

Г.В. Мотузова

**Устойчивость почв
к химическому
воздействию**

Издательство Московского университета
2000

Г.В. Мотузова

**Устойчивость почв
к химическому
воздействию**

Издательство Московского университета
2000

УДК 631.41
ББК 40.3
М85

Рецензенты:
доктор биологических наук О. Е. Марфенина,
доктор сельскохозяйственных наук В. И. Савич

Печатается по решению Ученого Совета факультета почвоведения МГУ

Издание подготовлено при поддержке РФФИ, проект 00-04-48860

Издание осуществлено в авторской редакции

Мотузова Г.В.

М85 Устойчивость почв к химическому воздействию.— М.: Изд-во МГУ,
2000.— 57с.

ISBN 5-211-03943-2

В учебно-методическом пособии обоснована актуальность развития теории устойчивости почв к химическому воздействию и методов ее характеристики. Рассмотрены виды устойчивости почв, дано обоснование основных понятий. Проведен анализ механизмов формирования устойчивости почв и буферности их, как одного из механизмов устойчивости. Дан анализ влияния процессов поглощения загрязняющих веществ и вещественного состава почв на буферность почв по отношению к загрязняющим веществам. Обоснованы возможности практического использования теории устойчивости почв и ее методов в природоохранной деятельности.

Для студентов, аспирантов, стажеров университетов и вузов по специальностям почвоведение, экология, география, геология, геоэкология, охрана природы.

УДК 631.41
ББК 40.3

ISBN 5-211-03943-2

© Мотузова Г.В., 2000

1. УСТОЙЧИВОСТЬ ПРИРОДНЫХ СИСТЕМ

Ухудшение состояния окружающей среды приобретает общепланетарный масштаб. Это создает реальную угрозу сохранению биосферы. Жизненно важным становится также вопрос выживания человека в этих условиях. Экологическая безопасность должна быть обеспечена не только нынешнему, но и последующим поколениям. Не допустить экологического риска, при котором внешние воздействия, предположительно не наносящие вреда сегодня, могут оказаться пагубными для экосистем будущего, подрывая основы ее существования – одна из основных научных задач ближайшего будущего. Определение последствий техногенного воздействия на природу, изменения границ существования экосистемы и ее состояний, а также уровень допустимых антропогенных нагрузок невозможно познать без знания пределов устойчивости экосистемы, механизмов ее формирования и способов проявления. Устойчивость системы есть ее способность сохранять структуру и поддерживать функционирование в условиях меняющегося внешнего воздействия и поэтому научно обоснованный прогноз поведения экосистем при антропогенных нагрузках требует определения, разработки и использования прежде всего показателей их устойчивости:

Относительно интенсивно теория об устойчивости экосистем начала разрабатываться в 70-80 е годы XX века.

Теория устойчивости экосистем к внешнему химическому воздействию и методы определения ее количественных показателей необходимы для решения широкого круга проблем, связанных с

рациональным использованием природной среды и методами его осуществления,

оценкой интенсивности и скорости изменения экосистемы в техногенной зоне,

обоснованием дифференцированных мероприятий по охране и рекультивации нарушенных экосистем,

прогнозом развития экосистем и последствиями антропогенного воздействия на них,

организацией экологического мониторинга,

определением границ нормального функционирования экосистем и методами нормирования нагрузок,

классификацией природно-хозяйственных систем.

Учение об устойчивости экосистем включает как общие подходы к исследованию этого природного явления, так и оценку специфических элементов устойчивости каждой из природных сред. Понятие "устойчи-

вость", относительно легко воспринимаемое на интуитивном уровне, имеет ряд сложностей при его формулировке. С одной стороны, при попытке дать общую конструктивную формулировку определение страдает некоторой неопределенностью. С другой стороны, нередко общие определения понятия устойчивости расчленяются на множество частных, каждое из которых отражает лишь какие-то отдельные стороны объектов исследования, и за частными явлениями не проявляются общие и главные свойства.

Можно выделить ряд общих для всех природных сред положений:

1. Устойчивость – это специфическое внутреннее неотъемлемое (имманентное) свойство любой природной системы. Система образовалась и существует, а это значит, что она приобрела устойчивость в ходе своего образования, пришла к сегодняшнему состоянию через ряд промежуточных состояний, которые не состоялись по причине их неустойчивости. Любая система в какой-то мере обладает устойчивостью уже потому, что существует.

2. В наиболее общем случае устойчивость – это способность системы при внешних воздействиях сохранять свои основные свойства, то есть поддерживать свою структуру и функционирование.

Под структурой системы понимаются составляющие ее элементы и их связи. При этом реализуется принцип разумной достаточности: характер и численность составляющих систему компонентов таковы, что система имеет возможность сохраняться в условиях меняющегося внешнего воздействия.

Функционирование системы понимается как изменение структуры во времени. Сложившиеся связи между компонентами обуславливают особенности структуры системы и ее устойчивость, которая в процессе функционирования способна ее поддерживать.

3. Механизм устойчивости любой природной системы – это механизм противостояния системы внешнему воздействию.

4. Способность различных природных систем к устойчивости может быть названа их гомеостазом. Гомеостаз – это состояние внутреннего динамического равновесия в природной системе, обусловленное способностью ее сопротивляться воздействию факторов внутренней и внешней природы. Слово "гомеостаз" этимологически связано с греческим словом "stasis", что обозначает "неподвижный", "стабильный". Природным системам свойственна саморегуляция, т.е. способность регулярно восстанавливать свои внутренние свойства после внешнего воздействия. Общность всех природных систем в том, что находясь в состоянии динамического равновесия, они способны обеспечить ряд свойственных им состояний, пребывая в которых, система остается в рамках одного инварианта, что и

позволяет ей сохранить свои основные черты. Состояние системы поддерживается за счет регулярного возобновления ее основных вещественных структур и ее энергетического состояния.

5. Устойчивость системы количественно может быть оценена только по отношению к определенному виду воздействия. При характеристике устойчивости фактор внешнего воздействия должен быть указан конкретно. Отсутствие информации о виде воздействия означает отсутствие информации об устойчивости системы, ибо измерить устойчивость системы "вообще", как устойчивость к любому воздействию, невозможно.

6. Устойчивость – это потенциал системы. В отличие от показателей структуры и функционирования, измерить ее непосредственно невозможно. Потенциал системы реализуется как отклик системы, как ее ответная реакция на внешнее воздействие определенного вида.

7. Устойчивость любой системы может быть оценена лишь в конкретных пространственных и временных границах при определенных условиях нагрузки известного фактора. Необходима информация о том, какой фактор воздействовал и на какую систему, в течение какого времени и с какой силой.

Можно выделить два основных вида устойчивости экосистем:

1) способность системы в течение заданного времени сохранять неизменным свое состояние при внешнем воздействии; для этого понятия используют термины: сопротивляемость, инертность, стабильность, резистентность, нечувствительность, невосприимчивость, противостояние;

2) способность системы реагировать на временное внешнее воздействие некоторым изменением своего состояния, но восстанавливать его после прекращения воздействия; эту способность называют упругостью, регенерацией, восстанавливаемостью, самовосстановлением, нормализацией.

За счет сопротивляемости система сохраняет главные, характерные черты в течение определенного времени при внешнем воздействии какого-то или каких-то факторов, некоторые изменения в системе при этом происходят, но скорости их изменения столь незначительны, что они незаметны без специальных исследований.

За счет упругости система способна возвращаться в исходное состояние после прекращения временного внешнего воздействия. Чем быстрее система возвращается в исходное состояние, тем она является более гибкой, упругой.

Наряду с двумя вышеназванными, нередко выделяют еще третий вид устойчивости, которую называют пластичностью. Под пластичностью понимают наличие у системы нескольких равновесных состояний и ее

способности переходить из одного состояния в другие, сохраняя при этом основные внутренние связи.

Пластичность можно рассматривать как составную часть и первого, и второго видов устойчивости. В таком случае сопротивляемость представляется как сочетание двух видов устойчивости, в результате которых состояние системы поддерживается не как строго постоянное и неизменное, а как равновесное, которое сохраняется за счет существования серии инвариантных структур.

Гибкость системы в этом случае рассматривается как ее способность к возвращению в исходное состояние в условиях чередования ряда обратимых равновесных состояний. Сочетание свойств гибкости (восстанавливаемости) и пластичности рассматривается как буферная способность системы.

Нередко термин "буферность" употребляют как синоним устойчивости. Но эти понятия не идентичны. Буферность – это один из механизмов устойчивости системы.

Одним из признаков устойчивости системы является уровень флуктуации ее показателей. Чем меньше флуктуации состояний системы, тем она стабильнее. Система с более высоким уровнем флуктуации показателей является чаще всего более упругой, пластичной.

Данное определение, как и три возможных вида устойчивости, являются справедливыми для любого вида и ранга систем, для любой из их характеристик, для факторов, временного интервала, состояний и инвариантов системы, а также для любого числа и набора переменных, которые описывают систему.

Названные виды устойчивости позволяют классифицировать разные определения устойчивости как инертность, восстанавливаемость и пластичность или их комбинаций (схема 1).

Схема 1. Соотношение разных видов устойчивости природных систем



Известны определения понятия устойчивости, которые включают иные сочетания названных видов. Например, в таблице 1 приведена одна из классификаций определения понятия "устойчивости" как сочетания инертности (И), восстанавливаемости (В), пластичности (П) (табл. 1).

Таблица 1. Соотношение общих форм устойчивости с различными определениями понятия "устойчивость" (Башкин и др., 1993)

Термин устойчивости	Автор, год	Определение понятия	Общая форма
Устойчивость	Преображенский, Мухина, 1978	Сопrotивляемость внешним воздействиям и способность к восстановлению свойств, нарушенных этим воздействием	И+В
	Арманд, 1983	Способность возвращаться после возмущения в исходное состояние	В
	Куприянова, 1983	Способность активно сохранять свою структуру и характер функционирования в пространстве и времени при изменяющихся условиях среды	И+В+П
Стабильность	Пузаченко, 1983	Способность изменяться под воздействием возмущения, но возвращаться в исходное состояние	В
Инвариантность	Holling, 1973	Свойство не изменять свое состояние при внешних воздействиях	И
Инерция	Пузаченко, 1983		
Постоянство	Westman, 1978		
Упругость	Orians, 1975		
Гибкость	Holling, 1973;		
	Светлосанов, 1976	Наличие нескольких устойчивых положений равновесия, в которые система переходит под воздействием возмущения, сохраняя при этом внутренние связи	П

Очевидна условность любого деления устойчивости на разные виды, во-первых, потому, что любое внешнее воздействие ведет к каким-либо изменениям в экосистеме, во-вторых, потому, что абсолютно полное возвращение системы в исходное состояние невозможно.

В иностранной литературе для выражения названных понятий используют чаще всего термины *vulnerability*, *sensitivity*, *susceptibility*, обозначающие уязвимость или чувствительность системы, и термины *sustainability*, *stability*, характеризующие устойчивость, способность системы выдерживать нагрузки.

Таким образом, под устойчивостью природной системы подразумевается ее способность сохранять внутреннюю структуру под влиянием внешнего воздействия. Отдельные компоненты ее при этом могут оставаться практически нечувствительными к конкретному воздействию, переходя из одного инвариантного состояния в другое, другие – способны менять свое состояние, выходя временно за рамки инварианта и возвращаясь в исходное состояние через некоторое время после прекращения воздействия.

Показатели устойчивости экосистемы могут быть определены на основе натурных наблюдений по отклику системы на внешнее воздействие.

Количественные показатели устойчивости к техногенному воздействию могут быть определены по изменению показателей структуры и функционирования системы под влиянием конкретного фактора, воздействующего на систему с различной силой в течение определенного времени, а также по величине предельных нагрузок, при которых система не меняет свое состояние, или по тому времени, которое необходимо системе для восстановления своего состояния.

Все вышеназванные общие принципы исследования устойчивости природных систем в полной мере действуют при анализе устойчивости почв.

Устойчивости почв как устойчивости "вообще" ко всем видам воздействия и без определенного указания этого вида воздействия не существует. Интуитивно воспринимаемый общий тезис об устойчивости почв как об их способности в целом противостоять изменению внешних факторов без существенных изменений основных параметров имеет неопределенный характер. Утверждение об общей устойчивости почв позволяет предполагать, что выполнена практически необъятная задача по характеристике способности почв сохранять структуру и функционирование, свойственные им, при всех возможных видах внешнего воздействия и их комбинаций.

В действительности же почвы с разной устойчивостью на равное внешнее воздействие реагируют по-разному, а одна и та же почва проявляет различную устойчивость к разным видам воздействиям.

Классификация видов устойчивости почв фактически сопровождается классификацией видов (факторов) внешнего воздействия на почвенную систему, классификацией самих почвенных систем, классификацией компонентов почвенных систем, способных проявлять тот или другой вид устойчивости.

Практическое значение исследований устойчивости почв непосредственно связано как с методологией нормирования содержания различных химических веществ в почвах, так и с определением вероятности эколо-

гического риска при том или другом виде деградации почв. Один из недостатков системы санитарно-гигиенического нормирования содержания различных химических элементов в различных природных средах состоит в том, что она ориентирована на здоровье человека. Но экологическая безопасность должна рассматриваться не только по отношению к человеку и к нынешнему поколению людей, но обеспечивать безопасность экосистемы в целом, гарантируя безопасность для последующих поколений. Эти прогнозы невозможны без характеристики устойчивости почв и экосистем в целом.

Устойчивость почв непосредственно связана с их способностью выполнять экологические функции. Именно способность почв сохранять, поддерживать и восстанавливать структуру и функционирование обуславливает как плодородие почв, так и защитные свойства почв. На этом основании можно расширить определение устойчивости почв и понимать ее как способность почвы выполнять экологические функции, сохраняя свои свойства.

С сожалением следует признать, что в различных документах экологического толка нередко используется термин "устойчивость почв" без упоминания видов воздействия, его размеров, количественных показателей устойчивости. Такое мнение высказывается при обосновании и выборе объектов для выполнения различных производственных задач, при оценке экологического состояния регионов в целом, при размещении новых объектов промышленности и пр. Авторы, говоря об "устойчивости почв", или об "экологической емкости" территории, опираются нередко не на конкретные количественные показатели устойчивости к разным видам воздействия, а на показатели устойчивости к какому-то одному виду воздействия. В таких случаях авторы оправдываются тем, что загрязняющих веществ выпускается очень много (более 300 тысяч наименований уже существует и это количество ежегодно увеличивается на 1-2 тысячи), что размер поступивших в биосферу химических веществ, не существовавших в природе, измеряется миллионами и что оценить устойчивость ко всем этим веществам невозможно. Тем не менее, задача оценки устойчивости почв в большинстве случаев имеет конкретный характер и требует конкретного решения.

2. ОРГАНИЗАЦИЯ И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПОЧВЫ КАК СИСТЕМЫ СОЕДИНЕНИЙ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ – ФАКТОР И РЕЗУЛЬТАТ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЫ К ХИМИЧЕСКОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ

Наиболее эффективным методом исследования свойств и функционирования почвенной системы является системный анализ.

Почва – это сложная природная биокосная система, которая формируется в результате взаимодействия компонентов биотической и абиотической природы и которая более, чем какое-либо другое природное образование, подвержено антропогенному воздействию в связи с ее уникальными экологическими функциями. Устойчивость почвы к внешнему воздействию обеспечивает нормальное функционирование связанных с почвой организмов, биопродуктивность и биохимическое качество выращенной на этих почвах продукции. Многофакторность и сложная организация почвенной системы делает малоэффективным исследование с помощью методов анализа и синтеза.

Согласно основам системного анализа, почва рассматривается как сложно организованная природная система биосферного типа, для которой, как и для всех систем такого типа, характерна иерархическая организация. Выделение ее компонентов может быть разнообразным в соответствии с решаемой задачей.

Как открытая динамическая система, почва характеризуется наличием организованных и стабилизированных в определенных границах потоков вещества и энергии. Эти потоки испытывают периодические смещения от некоторых крайних значений в связи с действием различных факторов, нарушающих сбалансированность процессов функционирования системы. При этом функциональные нарушения в устойчивых системах, в отличие от неустойчивых, компенсируются процессами возобновления, и большая устойчивость свойственна более сложно организованным системам.

Устойчивость биогеоценозов и конкретно почвенных систем обеспечивается за счет механизма обратных связей, постоянно воспроизводящих и поддерживающих потоки вещества и энергии, связанные с процессами трансформации и перемещения продуктов почвообразования.

Некоторые закономерности формирования устойчивости природных систем могут быть проанализированы на примере устойчивости почвы или биогеоценоза в целом, сформированных под влиянием различных природных факторов.

Почва является подсистемой геохимического ландшафта как системы более высокого уровня. В то же самое время она сама может быть расчленена на подсистемы более низкого уровня. И в том, и в другом случае все компоненты системы (т.е. подсистемы) связаны между собой постоянно действующими потоками вещества.

Каждому иерархическому уровню свойственны собственные устойчивые и неустойчивые компоненты, причем неустойчивость одного блока системы компенсируется состоянием других. Внутренняя устойчивость обусловлена определенным набором физических, биологических и химических свойств, присущих конкретной почвенной системе, и проявляется в зависимости от направления и интенсивности действия внешних факторов - в том числе от положения в рельефе, направления внутрипочвенного стока, крутизны и экспозиции склонов, почвообразующих пород, проективного покрытия, гидрологии, типа землепользования и т. д.

Как правило, более сложно организованные почвы в природных условиях в меньшей мере изменяют характер своего функционирования при воздействии внешних факторов, однако при возникновении нарушений процессы возобновления в них идут медленнее и менее полно. Примером может служить сравнение устойчивости лесных биогеоценозов с суглинистыми почвами и биогеоценозов с песчаными почвами в плакорных условиях. Первые относятся к более зрелым и сложно организованным по сравнению с песчаными и проявляют большую устойчивость к воздействию различных внешних факторов. Например, динамика их водно-теплого режима более стабильна, в то время как песчаные почвы зимой сильнее промерзают, летом сильнее иссушаются, дефицит элементов питания в них проявляется раньше и в большей степени (особенно в гумидном климате). Эти различия обуславливают различия и в состоянии высших растений. Нестабильность большинства жизненно важных для растений показателей у песчаных почв приводит к тому, что в условиях умеренного климата на них выживает лишь сосна обыкновенная, в то время как на суглинистых почвах с более стабильными условиями поселяются более продвинутые в эволюционном отношении покрытосеменные. При вовлечении в обработку суглинистые почвы также проявляют большую устойчивость к ветровой эрозии, дольше сохраняют запас элементов питания (Добровольский, Никитин, 1990).

В то же время при возникновении серьезных структурно-функциональных нарушений более сложно организованные почвы восстанавливаются медленнее до своих исходных показателей. Это связано с тем, что элементарные почвообразовательные процессы, формирующие и поддерживающие профиль более сложных форм, оказываются многочисленнее и реализуются в течении длительного времени. Кроме того, нару-

шение состояния почвы влечет за собой изменение состояния биоценоза, а возобновление ее важнейших свойств и функциональных признаков, в свою очередь, требует восстановления исходного состояния биоценоза с его многочисленными трофическими связями. Последнее же представляет собой тем более трудную задачу, чем более сложной и плодородной была почва, на которой биоценоз формировался.

Противозерозионная стойкость почв к воздействию водных и ветровых потоков обусловлена ее способностью поддерживать постоянными свойственные им структуру, гранулометрический и агрегатный состав.

Изучая механизмы формирования устойчивости почв к химическому воздействию, мы рассматриваем почву как природную систему соединений химических элементов.

Этот подход позволяет выявить место почвы в системе соединений химических элементов биогеоценоза, ландшафта, биосферы. В то же время она может быть подразделена на подсистемы соединений химических элементов более низкого уровня (почвенных горизонтов, фаз почвы, отдельных групп соединений разных химических элементов).

Наличие характерного для каждого типа почв почвенного профиля сочетания горизонтов выноса и накопления вещества в определенных формах является отражением, свидетельством элементарных почвенных процессов, протекающих в условиях действующих факторов почвообразования, свойственных каждому типу почв. Устойчивость вещественного состава почв (почвенного профиля) – это свидетельство устойчивости потоков вещества с участием соединений разной устойчивости.

Плодородие почвы создает стабильность потоков в системе почва–растение. Почва проявляет устойчивость как к внесению веществ с удобрениями, так и выносу их с урожаем.

Организованность почвенной системы по иерархическому типу лежит в основе ее устойчивости. Каждый уровень почвенной системы формируется постоянно действующими потоками вещества, которые сбалансированы и поддерживаются характерными для каждого уровня процессами, отличающимися природой, механизмами, масштабом и направлением действия.

Системообразующие отношения на каждом из уровней системы характеризуются соответствующими масштабами переноса веществ и природой процессов взаимодействия компонентов. Эти же процессы обуславливают и сохранение структуры, и функционирование различных уровней системы почвенных соединений химических элементов, и буферные свойства почвы к внешнему воздействию (таблица 2).

Таблица 2. Иерархическая организация и механизмы буферности системы соединений химических элементов в почвах

Уровень	Система	Системообразующие процессы и механизмы буферности системы	Подсистемы
Вещественно-фазовый	Элементарная система соединений химических элементов в почвах	Процессы синтеза, разрушения, трансформации веществ в результате реакций осаждения-растворения, сорбции-десорбции, ионного обмена, гидролиза, диссоциации, комплексообразования, окисления-восстановления	Прочносвязанные вещества, подвижные соединения твердых фаз, раствор, почвенный воздух, почвенная биота
Почвенно-профильный	Система соединений химических элементов почвенного профиля	Процессы водной и биогенной внутрипрофильной миграции веществ	Морфоны, горизонты
Биогеоцено-тический	Система соединений химических элементов биогеоценоза	Процессы перераспределения вещества в биогеоценозе	Почва, породы, воды, воздух, биоценоз
Ландшафтно-геохимический	Система соединений химических элементов ландшафтно-геохимической арены	Процессы латеральной миграции и аккумуляции веществ в ландшафте	Элементарные ландшафты
Биосферный	Система соединений химических элементов биосферы	Процессы глобального обмена веществ	Почвенный покров, атмосфера, гидросфера, литосфера, фитосфера

Специфические черты почвенной системы отражены в организации элементарной системы соединений любого химического элемента. Она представляет собой мысленно абстрагируемую систему всех соединений любого химического элемента в составе твердых, жидких, газообразных фаз почвы органической и неорганической природы, взаимосвязанных

процессами трансформации и перераспределения вещества и энергии, протекающими на вещественно-фазовом уровне. Материальным носителем элементарных систем всех химических элементов является минимальный объем почвенной массы (морфон, горизонт), в котором присутствуют все необходимые составляющие этой системы (схема 2).

Схема 2. Элементарная система соединений химических элементов почвы

Периодическая повторяемость таких однотипно организованных ин-



вариантных структур формирует систему соединений химических элементов почвенного профиля, взаимосвязанных процессами водной и биогенной вертикальной миграции. Взаимодействие процессов каждого иерархического уровня ведет к созданию системы почвенных соединений химических элементов соответствующей категории.

Перераспределение химических элементов между компонентами биогеоценоза, наряду с вещественно-фазовыми превращениями химических веществ и их внутрипрофильной миграцией, формирует систему почвенных соединений биогеоценоза, а процессы латеральной миграции и глобального переноса веществ ведут соответственно к созданию системы почвенных соединений ландшафта и биосферы в целом. Организация и экологическая роль почвенных систем антропосферы, сформированной под влиянием производственной деятельности человека, зависит от уровня концентрации этих веществ и от совместимости или несовместимости потоков этих веществ с природными. Степень сложности организации

системы определяется как числом входящих в ее структуру компонентов, так и сложностью формирующих их потоков веществ.

Почвенная система соединений химических элементов содержит компоненты, обеспечивающие ее стабильность, инертность. Но она также проявляет в естественных условиях способность к восстановлению частично разрушенных почвенных компонентов. Например, экспериментально показана возможность матричной достройки в почвах частично разрушенных гумусовых веществ, возможность синтеза в почвах глинистых минералов. У развитых почв способность к самовосстановлению выражена наиболее сильно, поскольку в них оказывается в наличии исходный материал для нескольких наборов генетических горизонтов. Способность к восстановлению проявляется и через механизмы химической буферности. Например, нарушение кислотности почвенного раствора под действием поступления кислых осадков компенсируется различными реакциями нейтрализации: катионным обменом, сорбцией, реакциями выветривания минералов, растворением карбонатов.

Итак, для того, чтобы определить конкретно устойчивость почв к разным видам внешнего химического воздействия следует обеспечить следующие основные условия:

- назвать фактор, по отношению к которому анализируется устойчивость системы,
- выявить уровень организации системы, устойчивость которой предстоит определить,
- выявить компоненты, ответственные за стабильность и гибкость системы,
- определить варьирование показателей, как характеристику инвариантных состояний системы,
- выявить механизмы противостояния системы внешнему воздействию.
- задать или определить размеры внешней нагрузки.
- определить временной интервал внешнего воздействия,
- определить количественные оценки изменения показателей, ответственных за стабильность и гибкость системы,

Моделирование экосистемы в целом в лабораторных условиях невозможно. Возможно ее математическое моделирование, например, путем построения регрессионных уравнений, связывающих показатели структуры и функционирования системы с нагрузками, или путем построения функциональных моделей, описывающих перемещение, аккумуляцию, трансформацию веществ в системе. В лабораторных условиях возможно получение параметров подсистемы на вещественно-фазовом уровне. Проблема состоит в том, чтобы методы получения параметров

устойчивости почв в лабораторных условиях как можно более соответствовали природным закономерностям, что обеспечивало бы большую адекватность применяемой модели.

Показателями структуры почвы как системы соединений химических элементов можно считать перечень и соотношение тех соединений, в состав которых входят составляющие почву химические элементы. Среди химических элементов и их соединений в почве условно можно выделить группы, с которыми связано выполнение почвой ее разнообразных функций. Si, Al, Fe, Ca, Mg, углерод относятся к группе типоморфных, химических элементов. Содержание и соотношение соединений этих элементов в почве формируется под влиянием устойчивых, сформировавшихся в течение длительного времени биотических и абиотических потоков веществ, обусловленных совокупным действием известных факторов почвообразования.

Типовая принадлежность почв определяется в основном по общему содержанию главных типоморфных химических элементов и их распределению в почвенном профиле. С этими параметрами связано формирование важнейших диагностических свойств почвы.

Среднее содержание Si в верхней метровой толще зональных почв европейской части бывшего СССР колеблется от 29 до 40%, Al от 1 до 14%, Fe от 1 до 12%, Ca от 1 до 5 %, Mg от 0,1 до 2% на абсолютно сухую навеску почвы. Среднее содержание углерода гумуса колеблется от 0,5 до 3,1%. В этот ряд не включены торфяные почвы, обогащенные органическими веществами и обедненные минеральными, встречающиеся в разных природных зонах. Число типов профильного распределения химических элементов не менее 12, каждый из них есть результат одного или нескольких элементарных почвообразовательных процессов. Изменение общего содержания элементов в почве по сравнению с материнской породой характеризуется уменьшением коэффициента дифференциации от 1 до 0,50 и менее и увеличением коэффициента дифференциации от 1 до 1,25 и более. Соотношение отдельных соединений каждого из химических элементов есть отражение стабильности процессов миграции, аккумуляции, трансформации их в почве. Например, соотношение свободных (несиликатных) и силикатных соединений железа является показателем интенсивности выветривания феррисиликатов и других железосодержащих первичных минералов. Чем выше доля несиликатных соединений железа от их общего содержания, тем глубже прошел процесс выветривания. На основании соотношения количеств свободных и силикатных соединений железа С.В. Зонн разделил почвы на ряд групп: ферраллитные, в которых содержание свободных соединений железа составляет 12-28%, а силикатных 72-88%, феррсиаллитные с содержанием

этих двух групп соединений железа 32-79 % и 21-65 % и сиаллитные – соответственно 17-46 % и 54-85 %. В свою очередь среди несиликатных соединений железа различают соединения, отнесенные к более устойчивым (условно называемым окристаллизованными) и к менее устойчивым (условно называемым аморфными). Преобладание первой группы над второй характерно для почв с высоким термическим режимом, где сезонное переувлажнение отсутствует или не проявляется. А менее устойчивые несиликатные соединения железа (условно называемые аморфными) свойственны почвам с избыточным грунтовым или поверхностным переувлажнением.

Значимо выходящее за рамки природных флуктуаций изменение потока соединений этих элементов (как в сторону увеличения, так и в сторону уменьшения) под влиянием природных и антропогенных факторов вызывает изменение общих и частных почвообразовательных процессов, что может в конечном итоге привести к появлению новых качеств почвы, к образованию иного типа (подтипа, разновидности) почв.

Способность почвы поддерживать уровень и соотношение типоморфных химических элементов характеризует устойчивость почвы как специфического природного образования.

Биогенные элементы N,P,K, а также физиологически ценные микроэлементы почвы относятся к группе основных элементов питания растений, с ними связано выполнение почвой функции плодородия. Постоянно изымаемые из почвы с урожаем, эти элементы восполняются, как правило, внесением удобрений. Основной устойчивости системы почва–растения–удобрения являются постоянно действующие потоки соединений биогенных химических элементов, перераспределяющиеся между главными составляющими этой системы. На содержание и соотношение групп соединений этих элементов существенно влияют характер почвообразования, вид использования почв, тип растений, система агротехнических мероприятий. Среднее содержание фосфора в почвах колеблется от 0,02 до 0,11%, среди минеральных соединений фосфора в почвах гумидной зоны преобладают фосфаты, связанные с железом и алюминием, а в почвах сухих степей – труднорастворимые фосфаты кальция. Содержание подвижных соединений фосфатов в почвах, как правило, снижается по мере увеличения континентальности и засушливости климата. Содержание подвижных фосфатов (определенных по методу Кирсанова) в среднем в дерново-подзолистых почвах колеблется в пределах 8-12 P_2O_5 мг/100 г почвы, в карбонатных почвах (в вытяжке Мачигина) от 1,5 до 3,0 мг P_2O_5 /100 г почвы.

Доступны растениям прежде всего подвижные соединения биогенных элементов в составе почвенного раствора и в составе твердых фаз.

Уровень содержания их варьирует в гораздо более широких пределах, чем общее содержание. Источники варьирования показателя обусловлены как пространственной, так и временной изменчивостью природных факторов, главную роль среди которых выполняют условия влажности и температуры, а также состоянием биоты в почве. Падение ниже оптимального уровня содержания соединений биогенных элементов в почве, превышение оптимального уровня, нарушение баланса элементов в почве и в растениях не влечет за собой, как правило, изменение типовой принадлежности почв. Биомасса, урожай и качество продукции, однако, при этом падает.

Способность почвы поддерживать уровень и соотношение питательных элементов в системе почва–растения характеризует устойчивость почвы как источника питания растений.

Для почв разных природных зон, относящихся к разным классификационным группам, одним из показателей устойчивости гумусного состояния почв является показатель глубины гумификации, измеряемый отношением $C_{ГК}:C_{Фк}$. Средние значения этого отношения меняются в пределах от 0,44 – 0,59 в почвах с периодом биологической активности 50-90 дней (тундровые, подзолистые, бурые лесные, сероземы) до 2,30-2,90 в почвах с периодом биологической активности 154-170 дней в году (черноземы). Устойчивость периода биологической активности, то есть периода, когда условия температуры и влажности благоприятны для биологической деятельности микроорганизмов, обеспечивает устойчивость интенсивности процесса гумификации в почвах и формирование гумуса закономерно изменяющегося состава.

В техногенных условиях почва подвержена постоянным нагрузкам загрязняющих веществ. Возможность выполнения почвой экологических функций прямо связана с устойчивостью ее к загрязняющим веществам. Постоянно действующие в открытой природной системе потоки вещества связывают почву с атмосферой, с гидросферой, с живыми организмами. Эти потоки вещества поддерживают нормальное функционирование экосистемы и являются основой ее устойчивости к внешнему воздействию.

3. МЕХАНИЗМЫ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ К ЗАГРЯЗНЯЮЩИМ ВЕЩЕСТВАМ

3.1. Факторы, определяющие устойчивость почв к загрязняющим веществам

Устойчивость почв по отношению к загрязняющим веществам рассматривается в контексте ряда процессов, протекающих в природно-техногенном комплексе: поступления поллютантов в почву, прямого влияния загрязняющих веществ на почвенную биоту, влияния загрязненных почв на сопредельные с почвой природные воды и растения. Что касается размеров поступления загрязняющих веществ в почву, то масса их – результат производственной деятельности человека, то есть различных технологических факторов, а также удаленности исследуемых почв от источника загрязнения, силы и направления ветра, рельефа территории. Свойства почв на поступление в них загрязняющих веществ влияния не оказывают, поэтому об устойчивости почв к загрязнению на данном этапе процесса говорить не приходится. Свойства почв проявляют себя как факторы, влияющие на экологические последствия их загрязнения. Прямыми показателями состояния загрязненных почв являются общее содержание поллютантов и содержание их подвижных соединений.

Способность почв ограничивать отрицательное влияние поллютантов на живые организмы почвы обусловлена разложением этих веществ до нетоксичных или менее токсичных соединений, снижением содержания миграционноспособных соединений загрязняющих веществ в почвах путем прочного закрепления их почвенными компонентами, или, напротив, путем их выноса из почвенного профиля.

Рассмотрение устойчивости почв к загрязнению целесообразно проводить с позиций подвижности загрязняющих веществ, буферности почв и способности почв выполнять специфические функции в экосистеме. Эти явления тесно взаимосвязаны. Буферность традиционно рассматривается как способность поддерживать состав почвенного раствора в условиях меняющегося внешнего воздействия. Например, кислотнo-основная буферность почв рассматривается как способность почв сопротивляться изменению pH при воздействии кислоты или основания. Непосредственно с почвенным раствором связана способность загрязненных почв влиять на состав природных вод и растений. Поглощая загрязняющие вещества и ограничивая таким образом их поступление в раствор, почва тем самым защищает сопредельные с почвой среды от загрязнения. Состав почвенного раствора определяется равновесием в системе твердая фаза почвы – почвенный раствор, или подвижностью химических элементов.

Показателями подвижности химических веществ служат уровень концентрации вещества в почвенном растворе (показатель актуальной подвижности) и запас подвижных соединений химических веществ в твердых фазах почв (показатель потенциальной подвижности). При извлечении элементов из почвенного раствора растениями или при выносе их промывными водами именно из этого запаса восполняется потеря элементов, благодаря чему их содержание в почвенном растворе может восстанавливаться. В свою очередь, при поступлении в почву химических веществ в составе жидких атмосферных выпадений, эти вещества частично переходят в состав твердых фаз почвы, пополняя запас потенциально подвижных соединений.

Таким образом, вероятность возникновения экологического риска вследствие загрязнения почв в подавляющем большинстве обусловлена их буферностью.

В соответствии со схемой иерархической организации почвенной системы соединений химических элементов это явление может быть названо буферностью системы на вещественно-фазовом уровне ее организации. Фактически речь идет о способности каждого почвенного горизонта поддерживать концентрацию химических элементов в том числе поллютантов, в почвенном растворе на постоянном уровне.

Способность почвы выполнять защитные функции в экосистеме в условиях загрязнения реализуется под влиянием трех групп процессов: вынос загрязняющих веществ из почв, трансформация их в почве до нетоксичных или малотоксичных соединений, закрепление загрязняющих веществ почвой (Глазовская, 1978).

3. 2. Вынос и рассеяние загрязняющих веществ из почв

На процесс влияют две группы факторов. К факторам внешней природы относятся количество осадков, скорость ветра, соотношение осадков и испаряемости, гипсометрическое положение территории, гранулометрический состав почвообразующих пород и почв, которые обуславливают наличие в почвенном профиле потоков влаги, способной переносить загрязняющие вещества. Среди факторов внутренней природы выделяют те, которые влияют на поглощение загрязняющих веществ почвами и тем самым определяют уровень концентрации веществ в мигрирующем растворе. Нередко среди них выделяется гранулометрический состав как один из ведущих факторов, влияющий как на формирование водных потоков, так и на поглощение веществ почвой. Следует отметить экологическое значение процесса "сбрасывания" загрязняющих веществ за пределы почвы или элементарного ландшафта. За счет этого процесса может происходить частичное самоочищение почв, но не экосистемы в

целом, так как поллютанты сохраняются в экосистеме, только перемещаясь из почвы в природные воды и далее в другие ландшафты.

Для относительной оценки способности почв к самоочищению от поллютантов нередко применяют систему экспертных балльных оценок. Принцип экспертных балльных оценок основан на ранжировании свойств, влияющих на вынос, трансформацию или разрушение загрязняющих веществ. Этот принцип впервые применила М.А. Глазовская для экспертной оценки способности к выносу поллютантов из почв разного гранулометрического состава и разного водного режима. Согласно этой оценке, относительно более высокая опасность загрязнения почв характеризуется большим числом крестов (баллов). Аналогичный способ для оценки устойчивости природных комплексов в целом, для оценки устойчивости почв к антропогенному воздействию и ландшафтно-геохимического картирования почв применили Н.П. Солнцева (1982), И.И. Букс (1987), В.Д. Васильевская (1990), В.В. Снакин (1993). Общим является то, что при балльной оценке отдельным факторам придается разный вес в зависимости от их предполагаемой значимости в процессах взаимодействия почв с поллютантами, в процессах миграции, аккумуляции, трансформации загрязняющих веществ. Способ носит название "экспертных оценок" и опирается как на изученность поведения поллютантов в природных средах, так и на профессионализм специалистов, присваивающих баллы тем или иным свойствам почв и ландшафтов в целом. Недостатком этой системы является то, что в ней отсутствует анализ реального потока веществ в конкретной почвенной системе, а также количественные параметры процессов трансформации и перемещения веществ в анализируемом объеме почвы или в рассматриваемом ландшафте. Это ведет к тому, что балльные оценки дают порядок, а не конкретные количественные показатели устойчивости почв к загрязнению. Они являются основой для ранжирования изучаемых объектов по их способности поддерживать в почве концентрацию поллютантов в подвижной форме.

При использовании экспертных оценок не предполагается, что почва, устойчивость которой к загрязняющим веществам оценена вдвое большим числом баллов, способна при вдвое большей нагрузке обеспечить тот же уровень подвижности поллютантов, что и почва, буферная способность которой была оценена вдвое меньшим баллом.

Таблица 3 характеризует относительную опасность почв к загрязнению (или опасность загрязнения) как функцию водного режима и механического состава почв.

*Таблица 3. Относительная опасность загрязнения почв
(Глазовская, 1978)*

Коэффициент увлажнения, вод- ный режим	Гранулометрический состав и наличие мерзлоты			
	Пески и супеси	Суглинки	Глины	Мерзлота
>2, резко промывной	+	++	+++	+++
2-1, промывной	++	+++	++++	++++
0,5, непромывной	+++	++++	++++	++++
<0,5, резко непромывной	++++	++++	++++	-

Реальные наблюдения за состоянием загрязненных почв показывают, что интенсивность выноса загрязняющих веществ, например, тяжелых металлов, в рамках обозримого времени в большом числе случаев невелика. Например, вынос металлов из загрязненных бурых лесных почв Приморского края, свойства которых (кислая реакция и промывной водный режим) благоприятствуют миграции ионов металлов, несущественен. Тяжелые металлы поступают в почвы региона с жидкими, твердыми и аэрозольными выбросами комбината по переработке цветных руд и в большей части закрепляются в почве. Из почвенной толщи выносятся 1-3 % от массы поступивших Pb, Cd и не более 10% Cu, Zn. Опираясь на эти цифры, можно предполагать, что частичное самоочищение могло быть достигнуто за сотни или тысячи лет. Но за это время поглощенные металлы способны перейти в более прочно связанные формы и стать еще менее способными к миграции. Расчеты М.А.Глазовской (1997), выполненные на основе данных о привносе и выносе металлов из почв Германии, Польши, США, Чехословакии, показали, что время, необходимое для выноса Cd из загрязненных техногенных почв измеряется 75-380 годами, Hg 500-1000 , для As, Cu, Ni, Pb, Se, Zn этот период времени близок к 1000-3000 годам и более. Почву отличает от других сред чрезвычайно низкая способность к самоочищению от неорганических поллютантов.

3.3. Трансформация продуктов техногенеза в почве, перевод их в состав соединений менее опасных или неопасных для экосистемы

Эти процессы происходят в загрязненных почвах, они обеспечивают частичное или полное самоочищение почв от загрязняющих веществ, снижение или ликвидацию экологических последствий загрязнения почв.

Однако область их действия ограничивается преимущественно поллютантами органической природы: нефть и нефтепродукты, гербициды, пестициды и другие биоциды. За счет разложения органических загрязняющих веществ возможно самовосстановление почв.

Факторы, обеспечивающие самоочищение почвы от загрязняющих веществ органической природы, также делятся на две группы. К факторам внешней природы относятся сумма положительных температур, влажность, уровень солнечной радиации, наличие в атмосфере активных окислителей, количество органических веществ в почве, то есть те, которые влияют на интенсивность абиотических и микробиологических процессов разложения органических поллютантов. Роль факторов внутренней природы выполняют такие свойства почв, как количество и качество органических веществ, водно-воздушный режим почв, pH и другие свойства. Эти свойства, с одной стороны, обеспечивают оптимальные условия для развития микробоценоза, для биохимической активности микроорганизмов и разложения поллютантов, с другой – они обуславливают закрепление органических загрязняющих веществ, что влияет как на подверженность их микробиологической деструкции, так и на их миграционную способность.

За счет этих процессов возможно частичное или полное самоочищение от органических поллютантов не только почвы, но и экосистемы в целом.

На определенном этапе исследования экологических последствий загрязнения почв органическими поллютантами получили распространение экспертные оценки загрязнения почв. Разработка экспертных оценок проводилась на основе анализа процессов трансформации продуктов техногенеза в почве. В результате анализа были выявлены факторы, влияющие на превращения поллютантов в почве и географические закономерности их проявления.

Загрязняющие вещества органической природы в почве подвергаются следующим превращениям: сорбции органическими и минеральными коллоидами, испарению с поверхности, поглощению корнями растений и транслокации в растения, фотохимической и микробиологической деструкции, поглощению почвенными компонентами и биотой, миграции с почвенной влагой. Виды и интенсивность процессов превращения отдельных групп органических веществ зависят от множества почвенных, биоклиматических, биогеохимических условий.

Подход, основанный на получении экспертных оценок, был использован, например, М.Д. Богдановой, М.И. Герасимовой при оценке последствий загрязнения пахотных почв РФ пестицидами. В качестве ве-

душих процессов трансформации пестицидов в почве ими были выбраны процессы сорбции и микробиологической деструкции.

Для балльной оценки интенсивности этих процессов были составлены две промежуточные матрицы, в каждой из которых в форме определенного числа баллов было учтено влияние свойств почв, с которыми связаны процессы трансформации пестицидов. Процессы сорбции получили среди них наибольший математический вес.

Первая матрица характеризовала интенсивность процессов сорбции пестицидов и была составлена на основе литературных данных о содержании гумуса, физической глины в верхних горизонтах почв, водного режима земледельческих районов России.

Вторая матрица характеризовала предполагаемую активность микроорганизмов в разложении пестицидов. Основой для балльных оценок этих свойств почв послужила литературные данные об общей численности микроорганизмов в почвах зонального ряда, о периоде активной деятельности микроорганизмов (его характеризовали по показателям гидро-термического режима), об активности солнечной радиации (показатели солнечной радиации и продолжительности солнечного сияния за вегетационный период).

Следующим этапом было объединение двух оценочных матриц (сорбции и детоксикации) в окончательную, где почвы были сгруппированы в соответствии с баллами, предположительно отражающими потенциальную экологическую опасность накопления пестицидов.

Таким образом были выявлены почвы, загрязнение которых низкими и умеренными дозами внесения пестицидов не сопровождается большой опасностью загрязнения экосистемы. В эту группу вошли преимущественно почвы подзолистого ряда, которые при низкой способности к детоксикации обладают одновременно и низкой сорбционной емкостью по отношению к пестицидам.

К почвам с высокой экологической опасностью загрязнения пестицидами были отнесены черноземы, лугово-каштановые, луговые почвы, которые предположительно обладают высокой и средней способностью разлагать пестициды, но опасность их обусловлена высокой удерживающей способностью почв.

В последнее десятилетие все большее распространение получают методы математического моделирования поведения пестицидов в почвах. Одним из примеров может служить моделирование процессов поглощения рядом почв пестицида атразина и их влияния на грунтовые воды, выполненное Ю.Я. Спиридоновым, В.С. Горбатовым, Г.Е. Лариной (1997). В основу моделирования было положено количественное описание процессов, обуславливающих переход пестицидов из почв в грунто-

вые воды. Была проверена верификация ряда математических моделей, описывающих поведение пестицидов в почве. Для этого в полевых и лабораторных условиях были определены необходимые параметры. В число параметров, помимо дозы препарата, входили показатели подвижности препарата, его способности сохраняться в почве. Экспериментально были определены количественные показатели процессов трансформации пестицида: период полураспада, коэффициент сорбции, коэффициент передвижения препарата с влагой. Сравнение экспериментальных данных и полученных расчетным путем результатов показало, что наибольшее соответствие реальных и расчетных данных дает использование модели PLM (pesticide leaching model), в которой прогнозируемые уровни содержания остаточных количеств пестицидов рассчитываются как функция процессов деградации пестицида, его сорбции и выноса водным потоком. Выявлено влияние на эти процессы содержания органических веществ в почве, порозности, плотности и влажности почв.

3.4. Закрепление почвой поллютантов и ограничение их миграции

Фиксация загрязняющих веществ связана с процессами сорбции-десорбции, ионного обмена, образования труднорастворимых осадков солей. К факторам, влияющим на ход этих процессов относятся размер поверхности почвенных частиц, количество и качество органических веществ и глинистых минералов, катионно-обменные свойства, кислотно-основные и окислительно-восстановительные условия и другие.

Особенность описания этого процесса состоит в некоторой терминологической недостаточности. Пользуясь только терминами об общем содержании загрязняющих веществ и их подвижности, трудно раскрыть в полной мере понятие об устойчивости почв к загрязнению и об экологической опасности загрязнения почв. Чем выше способность почв прочно закреплять загрязняющие вещества, тем ниже их подвижность в почве, тем менее опасны загрязненные почвы для экосистемы. Однако, снижение подвижности поллютантов, особенно неорганической природы, обусловлено их прочным закреплением в почве, что при прочих равных условиях коррелирует с повышением их общего содержания в почве. Назвать более устойчивой к загрязнению почву с большей способностью к закреплению поллютантов нелогично. Но именно в таких почвах относительно ниже подвижность и миграционная способность поллютантов. Однако с этими же почвами может быть связана опасность вторичной мобилизации ранее закрепленных в их составе загрязняющих веществ, явление, которое получило название "chemical time bomb"- химическая замедленная бомба, отложенная экотоксикологическая опасность. По

этой причине М.А. Глазовской были введены такие понятия как эколого-геохимическая сенсорность и эколого-геохимическая опасность, количественными показателями которых являются уровни содержания подвижных соединений химических веществ и коэффициенты, рассчитанные с их помощью. А для оценки накопления общего содержания поллютантов в почвах использовались понятия о техногенной аккумуляции, о посттехногенной геохимической консервативности. Для балльной экспертной оценки изменения почв под влиянием загрязнения, способности почв нейтрализовать отрицательное воздействия техногенных веществ и таким образом снижать экологические последствия этого воздействия, ею рассчитывался суммарный эффект увеличения в почвах как подвижных соединений поллютантов, так и их общего содержания.

Механизмы буферности почв по отношению к кислотному воздействию, а также к органическим и неорганическим поллютантам, поступающим в почву в форме катионов и анионов, за счет прочного закрепления их почвой имеют и общие, и специфические черты.

Балльные оценки устойчивости почв к загрязнению и экологической опасности загрязнения были разработаны М.А. Глазовской для оценки устойчивости широкого ряда почв (76 типов зональных и интразональных почв) к различным нагрузкам. Рассматривалось воздействие кислот, катионогенных неорганических поллютантов, примером которых были выбраны металлы, и анионогенных загрязняющих веществ, на примере воздействия на почву соединений фтора и селена. Были подвергнуты анализу специфические особенности взаимодействия конкретных групп поллютантов с компонентами определенных типов почв. В основу балльных оценок был положен анализ влияния всех известных процессов взаимодействия названных групп химических веществ с почвами. Рассматривались сопряженные процессы переноса, закрепления и трансформации химических веществ в почве: растворения – осаждения, окисления – восстановления, сорбции – десорбции, биологического поглощения – возвращения с органическими остатками, вынос веществ в растворенном состоянии из почв с водными потоками – накопление их в почвах. Такие оценки были разработаны М.А. Глазовской в частности для кислотных осадков.

3.4.1. Буферность почв по отношению к кислотному воздействию

Изучение кислотно-основной буферности почв имеет наиболее длительную историю. Прикладное значение первых работ по буферности почв было связано, главным образом с проблемой почвенной кислотности и расчетами доз известки для нейтрализации сильнокислых почв, а в последние десятилетия интерес к этой проблеме возрос в связи с небла-

гоприятным воздействием кислых осадков на почвы и экосистемы многих стран северного полушария. Под кислотно-основной буферностью понимается способность почв противостоять изменению pH под воздействием кислот или оснований.

В качестве параметров балльной оценки устойчивости почв к кислотным нагрузкам М.А Глазовской были выбраны следующие: мощность гумусированного горизонта и подстилки (так как они обуславливают особенности реакции необменного связывания протона органическими кислотами подстилки и почвенного гумуса), pH, емкость поглощения катионов, сумма обменных оснований и доля обменных ионов Na^+ (они обеспечивают обменные реакции протонов с основаниями ППК), наличие карбонатов (с ними связаны нейтрализация протонов за счет растворения карбонатов и нейтрализация протонов бикарбонатами и карбонатами почвенного раствора), ОВП, содержание аморфных гидроксидов Fe и Al (с ними связано поглощение анионов, в том числе сульфатов, которые могут обуславливать появление гидроксильных ионов, влияющих на уровень кислотности в почве). Наибольший математический вес был присвоен суммарной мощности горизонтов A+O, уровню pH и присутствию карбонатов при максимальных уровнях этих показателей.

Перечень выбранных показателей включал частично и те, которые были использованы рядом других исследователей для характеристики способности почв нейтрализовать протоны. Подходы их к выбору показателей кислотно-основной буферности почв различны. Одни основаны на участии различных компонентов почв в формировании кислотно-основной буферности в разных диапазонах pH, другие – на предполагаемом влиянии не только химических свойств почв, но и других факторов, влияющих на перемещение веществ в ландшафте.

Например, Б. Ульрихом (1980) была предложена схема зон буферности к кислотному воздействию карбонатов, силикатов, почвенного поглощающего комплекса, несиликатных соединений железа и алюминия, способных к нейтрализации протона в разной области pH, которая получила широкое распространение и является одним из примеров дифференцированной оценки буферности почв по диапазонам pH (таблица 4)

В.Д.Васильевская дополнила перечень почвенно-химических параметров, используемых для экспертных оценок устойчивости почв, биогеоценотическими и ландшафтно-геохимическими показателями: тип ландшафта, рельеф, почвообразующая порода, увлажнение, теплообеспечение, годичный прирост растительности, интенсивность разложения растительных остатков, запас гумуса, сельскохозяйственная освоенность территории.

Таблица 4. Системы, определяющие буферность почв к кислотам, по диапазонам pH (Ульрих, 1980)

Буферная зона (вещество, определяющее буферность)	Диапазон значений pH	Основной продукт реакции (происходящие в почве химические изменения)
Карбонатная буферная зона (CaCO_3)	6.2–8.6	$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ в растворе (растворение карбонатов, выщелачивание кальция)
Силикатная буферная зона	5.0–6.2	Глинистые минералы (защещение на протоны катионов щелочных и щелочно-земельных металлов, входящих в глинистые минералы; возрастание ЕКО)
Буферная зона, связанная с обменными реакциями: оксиды Mn глинистые минералы межпакетные прослойки гидроксида Al ($\text{Al}(\text{OH})_x^{3-x}$)	4.2–5.0	Необменные ионы $\text{p}[(\text{Al}(\text{OH})_x^{3-x})^+]$ (вытеснение Ca^{2+} протоном из ППК; снижение ЕКО) Обменный Mn^{2+} (снижение степени насыщенности) Обменный Al^{3+} (снижение степени насыщенности) Al-гидроксисульфат (аккумуляция кислоты в случае притока H_2SO_4)
Алюминиевая буферная зона (межпакетный Al, Al-гидроксисульфат)	< 4.2	Al^{3+} в растворе (вытеснение алюминия из глинистых силикатов по схеме: $\text{AlOOH} + 3\text{H}^+ - \text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$)
Железистая буферная зона	< 3.2	Fe^{3+} (вытеснение Fe^{3+} , разрушение глинистых минералов, растворение гидроксидов Fe)

При балльной оценке устойчивости почв к кислотным нагрузкам М.А. Глазовской на основании обобщения большого объема литературных данных о количественной взаимосвязи между параметрами процессов трансформации поллютантов с выше названными свойствами широкого ряда почв каждому из показателей для каждой группы почв были присвоены балльные оценки.

Далее 76 типов почв были разделены на группы (педобиомы) с различной чувствительностью и устойчивостью почв к кислотному воздействию. Оказалось, что вероятность возникновения экологической опасно-

сти вследствие воздействия на почвы кислотных осадков, наибольшая у подзолистых почв, у боровых песков, арктических и тундровых почв, а наименьшая – у черноземов, луговых почв, солонцов и солончаков.

М.Д. Богданова классифицировала почвы равнинных территорий РФ к кислотным осадкам по уровням кислотности почв, содержанию обменных оснований и степени насыщенности почв основаниями (табл. 5)

Таблица 5. Устойчивость почв равнинных территорий РФ к кислотным осадкам (Богданова, 1991)

Группа устойчивости	Тип почвы	Параметры, характеризующие устойчивость почв		
		РН	сумма обменных оснований, мг-кв/100г почвы	степень насыщенности ППК основаниями, V, %
Очень чувствительные	подзолистые, дерново-подзолистые	5,0-5,5	<5	<5
Чувствительные	дерново-подзолистые	5,0-6,0	5-10	50-70
Слабочувствительные	дерново-подзолистые, серые лесные, буроземы	6,0-6,5	10-20	70-85
Устойчивые	серые лесные, черноземы, каштановые, дерново-карбонатные	6,0-7,0	>10-20	>85

Для характеристики буферности почв по отношению к кислотным нагрузкам широко применяют имитационное лабораторное моделирование процесса. Буферность оценивают по емкости и интенсивности буферности. Емкость буферности характеризует общее количество кислоты или основания, которое необходимо прибавить к почвенной вытяжке или суспензии, чтобы изменить значение pH от уровня, присущего почве, или до уровня, свойственного прибавляемой кислоте или основанию. Этот показатель можно вычислить графически, как площадь фигуры, заключенной между кривыми потенциометрического титрования почвы и небуферной системы, например, кварцевого песка. Мерой интенсивности буферности может служить количество кислоты или основания, которое нужно добавить в систему, чтобы изменить pH раствора на единицу. Этот показатель сам зависит от pH.

Соколова Т.А. с сотрудниками (1997-2000) применила для исследования буферной способности к кислым осадкам подзолистых почв лесных биогеоценозов южной тайги метод балансовых расчетов на основе полевого и лабораторного моделирования закисления почв. В ходе полевого эксперимента почву обрабатывали модельными кислыми осадками с pH3 из расчета от двух годовых норм осадков за год (при протонной нагрузке, эквивалентной 12 кмоль/га) до 10 годовых норм осадков за 5 лет (при суммарной протонной нагрузке, эквивалентной 60 кмоль/га). Большое внимание в эксперименте было уделено механизмам буферности органогенных горизонтов почв, которые часто определяют изменение под влиянием кислотных осадков состояния подзолистых почв в целом. Установлено, что эффект кислотного воздействия был существенно ослаблен уже в подстилке, особенно в ее верхней части (в горизонте L мощностью 2-4 см). Нейтрализующее действие кислотных осадков предположительно связано с мобилизацией фосфатов и оксалатов кальция и магния подстилок, а также реакциями обмена с ионами Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ обменного комплекса. Перейдя в состав жидкой фазы подстилок, катионы далее были перенесены в нижележащие минеральные горизонты подзолистой почвы, где вступили в реакции ионного обмена. Внедрение катионов в ППК сопровождалось вытеснением из него ионов Al^{3+} . В результате в ППК верхних минеральных горизонтов подзолистых почв повысилась степень насыщенности основаниями, что, соответственно, усилило их способность к нейтрализации протона. Существенная часть протонов оказалась поглощена материалом подстилок безобменно. Несмотря на снижение pH в верхних минеральных горизонтах почв, авторы установили повышение в них ЕКО, предположительно связанное с поглощением сульфатных ионов.

Модельный эксперимент по исследованию кислотно-основной буферности методом непрерывного потенциометрического титрования почвенных суспензий позволил выявить роль отдельных буферных реакций в нейтрализации протонов. Установлено, что в органогенных горизонтах в интервале pH 4-5 ведущим является вытеснение протоном обменных оснований из ППК, а в интервале pH 4-3 - растворение солей сильных оснований органических кислот с последующим протонированием анионов и диссоциацией комплексных соединений Al и Mn с органическими лигандами. Что касается минеральных горизонтов, то в диапазоне pH 5-3 ведущими буферными реакциями являются вытеснение протоном обменного Al^{3+} и обменных оснований и протонирование гидроксильных групп на поверхности частиц аморфных гидроксидов Fe и Al.

Балансовые расчеты показали, что эффективность воздействия кислотных осадков зависит от состава почв (гранулометрического, минералогического), дозы и длительности кислотного воздействия.

Органогенные горизонты подзолистых почв, обеспечивая в значительной мере их буферность к кислотному воздействию, при этом сами частично снижают эту способность под влиянием кислотных осадков.

Для прогноза устойчивости почв к кислотным нагрузкам нередко используют многочисленные данные об экспериментально определенных уровнях показателей устойчивости почв и их корреляцию со свойствами почв, влияющими на кислотно-основную буферность.

Почвы, содержащие карбонаты, устойчивы к кислотному воздействию. В силу активности процессов ионного обмена в интервале pH 4-5 почвы также проявляют высокую буферную способность к кислотам. Почвы некарбонатные, со слабокислой реакцией, близкой к нейтральной, в которых буферность предположительно обусловлена растворением силикатов, наиболее чувствительны к кислотным осадкам. В слабокислых почвах установлены корреляционные связи между буферностью, а также содержанием гумуса и оксалатнорастворимого Al, исходными величинами pH (водной и солевой вытяжек), содержанием гумуса, карбонатов, гидролитической кислотностью, емкостью поглощения, содержанием обменного алюминия, степенью насыщенности почв основаниями, соотношением песчаной/илистой фракций, с содержанием илистой фракции. Установлена связь между устойчивостью почв к кислотному воздействию и способностью почв адсорбировать сульфат-ионы.

Для оценки и прогноза влияния подкисления почв, а также расчета критических кислотных нагрузок разработан ряд математических моделей. Одна из них – Nutrient Cycling Model – относится к моделям, описывающим процесс взаимодействия поллютанта с почвой. В основу поло-

жена кинетика ряда процессов нейтрализации протона в растворе почвенного горизонта: привнос химических веществ из вышележащих почвенных горизонтов в нижележащий, реакции с участием ионов нитрата и аммония, катионный обмен, поглощение сульфатов. Модель предполагает использование ряда параметров, полученных экспериментально: скорость разложения органических веществ, скорость нитрификации, коэффициент адсорбции сульфатов и катионного обмена, скорость выветривания силикатов.

Эта математическая модель может быть использована для оценки воздействия на почвы не только кислых осадков, но и других поллютантов неорганической природы. Теоретической основой для описания процессов мобилизации и иммобилизации загрязняющих веществ в почвах является учение о биогеохимических барьерах.

3.4.2. Буферность почв по отношению к неорганическим загрязняющим веществам катионогенной и анионогенной природы

Буферность почвенного раствора по отношению к загрязняющим веществам обусловлена гетерогенным составом раствора, его электронейтральностью, а также способностью химических веществ к разнообразным реакциям взаимодействия с твердыми фазами почв. Природа того динамического равновесия, которое объединяет вещества раствора и подвижных соединений твердых фаз почвы раскрывает природу буферности почв и механизмы влияния на нее различных факторов.

Анализ механизмов буферности поверхностных и грунтовых вод (в том числе почвенных) в отношении ионов Fe(III) может быть одним из примеров выявления факторов, влияющих на это важнейшее свойство почвенных растворов.

Почвенные растворы и лизиметрические воды способны поддерживать концентрацию в них ионов Fe(III) . Предполагается, что эта способность обеспечивается как динамическим равновесием реакции растворения-осаждения тонкодисперсных (или аморфных) частиц Fe(OH)_3 , так и равновесием в системе свободных ионов Fe^{3+} и связанных в разнообразные комплексы с органическими и неорганическими лигандами. Одним из примеров может быть зависимость концентрации Fe(III) в растворе от уровня pH. В водной суспензии гидроксида Fe(OH)_3 при pH 6-11 концентрация Fe(III) остается относительно постоянной, так как преобладающей формой металла в растворе являются нейтральные частицы Fe(OH)_3^0 , а их количество в растворе от pH не зависит. Содержание же заряженных, от pH зависимых гидроксокомплексов, Fe(OH)^{2+} , Fe(OH)^{4-} и других, в этих условиях в растворе относительно мало. Сдвиг pH от 6 до 11 под влиянием кислоты или щелочи не влечет за собой изменения концентрации

Fe(III) в растворе. Добавление новых порций растворимых соединений железа также не ведет к повышению концентрации металла в растворе, так как элемент в этих условиях выпадает в осадок в форме гидроксида. В присутствии соли $\text{Fe}_2(\text{PO}_4)_3$ область устойчивости концентрации Fe (III) в растворе сужается в сторону более кислой реакции (диапазон pH близкий к 5). Подкисление раствора до pH 3 и подщелачивание до pH 7 ведет к увеличению концентрации Fe(III) в растворе почти на два порядка.

Концентрация Fe (III) может сохраняться в определенном интервале pH даже в присутствии фульвокислот (ФК), обязательных компонентов почвенных растворов гумидной зоны, способствующих повышению в них концентрации элемента. При содержании фульвокислот в растворе, близком к 100 мг/л, концентрация Fe(III) поддерживается на постоянном уровне при pH 4-6. Такая стабильность обусловлена преобладанием в этих условиях гидроксофульватных комплексов $\text{Fe}(\text{OH})_2 \text{ФК}^-$. При увеличении степени насыщения растворов Fe(III) и органическими веществами образуются золи, продукты их коагуляции и коллоиды, что способствует поддержанию концентрации Fe(III) в растворе.

В присутствии ионов Ca^{+2} и Mg^{+2} концентрация Fe(III) в растворе меняется, но возможность ее стабилизации на новом уровне сохраняется. Катионы Ca^{+2} и Mg^{+2} , способные к образованию собственных комплексных соединений с фульвокислотами, составляют конкуренцию ионам Fe(III). Образование фульватных комплексов с Ca^{+2} и Mg^{+2} сопровождается снижением в растворе количества частиц $\text{Fe}(\text{OH})_2 \text{ФК}^-$. Относительное повышение доли комплексов $\text{Fe}(\text{OH})_3^0$, способствует поддержанию концентрации Fe(III) в растворе, но на меньшем уровне. Например, в растворах с нейтральной реакцией, выделенных из дерново-подзолистых почв Яхромской поймы, общее количество железа резко снизилось при содержании в растворах Ca^{2+} до 410 мг/л, а Mg^{2+} до 80 мг/л.

Устойчивость концентрации железа в растворах, анионный состав которых представлен сульфатами, карбонатами, фосфатами, связана со способностью их к образованию разнообразных растворимых комплексов с элементом. Прочность и очередность образования комплексов зависит от pH, свойств комплексообразователя и его концентрации. Повышение pH ведет к повышению концентрации Fe(III) в растворе за счет комплексообразования, но лишь до тех пор, пока не начнет сказываться конкурирующее действие процессов гидролиза. Например, при pH 3-4,5 повышение концентрации фосфора в растворе от 1 до 300 мг/л увеличивает содержание Fe (III) в 100 раз, а при pH 7 фосфаты (как и анионы других многоосновных кислот) уже не оказывают существенного влияния на содержание Fe (III) в растворе.

Таким образом, буферность почвенного раствора обеспечивается способностью его различных химических соединений, с одной стороны, участвовать в различных реакциях, с другой, выполнять сходные функции в различных условиях.

Устойчивость гетерогенной системы твердые фазы – раствор обусловлена разной природой их взаимодействия, нелинейным характером зависимости между соединениями химических элементов в растворе и в составе твердых фаз. Эти закономерности прослеживаются при анализе процессов поглощения почвами химических веществ в области разных концентраций. Перераспределение химических веществ между раствором и твердыми фазами происходит в ходе реакций сорбции, ионного обмена, осадкообразования. Изотермы Ленгмюра и Фрейндлиха, как и изотермы ионного обмена Керра-Никольского, Гапона, описывающие процесс поглощения различных ионов, представляют собой ломаные линии, которые в широком интервале концентраций расчленяются на два или более прямолинейных отрезка. Такой вид имеют изотермы поглощения почвами ионов цинка, ртути, свинца, кадмия и других металлов.

В области малых концентраций элементы предположительно удерживаются специфически за счет химической связи с поверхностью почвенных частиц, при повышении концентрации наряду с химической связью начинают действовать (а потом преобладать) механизмы физической сорбции, о чем может свидетельствовать изменение величины свободной энергии процесса. Почвы силами предполагаемой физической сорбции, как правило, удерживают элементов больше, чем при химическом поглощении.

Такие же закономерности свойственны поглощению почвами фтора, бора, мышьяка. Буферность раствора по отношению к анионогенным элементам сопряжена с изменением заряда поверхности почвенных коллоидов. В области низких концентраций элементов имеет место эквивалентный обмен с гидроксильными ионами гидроксидов железа, при более высоких концентрациях растет поглощение на поверхности минералов.

Буферность почв может быть повышена совместным действием односторонних процессов, протекающих в гетерогенной почвенной системе, о чем можно судить по зависимости поглощения почвами Hg от pH. Поглощение элемента минимально в сильноокислой среде (pH 3), с повышением pH сорбция возрастает и в широком интервале pH (6-10) остается практически постоянной. Этому может способствовать как преобладание в растворе незаряженных комплексов $\text{Hg}(\text{OH})_2^0$, так и свойственное этой области pH увеличение ЕКО, зависящей от pH, а также повышение растворимости соединений Hg с органическими веществами.

Разнонаправленные процессы, происходящие в почвенной суспензии при добавлении металлов, также вносят вклад в формирование буферных свойств в этой системе. Примером служит зависимость поглощения Hg почвами в условиях совместного присутствия в растворе гумусовых кислот и хлоридов. Hg образует устойчивые комплексы и с гумусовыми кислотами и с Cl^- ионами. Повышение в растворе концентрации ионов ртути за счет образования растворимых хлоридных комплексов ртути при увеличении в них содержания хлоридов ослабляется параллельно протекающим процессом образования труднорастворимых комплексов ртути с гумусовыми соединениями.

О буферных свойствах системы свидетельствует непостоянство коэффициента селективности ионного обмена. При увеличении концентрации ионов металла в растворе меняется доля этих ионов в ППК, соотношение обменивающихся ионов, и, как следствие, коэффициент селективности ионного обмена. Например, есть данные (Пинский, 1983), что коэффициент селективности Cd^{2+} - Ca^{2+} серой лесной почвы снизился более, чем на порядок при повышении концентрации Cd в растворе в 1000 раз (рис.1).

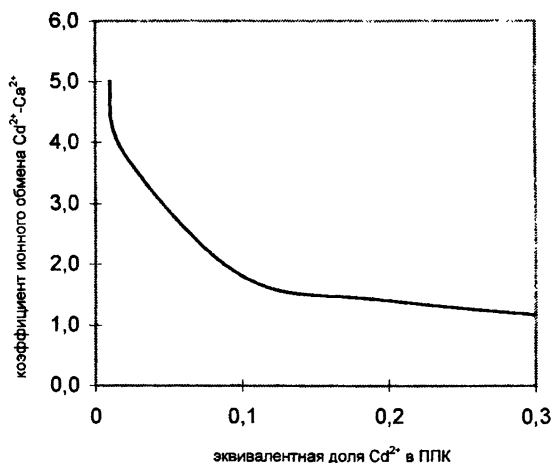


Рис.1. Зависимость коэффициента селективности Cd^{2+} - Ca^{2+} от степени заполнения ионами Cd^{2+} ППК серой лесной почвы.

Лабораторное моделирование взаимодействия растворов, содержащих ионы цинка, свинца, кадмия мышьяка в концентрациях, которые превышают ПДК для вод в 10-10000 раз, показывает, что ионообменная

способность органогенных и минеральных горизонтов подзолистой, серой лесной, аллювиальной почв полностью не реализуется. При концентрации элементов в растворе менее 0,01 н. они поглощаются почвами практически полностью (95-99% от содержания в растворе). Повышение концентрации ведет к снижению поглощения почвами элементов до 30-60%, причем снижение поглощения наиболее существенно в минеральных горизонтах по сравнению с органогенными, а в супесчаных по сравнению с суглинистыми, а именно, при повышении концентрации до максимальной, используемой в данных опытах, например, минеральные горизонты подзолистых почв из 0,02 н. растворов поглощали 20-30% внесенного количества цинка. Наибольшую способность поглощать ионы цинка проявил лесной опад и подстилки до 15-18 мг-экв/100 г, наименьшую – подзолистые горизонты, 0,25 мг-экв/100г.

Корреляционная зависимость между поглощенными металлами и емкостью катионного обмена исследуемых почв, как правило, прослеживается, однако количество поглощенных ионов металлов не достигает полной емкости катионного обмена при тех нагрузках, которые применялись в опыте. Количество цинка, поглощенного опадом и гумусовым горизонтом подзолистых почв, составило лишь 40 % от ЕКО, для подзолистых горизонтов- около 10%. Заполнение почвенного поглощающего комплекса ионами металлов достигается при насыщении их 0,5-1,0 н. растворами.

Однако при этом только часть поглощенных ионов удерживается в обменном состоянии. Содержание обменных форм наибольшее в гумусированных горизонтах, наименьшее- в подстилке и в минеральных почвенных горизонтах.

Буферность почвенных растворов по отношению к металлам непосредственно связана с кислотно-основной буферностью почв.

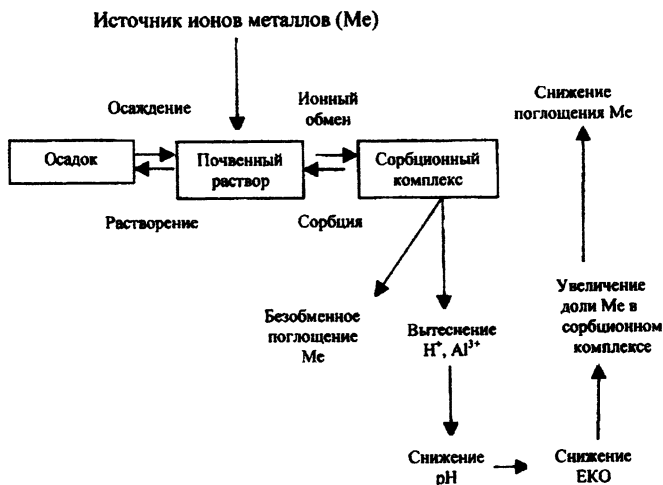
При поглощении ионов металлов происходит цепь взаимосвязанных реакций, отражающихся на буферных свойствах почвенной системы. Поглощение ионов металлов некарбонатными почвами сопровождается, как правило, подкислением раствора, что свидетельствует об ионообменном их поглощении. Падение рН раствора вызывает снижение отрицательного заряда органических соединений за счет ослабления ионизации групп COOH и уменьшения протонизации глинистых минералов. При перезарядке коллоидных частиц $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и $\text{Al}(\text{OH})_3$ и органических коллоидов амфолитоидной природы повышается их положительный заряд. В результате снижается ЕКО, при этом уменьшаются показатели максимальной сорбции металлов и прочность связи их с почвой, снижается коэффициент селективности в отношении металлов, увеличивается их доля в ППК, падает в целом поглощение элементов почвой. В насыщенных основаниями почвах поглощение металлов вызывает усиление кон-

курении катионов раствора за обменные позиции в ППК и снижение поглощения металлов.

Если в растворе присутствуют в достаточном количестве ионы осадители, то ограничивается рост концентрации металлов в растворе из-за образования их труднорастворимых осадков. Имеет значение не только концентрация ионов-осадителей, но и время их взаимодействия с ионами металлов. Относительно быстро образуются осадки метастабильных соединений, переходящие со временем в более устойчивые, менее растворимые, что влечет за собой снижение концентрации металлов в равновесном растворе.

Схема действия механизмов буферности почвенного раствора в отношении металлов (схема 3) показывает, что дополнительное поступление ионов металлов в почву не ведет к повышению концентрации их в почвенном растворе, если металлы не поглощаются почвой и выносятся нисходящим водным потоком или, напротив, прочно поглощаются твердыми фазами почвы путем образования осадков, хемосорбции и внедрения в ППК.

Схема 3. Схема буферности почвенного раствора по отношению к ионам металлов



Чем проще организована система соединений химических элементов в почве, тем сильнее в ней действуют механизмы положительной обратной связи. Таково направление процессов гидролиза и гидратации, окисления-восстановления, с которыми связаны начальные стадии выветривания пород и почвообразования, процессы выщелачивания ионов из решеток глинистых минералов, которые обеспечивают трансформацию первичных минералов и синтез вторичных, а также распад растительных и животных остатков с образованием конечных и промежуточных продуктов разложения и вновь синтезированных веществ. Процесс идет в направлении накопления его продуктов.

По мере развития, усложнения и углубления процесса почвообразования структура системы соединений химических элементов в почве усложняется. Происходят сопряженно процессы окисления-восстановления, полимеризации-деполимеризации, минерализации-гумификации, комплексообразования, ассоциации, структурообразования и множество других. Идут реакции эндотермического и экзотермического типа, совместно действуют и положительные и отрицательные обратные связи.

Процессы трансформации вещества происходят при постоянном влиянии перераспределения его в почвенном профиле, в биогеоценозе, в ландшафте в режиме свойственной этим процессам динамики. В почве формируется сложная структура гетерогенных соединений химических элементов, функционирование которой формирует устойчивость почв к химическому воздействию.

4. ПОГЛОЩЕНИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПОЧВЕННЫМИ КОМПОНЕНТАМИ, ВЛИЯНИЕ НА БУФЕРНУЮ СПОСОБНОСТЬ ПОЧВ

Учение о поглотительной способности почв - один из важнейших разделов почвоведения. К.К. Гедройцем были выделены основные виды поглотительной способности почв. Дальнейшее развитие теории и методологии поглощения химических веществ почвами получило в работах И.Н. Антипова-Каратаева, Н.Г. Зырина, Д.С. Орлова, Л.А. Воробьевой, Д.Л. Пинского и многих других исследователей. Выявленные закономерности поглощения почвами и их компонентами химических веществ находят применение при оценке экологических последствий загрязнения почв. Установлено, что поглощение поллютантов зависит от следующих основных факторов: химического состава и свойств твердых фаз почвы, которые являются носителями сорбционных центров, свойств поглощаемого вещества, обусловленных строением его атомов, концентрации поглощаемого вещества в растворе, почвенно-химических условий, из которых важнейшими являются кислотно-основные, ионообменные, окислительно-восстановительные.

Зависимости эти устанавливались экспериментально путем моделирования в лабораторных и полевых условиях воздействия на почвы и почвенные компоненты исследуемых веществ и определения параметров их поглощения, а также путем выявления корреляционных связей между количествами поглощенных химических элементов и свойствами почв.

Загрязняющие вещества удерживаются почвенными компонентами в ходе реакций осаждения их трудно растворимых соединений, ионного обмена, специфической и неспецифической сорбции. В этих реакциях в разной степени участвуют все почвенные компоненты. Со способностью всех составляющих почвы поглощать загрязняющие вещества непосредственно связана буферная способность по отношению к этим веществам почвы в целом.

4.1. Поглощение химических веществ органическими веществами почв

Органические вещества проявляет себя как фактор мобилизации, иммобилизации, трансформации загрязняющих веществ в почвах.

Органические вещества почвы участвует в процессах поглощения загрязняющих веществ различной природы. Им свойственна высокая удельная поверхность, 500-800 м²/г. Для загрязняющих веществ, как и для веществ любой природы, характерно образование с гумусовыми ве-

ществами разных типов органо- минеральных соединений: гетерополярных солей, комплексно-гетерополярных солей, адсорбционных комплексов (Александрова, 1980). Химическая активность гумусовых веществ обусловлена их функциональными группами.

В гуматах и фульватах ионная связь органических веществ с металлами в условиях кислой и нейтральной реакции устанавливается с участием протонов карбоксильных групп, при щелочной реакции - с участием фенольных и спиртовых групп. С аминокислотами связаны их амфолитоидные свойства, способность к ионообменному поглощению как катионов, так и анионов. Максимальная емкость катионного обмена гумусовых веществ составляет 200-400 мг-экв/100г, емкость анионного обмена измеряется меньшими величинами, близкими к 100 мг/экв/100 г. С ионным обменом связана высокая динамичность соединений химических элементов в составе раствора и в составе обменного комплекса почв.

Прочнее связь металлов с органическими веществами в составе комплексно гетерополярных солей. Образуются они за счет того, что часть ионов металлов входит в состав внутренней сферы молекулы гумусовых веществ, связывается донорно-акцепторной связью с аминами, с карбонильными и другими группами и оказывается в составе анионной части молекулы в состоянии, неспособном к обмену. Другая часть металлов взаимодействует с функциональными группами (гидроксильной, карбоксильной, сульфо- группой) во внешней сфере поглощающего комплекса, и оказывается в ионообменном состоянии. Прочность закрепления поллютантов за счет образования комплексной соли зависит от свойств почв и свойств загрязняющих веществ.

Важную роль в формировании свойств комплексных соединений играет играет поляризуемость ионов, обусловленная способностью их электронной оболочки деформироваться под влиянием внешнего электрического поля, в результате чего у иона возникает электрический момент. Чем выше поляризуемость иона и чем ниже концентрация катиона в комплексе, тем он прочнее. Из функциональных групп наибольшей поляризуемостью обладают группы, содержащие серу, в меньшей мере эту способность проявляют группы, содержащие азот и кислород. Ионы с большим радиусом образуют комплексы с серу- содержащими лигандами (Hg, Cd, Ag, Cu), ионы с меньшим радиусом (Ni, Mn, Cr) относительно больше связаны с лигандами, содержащими азот и кислород.

Мерой прочности связи металлов с органическими веществами являются константы устойчивости комплексов. Металлы образуют следующий убывающий ряд по величинам констант устойчивости комплексов: Cu, Pb, Ni, Zn, Mn.

Элементы группы анионов тоже способны к комплексообразованию. Примером могут служить комплексы бора с салициловой, молочной, аскорбиновой кислотами, с гумусовыми веществами почв.

Растворимость комплексных соединений различна. Под влиянием связи загрязняющих веществ с органическими веществами почв возможно как ограничение их миграции, так и повышение их миграционной способности. Реакции комплексообразования расширяют область подвижности металлов в присутствии карбонатов, сульфатов. Благодаря присутствию металлов в форме комплексов они могут сохраняться в растворе и не образовывать осадки гидроксидов при относительно высоких уровнях pH. Например, ионы Cu в присутствии фульвокислот способны удерживаться в растворе при pH 8-9, в то время как в водном растворе осадок $\text{Cu}(\text{OH})_2$ образуется при pH 5,4-5,6. Но в этих же условиях ионы Zn, комплексы которого с фульвокислотами менее прочные, могут образовывать осадок $\text{Zn}(\text{OH})_2$.

Реакции комплексообразования влияют и на протекание окислительно-восстановительных реакций с участием металлов: ОВП металлов в составе комплексов с органическими веществами значительно выше, чем в системах с простыми солями, например, нормальный потенциал системы Fe (III)/Fe(II) составляет + 0,77 в, а в присутствии ЭДТА снижается до + 0,18 в. По этой причине обладающие переменной валентностью Cr и Mn могут существовать в почве в окисленной форме при низких значениях ОВП, что повышает миграционную способность этих малоподвижных соединений.

Металлы способны участвовать также в реакциях коагуляции, хемосорбции, адгезии с гумусовыми веществами, в результате чего образуются адсорбционные комплексы, которые пленками покрывают поверхность минеральных частиц. Пленки органо-минеральных веществ на поверхности глинистых минералов существенно повышают их способность сорбировать загрязняющие вещества.

4.2. Поглощение химических веществ глинистыми минералами

Концентрация многих металлов в составе тонкодисперсных фракций почв как природных, так и техногенных ландшафтов, как правило, в 2-4 раза выше, чем в почве в целом. Это обусловлено, главным образом, плотительной способностью глинистых минералов. Глинистые минералы удерживают загрязняющие вещества в результате обменного и безобменного поглощения. Способность к обмену поглощению металлов глинистые минералы приобретают вследствие гетеровалентного изоморфного замещения в кремнекислородных тетраэдрах и алюмогидроксильных

октаэдрах тонкодисперсных алюмосиликатов, наличия нескомпенсированных зарядов в дефектных пустотах их кристаллов и ненасыщенных валентностей на поверхностях, углах и гранях кристаллов. При безобменном поглощении ионы металлов предположительно могут удерживаться в межpacketных промежутках минералов.

В соответствии с размерами удельной поверхности монтмориллонит поглощает металлов больше (в массовых долях), чем каолинит, но удерживает их менее прочно. Поглощение каждой единицей поверхности минерала определяется особенностями как минерала, так и поглощаемого элемента. Например, удельное поглощение (количество вещества, поглощенного единицей поверхности минерала) арсенат-ионов каолинитом выше, чем бентонитом и гилромусковитом, что может быть связано с большим числом на единице его поверхности гидроксильных групп, способных к обмену на арсенат-ионы.

Металлы по способности поглощаться на поверхности минералов образуют убывающий ряд: Ca, Pb, Cd, Zn, Cu. Предполагается, что металлы с координационным числом 6 , Mn, Cr, Zn, Ni, Cu, Co , активнее поглощаются глинистыми минералами, т.к. они способны изоморфно занимать октаэдрические позиции в минералах. Металлы с координационным числом более 6 (Hg, Cd) имеют больший радиус и не могут закрепляться подобным образом в глинистых минералах.

4.3. Поглощение химических веществ оксидами и гидроксидами железа

Оксиды и гидроксиды железа присутствуют в почве в форме отдельных дискретных частиц разной степени дисперсности и в виде пленок на поверхности частиц минералов. Они способны поглощать химические вещества в результате соосаждения, специфической и неспецифической сорбции, ионного обмена.

Соосаждающиеся с гидроксидами железа вещества удерживаются всей поверхностью или всем объемом осадка. В процессе гидролиза ионов железа появляются полиядерные комплексы, полимеризация которых ведет к образованию осадка гидроксида, с которым соосаждаются растворенные вещества.

Гидроксиды железа имеют функциональные группы, способные к обменным реакциям. В кислой среде диссоциация их идет по основному типу, благодаря чему во внешнем слое коллоидной частицы происходит катионный обмен. В щелочной среде диссоциация происходит по кислотному типу, в компенсирующем слое идет катионный обмен. Вблизи изoeлектрической точки, т.е при pH близком к 6,2, гидроксиды железа способны к обмену катионов и анионов. Для осадков гидроксидов свой-

ственной большой примесная емкость, что обуславливает наличие в их составе разных функциональных групп, которые способны поглощать различные катионы и анионы в широком интервале рН. Например, имеются экспериментальные данные, которые свидетельствуют о том, что уже при рН 3,4 гидроксиды железа начинают проявлять способность к ионообменному поглощению металлов.

4.4. Влияние кислотно-основных условий на поглощение химических веществ почвенными компонентами

На величину буферной способности почв по отношению к химическим веществам влияют кислотно-основные условия, поскольку они определяют важнейшие условия взаимодействия загрязняющих веществ с почвенными компонентами. Кислотно основные условия определяют:

- а) степень диссоциации и ассоциации химических веществ в растворе,
- б) форму нахождения частиц в растворе, знак и величину их заряда,
- в) знак и величину заряда поверхности коллоидных частиц,
- г) количество поглощенных веществ и прочность связи,
- д) растворимость труднорастворимых соединений, образованных загрязняющими веществами и почвенными компонентами.

От рН зависят адсорбционные и ионообменные свойства почвенного поглощающего комплекса. При увеличении рН усиливается депротонизация, а образующиеся частицы приобретают отрицательный заряд.

Ионизация функциональных групп органических веществ зависит от рН: при рН 5-6 ионизируется около 80% групп COOH и около 10% групп OH . Это обстоятельство обуславливает структуру образованных соединений: ионизированные частицы приобретают отрицательный заряд и способны объединяться в цепочки, что влияет на их устойчивость и миграционную способность.

От рН зависит не только емкость катионного обмена, но и участие различных ионов в ионном обмене. При понижении рН доля катионных форм металлов в растворе увеличивается, что ведет к усилению их ионообменной адсорбции. Катионный обмен в ППК усиливается с понижением рН до тех пор, пока конкуренция ионов гидроксония раствора остается сравнительно низкой. Например, поглощение пестицида атразина в форме катиона при рН 2-5 в 20 раз выше, чем при рН 7. Для химических веществ, которые сорбируются в форме анионов, зависимость обратная. Большее количество арсенат ионов поглощается в слабощелочной среде, где преобладают анионы в двухзарядной форме, чем в кислой среде, в которой преобладают однозарядные арсенат ионы. Наиболее активно адсорбируются вещества при уровне рН, близком к соответствующим рК

этих веществ, так как при этих условиях половина от их общего количества находится в ионизированной форме. Максимальное количество ртути поглощается при pH 4,5-6,5, то есть в той области pH, где преобладают незаряженные комплексы $\text{Hg}(\text{OH})_2^0$, которые преимущественно удерживаются силами физической сорбции.

Кисотно-основные условия влияют на поглонительную способность коллоидов амфолитоидной природы. Способностью поглощать и катионы и анионы обладают протеины почвы благодаря присутствию в них как кислотных COOH , так и основных NH_2 групп. В кислой среде они приобретают положительный заряд, в щелочной- отрицательный. С возрастанием отрицательного заряда органических коллоидов белковой природы связан рост поглощения загрязняющих веществ в катионной форме при подщелачивании раствора и снижение их поглощения при подкислении. В кислой среде идет активное поглощение загрязняющих веществ в анионной форме за счет возрастающего в этих условиях положительного заряда протеинов.

Аналогичная зависимость характерна для поглощения загрязняющих веществ гидроксидами железа. Поверхность их в щелочной среде имеет отрицательный заряд и активно удерживает катионы, в щелочной среде они способны в обменном состоянии удерживать анионы.

От pH зависит растворимость труднорастворимых солей загрязняющих веществ. Это обусловлено зависимостью от pH количества в растворе различных частиц, образованных катионом и анионом соли с компонентами почвенного раствора. С увеличением кислотности раствора возрастет роль реакций протонизации, протекающих с участием аниона соли. С увеличением щелочности увеличивается роль реакций комплексообразования, протекающих с участием катиона соли. В результате в растворе складывается определенная зависимость растворимости от pH для каждого труднорастворимого соединения.

С процессами взаимодействия загрязняющих веществ с твердыми фазами почв связано формирование геохимических барьеров.

5. УЧЕНИЕ О ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРАХ КАК ОСНОВА ТЕОРИИ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ К ХИМИЧЕСКОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ

Механизмы устойчивости почв к внешнему химическому воздействию различны: вынос загрязняющих веществ любой природы из отдельных почвенных горизонтов, из почвенного профиля, разложение органических поллютантов, поглощение загрязняющих веществ почвенными компонентами и обеспечение за счет этого защиты сопредельных сред от загрязнения.

Деление устойчивости почв к загрязнению на виды носит условный характер. Как правило, в любом случае действует не единственный механизм устойчивости. В частности, на любой из механизмов устойчивости почв к загрязнению влияет их способность поглощать химические вещества. Интенсивность разложения органических поллютантов зависит от того, в свободном или в связанном состоянии они находятся в почве. Последнее в свою очередь определяется физико-химическими свойствами почв при равенстве внешних условий. Вынос поллютантов из почв непосредственно связан с прочностью удерживания их почвенными частицами. Буферные свойства почвы являются прямой функцией ее поглощательной способности.

Одним из теоретических подходов к исследованию поглощения химических элементов является учение о биогеохимических барьерах, которое, в свою очередь – одно из основных теоретических положений концепции об устойчивости почв.

Учение о барьерах разработано А.Я. Перельманом. Геохимические барьеры – такие участки ландшафта, где происходит резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов и, как следствие, их концентрирование. Если под геохимическим ландшафтом понимать "парагенетическую ассоциацию сопряженных элементарных ландшафтов, связанных между собой миграцией элементов" (Перельман, 1975), то почва может быть названа парагенетической ассоциацией сопряженных почвенных горизонтов, связанных между собой природными потоками химических веществ.

В этих определениях подчеркивается идея о том, что все компоненты и почвы, и ландшафта в целом связаны потоками вещества в единое целое, именно эта связь и создает их как специфическое природное образование. В почвах техногенных ландшафтов формируются смешанные ассоциации химических веществ, поступивших как из природных, так и из антропогенных источников.

Главная роль в формировании потоков вещества разного масштаба являются природные воды: почвенные растворы, лизиметрические воды, грунтовые воды.

А.И.Перельман выделил около 100 классов (типов) барьеров на основе сочетания следующих факторов: состав твердофазной матрицы, состав вод, взаимодействующих с матрицей, механизм их взаимодействия.

Все выделенные типы геохимических барьеров объединяются в 3 главные группы: механические, биогеохимические, физико-химические. Среди физико-химических барьеров выделены кислые, щелочные, кислородные, восстановительные глеевые, восстановительные сероводородные, сорбционные, испарительные, термодинамические. Сорбционные барьеры могут быть разделены на органические, органоминеральные и минеральные, различающиеся по сорбционной емкости.

М.А. Глазовская использовала классификацию геохимических барьеров А.И. Перельмана для группировки ассоциаций микроэлементов, различающихся по способности накапливаться в почвах (в том числе в техногенных) в определенных условиях. Среди почвенно-химических условий выделены главные: кислотнo-основные и окислительно-восстановительные. Геохимические барьеры являются не только индикаторами накопления в почвах различных химических элементов природного и техногенного происхождения, но они же определяют и устойчивость почв к загрязнению этими элементами (табл.6).

Для каждого из барьеров характерны не только ассоциации накапливающихся элементов, но и ассоциации элементов, рассеивающихся в этих условиях. Химические элементы V, Cr, Mn, Co, Ni, Zn, Sr, Pb, Cd при их высокой подвижности в кислых растворах осаждаются в почвах с нейтральной и щелочной реакцией на щелочном барьере. Такое явление наблюдается, в частности, в переходных горизонтах выщелоченных черноземов. Аниогенные элементы (As, Mo, Se), напротив, подвижны в щелочных условиях и осаждаются на кислом барьере.

На карбонатном геохимическом барьере, когда хлоридные, сульфатные, гидрокарбонатные воды сменяются жесткими водами, насыщенными углекислотой, аккумулируются Ba, Sr. Примером является их накопление в карбонатных горизонтах черноземов, каштановых почв. Эти же элементы концентрируются на сульфатном геохимическом барьере засоленных почв.

Для восстановительной обстановки характерно накопление сульфидов металлов.

Таблица 6. Типы почвенно-геохимических барьеров (Глазовская, 1978)

Кислот- нооснов- ные условия	Окислитель- но восстано- вительные условия	Тип барьера	Подвижность химических эле- ментов		
			Слабая	Умерен- ная	Сильная
Кислые	Окисли- тельные	Окислительный кислый	Mn, Mo	Pb, Ni, Cr, V, As, Se	Cd, Hg, Cu, Zn
	Восстанови- тельные	Восстанови- тельный кислый	Cd, Hg, Cu, Zn	Pb, Cd, Hg, Ni, Cr, Cu, Zn, Co	--
Нейтраль- ные, щелоч- ные.	Окислитель- ные	Окислительный нейтральный, щелочной	Pb	Cd, Hg, Zn Cu, Co, Ni, Cr, Mo	As, Se
	Окислитель- ные, испари- тельное кон- центрирова- ние	Окислительный испарительный	Pb	Cd, Hg, Zn Mo, Cu, Co, Ni, Cr,	As, Se
	Восстанови- тельные глеевые	Восстановитель- ный нейтраль- ный щелочной	Pb, Cd, Cu, Zn,	As, Se, Mo, V, U, Ag	Hg, Ni
	Восстанови- тельные сероводород- ные	Восстановитель- ный сероводо- родный	Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, Co, As, Se, Ge	Mo, V, Ag	--

Важнейшим депо накопления химических элементов являются верхние гумусированные горизонты. Действие их как биогеохимических барьеров обусловлено способностью многих элементов образовывать слабоподвижные соединения с органическими веществами почвы. Например, практически повсеместно в верхних горизонтах почв разных природных ландшафтов наблюдается повышенное по сравнению с минеральными горизонтами содержание марганца, бора. Если высокий уровень обогащения поллютантами верхних 2-5-10 см техногенных почв

есть результат, прежде всего, техногенных факторов, то резкое падение их содержания в нижележащих слоях почвы – это прямой результат эффективности действия биогеохимического барьера. Например, установлено на 1-2 порядка и более повышенное содержание Pb, Zn, Cd, Sn, Ag в верхних горизонтах техногенных почв Приморья. Концентрация Zn в верхних горизонтах почв Норвегии превышает 2%, а концентрация Pb в гумусовых горизонтах вблизи свинцовых рудников Югославии достигает 2,5%.

В субаридных и аридных условиях наблюдается осаждение металлов на испарительных барьерах в горизонтах скопления легкорастворимых солей. В области распространения вечной мерзлоты при низких температурах в почвенных водах горизонтов над промерзающими горизонтами концентрация растворов повышается при вымораживании, что сопровождается ограничением их миграции.

Роль адсорбционного барьера в почвах с промывным режимом и длительным загрязнением выполняют иллювиальные горизонты. Концентрирование связано с иллювиацией соединений железа и марганца, образованием осадков их оксидов и гидроксидов и накоплением в них Mo, B, As, Zn, V, Cr, Cu, Ni.

При вертикальной миграции веществ в почве за счет создания зон аккумуляции создается вертикальная дифференциация почвенного профиля по содержанию химических веществ. Радиальные барьеры в почве связаны с этими процессами, они обеспечивают радиальную дифференциацию почвенного профиля и контролируют формирование отдельных ярусов вертикального профиля ландшафта. Характер барьеров в разных частях профиля может довольно сильно меняться, в результате чего часто возникает их определенная слоистость.

Все эти барьеры являются радиальными (вертикальными) микробарьерами, часто приуроченными к почвенным горизонтам. С ними связана миграция веществ в системе почва – вода – растения. Эти барьеры являются областями накопления–осаждения продуктов техногенеза, основным аппаратом защиты грунтовых вод от загрязнения. В результате в профиле почв могут формироваться устойчивые техногенные аномалии. Мощность и емкость техногенных барьеров определяют не только степень устойчивости техногенных аномалий, но и надежность защиты других компонентов природной среды от загрязнения.

Наряду с радиальными микробарьерами, формируются латеральные макро- и мезобарьеры.

Латеральные геохимические барьеры на пути горизонтальной миграции веществ создают площадную, собственно ландшафтную контрастность территории. Они, как правило, служат границами между геохими-

чески сопряженными ландшафтами. В результате действия латеральных барьеров происходит дифференциация вещества в каскадной геохимической системе.

В качестве примеров мощных латеральных макробарьеров для загрязняющих веществ (и минеральных, и органических) могут выступать супераквальные ландшафты. Загрязняющие вещества в них удерживаются преимущественно на адсорбционных барьерах. Разложение органических поллютантов здесь замедлено, самоочищение почв от них происходит слабо. В подчиненных ландшафтах в зоне нефтеразлива, например, может накапливаться до 50% от поступившего количества нефти. К мезобарьерам относятся почвы краевых зон болот.

Анализ геохимических путей миграции и аккумуляции загрязняющих веществ в ландшафте опирается на учение об элементарных ландшафтах, разработанное Б.Б. Полыновым (1956), на учение о биогеоценозе В.Н. Сукачева (1947). Понятия об элементарном ландшафте и биогеоценозе соответствуют друг другу. Это простейшие территориальные единицы, из которых складывается любая территория.

Опираясь на этот подход, представляется возможным выявление областей конечной и промежуточной аккумуляции загрязняющих веществ, направлений транзитного потока, обнаружение причин образования очагов загрязнения.

В зависимости от организации ландшафта загрязняющие вещества по разному распространяются в ландшафте. Когда конечный сброс загрязняющих веществ от источника воздействия поступает по естественным или искусственным дренам в местные водотоки, формируется геохимическая зона разноса, для которой характерны вынос и рассеивание загрязняющих веществ за пределы техногенного каскада.

В тех случаях, когда полностью ломается исходная структура миграционных потоков территории (например, из-за просадок кровли в выработанном пространстве), создаются закрытые арены местной аккумуляции веществ, из которых загрязняющие вещества не рассеиваются.

Формирование депрессионных техногенных геохимических барьеров связано с образованием при откачке вод депрессионных воронок, при этом искусственно обеззараживаются большие территории, но одновременно формируется единый техногенный поток веществ, который сбрасывает эти вещества за пределы геохимической арены.

В зоне техногенеза может происходить полное или частичное разрушение, а также перестройка природных геохимических барьеров. Могут создаваться и новые геохимические барьеры.

Среди них выделяются полностью искусственные барьеры (например, специальная техника для фильтрации), новообразованные барьеры, в

том числе вторичные, возникающие при запланированном искусственном изменении природных процессов. Например, на осушенной территории окислительные барьеры замещают глеевые, в зоне влияния водохранилищ восстановительные барьеры замещают окислительные.

Геохимические барьеры имеют различную емкость. Барьеры, проявляющие высокую емкость для одних веществ, могут являться мало емкими для других. Например, глеевый сероводородный высоко емкий сорбционный барьер для металлов, обладает низкой емкостью для неметаллов.

6. УСТОЙЧИВОСТЬ ПОЧВ К ЗАГРЯЗНЯЮЩИМ ВЕЩЕСТВАМ И ОХРАНА ПРИРОДЫ

Несмотря на то, что теоретические основы и методы характеристики устойчивости почв к загрязнению в полной мере не разработаны, тем не менее, результаты, которые уже получены, оказались востребованными в природоохранной деятельности. Эти материалы нашли применение в таких сферах организации и проведении экологического мониторинга, как картирование почв по их устойчивости к загрязнению, прогноз влияния загрязнения на грунтовые воды, нормирование уровней содержания загрязняющих веществ в почвах, проведение экологической экспертизы, прогноз эффективности мероприятий по рекультивации загрязненных почв.

На основании анализа свойств почв отдельных регионов, стран и почвенного покрова планеты составлены карты устойчивости почв к различным видам химического воздействия.

Одним из первых примеров практического применения экспертных оценок устойчивости почв к загрязнению или самоочищению являются схемы районирования территории бывшего Советского Союза по вероятной интенсивности разложения органических загрязняющих веществ в почве, по вероятной интенсивности самоочищения почв от продуктов техногенеза, предложенные М.А.Глазовской.

Выделение территориальных единиц по способности почв к концентрированию нефти и минерализованных вод явилось основой для выделения прогнозных ландшафтно-геохимических областей на территории страны.

М.А.Глазовская, разработав методологию экспертных оценок прогноза устойчивости почв к различным поллютантам неорганической природы, выполнив анализ механизмов взаимодействия поллютантов с компонентами почв, характерных для почв зонального ряда, а также обобщив данные о составе и свойствах почв планеты, в 1990 году предложила классифицировать их по устойчивости к кислотным осадкам. На основе этой классификации была составлена "Прогнозная карта устойчивости почв мира к кислотным воздействиям" в масштабе 1:80000000. В почвенном покрове планеты было выделено 5 групп почв, которые включали 23 подгруппы, различающиеся по устойчивости к кислотным выпадениям. Критериями выделения этих групп служили количественные показатели буферности (изменение уровня pH при добавлении стандартного количества кислоты к стандартной навеске почвы), а также кислотно-основные условия почв в горизонтах А и В.

На основании уровней кислотности почв, содержания обменных оснований и степени насыщенности обменного комплекса основаниями М.Д.Богдановой в масштабе 1:8000000 была составлена карта устойчивости почв равнинных территорий РФ к кислотным осадкам.

На основании балансовых расчетов, в основу которых были положены данные о количестве и составе атмосферных осадков, а также почвенная карта мира, Б.Н.Моисеевым (1991) была составлена карта критических нагрузок кислотных выпадений для почв Европейской части СНГ и стран Балтии.

Усилия специалистов разных стран по составлению карт устойчивости почв к кислотным нагрузкам позволили выявить территории с разной чувствительностью к кислотным выпадениям. Установлено, что для наиболее чувствительных почв критической нагрузкой является ежегодное поступление протонов в количестве 200 экв/га. Высокую чувствительность проявляют почвы Скандинавии, где 82% всей территории страдают от кислых осадков. Эти данные послужили основой для Международной программы снижения на территории Скандинавских стран атмосферных выбросов оксидов серы на 85%, а оксидов азота на 30% по сравнению с 1990 годом.

Примером использования сведений об устойчивости почв к загрязнению и способности почв защищать грунтовые воды от загрязнения может служить Карта устойчивости к загрязнению грунтовых вод Англии и Уэльса, которая была составлена Агентством по охране окружающей среды Англии в 1987 году в масштабе 1:1000000. Основой для составления карты послужили параметры геологического строения территории (наличие водоносных слоев и их водопроницаемость) и почвенного покрова (способность почв закреплять и ограничивать миграцию химических веществ, зависящая от химических и физических свойств почв), а также дополнительные сведения о гидрологии и химии грунтовых вод.

Исследования устойчивости почв к загрязнению привели к выводу о необходимости разработки дифференцированных уровней предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в почвах. Такой опыт накоплен в разных странах. В РФ разработаны ориентировочно допустимые уровни общего содержания металлов и мышьяка в почвах с различной устойчивостью к загрязнению, величины которых обусловлены гранулометрическим составом почв и их и кислотно-основными условиями (таблица 7).

Таблица 7. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК с учетом фоновое содержания) тяжелых металлов и мышьяка в почвах (общее содержание, мг/кг) (1994)

Группы почв	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
песчаные и супесчаные	20	33	55	2	0,5	32
кислые суглинистые и глинистые, pH KCl <5,5	40	66	110	5	1,0	65
близкие к нейтральным, нейтральные (суглинистые и глинистые), pH KCl >5,5	80	120	220	10	2,0	130

Таблица 7 показывает, что опасные экологические последствия могут сопровождать загрязнение песчаных почв с кислой реакцией при общем содержании в них металлов в количестве вдвое меньшем, чем в суглинистых почвах, а в почвах с кислой реакцией - при содержании металлов вдвое меньшем, чем в почвах с нейтральной или близкой к нейтральной реакцией.

ЛИТЕРАТУРА

1. Васильевская Проблемы и опыт составления карт устойчивости почвенного покрова к антропогенному воздействию. Биологические науки, 1990, 9, с 51-59.
2. Глазовская М.А. Принципы классификации почв по их устойчивости к химическому загрязнению. В кн. Земельные ресурсы мира, их использование и охрана. М., 1978, с. 85-99.
3. Глазовская М.А. Опыт классификации почв мира по устойчивости к техногенным воздействиям. Почвоведение, 1990, 9, с.82-96.
4. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. 1997, М., МГУ, с 102.
5. Кислотные осадки и лесные почвы. Под редакцией В.В.Никонова, Г.Н.Копчик. Апатиты, 1999, с.320.
6. Мотузова Г.В. Природа буферности почв к химическому воздействию. Почвоведение,
7. Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. 1998, М., УРСС, 1998,
8. Соколова Т.А., Мотузова Г.В., Малинина М.С., Обуховская Т.Д. Химические основы буферности почв. М., МГУ, 1991, с.107.

ОГЛАВЛЕНИЕ

1. УСТОЙЧИВОСТЬ ПРИРОДНЫХ СИСТЕМ.....	5
2. ОРГАНИЗАЦИЯ И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПОЧВЫ КАК СИСТЕМЫ СОЕДИНЕНИЙ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ – ФАКТОР И РЕЗУЛЬТАТ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЫ К ХИМИЧЕСКОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ.....	12
3. МЕХАНИЗМЫ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ К ЗАГРЯЗНЯЮЩИМ ВЕЩЕСТВАМ.	21
3.1. Факторы, определяющие устойчивость почв к загрязняющим веществам.	21
3. 2. Вынос и рассеяние загрязняющих веществ из почв.....	22
3.3. Трансформация продуктов техногенеза в почве, перевод их в состав соединений менее опасных или неопасных для экосистемы.	24
3.4. Закрепление почвой поллютантов и ограничение их миграции.	27
3.4.1. Буферность почв по отношению к кислотному воздействию.	28
3.4.2. Буферность почв по отношению к неорганическим загрязняющим веществам катионогенной и анионогенной природы.	34
4. ПОГЛОЩЕНИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПОЧВЕННЫМИ КОМПОНЕНТАМИ, ВЛИЯНИЕ НА БУФЕРНУЮ СПОСОБНОСТЬ ПОЧВ.....	41
4.1. Поглощение химических веществ органическими веществами почв.....	41
4.2. Поглощение химических веществ глинистыми минералами.	43
4.3. Поглощение химических веществ оксидами и гидроксидами железа.	44
4.4. Влияние кислотно-основных условий на поглощение химических веществ почвенными компонентами.	45
5. УЧЕНИЕ О ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРАХ КАК ОСНОВА ТЕОРИИ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ К ХИМИЧЕСКОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ	47
6. УСТОЙЧИВОСТЬ ПОЧВ К ЗАГРЯЗНЯЮЩИМ ВЕЩЕСТВАМ И ОХРАНА ПРИРОДЫ	53
ЛИТЕРАТУРА.....	56

Учебное издание
Мотузова Галина Васильевна

УСТОЙЧИВОСТЬ ПОЧВ К ХИМИЧЕСКОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ

Изд. лиц. № 040414 от 18.04.97.
Подписано в печать 21.12.2000.
Формат 60×90/16. Бумага офс. № 1.
Печать РИЗО.
Усл. печ.л. 3,6.
Уч.-изд. л. 3,4.
Тираж 500 экз. Заказ 2000/12/1

Ордена «Знак Почета» Издательство Московского университета
103009, Москва, Б.Никитская ул., 5/7.
Отпечатано с оригинал-макета в ООО «ОМЕГА-РИЧ».
123007, Москва, 5-я Магистральная ул., д.10/а.