформации органических остатков на минеральные компоненты почвогрунтов.

Исследованиями установлено, что внесение в почвенную среду больших количеств шлаковых отходов, цеолитов, вермикомпоста не оказывает негативного стрессового воздействия на аборигенные биоценозы, и более того, в искусственно сконструированных грунтах на основе цеолитов и шлаков создаются оптимальные условия для эффективной работы микроорганизмов, увеличения их общей численности и осуществления ими процессов преобразования соединений различных элементов и, как следствие, их концентрацию.

Таким образом, микробоценозы исследуемых питательных грунтов обусловливают развитие процессов, вызывающих аккумуляцию мигрирующих элементов – биологическое поглощение, микробиологическая минерализация органических и органоминеральных форм мигрирующих веществ с выпадением минерального компонента соединений, изменение ОВ-условий, щелочно-кислотной среды – и формируют участки биогеохимических барьеров.

4. Влияние шлаковых отходов, цеолитов и вермикомпостов на изменение количественного содержания и качественного состава органического вещества питательных грунтов

Совокупность геохимических и геофизических процессов, связанных с деятельностью человека (антропогенной деятельностью) составляет понятие техногенез (Глазовская М.А., 1988,2002).

Понятие техногенез с точки зрения геохимии включает следующие три группы процессов:

1) извлечение химических элементов из природной среды (литосферы, гидросферы, атмосферы) и их концентрацию;

2) перегруппировку, изменение химического состава соединений, создание новых веществ;

3) перераспределение вовлеченных в техногенез элементов в окружающей среде (миграцию и аккумуляцию).

Последствия техногенного воздействия на геохимию ландшафта могут быть как положительные, так и отрицательные.

Поскольку почва принимает своим верхним наиболее ценным слоем (пахотным, гумусовым) первый техногенный «удар», то именно она обеспечивает гомеостатичность биогеоценоза, устойчивость к внешним воздействия, биодеградацию загрязнителей (Мотузова Г.В., 1994; Добровольский Г.В., Никитин Е.Д., 1994). Геохимические условия почв и ландшафтов связаны с коллоидно-химическими процессами, протекающими в почвенно-грунтовой толще и почвенно-грунтовых водах – это образование коллоидных соединений в почвогрунтах и природных водах с образованием гелей и золей. Многие элементы и вещества в почве в значительной степени представлены коллоидными формами соединений. И это, прежде всего, органические соединения – гумусовые вещества и ряд неспецифических органических веществ, полуторооксиды железа, алюминия, марганца, соединения кремнезема, многие органо-минеральные соединения. Способность коллоидных форм веществ переходить из состояния коллоидного раствора в состояние осадка имеет исключительное значение в процессах миграции и аккумуляции, то есть в оценке геохимии ландшафтов.

Переход коллоида из состояния геля в золь и обратно, и степень его подвижности зависит от доли органического компонента в составе комплексного коллоида, от природы органического соединения, от состава обменно-поглощенных катионов, от щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных условий, от концентрации растворов.

Таким образом, органическая часть почвы выступает мощным фактором трансформации минеральных соединений в мобильные формы и фактором их миграции по почвенному профилю и в ландшафтах.

В связи с этим особый интерес представляет изучение влияния добавок шлаковых отходов, цеолита, вермикомпоста на формирование в питательных грунтах системы гумусовых веществ.

Исследования грунтов из гумусового горизонта почвы и шлаковых отходов показали, что добавление шлаковых отходов разной степени дисперсности обусловливает изменение количества и качественного состава гумуса питательных грунтов.

Исследования показали, что в грунтах, состоящих из почвы и шлака, содержание углерода органических веществ закономерно снижается с увеличением массовой доли шлаковых отходов (рис.17).

Так, если в исходном гумусовом слое темно-серой лесной почв содержание углерода органических веществ составило 2,90% с преобладанием в их составе доли гуминовых кислот Сгк:Сфк = 1,3, то в грунтах, состоящих из почвы и шлака в соотношении 1:0,5, количество углерода органических веществ закономерно снижается до 1,52-1,93%, в зависимости от степени дисперсности шлаковых отходов, при этом отмечается увеличение доли гуминовых кислот в составе гумусовых веществ до 56,6% при использовании шлака фракции менее 0,5 мм и 62,2% при добавлении шлака фракции 1-3мм.

Увеличение массовой доли шлака в два раза (1:1) в составе почвогрунта обусловливает снижение количества органических веществ до 1,34%, при этом доля углерода фракции гуминовых кислот снижается до 0,74-0,81%, доля фульвокислот в составе гумусовых соединений несколько возрастает до 44,6% при наполнении шлаком фракции менее 0,5мм и 39,4% от общего углерода при использовании в составе почвогрунта шлаковых отходов крупных фракций размером 1-3мм.

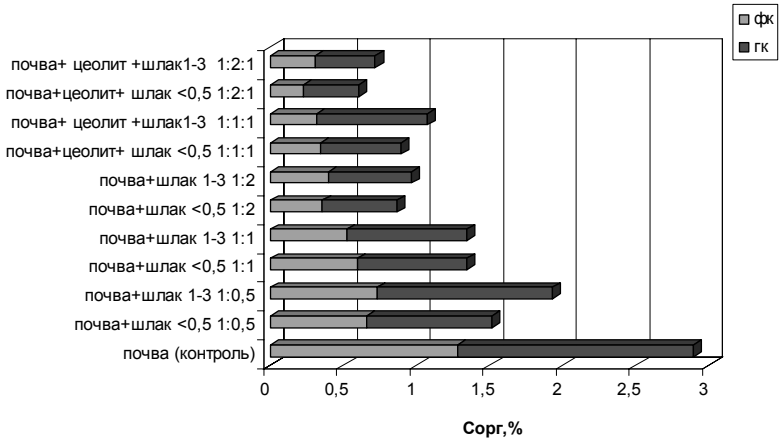


Рисунок 17 – Групповой состав гумуса питательных грунтов из почвы, шлака и цеолита

Увеличение массовой доли шлаковых отходов в составе почвогрунтов в четыре раза (1:2) приводит к количественному и качественному изменению органических веществ исходной почвы, отмечается снижение общего углерода органических веществ до 0,87% при использовании мелких фракций шлака (менее 0,5мм) и 0,97% при включении в грунт шлаковых отходов крупных фракций (1-3мм), при этом количество гуминовых кислот превышает углерод фульвокислот в 1,4 раза.

Анализ полученных данных показывает, что возрастание углерода органического компонента по отношению к металлам (почва+шлак 1:0,5) обусловливает увеличение подвижности комплексных золей и возможность миграции веществ в этой форме.

Использование в составе почвогрунтов сорбционных свойств цеолитов обусловливает изменение количественного содержания органических веществ в исследуемых почвогрунтах и их качественного состава. Так, количество общего углерода в грунтах из почвы, шлака и цеолита при соотношении компонентов 1:1:1 снижается до 0,9-1,08% и до 0,61-0,72% при увеличении массовой доли цеолита в два раза. При этом возрастает доля гуминовых кислот и отношение углерода гуминовых кислот к углероду фульвокислот.

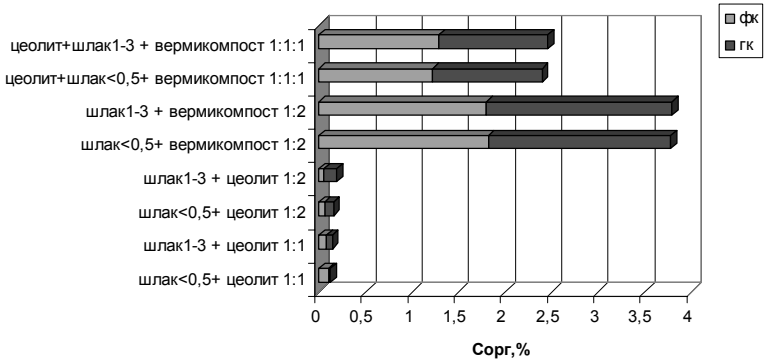


Рисунок 18 – Групповой состав гумуса питательных грунтов из шлака, вермикомпоста и цеолита

Интерес представляет состав органических веществ грунтов, состоящих из шлака и вермикомпоста в массовом соотношении 1:2. Как видно из данных таблицы, количество общего углерода органических веществ в этом типе питательных грунтов самое наибольшее – 3,78-3,80%, но доля углерода гуминовых кислот и фульвокислот примерно одинакова в составе органических веществ, и их отношение составляет 1,1ед. Следовательно, возрастание углерода органических веществ по отношению к металлам способствует образованию подвижных коллоидных форм органо-минеральных соединений и их миграции.

Добавление цеолитов в грунты, состоящих из шлака и вермикомпоста, способствует некоторому снижению количества органических веществ до 2,40-2,46% и незначительному преобладанию в составе гумусовых соединений доли фульвокислот, отношение Сгк :Сфк составило 1,0-0,9.

В минеральных грунтах, состоящих из шлака и цеолита в соотношении 1:1 и 1:2 и не имеющих в своем составе органической компоненты, нами установлена высокая численность исследуемых групп микроорганизмов и накопление органических соединений в процессе использования и выращивания на них растений, содержание общего углерода изменялось от 0,12-0,14% до 0,16-0,19% при увеличении массовой доли цеолита в два раза. Образующиеся органические соединения в этих типах питательных грунтов используются как источник питания и энергии для микроорганизмов. Миграционноспособные органоминеральные соединения под действием микроорганизмов минерализуются, при этом освобождается минеральный компонент таких соединений и в форме окислов выпадает из растворов, аккумулируясь в зоне минерализации органо-минеральных соединений.

Таким образом, органическое вещество является важнейшей формой аккумуляции элементов при почвообразовании и биогеохимическом круговороте элементов в ландшафтах. Это аккумуляция в составе тканей живых организмов, аккумуляция в результате сорбционной способности гумусовых веществ и цеолитов.

5. Экологическая эффективность использования питательных грунтов на основе отсевов солевого алюминиевого шлака, цеолита, вермикомпоста и гумусового горизонта почвы для выращивания овощных культур

В сложных процессах превращения веществ на Земной поверхности первостепенное значение имеет фотосинтетическая деятельность высших зеленых растений, поглощение ими зольных элементов и азота из почвы и как итог – синтез органического вещества. О масштабах этого кризиса свидетельствуют данные о биомассе зеленых растений, их химическом составе для различных зон и ассоциаций, которые позволяют отметить следующие главные положения, характеризующие роль высшей растительности (в широком смысле биологического фактора) в аккумуляции веществ:

1) растения на земной поверхности и в верхнем корнеобитаемом слое почвы в биомассе аккумулируют огромное количество элементов. Для ряда элементов (O, C, H, N, S, P, Zn, K) их содержание в живом веществе выше, чем в литосфере в целом;

2) на количество, состав и соотношение аккумулируемых растениями элементов влияют вид растений, их возраст, принадлежность к конкретным частям растений (листья, хвоя, ветки, кора и т.д.);

3) аккумулируемые растениями элементы могут в зависимости от вида растения на длительное время отчуждаться из биологического и биохимического круговорота;

4) биологическая аккумуляция элементов сельскохозяйственными растениями позволяет использовать эту форму поглощения в целях направленного регулирования круговорота конкретных элементов при земледельческом использовании почв.

Пределы аккумуляции веществ в почвах и ландшафтах неразрывно связаны с условиями среды, в которой движется миграционный поток с растворимыми (истинно- и коллоиднорастворимыми) веществами или функционирует система – твердая фаза почвы- почвенный раствор- почвенный воздух- живая фаза почвы (Корте Ф., Бахадир М., Клайн В.,1990).

К основным условиям среды, влияющим на формы и масштабы аккумуляции относятся щелочно-кислотные условия, окислительно-восстановительное состояние среды, концентрация в почвенном растворе отдельных компонентов, участвующих в сорбционном взаимодействии, гидротермические и термодинамические условия (Ковда В.А., 1976). Процессы биологической аккумуляции теснейшим образом зависят от показателей всех перечисленных условий среды. Для каждого вида растений существует определенный оптимум показателей условий, при котором идет наиболее активное формирование уровня поглощения элементов и синтез биомассы (Семенов А.И, 1992). Возникновение комплекса неблагоприятных условий для растений приводит к ухудшению питательного режима, биохимических и физиологических процессов, протекающих в растениях, снижению продуктивности растений или их гибели.

Анализ физико-химических, биологических свойств сконструированных питательных грунтов, их геохимической характеристики и степени токсичности показал пригодность исследуемых грунтов для выращивания на них растений. Поскольку развитие растений и поглощение ими питательных элементов обусловлено взаимодействием растений и их корневых систем с почвенным раствором, то в задачу нашего исследования входило установление степени влияния различных типов питательных грунтов на рост и развитие растений в зависимости от концентрации водорастворимых органо-минеральных веществ.

Микроэлементы необходимы растениям в продолжении всей их жизни – от пробуждения ростка до созревания семян (зерна, плодов и пр.), так как их основная роль заключается в регулировании активности разнообразных биологических катализаторов (ферментов). В случае низкого содержания в почве усвояемых микроэлементов

необходимо их внесение, особенно важно это для мелкосемянных растений.

Все микроэлементы, внесенные в высоких дозах, являются токсичными для растений. При этом, чем моложе растение (росток, всходы), тем чувствительнее они к неблагоприятному воздействию высоких доз микроэлемента; чем теснее контакт удобрения с растением (семя, зерно, клубень, корневая система), тем вероятнее проявление отрицательного влияния высоких концентраций микроэлементов.

Чтобы обеспечить растения микроэлементами с самых начальных фаз их роста и развития и наиболее полно расходовать микроэлементы, необходимо использовать контактное внесение микроудобрений.

Вследствие того, что чувствительность проростков растений к концентрациям солей микроэлементов различна и эти различия могут быть значительными для разных сортов одной и той же культуры, нами были проведены исследования по установлению степени влияния на рост и развитие растений лука различных концентраций водных суспензий питательных грунтов, приготовленных на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, шлака, цеолита и вермикомпоста.

5.1 Оценка воздействия возрастающих концентраций водных суспензий различных типов питательных грунтов на рост и развитие растений лука

Проведенные исследования показали, что интенсивность роста и развития растений лука зависит как от исходных компонентов, входящих в состав питательных грунтов, так и от концентрации водных суспензий и сроков выращивания растений.

Так, использование различных концентраций водных суспензий питательных грунтов из гумусового горизонта почвы в сочетании со шлаковыми отходами (2:1) оказывает положительное влияние на рост и развития растений лука. При этом интенсивность нарастания зависела как от сроков посадки, так и концентрации водной суспензии.

Как видно из данных таблицы 27, в осенне-зимний период при концентрации почвенношлаковой суспензии 0,5% с добавлением фракции шлака менее 0,5 общая длина корней составила 417,9 см, при использовании фракции шлака 1-3мм – 407,4см, что выше контрольного значения в 2,1-2,2 раза.

Снижение концентрации суспензии до 0,25% обусловило уменьшение общей длины корней луковиц в 1,3 раза по сравнению с данным показателем на суспензиях с концентрацией раствора 0,5%.

Таблица 27 – Влияние водных суспензий из почвы и шлака на рост и развитие растений лука

варианты опыта	концентрации суспензий, %			
	0,25		0,5	
	осенне-зимний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	196,7	9,5	190,1	20,4
почва+шлак <0,5мм 2:1	385,3	3,0	417,9	24
почва+шлак 1-3мм 2:1	321,8	2,5	407,4	46
	концентрации суспензий, %			
	0,125		0,75	
	зимне-весенний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	429,7	23,2	539,5	49,7
почва+шлак <0,5мм 2:1	756,6	43,8	583,6	41,3
почва+шлак 1-3мм 2:1	492,1	37,3	526,9	25,5

В зимне-весенний период при использовании концентрации суспензии 0,125% суммарная длина корней в варианте с использованием мелкой фракции шлака составила 756,6 см, в варианте с использованием крупной фракции – 492,1см, что превышает контрольное значение в 0,9-1,8 раза. При увеличении концентрации суспензии до 0,75% наблюдается ингибирующее действие высокой концентрации раствора на развитие корневой системы лука, общая длина корней находится в пределах контрольного значения и составляет 526,9-583,6 см.

Исследование влияния шлаковых добавок на развитие побегов лука показало, что с увеличением концентрации почвенношлаковой суспензии с 0,25% до 0,5%, суммарная длина побегов возросла в 8-18,4 раза в зависимости от размера фракции шлака. При этом в вариантах с концентрацией суспензий 0,5% при использовании фракции шлака менее 0,5мм общая длина побегов увеличивается на 3,6 см или на 17,65 % по сравнению с контрольным показателем, а при добавлении фракции 1-3мм – на 25,6см или на 125,5%.

Общая длина побегов в зимне-весеннее время при концентрации суспензии 0,125% увеличивается на 20,6см или 88,8% (при фракции шлака менее 0,5мм) и на 14,1см или 60,8% (при фракции шлака 1-3мм) по сравнению с выращиванием на почвенной суспензии. Высокая концентрация (0,75%) ингибирует развитие побегов, уменьшая общую длину на 16,9% (при фракции шлака менее 0,5мм) и на 48,69% (при фракции шлака 1-3мм) по сравнению с контролем. Изменение дисперсности шлаковых отходов показало, что с увеличением

концентрации суспензии до 0,75% длина побегов уменьшается в 1,1 раза при добавлении фракции шлака менее 0,5мм и в 1,5 раза при фракции шлака 1-3мм, по сравнению с данным показателем на суспензиях с концентрацией раствора 0,125%.

Таким образом, использование шлаковых отходов в составе питательных суспензий в концентрациях 0,125 - 0,5%, активизирует рост и развитие растений лука по сравнению с почвенной суспензией. При этом, изменение степени дисперсности шлака обусловливает различное действие возрастающих концентраций на рост и развитие луковиц. Так, при концентрации суспензии 0,125% использование мелкой фракции шлаковых отходов более эффективно, общая длина корней в данном варианте в 1,5 раза, общая длина побегов в 1,2 раза больше, чем при использовании фракции шлака 1-3мм. Высокая концентрация суспензий (0,75%) ингибирует развитие растений лука, уменьшая общую длину побегов на 16,9% (при фракции шлака менее 0,5мм) и на 48,69% (при фракции шлака 1-3мм) при замедлении роста корневых систем луковиц по сравнению с контролем.

Интерес представляют результаты исследования действия водных суспензий с питательными грунтами, приготовленными на основе шлака в сочетании с цеолитом (1:1).

При сочетании цеолита со шлаком в соотношении 1:1 интенсивность роста и развития растений лука изменяется, как в зависимости от концентраций суспензий, так и степени дисперсности фракций шлака. Так, при концентрации цеолитово-шлаковой суспензии 0,25% при использовании фракции шлака 1-3 мм в осенне-зимнем выращивании интенсивность корнеобразования увеличивалась на 52,1% в сравнении с почвенной суспензией. При использовании мелкой фракции общая длина корней составила 178,4 см, что в 1,7 раза ниже данного показателя в варианте с добавлением крупной фракции шлака и в 1,1 раза меньше контрольного значения.

Увеличение концентрации суспензии до 0,5% не приводит к заметным изменениям интенсивности развития корневых систем луковиц, общая длина корней находится в пределах данного показателя для суспензий с концентрацией 0,25% (170-290см).

В условиях зимне-весеннего выращивания луковиц интенсивность корнеобразования увеличивается. Сочетание цеолита со шлаком фракции 1-3мм при концентрации суспензии 0,125% способствует росту корней на 59,3% в сравнении с почвенной суспензией. При этом, при использовании фракции шлака менее 0,5 мм общая длина корней снижается до 387,2 см, что в 1,8 раза меньше данного показателя в варианте с добавлением крупной фракции шлака.

Таблица 28 – Влияние водных суспензий из цеолита и шлака на рост и развитие растений лука

варианты опыта	концентрации суспензий, %			
	0,25		0,5	
	осенне-зимний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	196,7	9,5	190,1	20,4
цеолит+шлак <0,5мм 1:1	178,4	9,6	176,7	8,7
цеолит+шлак 1-3мм 1:1	299,2	11,6	297,1	10,7
	концентрации суспензий, %			
	0,125		0,75	
	зимне-весенний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	429,7	23,2	539,5	49,7
цеолит+шлак <0,5мм 1:1	387,2	43,5	395,1	31,7
цеолит+шлак 1-3мм 1:1	684,7	55,2	400,8	48,3

Увеличение концентрации суспензии до 0,75% замедляет процесс корнеобразования в сравнении с контролем на 25%. При этом наблюдается уменьшение общей длины корней в варианте с добавлением крупной фракции шлака в 1,7 раза в сравнении с растениями, выращенными на суспензии с концентрацией 0,125%

Изучение развития побегов лука при осенне-зимнем проращивании на цеолитово-шлаковой суспензии показало, что в вариантах с использованием крупной фракции шлаковых отходов отмечается некоторое увеличение интенсивности роста. Так, в вариантах с фракцией шлака 1-3мм суммарная длина побегов в среднем в 1,2 раза больше, чем при добавлении фракции шлака<0,5мм.

При зимне-весеннем проращивании луковиц общая длина побегов увеличивается. При этом зависимость интенсивности роста от размера используемой фракции шлака сохраняется. Так, общая длина побегов при концентрации суспензий 0,125%, 0,75% в вариантах с добавлением фракции шлака 1-3 мм выше в 1,3-1,5 раза по сравнению с данными показателями на суспензиях с использованием мелкой фракции шлака.

Таким образом, степень влияния водных суспензий на основе цеолита и шлака (1:1) на интенсивность роста растений лука зависела не только от концентрации суспензии, но и от размера фракции шлака. Использование суспензии из шлаковых отходов фракции менее 0,5 мм обусловливает снижение интенсивности роста и развития растений

лука, как при низких, так и повышенных концентрациях суспензий. Можно предположить, что присутствие частиц более мелких фракций и цеолита, и шлака в водном растворе обусловливает нахождение частиц во взвешенном состоянии в суспензии длительный промежуток времени и их влияние на развитие растений.

Изучение влияния органических веществ вермикомпоста в сочетании со шлаковыми отходами на ростовые процессы растений лука в осенне-зимний период показало, что при возрастании концентрации суспензии с 0,25% до 0,5% общая длина корней увеличивается в 1,3-1,5 раза в зависимости от размера фракции шлака. В зимне-весенний период при концентрации суспензии 0,75% интенсивность корнеобразования увеличивается в 1,2-1,6 раза по сравнению с данным вариантом при концентрации суспензии 0,125%.

При этом присутствие в суспензиях растворенных органических веществ вермикомпоста обуславливает интенсивное развитие вегетативной массы растений. Так, при различных концентрациях суспензий общая длина побегов выше по сравнению с почвенной суспензией. Наибольшее развитие надземной части растений лука наблюдается в зимне-весенний период при концентрации суспензии 0,75%, общая длина побегов составила 715,2-879,4 см, что выше контроля в 1,3-1,6 раза.

Таблица 29 – Влияние водных суспензий из шлака и вермикомпоста на рост и развитие растений лука

Варианты опыта	концентрации суспензий, %			
	0,25		0,5	
	осенне-зимний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	196,7	9,5	190,1	20,4
шлак+вермикомост <0,5мм 1:2	290,9	13,7	422,4	26,1
шлак +вермикомпост 1-3мм 1:2	337,2	19,3	431,3	22,2
	концентрации суспензий, %			
	0,125		0,75	
	зимне-весенний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	429,7	23,2	539,5	49,7
шлак+вермикомост <0,5мм 1:2	594,7	43,4	715,2	63,5
шлак +вермикомпост 1-3мм 1:2	567,1	30,8	879,4	66,8

Таким образом, при использовании органо-минеральной суспензии на основе вермикомпоста и шлака, стимулирующий эффект проявляется при повышенных концентрациях раствора. Так, при концентрации суспензии 0,75% интенсивность корнеобразования и роста вегетативной массы увеличивается в 1,2-1,6 раза по сравнению с данным вариантом при концентрации суспензии 0,125%.

Изучение совместного действия шлаковых отходов, органических веществ вермикомпоста и цеолита на рост и развитие растений лука показало, что при добавлении крупной фракции шлака по исследуемым концентрациям суспензий интенсивность роста и развития растений лука снижается в сравнении с вариантами при добавлении фракции шлаковых отходов менее 0,5мм. При этом наибольшее влияние дисперсности шлаковых отходов отмечается в осенне-зимнем сроке выращивания при концентрации суспензии 0,25%. Так, суммарная длина корней при использовании фракции шлака 1-3мм меньше в 2,3 раза, при снижении роста побегов в 1,9 раза, в сравнении с вариантом при добавлении фракции шлака<0,5мм.

Таблица 30 – Влияние водных суспензий из цеолита, шлака и вермикомпоста на рост и развитие растений лука

варианты опыта	концентрации суспензий, %			
	0,25		0,5	
	осенне-зимний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	196,7	9,5	190,1	20,4
шлак + цеолит + вермикомост <0,5мм 1:1:1	316,2	15,8	350,5	13
шлак + цеолит + вермикомпост 1-3мм 1:1:1	140	8,1	232,9	11,5
	концентрации суспензий, %			
	0,125		0,75	
	зимне-весенний период			
	длина корней, см	длина побегов, см	длина корней, см	длина побегов, см
почва (контроль)	429,7	23,2	539,5	49,7
шлак+ цеолит + вермикомост <0,5мм 1:1:1	430,3	45,5	603,2	58,1
шлак + цеолит + вермикомпост 1-3мм 1:1:1	398,7	38,0	561,8	46,9

Таким образом, в присутствии органических веществ и сорбента -цеолита более эффективно использование мелкой фракции шлаковых отходов. Так, при концентрации суспензии 0,25% суммарная длина корней при использовании фракции шлака 1-3мм меньше в 2,3 раза при снижении роста побегов в 1,9 раза в сравнении с вариантом при добавлении фракции шлака<0,5мм. Снижение стрессового действия шлаковых отходов обусловлено образованием труднорастворимых органо-минеральных соединений в суспензиях. В вариантах с использованием крупной фракции шлака наблюдается недостаток питательных веществ в растворе, что вызывает замедление роста и развития растений лука.

Почвенная суспензия в различных концентрациях оказывает положительное действие на прорастание и развитие наземной и подземной частей растения лука, суммарная длина корней при концентрации 0,75% составила 539,5см, а длина побегов 49,7см.

Добавление шлаковых отходов разных фракций к почвенной суспензии увеличивает стимулирующее действие суспензии и активирует ростовые процессы луковиц, при этом действие различных концентраций почво-шлаковых суспензий зависело от размера фракций шлака, чем выше дисперсность частиц, тем выше удобрительное действие низких концентраций суспензий.

Действие сорбционных свойств цеолита в суспензии со шлаком разных фракций зависит как от размера частиц шлака, так и от концентраций исследуемых суспензий.

Стимулирующее действие органно-минеральной суспензии на основе биогумуса и шлака усиливается в условиях зимнего срока посадки лука с увеличением концентрации суспензии, при весенней посадке стимулирующее действие на рост и развитие лука оказывали в большей степени низкие концентрации суспензий. Установлено, что стимулирующее действие суспензий с использованием почвы, шлака, вермикомпоста и цеолита зависит как от концентрации веществ, так и сроков посадки растений.

5.2 Определение влияния различных типов питательных грунтов из шлаковых отходов, цеолита, вермикомпоста и гумусового горизонта темно-серой лесной почвы на рост и развитие растений салата

Изучение эффективности действия водных суспензий на рост и развитие растений лука доказало удобрительное действие водорастворимых веществ, извлекаемых из питательных грунтов на основе почвы, шлака, цеолита и вермикомпоста. Все это послужило основанием для проведения исследований удобрительного действия различных типов питательных грунтов на всхожесть, рост и развитие

проростков мелкосемянных овощных культур – салат и огурцы. Выбор указанных культур обусловлен тем, что и салат, и огурец относятся к культурам повышенного выноса микроэлементов с невысокой усваивающей способностью и являются мелкосемянными культурами. Мелкие семена впитывают очень небольшие количества раствора микроудобрений и нуждаются во внесении увеличенной дозы микроудобрения или увеличении кратности внесения.

Поскольку испытуемые питательные грунты содержат не только макроэлементы питательных веществ, но и широкий набор биофильных микроэлементов, они представляют собой благоприятную питательную среду для роста и развития растений.

Изучение роста и развития растений салата на питательных грунтах из почвы и шлака показало, что влияние шлаковых отходов изменяется в зависимости от массовой доли в составе грунта. В грунтах с наибольшим содержанием шлака отмечаются низкие показатели всхожести семян 43,3-46,7% при небольших значениях показателей роста растений. Так, интенсивность развития вегетативной массы по показателю площади листовой поверхности ниже контрольного значения в 3,2 - 6,6 раза. Общая длина корней составила 24,3 см в грунтах с использованием мелкой фракции шлака и 38,2 см в грунтах с фракцией шлака 1-3мм, что ниже контроля в 3,1-4,9 раза. Коэффициент токсичности на данном типе грунтов составил 20,4-23,6%, что по значению показателя близко к токсичному, когда уменьшение длины корней относительно контроля составляет $\leq 20\%$ (Куликова Н.Н. и др., 2004).

При уменьшении массовой доли шлаковых отходов в составе питательных грунтов шлака токсический эффект действия шлака снижается. Так, в грунтах из почвы и шлака в массовом отношении 1:0,5 всхожесть семян салата увеличилась в 1,5-1,7 раза в сравнении с грунтами при соотношении компонентов 1:1, и в 1,7-2,1 раза - при соотношении 1:2 и составила 76,7-80,0%. При этом в грунте с уменьшенной долей шлака отмечается интенсивное развитие корневой системы растений, общая длина корней достигала 91,8-110,7 см, что составляет 93% по отношению к контрольному варианту. Площадь листовой поверхности также находится в пределах контрольного значения, и составила 85,2 – 128,4 $см^2$. Накопление биомассы растений на данном типе грунта составило 5,29 - 6,39 г , что выше данного показателя на грунтах с увеличенными дозами шлаковых отходов примерно в 2 раза.

Добавление цеолита в состав питательных грунтов из почвы и шлака обуславливает увеличение всхожести семян салата до 90-93,3% и изменение условий роста растений. Так, на данном типе грунтов отмечается снижение интенсивности развития корневой системы в 2,5-

2,7 раза при соотношении компонентов 1:1:1, и в 1,8-2,4 раза при удвоенной доле цеолита в составе грунта по сравнению с контрольным значением. При этом более низкие значения общей длины корней отмечаются при использовании в составе грунта мелких фракций шлака. При добавлении удвоенной дозы цеолита рост вегетативной массы растений салата выше в 2,1-2,3 раза по сравнению с вариантом почва+ цеолит +шлак 1:1:1.

Таблица 30 – Влияние питательных грунтов из почвы, шлаковых отходов и цеолита на рост и развитие проростков салата

Вариант	Всхо-жесть, %	Показатели роста		Коэф. токсичности, %	Накопление биомассы, г	
		S листовой поверхности, $см^2$	общая длина корней, см		сырая	сухая
почва (контроль)	93,3	113,4	119,3		6,55	0,63
почва+шлак <0,5 1:2	46,7	17,2	24,3	20,4	1,8	0,15
почва+шлак 1-3 1:2	43,3	37,2	38,2	23,6	2,52	0,19
почва+шлак <0,5 1:1	53,3	27,5	85,7	71,8	2,2	0,29
почва+шлак 1-3 1:1	53,3	33,2	98,7	82,7	3,02	0,31
почва+шлак <0,5 1:0,5	80,0	85,2	91,8	76,9	5,29	0,48
почва+шлак 1-3 1:0,5	76,7	128,4	110,7	92,8	6,39	0,64
почва+цеолит+ шлак <0,5 1:1:1	93,3	35,1	44,3	37,1	2,62	0,21
почва+ цеолит +шлак1-3 1:1:1	90,0	49,4	47,3	39,6	2,73	0,34
почва+цеолит+ шлак <0,5 1:2:1	93,3	74,5	50,1	42,0	3,8	0,5
почва+ цеолит +шлак1-3 1:2:1	93,3	92,9	66,3	55,6	4,58	0,6

Таким образом, при повышенном содержании шлаковых отходов в составе питательных грунтов наблюдается угнетение роста и развития растений салата. В грунтах из почвы и шлака 1:2 общая длина корней ниже контроля в 3,1-4,9 раза при уменьшении площади

листовой поверхности в 3,2 - 6,6 раза. При уменьшении массовой доли шлаковых отходов в составе питательных грунтов токсический эффект действия шлака снижается. Всхожесть семян салата в варианте почва + шлак 1:0,5 увеличивается в 1,5-2,1 раза по сравнению с грунтами, содержащими повышенные дозы шлака. При этом показатели интенсивности роста растений салата находятся в пределах контрольного значения. Накопление биомассы растений на данном типе грунта составило 4,29 - 6,39 г , что выше данного показателя на грунтах с увеличенными дозами шлаковых отходов примерно в 2 раза.

Добавление цеолита в состав питательных грунтов из почвы и шлака обусловливает повышение содержания питательных веществ, что способствует активизации ростовых процессов на ранних стадиях развития растений. Наблюдается увеличение всхожести семян салата до 90-93,3%. Однако в дальнейшем повышенные концентрации почвенного раствора оказывают угнетающее действие на развитие корневых систем растений. Общая длина корней снижается в 2,5-2,7 раза при соотношении компонентов 1:1:1, и в 1,8-2,4 раза при удвоенной доле цеолита в составе грунта по сравнению с контрольным значением.

Можно сделать вывод о том, что на всхожесть семян и рост и развитие проростков оказывают влияние водно-физические свойства грунтов, повышенная плотность сложения грунтов с фракцией шлака менее 0,5мм и цеолитами и количество доступных макро и микроэлементов. Использование сорбционных свойств цеолита в составе питательных грунтов обусловливает более тесный контакт семени с питательной средой и благоприятную концентрацию макро и микроэлементов для повышения всхожести и интенсивности роста проростков.

Как видно из данных таблицы 32, на минеральных грунтах из шлака и цеолита отмечаются самые высокие показатели всхожести, которая составила 96,7-100%. Однако, низкое содержание доступных форм элементов питания в грунтах не оказывает положительного действия на рост растений салата в присутствии более дисперсной фракции шлаковых отходов. На данном типе грунтов отмечаются минимальные значения показателей роста растений. При этом общая длина корней в вариантах с добавлением мелкой фракции шлака ниже в 1,1 раза, а площадь листовой поверхности ниже в 1,1-1,5 раза по сравнению с грунтами, составленными из крупной фракции шлаковых отходов.

Таблица 32 – Влияние питательных грунтов из шлаковых отходов, цеолита и вермикомпоста на рост и развитие проростков салата

Вариант	Всхо-жесть, %	Показатели роста		Коэф.токсичности, %	Накопление биомассы, г	
		S листовой поверхности, $см^2$	общая длина корней, см		сырая	сухая
почва (контроль)	93,3	113,4	119,3		6,55	1,36
шлак<0,5+ цеолит 1:1	96,7	3,5	17,3	14,5	0,35	0,04
шлак1-3 + цеолит 1:1	96,7	3,8	19,8	16,6	0,42	0,05
шлак<0,5+ цеолит 1:2	100,0	3,6	26,7	22,4	0,45	0,04
шлак1-3 + цеолит 1:2	96,7	5,6	29,8	25,0	0,54	0,06
шлак<0,5+ вермикомпост 1:2	90,0	119,7	78,3	74,0	6,75	0,5
шлак1-3 + вермикомпост 1:2	93,3	117,9	88,9	82,9	6,82	0,52
цеолит+шлак<0,5+ вермикомпост 1:1:1	93,3	124,9	117,9	98,8	7,71	0,76
цеолит+шлак1-3 + вермикомпост 1:1:1	93,3	130,3	116	97,2	8,08	0,86

По значению коэффициента токсичности грунт из шлака и цеолита 1:1 относится к токсичным, уменьшение длины корней составило 14,5-16,6% по отношению к контролю в зависимости от размера используемой фракции шлака. Накопление биомассы снижается в 16-18 раз при соотношении компонентов 1:1, и в 12-15 раз при соотношении 1:2 по сравнению с контрольным значением.

Использование органических веществ вермикомпоста в составе грунта изменяет условия роста растений салата. Как видно из данных таблицы, действие органических веществ вермикомпоста на всхожесть менее эффективно в сравнении с цеолитовыми добавками. Так, всхожесть семян салата в грунте из шлака и вермикомпоста 1:2 ниже на 3,7-10% в сравнении с грунтами из шлака и цеолита 1:2.

В грунте из шлака и вермикомпоста наблюдается интенсивный рост вегетативной массы растений салата, площадь листовой поверхности составила 117,9-119,7 $см^2$, что находится в пределах контрольного значения. При этом высокие концентрации органических веществ в грунтах из шлака и вермикомпоста при соотношении компонентов 1:2 снижают интенсивность развития корневой системы в 1,3-1,5 раза в сравнении с грунтами из шлака и

почвы (1:2). Развитие корневой системы при использовании крупной фракции шлака в составе грунта выше в 1,1 раза, в сравнении с грунтом с мелкой фракцией шлака.

Изучение совместного влияния шлаковых отходов, цеолитовых добавок и органических веществ вермикомпоста на рост растений салата, показало, что на данном типе грунта отмечаются самые высокие показатели роста в сравнении с другими опытными вариантами. Интенсивность развития корневой системы растений салата находится в пределах контрольного значения, при увеличении площади листового аппарата на 11,5-16,9 $см^2$. При этом накопление биомассы выше контрольного варианта на 1,16-1,53г. Всхожесть семян салата на данном типе грунта составила 93,3%.

Таким образом, использование цеолита в составе грунтов обусловливает повышение всхожести семян салата до 96,7-100% и проявление сорбционных свойств по отношению к высокой концентрации химических элементов в минеральных грунтах из шлака и цеолита, что снижает интенсивность роста растений салата, наиболее четко проявляющееся в присутствии дисперсной фракции шлаковых отходов.

Использование органических веществ вермикомпоста в составе грунта обусловливает интенсивное развитие вегетативной массы растений салата при некотором снижении роста корней. В грунтах из шлака и вермикомпоста при соотношении компонентов 1:2 интенсивность развития корневой системы в 1,3-1,5 раза ниже по сравнению данным показателем на грунтах из шлака и почвы (1:2).

На грунтах из шлака, цеолита и вермикомпоста отмечаются самые высокие показатели роста растений салата. Интенсивность развития корневой системы растений салата находится в пределах контрольного значения, при увеличении площади листового аппарата на 11,5-16,9 $см^2$. При этом накопление биомассы выше контрольного варианта на 1,16-1,53г. Таким образом, исследуемые питательные грунты представляют собой среду, благоприятную для развития микроорганизмов, всхожести семян, роста и развития проростков.

5.3 Определение влияния различных типов питательных грунтов из шлаковых отходов, цеолита, вермикомпоста и гумусового горизонта темно-серой лесной почвы на рост, развитие и биопродуктивность растений огурца

Техногенное загрязнение агроэкосистем является актуальной проблемой, достаточно и подробно изученной к настоящему времени. Особую актуальность приобрело направление агроэкологии, предметом исследования которого являются синергетические эффекты

совместного действия разнообразных факторов физико-химической и биологической природы на компоненты агроэкосистем.

Возрастание загрязнения атмосферного воздуха и почвы наносит значительный ущерб сельскохозяйственному производству, что выражается в снижении урожайности сельскохозяйственных культур и ухудшение качественных показателей продукции. Решение проблемы снижения негативных последствий воздействия промышленного производства на сельское хозяйство возможно по двум направлениям – по пути снижения техногенной нагрузки на природную среду и по пути создания барьеров в зоне миграции веществ, вызывающих резкое ослабление или полное прекращение мигрирующих компонентов.

Таблица 33 – Влияние питательных грунтов из почвы, шлака и цеолита на рост и развитие растений огурца

Вариант	Показатели роста			накопление биомассы, г/растение		доля корней в общей биомассе, %
	длина растений, см	S листовой поверхности, $см^2$	общая длина корней, см	сырая	сухая	
почва (контроль)	11	21,9	115,4	3,85	0,32	20,8
почва+шлак <0,5 1:2	11	14,6	52,9	2,56	0,19	14,8
почва+шлак 1-3 1:2	11,6	29,9	121,8	4,48	0,37	19,7
почва+шлак <0,5 1:1	12,3	17,1	77,8	2,75	0,25	16,7
почва+шлак 1-3 1:1	14,8	33,0	129,1	4,98	0,52	23,7
почва+шлак <0,5 1:0,5	17	27,5	116,4	4,62	0,47	26,0
почва+шлак 1-3 1:0,5	19,6	34,0	162	5,4	0,55	32,2
почва+цеолит+ шлак <0,5 1:1:1	19,4	33,2	120,1	4,35	0,33	21,6
почва+ цеолит +шлак1-3 1:1:1	20,1	34,8	130,1	4,88	0,5	21,7
почва+цеолит+ шлак <0,5 1:2:1	13,5	20,4	115,5	3,97	0,39	20,9
почва+цеолит +шлак1-3 1:2:1	18,2	28,1	129,5	4,85	0,48	20,4

Как показали исследования, добавление разных фракций шлаковых отходов в состав питательных грунтов обусловливает изменение показателей роста растений огурца. Так, повышенные концентрации шлака дисперсной фракции в составе грунта из почвы и шлака в соотношении 1:1 и 1:2 вызывают снижение интенсивности развития корневой системы растений в 1,5-2,2 раза, листового аппарата в 1,3-1,5 раза соответственно по отношению к контрольному варианту. При этом отмечается уменьшение доли корней в общей биомассе до 14,8-16,7%. При снижении содержания шлаковых отходов фракции менее 0,5 мм в составе грунта стрессовый эффект, обусловленный повышенными концентрациями химических элементов в почвенном растворе, не проявляется. В варианте из почвы и шлака дисперсной фракции в соотношении 1:0,5 показатели роста растений огурца находятся в пределах контрольного значения при некотором увеличении доли корней в общей биомассе до 26,0%.

Использование шлаковых отходов крупных фракций в сочетании с почвой в составе питательных грунтов обусловливает интенсивный рост рассады огурца. Показатели роста растений и накопления биомассы в вариантах из почвы и шлака в исследуемых соотношениях выше контрольных значений. Доля корней в общей биомассе увеличивается с 20,1 % в варианте почва+шлак в соотношении 1:2 до 32,2% в варианте почва +шлак в соотношении 1:0,5. При этом на грунтах из почвы и шлака в соотношении 1:0,5 отмечается наибольшее накопление биомассы - до 5,4 г, что выше контроля в 1,4 раза.

Интерес представляет изучение влияния добавок цеолита в состав питательных грунтов из почвы и шлака. Как видно из данных таблицы данные питательные грунты стимулируют рост рассады огурца, общая биомасса растений выше в 1,1-1,2 раза в сравнении с контролем. При этом влияние степени дисперсности шлаковых отходов в присутствии цеолитовых добавок проявляется слабее, показатели роста и развития в грунтах с различными фракциями шлака отличаются незначительно. Кроме этого, повышение доли цеолита в грунтах приводит к снижению интенсивности развития вегетативной массы рассады огурца. Так, в варианте из почвы, цеолита, шлака в соотношении 1:2:1 снижается высота растений на 1,9-5,9 см при уменьшении площади листовой поверхности в 1,2-1,6 раза в сравнении с вариантом из почвы, цеолита, шлака в соотношении 1:1:1. Развитие корневой системы также несколько уменьшается при удвоении массы цеолита в составе грунта, доля корней в общей биомассе снижается с 21,6-21,7% до 20,4-20,9%. То есть проявление сорбционных барьерных свойств цеолитов по отношению к повышенной концентрации тяжелых металлов создает экологически безопасные условия для роста

и развития растений при одновременном дефиците некоторых элементов питания в грунте.

Таким образом, использование шлаковых отходов крупных фракций в сочетании с почвой в составе питательных грунтов стимулирует рост рассады огурца. Отмечается увеличение общей биомассы растений при увеличении мощности корневых систем. Питательные грунты из почвы и шлака в соотношении 1:0,5 наиболее эффективны для выращивания рассады огурца, общая биомасса растений на данном типе грунта достигала 5,4 г при мощном развитии корневой системы, доля которой составила 32,2%.

Повышенные концентрации шлака дисперсной фракции менее 0,5мм в составе грунта из почвы и шлака в соотношении 1:1 и 1:2 вызывают снижение интенсивности развития корневой системы растений в 1,5-2,2 раза, листового аппарата в 1,3-1,5 раза соответственно по отношению к контрольному варианту. При этом отмечается уменьшение доли корней в общей биомассе до 14,8-16,7%.

Таблица 34 – Влияние питательных грунтов из шлака, цеолита и вермикомпоста на рост и развитие растений огурца

Вариант	Показатели роста			накопление биомассы, г/растение		доля корней в общей биомассе, %
	длина растений, см	S листовой поверхности, $см^2$	общая длина корней, см	сырая	сухая	
почва (контроль)	11	21,9	115,4	3,85	0,32	20,8
шлак<0,5+ цеолит 1:1	7	9,7	68,4	1,72	0,15	20,9
шлак1-3 + цеолит 1:1	8,3	14,9	96,5	2,0	0,17	22,5
шлак<0,5+ цеолит 1:2	7,1	11,1	53,8	1,86	0,18	14,0
шлак1-3 + цеолит 1:2	7,6	11,9	61,2	1,83	0,18	17,5
шлак<0,5+ вермикомпост 1:2	16,2	36,1	117,3	5,41	0,52	23,8
шлак1-3 + вермикомпост 1:2	18	42	130,5	6,93	0,58	24,1
цеолит+шлак<0,5+ вермикомпост 1:1:1	15,7	30,7	129,1	5,98	0,6	24,7
цеолит+шлак1-3 + вермикомпост 1:1:1	17,9	46,4	136,4	7,46	0,5	25,1

Добавление цеолита в состав питательных грунтов из почвы и шлака оказывает стимулирующий эффект на рост рассады огурца, общая биомасса растений на данном типе грунта выше в 1,1-1,2 раза в сравнении с контролем. Удвоение доли цеолита в грунтах приводит к снижению интенсивности развития вегетативной массы и корневой системы рассады огурца.

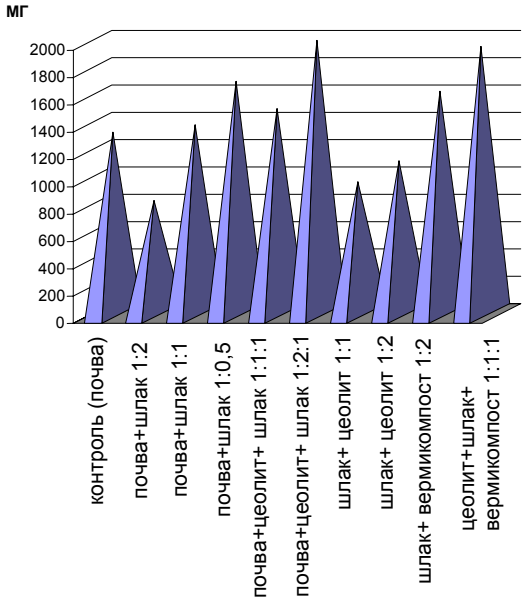


Рисунок 19 – Влияние различных типов питательных грунтов на продуктивность растений огурца

Исследования показателей роста рассады огурца на минеральных грунтах, составленных из шлаковых отходов и цеолита, показали, что данный тип питательных грунтов оказывает угнетающее действие на рост и развитие растений. При этом повышение дозы цеолита несколько снижает показатели роста огурца. Так, отмечается снижение длины растений на 2,7-4см при уменьшении площади листовой поверхности в 1,5-2,3 раза по сравнению с контрольным вариантом. Общая длина корней составила 68,4 в варианте с использованием мелкой фракции шлака и 96,5 см в варианте с использованием фракции шлака 1-3 мм, что ниже контрольного значения в 1,7-1,2 раза соответственно. Накопление биомассы растений на данных грунтах минимально в сравнении с другими опытными вариантами и ниже контрольных значений в среднем в 2,5 раза.

Как видно из данных рис.19, характеризующих показатели продуктивности растений огурца, полученных из рассады, выращенной на различных типах питательных грунтов, наибольшая масса плодов с одного растения получена в вариантах, где рассада выращивалась на грунтах, составленных из почвы, цеолита и шлака в соотношении 1:2:1, из цеолита, шлака и вермикомпоста 1:1:1 и грунтах, состоящих из почвы и шлака в соотношении 1:0,5 и шлака и вермикомпоста 1:2. Урожайность растений огурца, полученных из рассады, выращенной на этих типах питательных грунтов, достигала 1,63-2кг с одного растения, что на 22,6-50,4% превышало массу огурцов, собранных с контрольных растений. Растения огурца, выращенные из рассады на питательных грунтах из почвы и шлака 1:2 и шлака и цеолита 1:1, показали самую низкую продуктивность, в этих условиях масса огурцов достигала 830-960 грамм на одно растение, что на 37,6% уступало урожайности огурцов в контрольном варианте. Следует отметить, что в опытных вариантах, где огурцы выращивали из рассады с применением в питательных грунтах шлаков, цеолитов и вермикомпоста, не установлены признаки поражения растений грибковыми заболеваниями, возбудители которых, как мы предполагаем, подавлялись бациллярными бактериями и актиномицетами, содержащимися в питательных грунтах.

Анализ содержания тяжелых металлов в плодах огурца (табл.35) показал, что выращивание рассады огурца на питательных грунтах, содержащих тяжелые металлы, не приводит к снижению качества продукции, ни по одному из исследуемых тяжелых металлов не установлено превышение ПДК и допустимых остаточных количеств в плодах огурца.

Таблица 35 – Содержание ТМ в плодах растений огурца, мг/кг

Варианты	Cu	Ni	Pb	Cd	Zn
контроль	0,84	0,401	0,15	0,003	0,85
почва+шлак 1:2	2,46	0,494	0,19	0,005	2,34
цеолит+шлак+ вермикомпост 1:1:1	1,97	0,345	0,098	0,004	1,78
ПДК	5	0,5	0,5	0,03	10

При этом нами установлено, что и почвенная среда, и включение в состав грунтов цеолитов и вермикомпостов способствуют снижению потребления растениями тяжелых металлов за счет проявления ими барьерных свойств, обусловливающих снижение миграционных форм тяжелых металлов и поступления их в растения.

6. Оценка геохимических барьерных свойств и экологической емкости различных типов питательных грунтов на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, цеолитов, вермикомпоста и шлаков

Для того, чтобы обеспечить экологическую устойчивость агроландшафта, необходимо задать такие параметры производства, при которых технологические нагрузки находились бы в пределах экологической емкости агроландшафта.

Под экологической емкостью агроландшафта понимается величина антропогенной нагрузки, которую способен воспринять агроландшафт, сохраняя экологическую и производительную устойчивость.

Эта проблема давно назрела, имеются определенные научные предпосылки для ее решения, хотя бы в первом приближении.

Экологическая емкость агроландшафта — понятие неоднозначное, оно не может быть охарактеризовано одним показателем, поскольку различные виды антропогенной нагрузки (физической, химической, гидрогеохимической и др.) воспринимаются разными элементами системы посредством различных механизмов. Например, способность почв воспринимать возрастающие дозы удобрений, связанное с ними повышение концентрации почвенного раствора и его подкисление обусловлены буферностью почвы, ее поглотительными свойствами, а способность той же почвы выдерживать пестицидную нагрузку зависит от наличия микрофлоры, способной их разрушить, и энергетического материала для ее функционирования. Более того, одни и те почвы противоположным образом могут реагировать на разные нагрузки (Солнцева Н.П.,1982; Глазовская М.А., 1992).

Судьба мигрирующих продуктов техногенеза зависит от различного рода геохимических барьеров, особенно физико-химических. Например, наличие карбонатного, щелочного, сульфатного барьеров существенно повышает экологическую емкость агроландшафтов по отношению к катионам металлов и радионуклидов (Перельман А.И., Касимов Н.С., 1999; Ильин Б.В., 1995).

Особо важную роль в обеспечении устойчивости агроландшафтов и их экологической емкости играет емкость катионного обмена почв. Этот показатель интегрирует влияние гумуса, гранулометрического и минералогического состава. По величине ЕКО можно судить об экологической емкости по отношению к химическим нагрузкам. Это относится, прежде всего, к способности удерживать от вымывания элементы минеральных удобрений, поглощать из почвенных растворов тяжелые металлы, сдерживая их поступление в растения, обеспечивать буферность по отношению к кислотным и щелочным воздействиям.

Особое значение имеет способность почвы разлагать пестициды. Она зависит от биогенности почвы, т. е. наличия микроорганизмов — деструкторов и от запасов органического вещества, необходимого для их жизнедеятельности. Соответственно косвенными свидетельствами способности почвы выдерживать пестицидную нагрузку выступают содержание гумуса, особенно его лабильной части (детрита), и биологическая активность почвы, самым общим выражением которой является дыхание почвы. Эти же показатели, особенно содержание ЛОВ на фоне определенного содержания гумуса, создающее предпосылки для поддержания водопрочной структуры, могут характеризовать экологическую емкость агроландшафта по отношению к физической нагрузке (использованию различных движителей машин, частоте и характеру почвообработки и т. д.) и в определенной мере — к разрушающему воздействию водной эрозии и дефляции.

Весьма информативным показателем является гранулометрический состав, влияние которого на экологическую емкость существенно изменяется в зависимости от гидротермического режима.

С учетом сказанного применительно к каждой кризисной ситуации должны разрабатываться параметры агроэкологической нагрузки, которую выдерживают различные категории агроландшафтов, сохраняя экологическую и агрономическую устойчивость, а также нормативы допустимых экологических нагрузок для различных технологических операций и технологий в целом. При этом их кумулятивный эффект во времени не должен приближаться к экологической емкости агроландшафта.

Особенности химического состава сконструированных нами питательных грунтов на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, цеолитов, вермикомпоста и шлаковых отходов, их физико-химических и биологических свойств подтверждает проявление ими сложных геохимических барьерных свойств.

В связи с тем, что теория расчетов геохимических барьеров в достаточной степени сложна и несовершенна, на практике для оценки очищающей способности почв и грунтов используют экспертные оценки, основанные на качественных зависимостях относительной опасности загрязнения подвижными биохимически активными элементами от гранулометрического состава, водного режима, pH и ОВП.

Токсиканты, поступающие в экологическую систему, имеют различную химическую природу и поэтому сорбируются геохимическими барьерами различными типами сорбции: нитраты поглощаются биологическим типом сорбции; катионы аммония, калия, кальция, магния, натрия, кадмия за счет физико-химической поглотительной способности; фосфаты – за счет осадкообразования; тяжелые металлы – за счет комплексообразования и

осадкообразования; двухвалентные катионы -токсиканты поглощаются по типу ионного обмена осадкообразования и комплексообразования; органические соединения по типу молекулярной сорбции. При этом механизмы сорбции могут меняться при разной концентрации сорбата и условий среды.

В связи с этим знание о закономерностях поведения тяжелых металлов в почвах фоновых и техногенноизмененных территорий необходимы в связи с разработкой методов прогноза подвижности ТМ в зависимости от природных и антропогенных факторов. Для использования количественных методов прогноза необходима разработка математических моделей, отражающих причинно-следственные связи между содержанием подвижных форм ТМ и свойствами и режимами сконструированных питательных грунтов. Математические модели, построенные на базе достаточного количества экспериментальных данных, позволяют оценить изменения в концентрациях подвижных форм ТМ при совместном воздействии ряда почвенно-геохимических факторов (шлаковые отходы, цеолиты, вермикомпосты) и выяснить их роль в проявлении барьерных свойств. Кроме того, они дают возможность определить на основе поиска точек экстремума то сочетание факторов, которое приводит к резкому уменьшению подвижности ТМ и формированию геохимических барьеров.

При построении многофакторных моделей для изучаемых питательных грунтов имеющаяся информация была объединена в одну выборку объемом 39 проб.

В качестве факторов, обусловливающих изменчивость в содержании подвижных форм ТМ в конкретном типе питательного грунта (Сп), были использованы: содержание общего углерода (Собщ) и емкость катионного обмена (ЕКО). Функциями отклика в моделях выступали концентрации подвижных форм Mn, Cu, Pb, Ni, Zn.

Фактор размерности фракций шлака не учитывался в расчетах, т.к. диапазон колебаний значений данного фактора низкий, и выражается в валовом содержании металлов.

Нелинейные многофакторные модели могут с достаточной точностью предсказывать содержание подвижных форм ТМ в том диапазоне значений факторов, который отмечен в натурных наблюдениях (Касимов Н.С.и др., 1995).

Диапазон учитываемых изменений свойств питательных грунтов достаточно широк: содержание общего углерода от 0,12 до 3,8 %, ЕКО 14-140 мг-экв/100г грунта, что обеспечивает возможность использования регрессионных моделей для оценки подвижности ТМ в питательных грунтах. Интервалы колебаний валовых и подвижных концентраций ТМ приводятся в рис. 20.

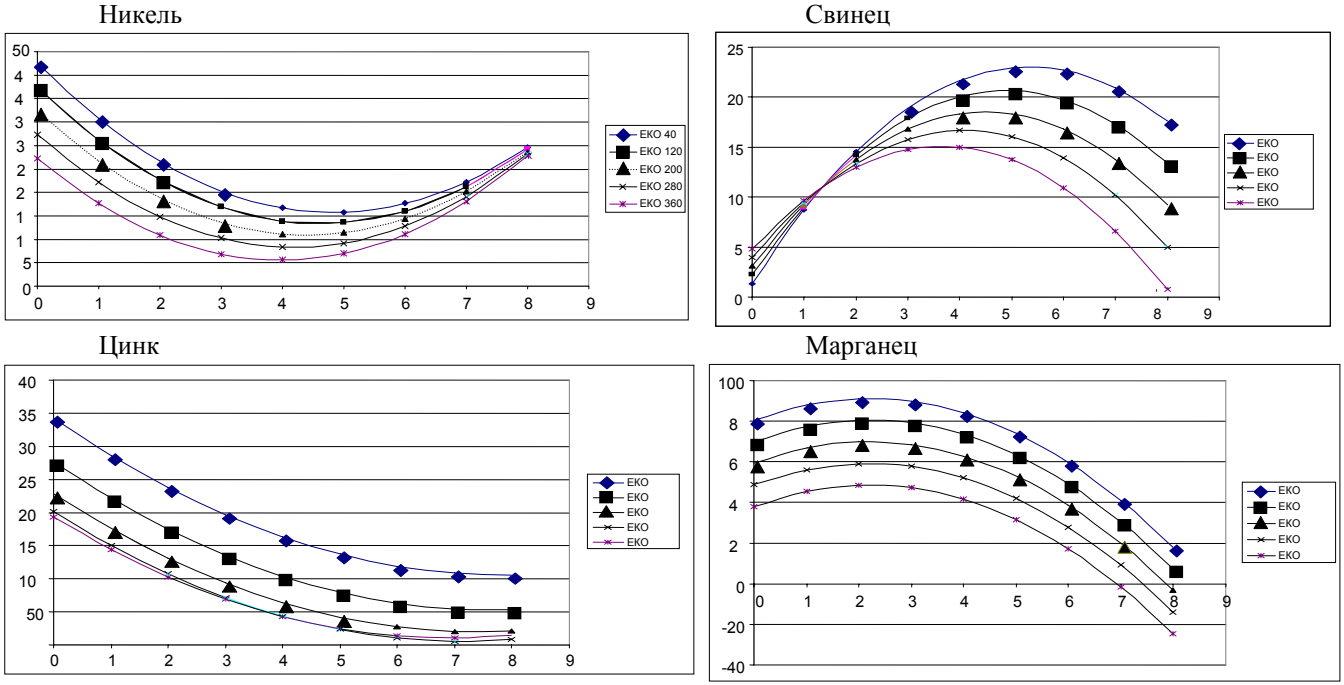


Рисунок 20 – Результаты регрессионного анализа содержания подвижных форм тяжелых металлов в питательных грунтах

Регрессионная модель строилась в виде полинома второго порядка от исследуемых факторов, который включает и парные произведения факторов. Последние позволяют учесть эффекты усиления или ослабления (синергизм или антагонизм) влияния одних факторов в сочетании с другими. Коэффициенты уравнения определялись методами пошаговой множественной регрессии с отбраковкой несущественных параметров модели. Автоматически (по коэффициенту Стьюдента) отбраковывались те переменные, корреляция между которыми большая, а также те, которые слабо связаны с результативным признаком. Оценка качества модели проводилась по значению множественного коэффициента корреляции и критерию Фишера. Ошибка воспроизводимости характеризует среднее значение отклонения вычисленных по модели от фактических значений результативного признака (табл.36).

Таблица 36 – Результаты регрессионного анализа для питательных грунтов

элемент	диапазон концентраций тм		уравнение	коэффициент множественной корреляции	ошибка воспроизводимости
	валовые	подвижные			
Cu	67-529	7,99-312	Сп = –186 + 0,2375Собщ + 1,09ЕКО + 8,975Собщ^2– 0,01ЕКО^2	0,933	4.1
Ni	77-292	2,97-23,75	Сп = 50,1 –13,49Собщ + 0,06ЕКО + 1,369Собщ^2+ 0,1СобщЕКО	0,892	1.9
Zn	121-1632	23,31-84,0	Сп = 151,9–351,4Собщ-7,22ЕКО+21,53Собщ^2+0,79СобщЕКО+0,01ЕКО^2	0,899	0.34
Mn	194-487	64-37	Сп = 85,87 + 9,609Собщ – 0,133ЕКО – 2,178Собщ^2	0,898	2.09
Pb	50,2-149,5	4,1-22,4	Сп = 0,94 + 8,44Собщ + 0,01ЕКО – 0,76Собщ^2 – 0,1СобщЕКО	0,955	1.7

Интерпретация моделей позволила оценить роль различных факторов, обусловливающих изменчивость содержания подвижных форм ТМ в питательных грунтах.

Установлено, что концентрация подвижных форм тяжелых металлов в созданных питательных грунтах определяется валовым

содержанием этих металлов в шлаковых отходах, а также зависит от содержания органических веществ и величины емкости поглощения грунтов за счет добавления в них гумусового слоя темно-серой лесной почвы, цеолита и вермикомпоста.

Полученные модели подтвердили достаточную достоверность связей между изучаемыми факторами, обусловливающими барьерные свойства, для исследуемых металлов.

Установлено, что органическое вещество играет ведущую роль в миграции свинца, и в меньшей степени в миграции никеля. Увеличение концентрации сорбата за счет введения в грунт цеолитов отмечается снижение миграционноспособных форм меди, цинка, свинца.

Количество подвижного марганца не зависит от валового содержания в исходном грунте. Увеличение концентрации подвижных форм марганца происходит с ростом содержания органических веществ.

Таким образом, построенные модели дают основу для прогноза содержания подвижных форм тяжелых металлов, источником которых являются шлаковые отходы в сконструированных грунтах на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, цеолита, вермикомпоста и могут быть использованы в качестве геохимических барьеров для оптимизации техногенноизмененных ландшафтов.

7. Экономическая эффективность использования удобрительных свойств шлаковых отходов, цеолитов, вермикомпоста при производстве овощной продукции

Вопрос экономической оценки изучаемых и предлагаемых агроприемов приобретает первостепенное значение в условиях рыночной экономики. В такой обстановке развитие сельского хозяйства может осуществляться только за счет внутренних резервов.

В качестве эколого-экономического критерия оптимизации принят функционал прибыли, учитывающей в стоимостной системе изменения и эффекты антропогенного влияния сельскохозяйственной технологии на природную среду, и негативное воздействие природной среды на технологию через трофические конкурентные отношения.

Инновационная стратегия наших исследований заключается в том, чтобы предложить потребителю то, что для него представляет ценность, за что покупатель готов оплатить все расходы на производство экологически безопасного продукта.

Это важно еще и потому, что вопросы, связанные с увеличением производства отечественной сельскохозяйственной продукции, в том числе и овощной, имеют не только экономическую, но и

политическую значимость. Нам следует уходить от импортной продовольственной зависимости, расширять объемы собственного производства, в полной мере задействовать свои мощности, занять свой производственный и трудовой потенциал необходимой работой.

Мы считаем, что одним из важнейших принципов рационального хозяйствования является альтернативный подход экологического характера с использованием удобрительных свойств местных природных материалов и органоминеральных соединений, полученных из отходов производства.

Экономическая эффективность применения добавок цеолитов, шлаков, вермикомпостов в субстратах в технологии выращивания рассады огурца, выращивания лука на перо убедительно подтверждается экономическими расчетами.

Предлагаемая технология применения шлаков, цеолита и вермикомпоста при выращивании рассады огурца обеспечивает увеличение выхода рассады, снижение себестоимости и увеличение рентабельности выращивания рассады огурца от 24,0% до 29,5% в условиях выращивания рассады на грунтах с внесением цеолита и вермикомпоста.

Как показали расчеты экономической эффективности предлагаемая технология применения шлаков и вермикомпоста при выращивании лука на перо увеличивает производственные затраты на 1460742,4 руб, которые окупаются стоимостью основной продукции. Внедрение технологии выращивания лука на перо ведёт к снижению себестоимости на 524,1 руб, увеличению чистого дохода на 12939тыс. руб. и рентабельности на 133,4%.

Таким образом, применение природных цеолитов, органических и минеральных отходов производства в составе питательных грунтов для выращивания рассады огурца, зеленой массы лука является экономически выгодным и целесообразным приемом повышения эффективности тепличного производства овощной продукции в условиях мелких товаропроизводителей и личных подсобных хозяйств. Этот прием позволит не только нормально развиваться овощному хозяйству, но и внедрять новейшие энергосберегающие технологии, повысить конкурентоспособность нашей овощной продукции и снизить потребительские цены на нее и решить проблему утилизации отходов и повышения содержания в почвах микроэлементов, необходимых для получения высококачественной продукции овощных культур.

Заключение

Разработанные питательные грунты, состоящие из гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, шлака, цеолита и вермикомпоста в разнокомпонентном составе и массовом соотношении, характеризуются благоприятными водно-физическими свойствами, обусловленными низкими значениями плотности сложения (0,97-0,71 г/см^3) и плотности твердой фазы (1,63-1,93 г/ см^3). Доказано, что величина плотности сложения питательных грунтов и их исходных свойств зависит от размера фракций шлака, наличия тонкодисперсных фракций цеолита и органических веществ почвы и вермикомпоста. Использование в составе субстратов шлака и цеолита приводит к закономерному снижению кислотности грунтов при добавлении шлака и цеолита с 6,5 единиц pH до 8,3 ед. и увеличению нитратного азота до 6,90 мг/100г. В питательных грунтах, содержащих вермикомпост, отмечено значительное увеличение нитратных, нитритных и аммиачных форм азота и подвижных форм фосфора.

Тепловые свойства грунтов определяются минералогическим, гранулометрическим составом, содержанием органического вещества, влажностью, пористостью грунтов и содержанием воздуха: наличие в питательном грунте шлаков и цеолита способствуют снижению температуры почвогрунта на 0,3-0,4 ^{o}C в утренние часы, на 0,2-0,4 ^{o}C в дневное время суток и в вечернее время на 0,2-0,7 ^{o}C в сравнении с температурой почвы, при этом, чем мельче фракция шлака, тем выше температурный интервал и колебания температуры грунтов в сравнении с температурой почвы.

Использование в составе питательных грунтов компонентов, различающихся по химическому составу и свойствам (шлак, цеолит, вермикомпост и гумусовый горизонт темно-серой лесной почвы), обуславливает формирование различных по качественному и количественному составу геохимических ассоциаций. Основной группой элементов, отражающих состав геохимических аномалий исследуемых грунтов, являются Zn, Cu, Cr, Ni, грунты характеризуются умеренной степенью санитарно-токсикологической вредности и средним уровнем загрязнения.

Включение в состав субстратов шлаковых отходов обусловливает накопление в них как валовых, так и подвижных форм тяжелых металлов. Степень подвижности тяжелых металлов определяется, прежде всего, свойствами металла и степенью полидисперсности шлаковых отходов. Самая высокая степень подвижности установлена для меди (57,7 - 61,2 % от валового содержания), самая низкая степень подвижности установлена для хрома (1,7-3,1 %).

Использование сорбционных свойств цеолита в составе питательных грунтов обусловливает значительное снижение миграционных форм меди, но не оказывает существенного влияния на образование миграционноспособных форм свинца, хрома, цинка и способствует накоплению подвижных форм кадмия.

Органические вещества вермикомпоста в субстратах приводят к значительному снижению подвижности таких тяжелых металлов, как медь (в 1,2-1,5 раза), никель (в 1,6-1,8 раза), цинк (в 1,2 раза), хром (в 3,0-3,6 раза) в сравнении с проявлением сорбционных свойств цеолита, но повышают образование миграционных форм таких металлов, как свинец (в 1,9-2,3 раза) и кадмий (в 1,7 раза).

Сочетание цеолита с органическими веществами вермикомпоста в составе грунтов обусловливает значительное снижение подвижности соединений таких металлов, как никель, свинец, цинк, хром, медь и проявление барьерных свойств по отношению к исследуемой группе металлов.

Исследованиями установлено, что внесение в почвенную среду больших количеств шлаковых отходов, цеолитов, вермикомпоста не оказывает негативного стрессового воздействия на аборигенные биоценозы. В искусственно сконструированных грунтах на основе цеолитов и шлаков создаются оптимальные условия для эффективной работы микроорганизмов, увеличения их общей численности с 98,1 $x10^6$ КОЕ/г до 160 $x10^6$ КОЕ/г и осуществления ими процессов преобразования соединений различных элементов и, как следствие, их аккумуляцию.

В грунтах, состоящих из почвы и шлака, количество углерода органических веществ закономерно снижается в зависимости от степени дисперсности шлаковых отходов и их массовой доли с 2,90% до 0,87%, при этом в составе гумусовых веществ отмечается увеличение доли гуминовых кислот. Включение в состав почвогрунтов цеолитов обусловливает изменение количественного содержания органических веществ и их качественного состава, количество общего углерода снижается с увеличением массовой доли цеолита от 0,9-1,08% до 0,61-0,72%. При этом возрастает доля гуминовых кислот до 70,8 % и отношение углерода гуминовых кислот к углероду фульвокислот до 2,4 ед.

В минеральных грунтах, состоящих из шлака и цеолита и не имеющих в своем составе органической компоненты, в процессе использования и выращивания растений установлено накопление органических соединений до 0,12% - 0,19% при увеличении массовой доли цеолита.

Питательные грунты на основе гумусового горизонта почвы, шлаковых отходов, цеолитов и вермикомпостов оказывают

стимулирующее и удобрительное действие на всхожесть семян, рост, развитие, продуктивность и качество продукции растений салата, лука, огурца и повышению доходности и рентабельности производства овощных культур. Установлено, что включение в состав грунтов цеолитов и вермикомпостов способствует снижению потребления растениями тяжелых металлов и получению экологически безопасной продукции, ни по одному из исследуемых ТМ не установлено превышение ПДК и допустимых остаточных количеств в плодах огурца.

Построены регрессионные модели, отражающие причинно-следственные связи между содержанием подвижных форм ТМ и свойствами сконструированных питательных грунтов и являющиеся основой для прогнозирования особенностей миграции и аккумуляции тяжелых металлов в сконструированных грунтах на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, цеолита, вермикомпоста. Установлено, что концентрация подвижных форм ТМ зависит от валового содержания этих металлов в шлаковых отходах, количества органических веществ и емкости поглощения грунтов.

Предлагается использовать для приготовления питательных грунтов удобрительные и сорбционные свойства шлаковых отходов, цеолитов и вермикомпостов и выращивания на них высококачественной рассады овощных и зеленных культур.

Осуществлять применение геохимических барьеров на основе гумусового горизонта темно-серой лесной почвы, цеолита, вермикомпоста с использованием построенных регрессионных моделей для оптимизации техногенноизмененных ландшафтов и прогнозирования особенностей миграции и аккумуляции тяжелых металлов в грунтах.

XI АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ УДОБРИТЕЛЬНЫХ И БАРЬЕРНЫХ СВОЙСТВ ВЕРМИКОМПОСТА И ЦЕОЛИТОВЫХ ТУФОВ В РЕГУЛИРОВАНИИ ПЛОДОРОДИЯ ДЕГРАДИРОВАННЫХ ПОЧВ

1. Статические процессы сорбции и сорбционные механизмы поглощения гумата калия цеолитом

Важнейшая особенность почвы - её гетерогенность и многофазность. Благодаря этим свойствам большинство процессов, протекающих в почвах, включая питание растений, миграцию и аккумуляцию вещества, формирование характерных признаков твёрдой фазы почвы и др., связано с перераспределением вещества между фазами почвы, важнейшей формой которого являются сложные процессы сорбции.

Как отмечалось выше одним из важных свойств цеолитов, определяющих их влияние на трансформацию веществ в почве и изменение её агроэкологических свойств является их высокая поглотительная способность.

В соответствии с особенностями строения кристаллической решётки цеолитов можно предположить различный механизм сорбционных процессов на этих минералах. Нас прежде всего интересовала сорбция цеолитами различных водорастворимых специфических и неспецифических органических веществ почвы и поступающих в почвенную среду различных компонентов органической природы (гуматы и др.).

В одной из наших работ (Степанова Л.П. с соавт., 1977) были проведены специальные исследования с широким использованием методов радиоактивных индикаторов и гельхроматографии по изучению комплексообразующей способности органических веществ почвенных природных вод и выделенных из почв гумусовых препаратов и доступности элемента комплексообразователя растениям применительно к одному из представителей тяжёлых металлов - ионов железа.

В результате этих исследований было установлено, что водорастворимые органические вещества почвы, включая гумусовые кислоты различной молекулярной массы, характеризуются активным участием в процессах комплексообразования при взаимодействии с ионами металлов. Такая их активность обусловлена присутствием в их составе функциональных групп, носителей электровалентной и ковалентной связи. Наши исследования при этом показали, что важной характеристикой механизма протекающих при этом процессов

является изучение кинетики и статики сорбции органических компонентов такого взаимодействия.

На основе результатов этих исследований нами было проведено изучение кинетики и статики сорбции цеолитом гумата калия, широко используемого в дальнейших опытах с выращиванием полевых культур на почвах с радиоактивным загрязнением.

Для анализа использовали три фракции цеолита: 3-1 мм, 1-0,25 мм и с 0,25 мм. Цеолит массой 1 г насыщали раствором гумата калия в объеме 5 мл с содержанием углерода 0,525%. Время взаимодействия: 5, 10, 20, 30, 40, 50, 1ч, 3 ч, 6 ч, 12 ч, 24 ч, 2суток и 3 суток. Количество органического вещества в растворе через определенный промежуток времени определяли по методу И.В. Тюрина в модификации В.Н. Симакова. Содержание поглощенного вещества в сорбенте в разные моменты времени рассчитывали по разности $S_t=C_0-C_t$, где S_t - количество сорбированного вещества. C_0 - начальная концентрация раствора, C_t - концентрация раствора в момент времени t. По рассчётным данным строили графики кинетики сорбции. Построенные графики подвергались дальнейшей обработке, так как отдельный фрагмент изотерм описывается химическим уравнением кинетики реакций 1-го порядка (Карпухин А.И., Савич В.И., 1989).

Исследование закономерностей кинетики сорбции показало, что сорбционное равновесие для всех фракций цеолита наступает через 48 часов. Количество сорбируемого вещества зависит от размера фракций сорбента, как видно на графике, максимальное количество органического вещества было поглощено фракцией цеолита < 0,25 мм (0,180 или 34,29% от общего содержания углерода в растворе).

Изотермы кинетики имеют сложную выпукло-вогнутую конфигурацию, что является результатом сложных гетерогенных реакций (реагирующие вещества находятся в различных фазах), протекающих в несколько этапов.

При расчете констант и скоростей реакций выяснилось, что на первом этапе взаимодействия (≈30 мин) для сорбции характерна быстрая скорость ($n\cdot10^{-3}c^{-1}$). Можно предположить, что в этот период поглощение органического вещества происходит внешней поверхностью минералов (адсорбция). Затем наступает кажущееся равновесие. Далее идет более медленный период ($n\cdot10^{-4}c^{-1}$) внутримецеллярного поглощения глинистыми минералами, входящими в состав цеолита (абсорбция). На третьем этапе ($v = n\cdot10^{-5}c^{-1}$) мы предполагаем, что поглощение органических веществ происходит в результате изоморфных замещений в кристаллической решетке минералов и образование сложных органоминеральных комплексных соединений (хемосорбция).

Скорость реакции тем выше, чем больше поверхность сорбента, то есть чем меньше фракция минерала. Так быстрая реакция для фракции 3-1 мм равна $2{,}173 \cdot 10^{-3}$, для фракции 1-0,25 мм - $2{,}209 \cdot 10^{-3}$ и для < 0,25 - $3{,}191 \cdot 10^{-3}$. Количество поглощенного вещества за этот период составило: 27,27%, 39,97%, 41,67% соответственно. Общая скорость реакции до наступления «истинного» равновесия составила: $1{,}222 \cdot 10^{-3}$, $1{,}283 \cdot 10^{-3}$, $1{,}660 \cdot 10^{-3}$ соответственно.

При изучении закономерностей статики сорбции цеолитом органических веществ применяли метод переменных концентраций: 0,175, 0,35, 0,70, 1,05, 1,40, 1,75, 2,10, 2,45, 2,80, 3,15, 3,5 (%, $C_{орг.}$). Объем раствора гумата калия 5 мл. Масса цеолита 3 г, время насыщения 3 ч. По расчётным данным строили изотермы сорбции (рис. 21а, 21б).

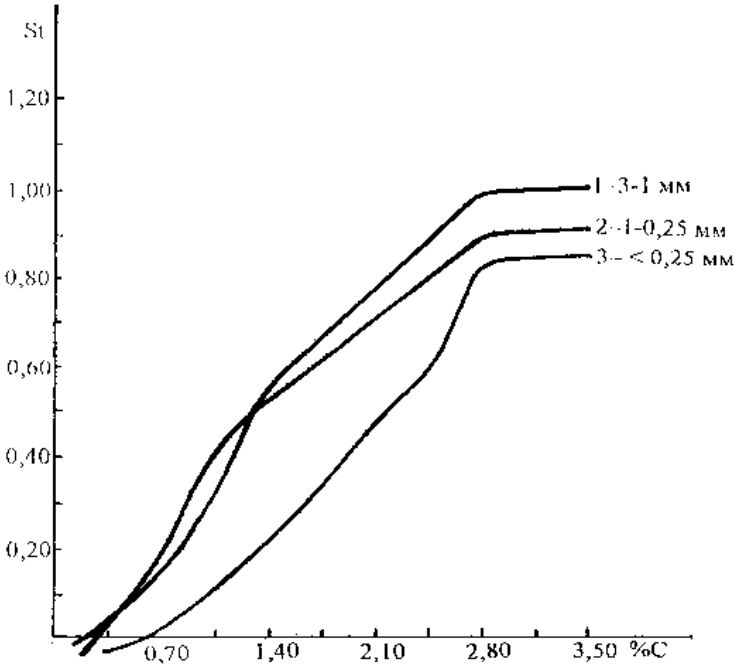


Рисунок 21а – Статика сорбции органического вещества гумата К цеолитосодержащим трепелом

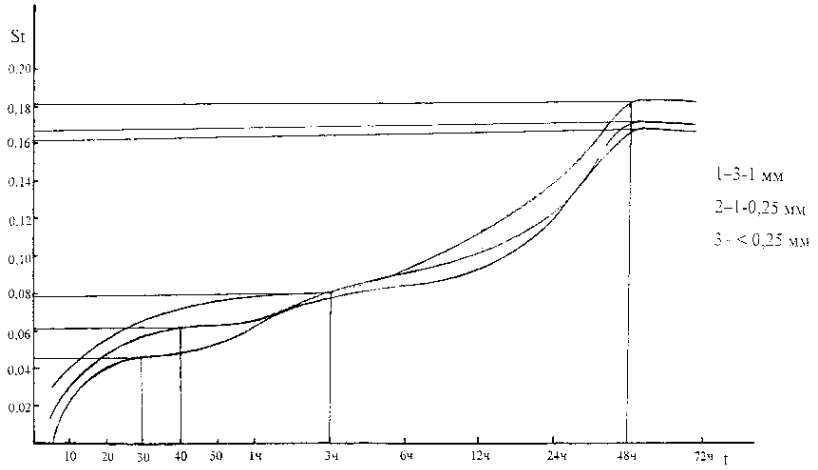


Рисунок 21б – Кинетика сорбции органического вещества гумата К цеолитосодержащим трепелом

При изучении статики сорбции было выявлено, что количество сорбируемого вещества растет с увеличением концентрации раствора и поверхности сорбента. Максимальной сорбционной ёмкостью обладает фракция < 0,25 мм (1,055 или 30,14% от общего содержания углерода в растворе). Полное насыщение цеолита для фракций 3-1 мм и 1-0,25 мм наступило при концентрации раствора 2,80, тогда как поглощение органического вещества фракцией < 0,25 мм шло до последнего момента.

Сложный S-образный, ступенчатый характер изотерм определяется полифункциональностью молекул гумата калия, сорбционной первичной и вторичной пористостью цеолита. При увеличении концентрации в сорбционные процессы начинают включаться поры меньшего порядка (мезо- и микропоры), что проявляется на изотерме в виде перегибов и ступеней.

На основании проведенных исследований можно сделать выводы, что цеолитосодержащие трепелы Хотынецкого месторождения Орловской области обладают высоким сорбционным свойством и способностью образовывать органоминеральные комплексы, а его использование в земледелии будет способствовать повышению поглотительной способности почвы, в том числе и химической, поскольку процессы химического поглощения играют существенную роль в формировании глиногумусовых компонентов и взаимодействии алюмосиликатов с гумусовыми соединениями почвы. При образовании соединений данного типа значительная роль

принадлежит и адгезионным взаимодействиям минеральных и гумусовых компонентов, то есть склеиванию поверхностей различного состава и строения под действием разнообразных сил. Роль адгезионных процессов при формировании почвенной структуры и повышении её водопрочности в условиях серых лесных почв региона при использовании цеолитов и вермикомпоста значительна.

2. Зависимость основных сорбционных параметров радионуклида цезия-137 в темно-серых лесных почвах и растениях при использовании цеолитовых туфов и гумата К

Следствием использования атомной энергии является рассеяние искусственных радионуклидов в биосфере, в том числе в сфере агропромышленного производства, и ускорения темпов передвижения естественных радионуклидов с последующим включением их в цепи миграции в системе радиоактивные выпадения - почва - сельскохозяйственные растения - сельскохозяйственные животные (Алексахин Р.М., 1994).

В настоящее время радиационная обстановка в России определяется:

- глобальным радиационным фоном, обусловленным проводившимися ранее ядерными испытаниями;
- наличием территорий, загрязненных в результате аварий, произошедших в 1957 г. на ПО «Маяк» и в 1986 г. на Чернобыльской АЭС;
- эксплуатацией предприятий ядерного топливного цикла, судовых ядерно-энергетических установок, региональных хранилищ радиоактивных отходов (Вершинин В.В., 1998).

Авария на Чернобыльской АЭС является самой крупной в истории мировой ядерной энергетики. Суммарный выброс продуктов деления составил около 50 MKu ($1{,}85 \cdot 10^{18}$ Бк). Опасность выброса связана с присутствием в смеси радионуклидов долгоживущих компонентов, главным образом Cs-137, отчасти Sr-90 и Pu-239 ($T_{1/2}=2{,}44 \cdot 10^4$ лет, α-излучатель) (Комзин Б.,1996). Стронций-90 относится к числу самых биологически подвижных по степени радиационной опасности, $T_{1/2}$ = 28,1 года, β-излучатель с максимальной энергией 0,544 МэВ. Закрепление и распределение Sr-90 в компонентах почв в основном определяется закономерностями поведения изотопного носителя - Sr, а также химического аналога - стабильного Ca, содержание которого в земной коре составляет 2,96%. Степень окисления Sr в любых природных средах +2. Свойства почвы по убывающей значимости независимого влияния на коэффициент распределения (Кр) Sr-90 располагаются в ряд: влажность >

содержание обменных Ca и Mg > ёмкость обмена > содержание органического вещества > pH (Прохоров В.М.,1991). Основной механизм поглощения Sr-90 твердой фазой почв - ионный обмен. Снижение доли ионообменно связанных форм Sr-90 в почвах с течением времени происходит достаточно медленно; глинистыми почвами может быть сорбировано до 99% стронция-90.

Цезий-137 относится к числу биологически подвижных в сельскохозяйственных цепочках. Cs-137 - один из самых дозообразующих радионуклидов. По степени радиационной опасности относится к среднетоксичным среди продуктов деления. Изотопы Cs при любом пути поступления в организм хорошо резорбируются, всасывание в ЖКТ животных и человека составляет 100%. $T_{1/2}$ = 30,17 года, он β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 1,76 МэВ. Большая подвижность Cs-137 определяется тем, что это радиоизотопы щелочного элемента, химического аналога биогенно важного элемента К, который является в природных системах химическим носителем Cs-134 и Cs-137. Степень окисления в любых компонентах природной среды +1. Способен наряду с ионообменным связыванием к необменной сорбции (фиксации) твердой фазой почв. Причина фиксации - взаимодействие ионов Cs^+ с кристаллической решеткой некоторых глинистых минералов (Путимцев А.Ф., 1995). Основной фракцией, ответственной за сорбцию Cs-137 в почве, является ил. На почвах всех типов больше кислоторастворимого (необменного) стронция. Содержание различных форм Cs-137 в серой лесной среднесуглинистой почве составляет (в %): обменная - 9,3; необменная - 5,8, фиксированная - 84,9 (Санжаров Н.И. и др., 1998).

2.1 Влияние цеолита на свойства тёмно-серых лесных почв

Как показали исследования (табл. 37), цеолит проявляет свойства почвоулучшателя. Под действием цеолита наблюдаются значительные изменения в агрегатном составе тёмно-серой лесной почвы; сокращается содержание агрегатов размером больше 10 мм с 19,5% и 17,1% в контроле под горохом и гречихой соответственно до 10,3% и 9,3% при внесении цеолита в дозе 50 т/га.

Таблица 37 – Агрегатный состав почвы, %

Варианты опыта	Горох					Гречиха				
	>10	10-0,25	<0,25	Водопрочной >0,25	Кс	>10	10-0,25	<0,25	Водопрочной >0,25	Кс
1.Контроль	19,5	72,5	7,9	15,1	2,6	17,1	73,7	9,2	16,2	2,8
2. Цеолит 10 т/га	13,8	76,6	9,7	15,9	3,3	14,6	76,2	9,3	17,1	3,2
3.Цеолит 25 т/га	13,0	76,9	10,8	16,5	3,2	13,2	76,3	10,5	19,5	3,2
4. Цеолит 35 т/га	9,5	77,8	12,8	20,8	3,5	12,4	77,4	10,3	23,4	3,4
5. Цеолит 50 т/га	9,3	78,2	12,5	24,5	3,6	10,3	78,6	11,1	26,5	3,7
6. Цеолит 25 т/га + NPK 120-120-120	13,5	76,9	9,6	16,0	3,3	12,6	76,7	10,7	18,9	3,3
7.Цеолит 25 т/га + вермикомпост 15 т/га	7,6	80,2	12,2	29,6	4,1	8,9	79,4	11,6	31,9	3,9
$НСР_{05}$	0,12	0,27	0,21	-	-	0,10	0,15	0,8	-	-

При этом возрастает количество агрономически ценных агрегатов (размером 10-0,25 мм) с 72,5% и 73,8% до 78,2% и 78,6% в варианте с той же нормой. Нами отмечено, что с увеличением дозы мелиоранта влияние его, как почвоулучшателя на структурообразование возрастает, что подтверждается величинами коэффициента структурности. Он изменяется в пределах от 2,6 и 2,8 в контроле до 3,6 и 3,7 при внесении 50 т/га цеолита.

В условиях опыта отмечается увеличение агрегатов размером меньше 0,25 мм при внесении возрастающих доз цеолита с 7,9% и 9,2% в контрольном варианте под горохом и гречихой соответственно до 12,5% и 11,1% с нормой мелиоранта 50 т/га. Можно предположить, что цеолит как почвоулучшатель оказывает положительное действие на формирование водопрочной микроструктуры.

Интерес представляют данные структурного состава почвы при сочетании цеолита с минеральными удобрениями и вермикомпостом. В условиях опыта доказано, что совместное применение почвоулучшателя с минеральными и органическими удобрениями оказывает оструктуривающее воздействие на агрегатный состав почвы. При этом наибольший эффект оструктуривания достигается при сочетании цеолита с 15 т/га вермикомпоста. В этом варианте установлена самая высокая величина коэффициента структурности (4,1

на горохе и 3,9 на гречихе) и наибольшее количество водопрочных агрегатов — 29,6% и 31,9% соответственно.

Таким образом, цеолит оказывает почвоулучшающее действие на структурное состояние почвы, значительно повышая её агрофизические свойства и возможность активного поглощения радионуклида. Свойство мелиоранта, как почвоулучшателя, заметно возрастает при его сочетании с минеральными и органическими удобрениями.

Важная роль в структурообразовании принадлежит физико-химическим факторам - коагуляции и цементирующему воздействию почвенных коллоидов. Водопрочность приобретается в результате скрепления механических элементов и микроагрегатов коллоидными веществами (органическими и минеральными). Но чтобы отдельности, скреплённые коллоидами, не расплывались от действия воды, коллоиды должны быть необратимо скоагулированы. Такими коагуляторами в почвах чаще всего являются двух- и трехвалентные катионы Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe^{2+} Al^{2+}.

Результаты химического анализа почвы (табл. 38) показали, что под действием возрастающих доз цеолита происходит изменение агрохимических показателей почвы. Мелиорант способствует обогащению почвы обменными катионами Ca^{2+} и Mg^{2+}, заметно повышает величину суммы обменных оснований. Так, содержание Ca в варианте с нормой цеолита 50 т/га увеличилось на 3 мг-экв./100 г на горохе и на 3,3 мг-экв./100 г на гречихе, а Mg на 2,3 мг-экв./100 г и 2,5 мг-экв./100 г почвы соответственно.

Показатель суммы обменных оснований изменяется в пределах 27,2 мг-экв на 100 г почвы до 31,6 и 29,9 мг-экв на 100 г почвы при дозе цеолита 50 т/га на горохе и гречихе соответственно, в то время как величина гидролитической кислотности ($H_г$) закономерно снижается с 5,5 мг-экв на 100 г почвы до 4,9 и 5,1 мг-экв на 100 г почвы в том же варианте.

Известно, что цеолит обладает высокой сорбционной ёмкостью - до 600 мг-экв на 100 г. Поэтому внесение мелиоранта в почву повышает её сорбционную ёмкость, что обеспечивает улучшение питательного режима почвы.

Результаты наших исследований показали, что с увеличением дозы цеолита и его в сочетании с органическими и минеральными удобрениями происходит закономерное повышение ёмкости катионного обмена (ЕКО). Так, при внесении органоминеральных удобрений ЕКО увеличивается с 32,6 мг-экв на 100 г на горохе и гречихе до 35,6 мг-экв на 100 г и 33,9 мг-экв на 100 г почвы соответственно. Наибольшая величина ЕКО 36,5 мг-экв. на горохе и 34,4 мг-экв на 100 г почвы на гречихе, а степень насыщенности основаниями увеличивается с 83,3% до 86,6% и 85,3% соответственно на горохе и гречихе.

Таблица 38 – Влияние цеолита на агрохимические свойства почвы

Варианты	pH_{KCl}	Гумус, %	Обменные катионы		Нг	Сумма обменных оснований	Ёмкость катионного обмена	Степень насыщенности основаниями, %
			Ca^{2+}	Mg^{2+}				
			мг-экв на 100 г					
Горох								
1.Контроль	5,1	5,46	15,8	1,3	5,5	27,2	32,6	83,2
2.Цеолит 10 т/га	5,3	5,53	16,8	2,0	5,5	27,2	32,6	83,2
3.Цеолит 25 т/га	5,3	5,58	17,3	2,8	5,3	27,3	32,5	83,8
4.Цеолит 35 т/га	5,4	5,64	18,3	3,3	5,2	27,4	32,5	83,9
5.Цеолит 50 т/га	5,5	5,68	19,0	3,5	4,9	31,6	36,5	86,5
6.Цеолит 25 т/га + NPK 120-120-120	5,3	5,53	16,5	1,9	5,5	27,4	32,9	83,2
7. Цеолит 25 т/га + вермикомпост 15 т/га	5,7	6,13	17,3	3,0	5,1	30,3	35,6	85,2
Гречиха								
1.Контроль	5,2	5,46	16,0	2,8	5,5	27,2	32,7	83,2
2.Цеолит 10 т/га	5,3	5,51	16,5	3,8	5,4	27,2	32,6	83,4
3.Цеолит 25 т/га	5,3	5,70	17,3	4,8	5,3	27,7	33,1	83,9
4.Цеолит 35 т/га	5,4	5,75	18,0	5,1	5,3	27,9	33,2	84,2
5.Цеолит 50 т/га	5,6	5,70	19,0	5,3	5,1	29,9	34,4	85,2
6.Цеолит 25 т/га + NPK 120-120-120	5,3	5,61	17,0	2,0	5,6	27,2	32,8	82,8
7.Цеолит 25 т/га + вермикомпост 15 т/га	5,7	6,26	18,0	3,0	4,6	29,4	33,9	86,6

При внесении цеолита, как мелиоранта, наблюдается снижение величины обменной кислотности. Если в контрольном варианте показатель pH_{KCl} составлял 5,1-5,2, то под действием возрастающих доз цеолита он увеличился до 5,5-5,6 при дозе цеолита 50 т/га. Эффект сочетания мелиоранта с NPK оставался на предельном уровне.

Сочетание цеолита с минеральными удобрениями очевидно приводит к расходу обменных катионов Ca^{2+} и Mg^{2+} на нейтрализацию кислотности обусловленной минеральными удобрениями.

Наибольшее мелиорирующее и окультуривающее действие проявилось при внесении цеолита с вермикомпостом. В этом варианте заметно значительное снижение $H_г$ (до 5,1 - 4,6 мг-экв на 100 г почвы), наибольшее повышение показателя pH_{KCl} в целом по опыту (до 5,7) и содержания гумуса (6,13% и 6,26%), а показатели суммы обменных оснований, ЕКО и степени насыщенности основаниями оставались, примерно, такими же как в варианте с нормой мелиоранта 50 т/га.

Таким образом, почвоулучшающие свойства цеолита приводят к насыщению почвы обменными основаниями, снижению обменной и гидролитической кислотности, усилению гумификации, заметному повышению ЕКО и образованию водопрочных агрегатов, что значительно улучшает агрохимические показатели почвы, повышая ее плодородие.

2.2 Влияние цеолита и гумата К на поглощение и накопление Cs-137 в растениях

Накопление радионуклидов растениями из почвы зависит от комплекса факторов, среди которых можно выделить 4 основных группы: физико-химические свойства радионуклидов; агрохимическая характеристика почвы; биологические особенности растений; агротехника возделывания культур.

Сведения литературных источников о действии цеолита на активность радионуклидов довольно противоречивы и неоднозначны. В наши опытах при изучении действия цеолитсодержащего трепела на удельную активность Cs-137 была установлена следующая закономерность. Во все годы исследования происходило снижение активности Cs-137 в почве по мере увеличения дозы мелиоранта как на горохе, так и на гречихе. Так, содержание радиоцезия в контрольном варианте на горохе составило 288,66 Бк/кг в год внесения мелиоранта и 279,09 Бк/кг в последействии, и 283,67 Бк/кг (1988 г.), 309,18 Бк/кг (1999 г.) на гречихе, тогда как в варианте с нормой цеолита 50 т/га содержание Cs-137 снизилось до 273,46-264,61 Бк/кг и 277,46-281,57 Бк/кг соответственно (прилож. 40, 41, рис.13, 14). Совместное применение цеолита с минеральными удобрениями не оказало заметного влияния на удельную активность радиоцезия. Наименьшее содержание Cs-137 в целом по опыту зафиксировано на горохе на фоне цеолит + вермикомпост - 269,68 Бк/кг в год внесения и 264,58 Бк/кг в последействии, а на посевах гречихи в варианте с нормой цеолита 50 т/га (277,47 Бк/кг).

Как показали наши исследования, применение цеолита оказало существенное влияние на поглощение и распределение Cs-137 в растениях гречихи и гороха. Действие мелиоранта на культуры было неоднозначным и сильно варьировало по годам. Так, в год внесения наблюдается увеличение выноса радионуклида соломой гороха с повышением дозы цеолита (с 360 Бк/кг в контроле до 405 Бк/кг по фону цеолит + NPK). При этом коэффициент накопления (КН) значительно превышал единицу практически по всем вариантам. В последействии прослеживается обратная закономерность, а КН уменьшился более чем в 3 раза. Наименьший показатель радиоцезия

отмечен в варианте с нормой цеолита 50 т/га (60,46 Бк/кг, КН при этом составил 0,228).

Примерно такая же тенденция прослеживается по накоплению радионуклида в соломе гречихи. В первый год цеолит повышал содержание радиоцезия в соломе во всех вариантах опыта. При этом наибольший показатель КН (0,638) отмечен в варианте с нормой цеолита 25 т/га. В последействии содержание Cs-137 резко снижалось с повышением дозы мелиоранта и в варианте с нормой 50 т/га составило 71,11 Бк/кг. В этом же варианте отмечен наименьший показатель КН - 0,244.

Возрастающие дозы мелиоранта снижали содержание радионуклида в зерне гороха во все годы исследований. Наиболее эффективными оказались варианты со смешанными видами удобрений. Содержание Cs-137 здесь составило 72,97 Бк/кг и 31,86 Бк/кг на фоне цеолит + NPK, и 65,68 Бк/кг, 31,73 Бк/кг на фоне цеолит + вермикомпост соответственно в первый и во второй годы исследований. При этом коэффициент накопления радиоцезия в зерне в последействии снизился примерно в 2 раза. Его минимальный показатель (0,107) в целом по опыту отмечен в варианте цеолит + вермикомпост.

Обратная закономерность установлена по содержанию радионуклида в зерне гречихи. Возрастающие дозы цеолита в год внесения повышали удельную активность Cs-137 не только в соломе, но и в зерне. Наибольший показатель радиоцезия отмечен в варианте с нормой цеолита 35 т/га (39,95 Бк/кг). При этом NPK и вермикомпост усиливали отрицательный эффект. В последействии мелиорант оказывал положительное влияние, и содержание радионуклида заметно снижалось с повышением дозы цеолита (с 92,69 Бк/кг в контроле до 13,60 Бк/кг при внесении 50 т/га).

Таким образом, внесение цеолитосодержащего трепела Хотынецкого месторождения в тёмно-серую тяжелосуглинистую почву, в условиях Орловской области является эффективным приемом по снижению радиоцезия в почве и основной продукции гречихи и гороха.

Добавление к цеолиту минеральных и органических удобрений заметно улучшало действие мелиоранта на горохе и снижало его эффективность на гречихе (исключение составляет вариант цеолит + вермикомпост в последействии).

Сильное варьирование КН по годам зависело не только от физиологических особенностей культур и их реакции на цеолит, но и от погодных условий в период вегетации растений. Сведения о роли влаги в миграции радионуклидов довольно противоречивы, а годы

исследований резко отличались по условиям увлажнения (ГТК в 1998 г. составил 1,39 - избыточно влажный и 1,05 - в 1999 г. - засушливый).

Повышение радиоцезия в соломе культур и зерне гречихи в год внесения могло быть вызвано увеличением насыщенности почвы основаниями в корнеобитаемом слое, а с увеличением оснований поступление Cs-137 в растения увеличивается в 1,3-4 раза. При этом повышается количество водорастворимых органических соединений, которые обусловливают десорбцию этого радионуклида.

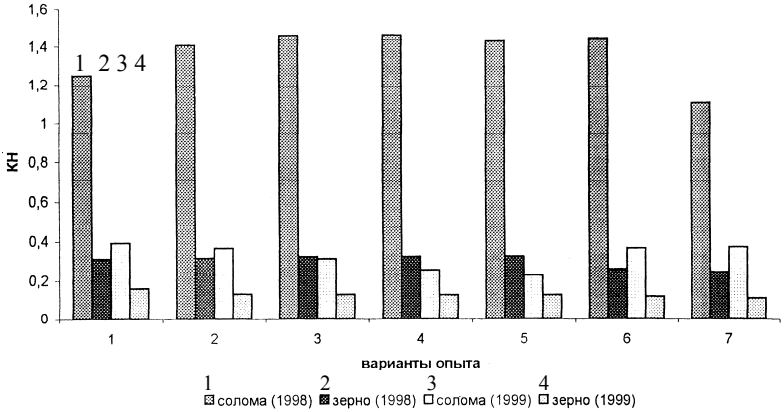


Рисунок 22 – Влияние цеолита на коэффициент накопления Cs-137 в горохе

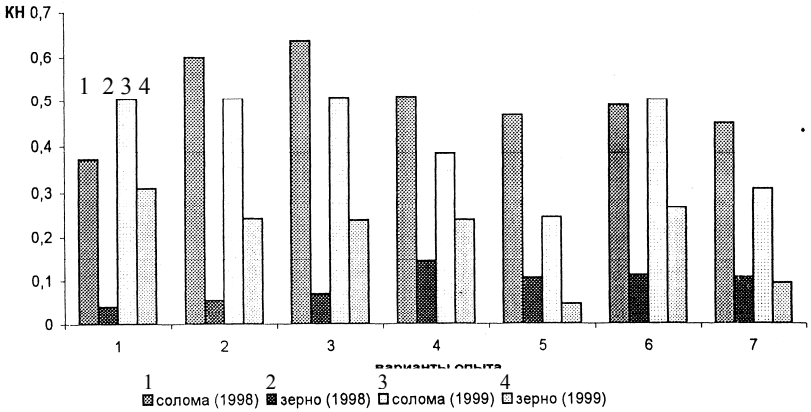


Рисунок 23 – Влияние цеолита на коэффициент накопления Cs-137 в гречихе

Положительное действие цеолита, как почвоудобрительного материала, за всё время исследований проявилось и на горохе, и на гречихе. Однако, действие мелиоранта на культуры было неоднозначным. Как показано на графике, (рис. 24) в год внесения урожайность зерна гречихи росла по мере увеличения дозы цеолита. Однако, в варианте с нормой мелиоранта 35 т/га этот показатель выше (2,14 т/га), чем с нормой 50 т/га (2,07 т/га), что вероятно, вызвано нейтральной средой почвенного раствора в корнеобитаемом слое, поскольку оптимальный показатель pH для гречихи 5-5,5. В последействии прослеживается прямая зависимость урожайности зерна от дозы цеолита, с максимальной прибавкой (0,470 т/га) в варианте - 50 т/га в целом по опыту. Однако, в среднем за два года максимальная прибавка (39,17%) получена на фоне органоминеральных удобрений.

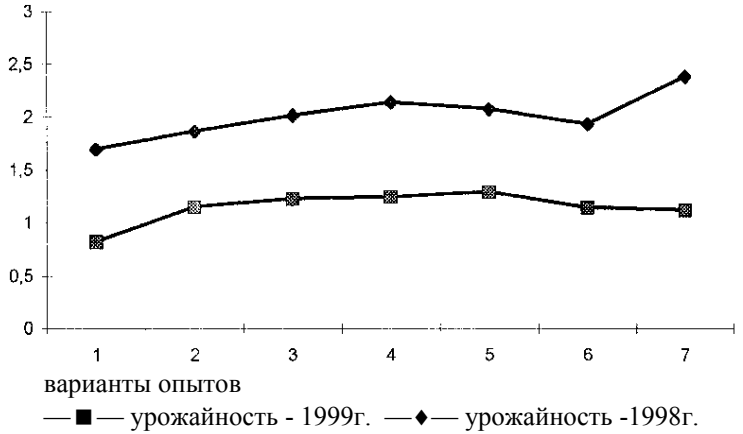


Рисунок 24 – Действие и последействие цеолита на урожайность гречихи, т/га

Результаты опыта показали, что действие цеолита в чистом виде (25 т/га) за все время исследований, было более эффективным, чем при совместном использовании мелиоранта в сочетании с NPK, а в последействии и вермикомпостом; наиболее оптимальной дозой цеолита для гречихи является 35 т/га, поскольку прибавка здесь достигла 34,4%.

Результаты наблюдений показали, что между урожайностью зерна и величиной сбора соломы нет строгой прямой зависимости. Её нарастание шло по мере увеличения дозы мелиоранта. Максимальное количество соломы 5,1 т/га получено в варианте с нормой цеолита 50 т/га. Масса соломы в варианте с дозой 25 т/га заметно превышала тот

же показатель в вариантах со смешанными видами удобрений (4,9 т/га по фону цеолит + NPK по фону цеолит + вермикомпост).

Несколько другие результаты получены на горохе. В последействии эффективность цеолита оказалась выше, чем в год внесения. Наибольшая прибавка (43,86%) зерна получена в варианте с нормой цеолита 35 т/га.

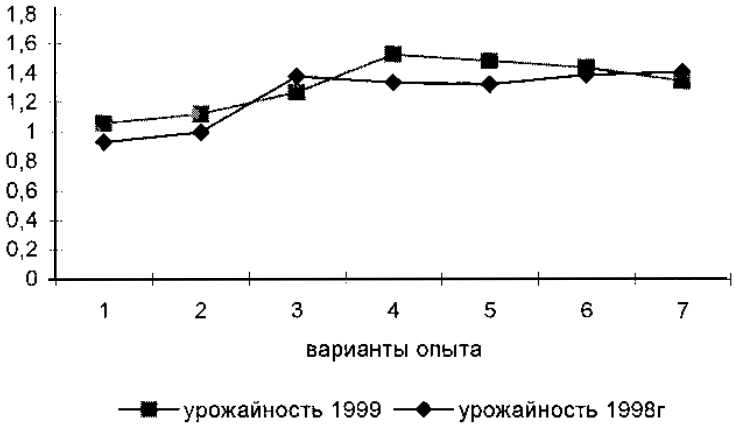


Рисунок 25 – Действие и последствие цеолита на урожайность гороха, т/га

Совместное использование цеолита с минеральными и органическими удобрениями на горохе оказалось более эффективным, чем действие мелио-ранта в чистом виде. При этом прибавка по фону цеолит + NPK была выше, чем в варианте органоминеральных удобрений (42,15% и 38,73% соответственно).

Масса соломы (как и на гречихе) постепенно нарастала по мере увеличения питательности агрофона. Её максимальное количество - 3,7 т/га получено в варианте - 50 т/га цеолита.

Из всего выше сказанного следует, что использование цеолита, как почвоудобрительного материала, является эффективным и под горох и под гречиху. Оптимальной нормой мелиоранта для обеих культур является - 35 т/га. Разная реакция культур на совместное использование минерала с вермикомпостом и минеральными удобрениями связана с их биологическими особенностями развития и питания.

При анализе величины урожайности зерна и коэффициента накопления Cs-137 была обнаружена следующая закономерность, что в год внесения минерала показатель КН незначительно увеличивался (в сравнение с контролем) по мере роста урожайности и дозы цеолита, и в гречихе и в горохе. Однако, в вариантах со смешанными видами удобрений зафиксирована наибольшая урожайность зерна гороха,

здесь КН значительно ниже уровня контроля. На гречихе также не совпадают показатели максимальной величины урожайности и КН.

В последействии наблюдается обратная зависимость, то есть коэффициент накопления Cs-137 снижался по мере роста дозы мелиоранта и увеличения урожайности зерна. Минимальный показатель КН (0,047) на гречихе соответствует максимальной урожайности зерна (1,3 т/га).

Из этого следует, что качество урожая в значительной степени зависит не только от вида и дозы удобрений, но и от погодных условий в период вегетации, поскольку 1998 и 1999 годы довольно резко отличались по количеству осадков (гидротермический коэффициент составил 1,39 и 1,05 соответственно).

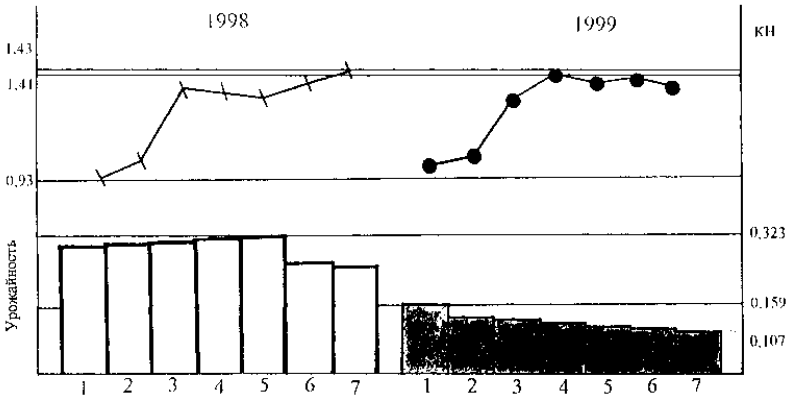


Рисунок 26 – Влияние цеолита на урожайность гороха и коэффициент накопления Cs-137

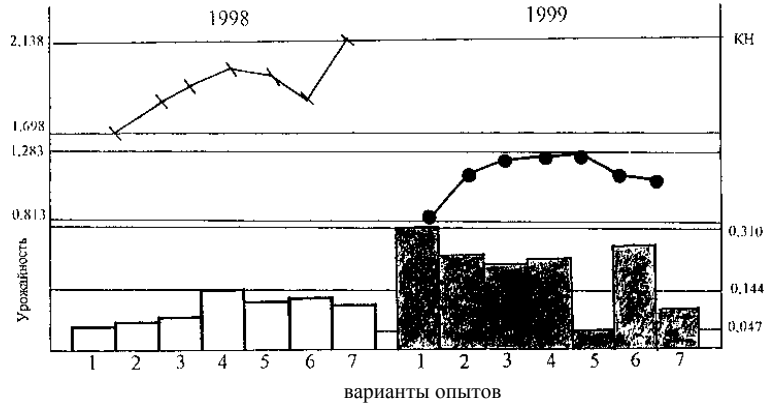


Рисунок 27 – Влияние цеолита на урожайность гречихи и коэффициент накопления Cs-l 37

Как показали исследования, динамика нарастания вегетативной массы культур не является объективным показателем урожайности. На графиках показано, что варианты опыта по всем показателям превосходят контроль. В фазу молочно-восковой спелости максимальная высота растений (42,37) на горохе была зафиксирована в варианте с нормой внесения цеолита 25 т/га; в дальнейшем с повышением дозы минерала, высота и масса растений снижалась. В этом же варианте отмечено наибольшее количество бобов с 1-го растения (2,51 шт.). Наибольшая масса (5,24 г) растений получена в варианте совместного использования цеолита с NPK, что можно объяснить более оптимальным режимом азотного питания. На фоне органоминеральной смеси растения не выделялись параметрами роста и массы.

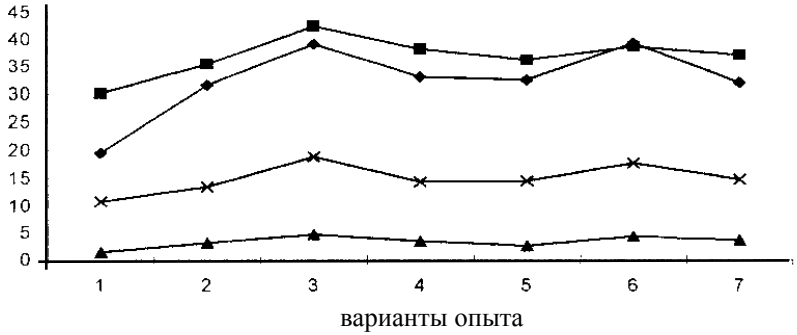


Рисунок 28 – Влияние цеолита на вегетативную массу гороха

Примерно такая же тенденция роста органической массы прослеживалась и на гречихе. Наибольший показатель высоты (77,81 см) и массы (7,17 г) растений отмечен в варианте (как и на горохе) с нормой мелиоранта 25 т/га.

Затем динамика нарастания вегетативной массы уменьшалась. При этом растения по фону цеолита, с разными нормами внесения, по своей высоте и массе превосходили варианты со смешанными видами удобрений.

Различие в динамике роста вегетативной массы гречихи и конечном урожае соломы и зерна может быть вызвано тем, что на последующих этапах органогенеза культура лучше развивалась на агрофоне с оптимальным режимом питания (цеолит 25 т/га + 15 т/га вермикомпоста), поскольку рост вегетативной массы у гречихи не прекращается на протяжении всего вегетационного периода и не завершается к созреванию зерна.

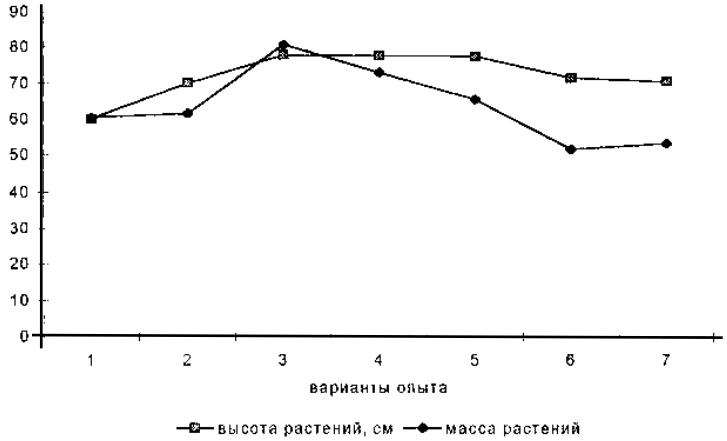


Рисунок 29 – Влияние цеолита на вегетативную массу гречихи

В опытах на горохе максимальная урожайность получена на агрофоне с оптимальным режимом питания (цеолиты + NPK). Однако максимальное количество зерна вызывает более сильный отток питательных веществ из вегетативной массы растения, чем и вызвано несоответствие в урожайности зерна и сборе соломы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Цеолит оказывает почвоулучшающее воздействие на структурное состояние серых лесных почв. С увеличением дозы цеолита с 20 до 50 т/га возрастает количество агрономически ценных агрегатов (10-2,25 мм) и формирование водопрочной микроструктуры. Наибольший эффект оструктуривания достигается при сочетании цеолита с вермикомпостом.

2. Применение цеолита, как мелиоранта, обеспечивает снижение кислотности на 0,3 ед. и увеличение насыщенности почвы обменными основаниями на 2,73-4,41 мг-экв./100 г почвы. Совместное внесение цеолита с вермикомпостом способствует повышению ёмкости поглощения на 3,85-9,98% и содержания гумуса на 0,67-0,80%.

3. Выявлена зависимость поглощения и накопления радионуклида Cs-137 в основной и побочной продукции гороха и гречихи от доз мелиоранта и его сочетаний с органическими и минеральными удобрениями. Установлено, что прямое действие цеолита оказывает существенное влияние на накопление радионуклида в соломе гороха и гречихи с увеличением дозы мелиоранта. В последействии возрастающие дозы цеолита и сочетание его с минеральными и органическими удобрениями обеспечивает снижение коэффициента накопления радиоцезия в культурах в 2-3 раза (в зависимости от погодных условий и физиологических особенностей гороха и гречихи).

4. Внесение возрастающих доз цеолита оказывает положительное достоверное влияние на урожайность по сравнению с вариантом без внесения мелиоранта. Оптимальная доза для обеих культур 35 т/га цеолита.

5. Совместное применение цеолита и вермикомпоста значительно снижает накопление Cs-137 и повышает урожайность зерна гороха и гречихи.

6. Изучение кинетики сорбции органического вещества гумата К цеолитом показало, что время установление сорбционного равновесия изменяется в пределах 48 часов. Наибольшее время установления сорбционного равновесия наблюдается во фракции < 0,25 мм.

7. С помощью графико-математического анализа были установлены три сорбционно-кинетических группы со скоростью реакции $n \cdot 10^{-3}$ c^{-1}, $n \cdot 10^{-4}$ c^{-1}, $n \cdot 10^{-5}$ c^{-1}.

Экспериментальные изотермы сорбции имеют сложную выпукло-вогнутую конфигурацию. Ступенчатый характер изотерм определяется полифункциональностью гумата К и сорбционной первичной и вторичной пористостью цеолита.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1.Агаркова, М.Г. Биологические свойства урбанизированных территорий / М.Г. Агаркова, М.Н. Строганова, И.Н. Скворцова// Вест. Моск. ун-та, Сер.17- Почвоведение. - 1994.- №13.- С.45-49.

2.Аканова, Н.И. Агроэкологическая оценка известьсодержащих отходов промышленности //Агрохим.вестн. - 2000.- № 2.- С. 20-22.

3.Аканова, Н.И.Применение отходов промышленности в сельском хозяйстве / Н.И. Аканова, Н.Ф. Поливцев // Бюл.ВИУА.- 2000.- № 113. - С. 112-115

4.Акимова, Т.В. Зимне-весенняя культура пчелоопыляемого огурца. Биологический подход/ Акимова Т.В., Балагурова Н.И., Титов А.Ф. и др.// Селекционно-семеноводческая фирма «Манул».- Мытищи, 2000.-27с.

5.Андреева, А.Е. Ферментативная активность как эколого-диагностический показатель функционального состояния ночв // Экологическое нормирование, проблемы и методы: Тез. докл. науч.-коор. совещ. (Пущино, 1992). -М., 1992. -С. 5-7.

6.Андреюк, Е.И. Иерархическая система биоиндикации почв, загрязненных тяжелыми металлами / Е.И. Андреюк, Г.А. Иутинская, Е.В. Валагурова, В.Е. Козырицкая, Н.И. Иванова, А.Д. Остапенко // Почвоведение.- 1997.- №12.- С.1491-1496.

7.Бабьева, И.П. Изменение численности микроорганизмов в почвах при загрязнении тяжелыми металлами / И.П. Бабьева, С.В. Левин, И.С. Решетова // Тяжелые металлы в окружающей среде:сб.науч.тр.- М., 1980. С. 115-120.

8.Бабьева, И.П. Биология почв / И.П. Бабьева, Г.М. Зенова - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. - 336 с.

9.Бабьева, И.П. Использование конверторных шлаков металлургических заводов Сибири под сельскохозяйственные культуры / А.И.Барсуков, Л.Н.Салмин, Г.П.Колмаков, В.А. Гусельников // Пробл. агрохимического сырья Западной Сибири.- Новосибирск, 1985. - с. 136-141.

10. Белоус, Н.М.Влияние различных систем удобрения на накопление тяжелых металлов в сельскохозяйственной продукции / Н.М.Белоус, В.Ф. Шаповалов, Ф.В. Моисеенко, М.Г. Дроганская // Вестник БГСХА, 2005. – с.22-29

11. Букреева, Н.Е. Прямое действие доменных шлаков на жизнедеятельность растений и агрохимические свойства почв / Н.Е. Букреева, А.Н. Деменева, И.А. Белопашенцева //Минерал. питание и процессы роста и развития растений. - Курск, 1988. - С. 137-152

12. Булавка, Г.И. Влияние различных соединений свинца на почвенную микрофлору/ Г.И. Булавка // Изв. Сиб. отд. АН СССР. Сер. биол.- Вып. 1.- 1982.- С. 79-86.

13. Бызов, Б.А. Микробиологические аспекты загрязнения почв пестицидами / Б.А. Бызов, В.С. Гузев, Н.С. Паников и др. // Микроорганизмы и охраны почв. - М.: Изд-во МГУ, 1989. - С. 86-128.

14. Гамсулин, Р.В. Индикация загрязнения ночв тяжелыми металлами путем определения активности почвенных ферментов / Р.В. Гамсулин// Агрохимия. -1989. - № 11. - С. 133-142.

15. Ганжара, Н.Ф. Практикум по почвоведению / Н.Ф. Ганжара, Б.А. Борисов, Р.Ф. Байбеков – М.: Агроконсалт, 2002. – 279с.

16. Ганжара, Н.Ф. Содержание тяжелых металлов в техногенно-загрязненных почвах и легкоразлагаемом органическом веществе / Н.Ф.Ганжара, М.А.Флоринский, М.С. Озерова //Изв. ТСХА. - 1993. Вып.4. - С. 64-71.

17. Гладкова, К.Ф. Роль кремния в фосфатном питании растений / К.Ф. Гладкова // Агрохимия.- 1982.- №2. - С.133-135.

18. Глазовская, М.А. Проблемы и методы оценки эколого-геохимической устойчивости почв и почвенного покрова к техногенным воздействиям / М.А. Глазовская // Почвоведение. -1999. -№1. -С.114-124.

19. Глазовская, М.А. Теория геохимии ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеяния и анализу способности природных систем к самоочищению / М.А. Глазовская // В кн.: Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. - М.: Наука, 1981.- С.7-41.

20. Гомонова, Н. Ф. Влияние 30-летнего применения минеральных удобрений на урожай и плодородие дерново-подзолистой почвы / Н. Ф. Гомонова // Продуктивность почв Нечерноземной зоны и пути ее увеличения. - М.: Изд-во МГУ, 1984. - С. 118-123.

21. Горчев, А.А. К вопросу использования металлургических шлаков для известкования кислых почв/ А.А. Горчев, А.И. Безносов //Материалы XIX науч.-практ.конф. (Ижев.гос.с.-х.акад.). -Ижевск, 1999- С. 12-13

22. Гришко, В.Н. Действие газообразных промышленных выбросов на микробоценозы почв/ В.Н.Гришко, Н.Ф. Павлюкова // Почвоведение.- 1997.- № 2. -С. 254-260.

23. Гузев, В.С. Тяжелые металлы как фактор воздействия на микробную систему почв/ В.С. Гузев, С.В. Левин, И.М. Бабьева // Экологическая роль микробных метаболитов.- М, 1986. - С. 82-104.

24. Гузев, В.С. Перспективы эколого-микробиологической экспертизы состояния почв при антропогенных воздействиях / В.С. Гузев, С.В. Левин // Почвоведение. 1991, № 9. С. 50-62.

25. Демин, В.В. Роль гуминовых кислот в необратимой сорбции и биогеохимии тяжелых металлов в почве / В.В. Демин // Изв. ТСХА. - 1994. Вып.3.- С. 79-86.

26. Добровольский, В.В. Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы / В.В. Добровольский // Почвоведение. - 1997. - №4. - С. 413-441.

27. Добровольский, Г.В. Функции почв в биосфере и экосистемах/ Г.В.Добровольский, Е.Д. Никитин - М.: Наука, 1990.- 251 с.

28. Долгова, Л.Г. Активность некоторых оксидоредуктаз как диагностический показатель, характеризующий почвы, загрязненные

промышленными выбросами / Л.Г. Долгова // Почвоведение. -1978. -№ 5. -С. 93-98.

29. Доспехов, Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований) / Б.А. Доспехов – М.:Агропромиздат, 1985. – 351 с.

30. Елин, Е.С. Детоксикация пестицидов металлургическими шлаками. / Е.С. Елин //Достижения науки и техники АПК, №5, 1998. С. 38-39.

31. Елисеева, Т.Н. Использование микроудобрений, полученных из промышленных отходов, в сельском хозяйстве/ Т.Н. Елисеева, Ж.К. Кулешова //Проблемы использования промышленных и животноводческих стоков на полях орошения. Тез. докл. региональной науч.-практической конференции, 1987. -С. 36-38.

32. Ермаков, В.В. Биогеохимическая эволюция таксонов биосферы в условиях техногенеза/ В.В. Ермаков // Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы.- М.: Наука, 2003. – 351с. –(Тр. Биохим. лаб.;Т.24)

33. Ермаков, В.В. Биогеохимические провинции: концепция, классификация и экологическая оценка/ В.В. Ермаков // Основные направления геохимии. -М.: Наука, 1995. -С. 183-196.

34. Жуков, Г.А. Агрохимический потенциал земледелия Сибири/ Г.А. Жуков //Повышение эффективности использ. произв. потенциала в сел. хоз-ве, 1987. - С. 86-95.

35. Загуральская, Л.М. Воздействие промышленных загрязнений на микробиологические процессы в почвах бореальных лесов района Костамукши/ Л.М. Загуральская, С.С.Зябченко // Почвоведение. -1994. -№ 5. -С. 105-110.

36. Звягинцев, Д.Г. Успехи и современные проблемы почвенной микробиологии / Д.Г.Звягинцев // Почвоведение. -1987. -№ 10. -С. 44-52.

37. Звягинцев, Д.Г. Динамика микробной численности, биомассы и продуктивности микробных сообществ в почвах/ Д.Г. Звягинцев, В.Е. Голимбет // Успехи микробиологии. -1983. Вып. .18.- С. 215-231.

38. Звягинцев, Д. Г. Почва и микроорганизмы/ Д.Г.Звягинцев - М.: Изд-во МГУ, 1987. -256 с.

39. Звягинцев, Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Д.Г. Звягинцев– М.:Изд-во МГУ, 1991.

40. Звягинцев, Д.Г. Диагностические признаки различных уровней загрязнения почвы нефтью/ Д.Г. Звягинцев, В.С. Гузяев, С.В. Левин и др.// Почвоведение. -1989.- № 1. -С. 72-78.

41. Зырин, И.Г. Научные основы разработки предельно допустимых количеств тяжелых металлов в почвах/ И.Г. Зырин, А.И. Обухов, С.Г. Малахов и др. //Докл. симпоз. VII делег. съезда ВОП. - Ташкент, 1985. Ч. 6. -С. 276-281.

42. Игамбердиев, В.М. Влияние различных нетрадиционных химических мелиорантов на микробиологическую активность кислых почв/ В.М. Игамбердиев, А.А. Шамин, О.В. Андрущук, А.Ф. Колосова, В.Ф. Аршавская //Бюл. ВНИИ с.-х. микробиологии, 1988.- Т. 50. -С. 16-22.

43. Вайчис, М. Изменение химических свойств и состава микрофлоры лесных почв в зоне влияния завода азотных удобрений / М. Вайчис, К. Армолайтис, Р. Бараускас, А. Рагустис, Л. Славене // Деградация и восстановление лесных почв. - М.: Наука, 1991. - С. 199-209.

44. Ильин, В.Б. О нормировании тяжелых металлов в почве/ В.Б. Ильин. //Почвоведение. - 1988.-№ 9. -С. 90-98.

45. Ильин, В.Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам/ В.Б. Ильин. // Агрохимия. -1995.- № 10.- С. 109-113.

46. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы, защитные возможности почв и растений/ В.Б. Ильин, М.Д. Степанова // Химические элементы в системе почва-растение. -Новосибирск: Наука, 1982.

47. Касимов, Н.С. Подвижные формы тяжелых металлов в почвах лесостепи среднего Поволжья (опыт многофакторного регрессионного анализа) / Н.С. Касимов, Н.Е. Кошелева, О.А. Самонова // Почвоведение.- 1995.-№6.- С.705-713

48. Кауричев, И.С. Геохимическая характеристика ландшафтов / И.С. Кауричев, В.И. Савич, Л.П. Степанова – Орел: Изд-во ОрелГАУ, 2004.– 215с.

49. Квасов, В.А. Нетрадиционное агрохимическое сырье в условиях Центрального Черноземья/ В.А. Квасов // Агрохимический вестник.- 2001.- №3. -С. 36-40.

50. Керне, Дж. Изменения в сообществах водорослей и простейших, вызываемые загрязнением/ Керне Дж., Ланца Дж. Р.; Ред. Митчелл Р. М.: //Микробиология загрязненных вод - Медицина, 1976. -С. 206-226.

51. Кирюшин, В. И. Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах /В. И. Кирюшин, Н. Ф. Ганжара, И. С. Кауричев, Д. С. Орлов, А. А. Титлянова, А. Д. Фокин. - М.: МСХА, 1993. - С. 98.

52. Кобзев, В.А. Взаимодействие загрязняющих почву тяжелых металлов и почвенных микроорганизмов/ В.А. Кобзев //Тр. Ин-та эксперимент, метеорологии. -М.: Гидрометеоиздат. Моск. отд-ние, 1980. - Вып. 10. -С. 51-66.

53. Ковда, В.А. Биогеохимические циклы в природе и их нарушение человеком / В.А. Ковда // Биогеохимические циклы в биосфере. -М.: Наука, 1976. -С.19-85.

54. Колесников, С.И. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на микробную систему чернозема / С.И.Колесников, К.Ш. Казеев, В.Ф. Вальков // Почвоведение.- 1999.- №4. –С. 505-511.

55. Кондрашкина, Т.А. Применение фильтрующих элементов при осушении минеральных почв тяжелого механического состава / Т.А. Кондрашкина //Осушение и окультуривание земель в Арханг. обл. -Л.: 1991. -С. 31-35.

56. Коренькова, Е.А. Экологическое влияние шлакового отвала на состояние почвенной фауны и пути снижения его токсического воздействия / Е.А. Коренькова // Сборник тезисов XII Международной конференции студентов и аспирантов по фундаментальным наукам

«Ломоносов – 2005», МГУ им. М.В. Ломоносова, 2005г. – Москва, 2005.- с.67-68.

57. Коренькова, Е.А. Экологическая устойчивость системы почва-растение в условиях техногенного загрязнения и конструирование зон с разной биологической активностью / Е.А. Коренькова, А.А. Самарина // Фед. итоговая науч-технич. конф. Всеросс. конкурса на лучшие научные работы студентов по естественным, техническим наукам (в области высоких технологий) и инновационным научно-образовательным проектам. Мат-лы итоговой конф. – М.:МИЭМ, 2004.- с.283-286

58. Королев, В.А. Очистка грунтов от загрязнений / В.А. Королев - М.: МАИК, Интерпериодика, 2001. - 365с.

59. Корте, Ф. Экологическая химия: Пер. с нем. / Корте Ф., Бахадир М., Клайн В. и др.- М.: Мир, 1996.- 396с.

60. Круг, Г. Овощеводство / Пер. с нем. В.И.Леунова.- М.:Колос,2000.-576с.

61. Кузяхметов, Г.Г. Водоросли зональных почв степи и лесостепи/ Г.Г. Кузяхметов // Почвоведение, 1991.- №9. -С.63-65.

62. Куликова, Н.Н. Фитоиндикация содержания подвижных форм соединений тяжелых металлов в промышленно-бытовых осадках сточных вод / Н.Н. Куликова, Л.Ф. Парадина, А.Н. Сатурин, Е.И. Козыренко // Агрохимия.- 2004.- №11. – с.71-79.

63. Кураков, А.В. Минеральные удобрения как фактор антропогенного воздействия на почвенную микрофлору / А.В. Кураков, В.С. Гузев, А.Л. Степанов и др; Ред. Д. Г.Звягинцев // Микроорганизмы и охрана почв- М.: Изд-во МГУ. -С. 47-85

64. Левин, С.В. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту / С.В. Левин, В.С. Гузев, И.В. Асеева и др. // Микроорганизмы и охрана почв. -М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. -С. 5-46.

65. Мажайский, Ю.А. Экологическое обоснование технологий реабилитации загрязненных земель / Ю.А. Мажайский, В.И. Желязко //Земледелие.- 2002.- №2. -С.8-9.

66. Марфенина, О.Е. Реакция комплекса микроскопических грибов на загрязнение почв тяжелыми металлами / О.Е. Марфенина // Вест. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. -1985. -С. 46-50.

67. Матыченков, В.В. Использование отходов металлургической промышленности для улучшения фосфорного питания и повышения засухоустойчивости растений / В.В. Матыченков, Е.А. Бочарникова // Агрохимия.- 2003.- №5. -С. 42-47.

68. Матыченков, В.В. Определение доступного кремния в почвах/ В.В.Матыченков, Е.А.Бочарникова, Я.М. Мимосова // Агрохимия.- 1997.- №1.- С.76-80.

69. Методы почвенной микробиологии и биохимии: Учеб.пособ./ Под ред. Д.Г.Звягинцева. - М.: Изд-во Моск.ун-та, 1991. - 304 с.

70. Мишустин, Е.Н. Микроорганизмы и продуктивность земледелия / Е. Н. Мишустин - М., 1972.

71. Мотузова, Г. В. Принципы и методы почвенно-химического мониторинга / Г. В. Мотузова - М.: Изд-во МГУ- 1989.- 100 с.

72. Мотузова, Г.В. Природа буферности почв к внешним химическим воздействиям / Г. В. Мотузова // Почвоведение.- 1994.- №4. - С. 46-52.

73. Обухов, А.И. Научные основы разработки предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах/ А.И.Обухов, И. П.Бабьева, А.В. Гринъ и др. //Тяжелые металлы в окружающей среде. - М.: Изд-во МГУ, 1980. - С. 20-28.

74. Овощеводство/Г.И.Тараканов, В.Д.Мухин, К.А.Шуин и др.; Под ред. Г.И.Тараканова и В.Д.Мухина.-2-е изд., перераб. и доп.- М.:Колос,2002.-472с.

75. Огородников, Л.П. Известкование кислых почв и урожайность полевых культур в зернотравяном севообороте/ Л.П. Огородников //Тр. Урал. НИИСХ, 1989; Т. 53. С. 78-87.

76. Орлов, Д.С. Химическое загрязнение почв и их охрана / Д.С.Орлов, М.С.Малинина, Г.В. Мотузова и др.- М.: Агропромиздат, 1991. -303 с.

77. Пархуць, И.Н. Применение шлаков сталеплавильного производства в качестве удобрений для сельского хозяйства/ И.Н. Пархуць //Рацион. использ. удобрений при интенсив. земледелии в условиях зап. р-нов Украины.- 1987. -С. 119-121.

78. Патент № 2298915 Российская Федерация, МПК A01G 31/00 Состав для выращивания растений/ Степанова Л.П., Коренькова Е.А. -№ 2005131379; заявл. 30.09.05; опубл. 20.05.2007 Бюлл. №14. С.215

79. Патент № 2300510 Российская Федерация, МПК C05D 11/00 Состав для повышения плодородия почвы / Степанова Л.П., Коренькова Е.А., Тихойкина И.М., Черный Е.С. - № 2005127401; заявл. 31.08.2005; опубл. 10.06.2007, Бюлл. №16. - С. 448

80. Перельман, А.И. Геохимия ландшафта / А.И. Перельман, Н.С.Касимов -М.: Астрея-2000.- 1999.- 768с.

81. Просянников Е.В. Вермитехнология – фактор биологизации земледелия/ Просянников Е.В., Осмоловский В.В., Еремин А.В., Мамеев В.В. // Система биологизации земледелия Нечерноземной зоны России. М.: ФГНУ «Росинформагротех», 2002. – Ч.I. - С. 274 - 381

82. Рандриамиали, Ж.Д. Действие и последействие высокофосфатного конверторного шлака на урожай сельскохозяйственных культур. / Рандриамиали Ж.Д., Кимамбо Э.//Бюл. ВИУА.- 1988.- Т. 85. -С. 64-65.

83. Решетникова, Н.В. Металлургические шлаки как дополнительный источник микроэлементов / Н.В. Решетникова, Е.Б. Бабинская //Микроэлементы в биологии и их применение в медицине и сельском хозяйстве. Т. 3. (Тезисы докладов 10 Всесоюзной научной конференции).-1988. - С. 97-98.

84. Решетникова, Н.В. Высокофосфатный конверторный шлак - эффективное известковое фосфорсодержащее удобрение/ Н.В.

Решетникова, Е.Б. Бабинская //Пути повышения эффективности удобрений в Нечернозем. зоне.- М, 1989.- С. 18-25.

85. Савич, В.И. Почвенная экология / В.И. Савич, Н.В. Парахин, В.Г Сычев и др.; под общ. ред. Л.П. Степановой– Орел: Изд-во ОрелГАУ, 2002. – 546 с.

86. Самсонова, А.С. Экология микроорганизмов техногенных территорий: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Минск, 1995. 35 с.

87. Свергузова, С.В. Шлак в микроудобрения / С.В. Свергузова, Т.А. Василенко, О.В. Гаврилова, С.Н. Гараць //Экология и промышленность России.- 2000, февраль.- С. 17-19.

88. Семенов, А.И. Применение биогумуса при выращивании овощных культур в условиях защищенного грунта / А.И. Семенов, Н.А. Прокопович // Основные направления получения экологически чистой продукции растениеводства. Тезисы докладов республиканской научно-практической конференции.- Горки. 1992. -С. 121-122.

89. Скворцова, И.Н. Изменение состава микроюных сообществ городских территорий как один из показателей при экологичеком мониторинге / И.Н.Скворцова, М.Н. Строганова, М.Г. Агаркова // Тез.Всесоюз.конф. «Экологические проблемы охраны живой природы». - М., 1990. - С.168-169.

90. Солнцева, Н.П. Геохимические барьеры в ландшафтах и техногенез/ Н.П.Солнцева, Н.С. Касимов //В кн.: Охрана природы окультуренных ландшафтов. - Тарту, 1978. - С. 43-47.

91. Солнцева, Н.П. Геохимическая устойчивость природных систем к техногенным нагрузкам (принципы и методы изучения, критерии прогноза / Н.П. Солнцева // Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем.-М: Наука, 1982.- С. 181-216.

92. Солнцева, Н.П. Методика ландшафтно геохимических исследований влияния техногенных потоков на среду/ Н.П. Солнцева //В кн.: Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. - М.:Наука, 1981. -С.41-77

93. Степанова, Л.П. Экологическая роль почвенной фауны в оценке степени техногенного загрязнения почв / Л.П. Степанова, Е.А. Коренькова, Т.В. Финохина // Мат-лы Всероссийской научно-практической конференции 12-15 июля 2004 г. «Роль современных сортов и технологий в сельскохозяйственном производстве» Орел. – 2004.- С. 256-264.

94. Степанова, Л.П. Экологическая оценка использования шлаковых отходов, цеолитов и вермикомпоста в питательных грунтах с целью конструирования зон заданной биологической активности / Л.П. Степанова, Е.А. Коренькова // Экология Центр.-Чернозем. области РФ.- Липецк.- №2.- 2004.- С.22-24.

95. Степанова, Л.П. Экологическая оценка состояния растений огурца, выращиваемых на геохимических барьерах с разной биологической активностью / Л.П. Степанова, Е.А. Коренькова // Сборник материалов IV Международной науч-практ. конф. «Природоресурсный

потенциал, экология и устойчивое развитие регионов России», Пенза.- 2005.- с. 98-100

96. Степанова, Л.П. Эффективность применения метода биотестирования в оценке степени техногенного загрязнения почв / Л.П.Степанова, Е.А. Коренькова, Т.В. Финохина // Проблемы региональной экологии. -2005. -№5.- С.23-29

97. Степанова, Л.П. Экологическая оценка влияния удобрительных свойств отходов производства, природных цеолитов и вермикомпостов на образование геохимических аномалий / Л.П. Степанова, Е.А. Коренькова // Земледелие.- №5.- 2008. С.

98. Теппер, Е.Э. Практикум по микробиологии / Е.Э. Теппер, В.К. Шильникова, Г.И. Переверзева– М.:Колос, 1993.

99. Торшин, С.П. Микроэлементы, экология и здоровье человека / С.П. Торшин, Т.М. Удельнова, Б.А. Ягодин // Успехи современной биологии. -1990. -Т. 109. Вып. 2. -С. 279-292.

100. Туманов, А.А. Способ количественного определения низких концентраций ионов цинка/ А.А. Туманов, И.А.Филимонова // Авт.свид. № 1146324, Публ. 85.03.23 № 11.

101. Удалова, Л.П. Влияние основного и повторного известкования на содержание органического вещества в почве/ Л.П. Удалова, А.Ф. Колосова, И.А.Шильников // Бюл. ВИУА, 1988.- Т. 88. -С. 83-85.

102. Федоров, И.И. Использование шлако-пометной смеси в качестве удобрения/ И.И.Федоров, М.Д.Дабаева, М.Р.Куклина, В.Я. Поломошнова //Экол. оптимизация агролесоландшафтов бассейна оз. Байкал. -Улан-Удэ, 1990.- С. 156-163.

103. Черепанов, К.А. Утилизация вторичных материальных ресурсов в металлургии/ К.А. Черепанов, Г.И. Черныш, В.М. Динельт, Ю.И. Сухарев - М.: Металлургия, 1994.- 224с.

104. Ягодин, Б.А. Эффективность применения мартеновских шлаков на дерново-подзолистой почве/ Б.А. Ягодин, Н.В. Решетникова, Е.Б. Бабинская // Земледелие.- 1985.- Т. 60. - с. 27-31.

105. Ягодин, Б.А. Химическая мелиорация дерново-подзолистых почв и красноземов при использовании отходов металлургической промышленности/ Б.А. Ягодин, Н.В. Решетникова, Кимамбо Э. //Вопр. рационального использования удобрений.- М, 1985 - с. 13-22.

106. Ягодин, Б.А. Содержание в почве и растениях тяжелых металлов при использовании сталеплавильных шлаков в качестве известкового удобрения / Б.А. Ягодин, Н.В. Решетникова, Е.Б. Бабинская //Изв. Тимирязев. с.-х. акад.- 1988.- Т. 1.- С. 60-68.

107. Ягодин, Б.А. Влияние металлургических шлаков на прорастание семян и содержание тяжелых металлов в почве и растениях при длительном взаимодействии с почвой / Б.А. Ягодин, Н.В. Решетникова, Али Мохамед Аль-Мосава //Агрохимия.- 1994.- N 9. -С. 84-94.

108. Ягодин, Б.А. Агрохимия/ Ягодин Б.А., Жуковин Ю.П., Кобзаренко В.И.; Под ред. Б.А.Ягодина.-М.:Колос,2002.- 548с

109. Яшин, И.М. Особенности формирования водорастворимых органическихких веществ в подзолистых почвах и их роль в органогенной миграции типоморфных элементов / И.М. Яшин, И.И. Нмадзуру, Е.И. Шестаков // Изв. ТСХА. 1993. Вып. 3. С. 126-142.

110. Ando, J. Constitution, solubility and agronomic response of industrial slags. [Строение, растворимость и агрономическая ценность промышленных шлаков. (Япония)]. / J. Ando, S. Horio, Y Koyama - Japan. J. Soil Sc. Plant Nutrit, 1987. - P. 166-171

111. Ausmus B.S. An argument for ecosystem level monitoring/ B.S. Ausmus //Environ. Monit. And Assessment. 1984. -V. 4. -№ 3. -P. 275-291.

112. Beverly R.B. Effects of acid source on soil pH [Влияние кислых серных удобрений на pH почвы. (США)]/ R.B. Beverly, D.L. Anderson //Soil Sc.- 1987. - P. 301-303

113. Bocharnikova E.A. The increase of plant drought-resistance of air pollution influence/ E.A. Bocharnikova // Proceedings of World-wind Symposium Pollution in large cities. Venece, Padova, Italy, 1995.- P.215.

114. Bramble B.J. An environmentalists of view of pest management and the Green Revolution/ B.J. Bramble //Trop. Pest. Manag.- 1989. -V. 35. -№ 3. -P. 228-230.

115. Breymeyer A.I. Ecological monitoring as a method of land evaluation/ A.I. Breymeyer //Geogr. Pol. -1984. -V. 50. -P. 371-384.

116. Brune N. Ackerflachen verstarkt kalken / N. Brune - Chemie Techn. in Landwirtschaft, 1985.- T. 36. -№ 8. -S. 191-192.

117. Cairns J.Jr. The myth of the most sensitive species / J.Jr. Cairns // BioScience. -1980. -V. 36. -№ 10. -P. 670-672.

118. Darbin T. Choix d"une forme d"engrais phosphate / T. Darbin - Perspect. agr, 1987. - p. 84-95

119. Dornbusch J. Kieselsaure Kalke im integrierten Pflanzenbau [Эффективность применения кремнийсодержащих доменных шлаков. (ФРГ)]/ J. Dornbusch - Die Dungung, 1985.- T. 90. -S. 1-2.

120. Droese H. Zastosowania odpadow przemyslowych dla poprawienia zyznosci gleb piaszczystych. Cz. 2. Plonowanie roslin o duzych i malych wymaganiach [Применение промышленных отходов для улучшения песчаных почв. (Польша)]. / H. Droese; A. Radecki; J. Starczewski - Rola nawozw i wody w produkcji roslinnej na glebach piaskowych. - Warszawa, 1989. - p. 79-86

121. Eurich-Menden B. Wirkung der loslichen Kieselsaure auf verschiedene Bodenparameter landwirtschaftlich genutzter Boden [Влияние кремневой кислоты,образующейся при внесении известкового доменного шлака и томасшлака,на свойства почв с.-х.угодий.(ФРГ)]./ B. Eurich-Menden, H.-R. Wegener, W. Moll // Mitt.Dt.Bodenkundl.Ges.. S.l., 1997. - S. 417-420.

122. Herriott J.B.D. The establishment and maintenance requirements of lime and phosphates for surface re-seeded hill pasture on a peaty podzol [Влияние норм известкования и шлака на урожай и ботанический состав травостоя. (Великобритания)]. / J.B.D. Herriott, K. Simpson, C. Downie - Res. Developm. in Agr, 1987. - T. 4. - p. 21-31.

123. Huttl R.F. Effects of air pollution on forest soils / R.F. Huttl // Water, Air, Soil Pollution. 1992. V. 61. № 3-4. P. 205-210.

124. Jacob F. Микробиологический способ определения токсичных веществ неорганического или органического происхождения с использованием дрожжей из рода Saccharorayces/ F. Jacob, J. Perrier, J. Molegnana, P. Faugeras Авт. свид. 664289. Публ. 01.10.92. №2.

125. Katzur, J. Zur Entwicklung der Humusverhaltnisse auf den meliorierten schwefelhaltigen Kippboden [Динамика гумуса в мелиорированных серосодержащих грунтах отвалов буроугольных карьеров]/ J. Katzur //Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk, 1987.- T. 31. -S. 239-247.

126. Le Chatelier D. Etat calcique et pH: pour un sol en etat de marche [Известкование почвы. (Франция)]. - Motor. Techn. Agr.- 1987. -p. 16-17, 20-21

127. Mukherjee A.B. Behavior of heavy metals and their remediation in metalloferous soils / A.B. Mukherjee // Metals Environment. -Ed.M.N.V. Prasad. Marcel Dekker, Inc., N.-Y.- Basel, 2001- P. 433-471.

128. Muller R. Dungemitteleinsatz in der Pflanzenproduktion [Использование металлургических шлаков в качестве известковых удобрений в растениеводстве. (ФРГ)]. / R. Muller, H. Wildhagen, B. Meyer - Unser Milchvieh, 1985.-T. 37. - N 7. S. 4.

129. Pommel B. Evaluation of urban and animal wastes as sources of phosphorus / B. Pommel //Long-term effects of sewage sludge and farm slurries, 1988. - p. 210-215

130. Robinet J. La fumure des prairies apres la premieere exploitation / J. Robinet, R. Deverdun - Trait Union Agr, 1984; T. 89. p. 9-12.

131. Scheffer K. Weitere Untersuchungen uber phosphatmobilisiende Wirkung von Kalk und Kieselsaure / K. Scheffer, B. Scheffer - Landw. Forsch, 1986.- T. 39.- S. 165-171.

132. Smothers W. At. Jr. An economic production-function approach to ecosystem management/ W. At. Jr. Smothers, C. F. Jordan, E. G. Farnworth, T. H. Tidrick //BioScience. -1983. -V.33.- № 10. -P. 642-646.

133. Triboi E. Etude de valeur agronomique du melanqe scories-phosphate bicalcique [Агрономическая ценность смесей шлаков с двузамещенным фосфатом кальция. (Франция)]/ E. Triboi, L. Gachon // Phosphore et potassium dans les relations sol-plante. Consequences sur la fertilisation, 1990. - P. 541-550

134. Viehausen E. Phosphatausnutzung durch Kalk ind Kieselsaure verbessern / E. Viehausen - Chemie Techn. in Landwirtschaft, 1985.- T. 36. -№ 8. -S. 194.

135. Weltpremiere: Osterreich regelt Bio-Landbau. - Planzenarzt, 1985; T. 9.p. 9-10.

136. Wood J.M. Biological cycles for toxic elements in the enviroment / J.M. Wood // Science. - 1974. - Vol.183. -P.1049-1054.

СТЕПАНОВА Лидия Павловна
КОРЕНЬКОВА Екатерина Анатольевна

ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕНЕЗА НА ГЕОХИМИЮ И ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ ЕМКОСТЬ ЛАНДШАФТА

МОНОГРАФИЯ

Отпечатано в соответствии с качеством предоставленного оригинал-макета

Редактор Н.Л. Ермакова
Технический редактор А.И. Мосина
Сдано в набор 1.06.2010г. Подписано в печать 30.08.2010г.
Формат 60x90/16. Бумага офсетная. Гарнитура Таймс.
Объем 16,2 печ. л. Тираж 500 экз.

Издательство Орел ГАУ
302028, Орел, бульвар Победы, 19