ДЕГРАДАЦИЯ И ОХРАНА ПОЧВ

Издательство
Московского университета
Москва 2002

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
им. М.В.ЛОМОНОСОВА
Факультет почвоведения МГУ
Институт почвоведения МГУ-РАН

ДЕГРАДАЦИЯ И ОХРАНА ПОЧВ

Под редакцией академика РАН Г.В.Добровольского

Издательство Московского университета

Москва 2002

УДК 504. 3. 06; 631.6.02
ББК 40.3
Д26

Главный редактор: Академик РАН Г.В.Добровольский

Редакционная коллегия:

Член-корреспондент РАН С.А.Шоба
профессор В.Д.Васильевская
профессор П.Н.Балабко

Книга напечатана при поддержке Российского Фонда Фундаментальных Исследований
(проект № 02-04-62025)

Рецензенты:

Профессор МГУ д. б. н. Е.В. Шеин
Профессор. д. с-х. н. В.А. Рожков

Д26 Деградация и охрана почв/ Под общей ред. Акад. РАН Г.В.Добровольского. М.:Изд-во МГУ, 2002. – 654 с.
ISBN 5-211-04760-5

В настоящее время особую актуальность приобретают как законодательно-правовые и организационные меры по борьбе с эрозией и деградацией почв, так и фундаментальные научные исследования, направленные на познания разнообразия процессов деградации почв, выявление причин их возникновения и развития, а также на поиск оптимальных методов защиты почв от деградации. Этим вопросам и посвящена настоящая монография. В ней дан анализ современного состояния почв и земельных ресурсов Российской Федерации, систематизированы сведения о разнообразии факторов и видов деградации почв, обстоятельно рассмотрены особенности физических, химических и микробиологических факторов и процессов деградации почв, методов их оценки и возможных путей защиты почв от деградации. В отдельные главы выделены вопросы опустынивания почв и ландшафтов, влияния гидрологического фактора на деградацию почв, в том числе орошаемых черноземов. В заключительной главе рассматривается законодательные, правовые и нормативные аспекты охраны почв от разрушения и деградации.

УДК 504.3.06; 631.6.02
ББК 40.3

ISBN 5-211-04760-5 © Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 2002

Введение.

На общем фоне все обостряющейся в наше время угрозы глобального экологического кризиса очень важное место должна занимать проблема деградации и охраны почв. Важность этой проблемы определяется тем, что без преодоления процесса деградации почв и сохранения почвенного покрова Земли невозможно сохранить ни растительный и животный мир, ни чистоту воды и воздуха. Невозможно сохранить нормальное функционирование биосферы, а значит, и экологическое благополучие жизни человеческого общества.

Сознавая опасность разрушения, загрязнения и общей деградации почв, Первая Всемирная конференция Организации объединенных наций по окружающей среде в 1972 г. обратила внимание на необходимость охраны почв, а Международная организация по продовольствию (ФАО) приняла в 1982 г Всемирную хартию почв, в которой призвала правительства всех стран рассматривать почвенный покров как всемирное достояние человечества.

В результате выполнения Международного научного проекта «Глобальная оценка деградации почв» в 1990 г. установлено, что процессы деградации распространены на площади около 2 млрд. гектаров. Из них на долю водной эрозии приходится 55,6% площади подверженных деградации почв, 27,9% – ветровой эрозии (деградации), 12,2% химических факторов деградации (засоление, загрязнение, истощение элементами питания), 4,2% – физического уплотнения и подтопления почв.

К этим данным, свидетельствующим о глобальном и разнообразном характере процесса деградации почв, следует добавить, что за исторический период человечество уже потеряло около 2 млрд. га некогда плодородных почв, превратив их в бесплодные бедленды (дурные земли) и антропогенные пустыни. Для сравнения вспомним, что современное мировое земледелие занимает площадь в 1,5 млрд га.

Состояние почвенного покрова России также далеко не удовлетворительно, а в ряде районов критическое. На всей территории сельскохозяйственных угодий в 190 млн. га около 70 млн га подвержены эрозии и дефляции, 73 млн га имеют повышенную кислотность, более 40 млн га в разной степени засолены, 26 млн га – переувлажнены и заболочены, 12 млн га засорены камнями, 7 млн га заросли кустарниками и мелколесьем, около 5 млн га загрязнены радионуклидами, более 1 млн га подвержены опустыниванию. Государственная программа «Повышение плодородия почв в России» не выполняется, необходимого закона об охране почв в России до настоящего времени нет, а процесс деградации почв развивается все ускоряющимся темпом.

В финансовом обеспечении природоохранных мероприятий существует явное непонимание и недооценка важности охраны почв. Из всего объема природоохранных инвестиций в 2000 г. на охрану водных ресурсов и атмосферного воздуха было направлено 77,1% средств, а на охрану и рациональное использование земель (почв) – всего 11,3 %.

В сложившейся ситуации особую актуальность приобретают не только законодательно-правовые и организационные меры по борьбе с эрозией и деградацией почв, но и фундаментальные научные исследования, направленные на познания разнообразия процессов деградации почв, выявление причин их возникновения и развития, а также на поиск оптимальных методов защиты почв от деградации. Этим вопросам и посвящена настоящая монография. В ней дан анализ современного состояния почв и земельных ресурсов Российской Федерации, систематизированы сведения о разнообразии факторов и видов деградации почв, обстоятельно рассмотрены особенности физических, химических и микробиологических факторов и процессов деградации почв, методов их оценки и возможных путей защиты почв от деградации. В отдельные главы выделены вопросы опустынивания почв и ландшафтов, влияния гидрологического фактора на деградацию почв, в том числе

орошаемых черноземов. В заключительной главе рассматриваются законодательные, правовые и нормативные аспекты охраны почв от разрушения и деградации.

Монография представляет первый опыт разностороннего анализа деградации почв – одной из самых серьезных экологических проблем нашего времени.

Коллектив авторов выражает благодарность за помощь в издании монографии сотрудникам института Почвоведения МГУ-РАН и факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова Матекиной Н.П., Мартыненко И.А., Быковой Е.П.

Краткое «Введение» в представляемую монографию хочется закончить словами всемирно известного эколога – Жана Пьера Дорста:

«Почва – наш самый драгоценный капитал. Жизнь и благополучие всего комплекса наземных биоценозов естественных и искусственных, зависит, в конечном счете, от тонкого слоя, образующего самый верхний покров Земли».

Глава 1.
ПОЧВЫ И ЗЕМЕЛЬНЫЕ РЕСУРСЫ РОССИИ

Занимая обширную территорию Восточной Европы и всю Северную Азию, Россия располагает огромным земельным фондом в 1709.8 млн га. После распада СССР, Россия остается самой крупной страной по своей площади (Канада занимает 997.1, Китай – 959.7, США – 939.4 млн га). На одного жителя России приходится 11.54 га земли, это 3-е место в Мире после Австралии (43.25 га) и Канады (33.92 га). Наиболее низкий этот показатель в Японии – 0.30 га , Великобритании – 0.42 га и в Китае – 0.79 га (Табл. 1)

Имея огромную площадь земельных ресурсов Россия в тоже время имеет низкую сельскохозяйственную освоенность территории (менее 20 %, включая пашни и пастбища). Это обусловлено тем, что половина территории Российской Федерации расположена в районах Крайнего Севера и приравненных к нему местностей с неблагоприятными природно-климатическими условиями и низким естественным плодородием почв. Более 1/3 территории страны занято горными системами, где формируются маломощные, щебнистые, эрозионноопасные почвы. Вечная мерзлота занимает половину территории страны, короткий вегетационный период, недостаток тепла и влаги, весенне-осенние заморозки, часто повторяющиеся засухи и суховеи в летний период являются основной причиной того, что большая часть территории России не пригодна для выращивания сельскохозяйственных культур или находится в зоне рискованного земледелия.

Неблагоприятные биоклиматические условия большей части территории России приводят к тому, что в составе освоенных земель пашня составляет около 7%, причем более половины ее сосредоточено на черноземах. В ряде других развитых стран сельскохозяйственные угодья занимают несравненно большую долю: в США – до 47 %, в Англии – до

71 %, во Франции – 55 % территории. В соответствии с этим в России на одного человека приходится 0.87 га пахотных земель, в США – 0.70, в Англии – 0.10, в Китае 0.08, в Японии – 0.03 га, наиболее высокий показатель у Канады – 1.54 га пашни на одного жителя. Неравномерная землеобеспеченность населения разных стран является предпосылкой для международного разделения труда в сельском хозяйстве. В то же время различная землеобеспеченность по пашне – это показатель, по которому можно судить о суровости климатических условий, низкой водообеспеченности населения, высокой доле горных территорий в пределах отдельных стран.

Обращает на себя внимание различие в плодородии почв разных стран, которое связано отчасти с биоклиматическими условиями, определяющими естественное плодородие почв, но в большей степени с уровнем агротехники. В таблице 1 показано, что плодородие почв выраженное через урожайность зерновых и землеемкость производства зерна минимально для почв России.

1.1. Структура земельного фонда России по категориям земель

Земельный фонд России распределен по категориям землепользования. Каждая категория земель имеет определенное предназначение, формировались они постепенно, в связи с развитием земельных отношений в СССР и в последствии в Российской федерации. Предназначение категорий земель связано с их специализацией или целевым назначением и принадлежностью определенным федеральным органам (Табл. 1.1)

- Земли лесного фонда. Площадь земель лесного фонда (территории, покрытые лесной растительностью и не покрытые, но предназначенные для лесовосстановления) по данным Госкомзема России, на 1 января 1999 г. составляла 1046.0 млн га и включала лесные (774.8 млн га) и нелесные

Таблица 1.

Использование земельных ресурсов по группе стран мира (оценка 1995 г.). (Лойко, 2000)

Страны	Население (млн чел.)	Территория (млн га)	Пахотные земли (млн га)	На одного жителя		Урожайность пшеницы (ц/га)	Землемкость производства зерна (га/тонну)	Плотность населения (чел./кв.км)
				Территория (га)	Пахотные Земли (га)			
Бразилия	159.0	851.2	53.5	5.35	0.34		0.40	19
Великобритания	58.3	24.5	5.9	0.42	0.10		0.16	238
Германия	81.6	35.7	11.8	0.44	0.14		0.16	229
Индия	929.0	328.8	166.1	0.35	0.18	24.9	0.47	283
Канада	29.4	997.1	45.4	33.92	1.54	24.1	0.37	3
Китай	1220.2	959.7	92.0	0.79	0.08	37.6	0.21	127
Россия	148.1	1709.8	128.9	11.54	0.87	14.0	0.86	9
США	267.1	936.4	185.7	3.51	0.70	24.4	0.22	29
Франция	58.1	55.2	18.3	0.95	0.32		0.16	105
Япония	125.1	37.8	4.0	0.30	0.03		0.17	331

(271.2 млн га) земли. На начало 2000 г. площадь земель лесного фонда составила почти 1060.0 млн га вследствие перевода земель других категорий землепользования.

Таблица 1.1.

Распределение земельного фонда Российской Федерации по категориям на 1 января 1999 г., %

Категории земель	%
Земли сельскохозяйственного назначения	26.6
Земли промышленности, транспорта, связи, радиовещания, телевидения, информатики, космического обеспечения, энергетики, оборонного и иного назначения	1
Земли населенных пунктов	1.2
Земли особо охраняемых территорий	1.9
Земли водного фонда	1.2
Земли лесного фонда	61.2
Земли запаса	6.9

По обеспеченности лесами Россия занимает первое место в мире, обладая примерно 1/5 частью мировых насаждений и запасов древесины, а в отношении бореальных и умеренных лесов является практически монополистом, обладая 2/3 мирового запаса (Использование и охрана природных ресурсов в России, ежемесячный бюллетень, 2001, № 1 – 2).

Леса являются не только мощной сырьевой базой лесной и лесоперерабатывающей промышленности, но и играют важную экологическую роль. Они регулируют и очищают водные стоки, предотвращают эрозию, сохраняют плодородие почв, оберегают биоразнообразие, генофонд флоры и фауны, обогащают атмосферу кислородом, предохраняют воздушный бассейн и водную среду от загрязнения, в значительной степени формируют климат не только России, но и планеты в целом.

Лесные экосистемы являются уникальными поставщиками дикорастущих плодов, ягод, орехов, грибов, ценных лекарственных растений. Это лучшие охотничьи угодья и места рекреации. Неумеренная вырубка лесов, а также лесные пожары в бассейнах великих рек России – Оби, Енисея, Лены, Урала, Амура, Селенги и их притоков снижают площади лесов и создают условия для усиления эрозионных процессов и, как

следствие, приводят к катастрофическим паводкам. Бурные потоки воды во время длительного половодья разрушают прирусловую, а иногда и центральную часть поймы, занятую наиболее плодородными почвами и высоко продуктивными лугами. Во время больших паводков на поверхности пойменных почв откладываются аллювильные осадки мощностью 2-10 см, препятствующие прорастанию многих ценных луговых трав.

Лесные почвы тундры, лесотундры и тайги в наибольшей степени уязвимы и нарушены крупномасштабным промышленным освоением Крайнего Севера, Западной и Восточной Сибири. Почвенный покров разрушается транспортными средствами при проведении геологоразведочных, поисковых работ, при добыче полезных ископаемых и прокладке трубопроводов. В результате промышленного развития Севера и отвода земель под промышленные объекты резко сократились площади оленьих пастбищ.

Земли населенных пунктов – территории, находящиеся в пределах границ населенных пунктов, а также земли, переданные в ведение администраций. В ведении городских администраций находится 7.7 млн га, в ведении сельских администраций – 13.3 млн га. В 1997 г. земли этой категории занимали 31.2 млн га, однако в 1988 г. 17 млн га были переведены в земли лесного фонда. Почвы городских и сельских населенных пунктов испытывают наибольшую антропогенную нагрузку. На первом месте находится загрязнение от промышленных предприятий и

автомобильного транспорта. Загрязнение почв тяжелыми металлами, диоксинами, фторидами наблюдается во многих городах и пригородах России.

Одним из источников загрязнения пригородных почв продолжают оставаться полигоны складирования твердых бытовых отходов (ТБО). Органами Госкомэкологии в 1998 г. выявлено более 15 тысяч несанкционированных свалок. Общая площадь, занятая размещением отходов, равна 240 тыс. га.

Загрязнение почв вдоль городских дорог, автомагистралей вокруг Москвы достигло такого уровня, когда началось усыхание и гибель зеленых пригородных насаждений. Захламленность, замусоренность почв пригородных территорий с каждым годом возрастает.

К числу наиболее опасных явлений можно отнести подтопление, в результате которого происходит не только разрушение городских коммуникаций, подвалов домов, зданий и сооружений, но и деградация почв.

Важной особенностью состояния почв городских мегаполисов является щелочная реакция среды большинства урбаноземов (Почва, город, экология, 1997), в то врем как в естественных биогеоценозах реакция среды поверхностных горизонтов кислая. Это значительно меняет биогеохимические особенности поведения и миграции многих химических элементов в городских почвах по сравнению с их естественными аналогами. Одновременно с этим сокращается видовое разнообразие комплекса микроорганизмов.

- Земли запаса – земли, не предоставляемые юридическим и физическим лицам в собственное владение, пользование или аренду.

Земли запаса в настоящее время занимают 114.4 млн га. На начало 1990 г. они занимали 118.5 млн га; наблюдается явное сокращение площади. Структура угодий в категории земель запаса постоянно меняется. В составе земель этой категории преобладают пески, лишенные

растительности, каменистые и щебнистые поверхности, овраги, болота, солончаки, нарушенные земли и др.

- Земли водного фонда – территории, занятые водоемами, ледниками, болотами (за исключением тундровой и лесотундровой зон), гидротехническими и другими водохозяйственными сооружениями, а также земли, выделяемые под полосы отвода водоемов, магистральных каналов и коллекторов.

Под поверхностными водными объектами и болотами занято 211.1 млн га земель (12.4 % площади территории страны), из них на долю болот приходится 139.4 млн га, под реками, озерами, водохранилищами находится 71.7 млн га.

В связи со свертыванием работ по осушительной мелиорации площадь заболоченных земель неуклонно растет.

- Земли природоохранного значения – территории с особо охраняемыми природными объектами и комплексами, которые имеют природоохранное, научное, эстетическое, рекреационное и оздоровительное значение (на них размещены дома отдыха, пансионаты, кемпинги, туристические базы и др). Они занимают незначительную площадь – 31.7 млн га. Почвы этой категории земель испытывают наименьшую антропогенную нагрузку и могут служить эталонными образцами для сравнения с антропогенно измененными аналогами.

Отрадно отметить, что площадь земель природоохранного, природно-заповедного, оздоровительного, рекреационного и историко-культурного назначения за последние 10 лет увеличилась на 15 млн га. Это способствует улучшению общей экологической обстановки в России.

В эту категорию земель входят почвы водоохранных зон. Именно эти почвы вдоль рек нередко подвергаются распашке, что приводит к их эрозии. Водоохранные зоны вокруг крупных городов продолжают оставаться местами несанкционированных свалок, продолжается сведение лесной и кустарниковой растительности и отвод земель под дачное и

коттеджное строительство, не выводятся за пределы водоохранных зон животноводческие фермы и лагеря крупного рогатого скота.

- Земли промышленности, транспорта и иного назначения – территории, предоставленные предприятиям, различным объединениям и организациям для осуществления возложенных на них специальных задач (промышленного производства, транспорта, связи, радиовещания, телевидения, космического и оборонного значения и др.).

К началу 2000 г. площадь земель для этих целей составляла 17.4 млн га. Наибольшие нарушения почвенного покрова этой категории земель происходят в результате добычи полезных ископаемых (605 тыс. га) и торфоразработках (276.5 тыс. га).

Только в Кемеровской области (Кузнецкий угольный бассейн) нарушено более 100 тыс. га плодородных почв, рекультивировано всего лишь 20 тыс. га. В районе Курской магнитной аномалии потеряно более тысячи га знаменитого русского чернозема. Большие площади почвенного покрова нарушены в Красноярском крае (Канско-Ачинский топливно-энергетический комплекс).

Восстановление нарушенных земель (рекультивация) в России проводится в малых объемах. А между тем опыт Украины, Германии, Польши, Чехии, США показывает, что на рекультивируемых землях можно получать достаточно хорошие урожаи. Так, в Днепропетровской области Украины урожаи на таких землях в среднем за 10 лет составили: озимой пшеницы – 34.5 ц/га, кукуруза на зерно – 38.2 ц/га, сено многолетних трав – 42.0 ц/га. В Германии с 1 га рекультивируемых земель получают 60 ц зерна, 530 ц сахарной свеклы, 500 ц зеленой массы трав.

В нашей стране имеется опыт освоения выработанных торфяников. Например, во Владимирской области на выработанных торфяниках получали в среднем картофеля – 250 ц/га, сена многолетних трав – 20–25 ц/га, зерновых – 15-30 ц/га.

- Земли сельскохозяйственного назначения. На начало 2000 г. площадь этих земель составила около 440 млн. га. Это земли, которые используются сельскохозяйственными предприятиями, организациями и гражданами, занимающимися производством товарной сельскохозяйственной продукции. Общая площадь земель, используемых для производства сельскохозяйственной продукции, по оценкам Минсельхоза России, составляет свыше 640 млн. га. Сюда входят земли и из других категорий, в том числе и земли оленьих пастбищ (282 млн. га.).

Сельскохозяйственные угодья в этой категории земель составляют 190.3 млн. га. Всего же сельскохозяйственные угодья по всем учетным категориям земель занимают 221.4 млн га (13 % от земельного фонда России).

Следует отметить, что за последние годы площади сельхозугодий в Российской Федерации неуклонно снижались. Так в 1970 г. эта площадь составила 222 млн га, в 1980 – 218 млн га, в 1990 – 213.8, а в 2000 – лишь 190 млн га. Сокращение площадей сельхозугодий обусловлено многими причинам: переводом сельскохозяйственных земель в категорию запаса и фонд перераспределения, передача земель в ведение сельских населенных пунктов и перевод пашни в залежь. На этом фоне наблюдается резкое сокращение площади пашни (с 131.8 млн га в 1990 г. до 116.1 млн га – в 2000 г.). За десятилетний период заброшено около 15 млн. га пашни!

В бедственном положении оказались осушаемые и орошаемые почвы. На объектах осушения многие системы находятся в неудовлетворительном состоянии, что приводит к вторичному переувлажнению и заболачиванию почв. Дорогостоящие оросительные системы (“Кубань”, “Днепр”, Фрегат” и др.) на многих орошаемых угодьях не работают, сломаны и выброшены на обочины полей. Между тем, на территории южных районов России, где сельскохозяйственные культуры недостаточно обеспечены водой, орошение является составной частью агротехнических мероприятий, а овощные культуры почти повсеместно требуют полива.

В недостаточных объемах проводится рассоление засоленных почв и химическая мелиорация солонцов.

С севера на юг страны основные деградационные процессы на сельхозугодьях имеют региональную специфику: от деградации оленьих пастбищ на севере, эрозии, дегумификации в центральной полосе России до опустынивания на юге. В результате крупномасштабного промышленного освоения территории Севера почти повсеместно наблюдается сокращение и загрязнение оленьих пастбищ. Площадь средне- и сильнодеградированных оленьих пастбищ составляет более 60 % от их площади.

В центральных районах России ежегодный вынос плодородной почвы вследствие ветровой эрозии составляет 0.37 т с гектара.

На юге – в республике Калмыкия, Дагестане (Кизлярские пастбища), в Поволжье, Астраханской области в течение последних десятилетий усилилась интенсивность процессов опустынивания.

Естественные кормовые угодья (сенокосы и пастбища) во многих регионах России зарастают кустарниками и мелколесьем, что связано с резким сокращением поголовья скота и нерегулярным сенокошением.

Интенсивной деградации подвергнуты почвы сельхозугодий Чеченской республики вследствие военных действий (окопы, траншеи, воронки от взрывов снарядов, колеи проходов военной техники загрязнение нефтью и нефтепродуктами и др.).

Анализ состояния сельскохозяйственных угодий и пашни, используемых сельскохозяйственными предприятиями, организациями и гражданами показывает, что их площади сокращаются как вследствие перевода в другие категории, так и нерационального использования и деградации.

1.2. Земельная реформа в России 1990-2000 г.г.

Земельной реформе начала 90-х годов прошлого века предшествовал ряд законодательных актов, которые декларировали многообразие форм собственности на землю, в том числе и частную. Было начато трансформирование колхозов и совхозов акционерные общества, наделение работников этих предприятий земельными долями. В это же время начинают формироваться фермерские хозяйства. Для этих целей был сформирован специальный фонд перераспределения земель (более 32 млн га). Однако следует отметить, что земельная реформа, которая проводится в течение последних десяти лет, не улучшила состояния почв, наоборот, плодородие почв существенно снизилось, что отразилось резким падением урожайности основных сельскохозяйственных культур (табл. 1.2.1.).

Таблица 1.2.1.

Урожайность сельскохозяйственных культур (ц/га).

Культуры	1990	1998	1999	1999 в % к 1990
Зерновые	18.5	9.4	11.7	63.2
Сахарная свекла (фабричн.)	221	133	169	76.4
Подсолнечник	12.5	7.2	7.4	59.2
Овощи	154	133	142	92.2
Картофель	99	96	96	96.7
Кормовые корнеплоды	245	190	183	74.6

Существенное снижение урожайности основных сельскохозяйственных культур связано с недопоставками средств химизации и проведения работ по повышению плодородия почв (табл. 1.2.2.), резким сокращением внесения органических и минеральных удобрений. Можно констатировать, что к настоящему времени в почвенном покрове пашни России установился отрицательный баланс элементов питания (табл. 1.2.2.). Это свидетельствует о процессе

истощения почв. Истощительное землепользование и привело к снижению урожайности зерновых культур до такой степени, когда можно говорить об угрозе продовольственной безопасности страны.

Таблица 1.2.2.

Поставки средств химизации и проведение работ по повышению плодородия почв Национальный доклад «О состоянии плодородия земель сельскохозяйственного назначения ...», 2000 г.

	1986-90гг. в среднем за год	1995	1998	1999
Поставки				
- минеральных удобрений, млн. т д.в.	12,8	1,5	1,1	1,2
- известковых материалов, млн. т	40	6	1,8	2,2
- торфа на удобрение, млн. т	92,0	13,6	1,5	0.7
Внесение органических удобрений, млн. т	436	127	72,1	69,1
Химическая мелиорация, млн. га				
- известкование	5,4	0,9	0,34	0,37
- фосфоритование	1,9	0,2	0,34	0,063
- гипсование	0,2	0,03	0,026	0,003
- мелиоративная обработка солонцов	0,3	-	0,0005	0,012
Комплексное агрохимическое окультуривание полей (КАХОП), млн. га	2,0	-	-	-

Таблица 1.2.3.

Баланс питательных веществ на пахотных землях России, кг/га посева.

№		1986 - 1990 гг.	1996 – 1999 гг.
1.	Внесено с удобрениями:	147	13
	- минеральными	100	5
	- органическими	47	73
2.	Вынос, всего	128	73
	- урожаем	103	45
	- сорняками	25	28
3.	Баланс (+, -)	15	- 60
4.	Коэффициент возврата, %	15	- 82

Таблица 1.2.4.

Динамика урожайности зерновых и применения минеральных удобрений

Национальный доклад «О состоянии плодородия земель сельскохозяйственного назначения ...», 2000 г.

Годы	Урожайность зерновых, ц/га			Внесение минеральных удобрений под зерновые, кг д.в./га		
	Российская Федерация	Республика Татарстан	Нижегородская область	Российская Федерация	Республика Татарстан	Нижегородская область
1976-1980	13,8	13,0	11,9	44	32	113
1981-1985	13,0	14,7	12,9	57	51	133
1986-1990	15,9	14,6	14,8	85	98	153
1991-1995	14,8	19,2	15,3	28	120	55
1996-1997	14,7	30,6	17,0	18	104	34

Вместе с тем в отдельных регионах России, где сельскому хозяйству выделяются бюджетные средства и льготные кредиты на приобретение удобрений, техники, средств защиты растений, проводится известкование и вносятся органические удобрения, плодородие почв повышается. К такому региону можно отнести Республику Татарстан, где благодаря повышению плодородия почв устойчиво растет урожайность сельскохозяйственных культур. Так, например, по зерновым культурам урожайность в Республике Татарстан в 1986-1970 гг. была на уровне 14,6 ц/га, в 1991-1995 - 19,2, а в 1996-1997 гг. - 30,6 ц/га. (табл. 1.2.4.). В соседней же Нижегородской области, сходной по своим почвенно-климатическим условиям, где меньше уделяется внимания повышению плодородия почв, урожайность зерновых культур в два раза ниже, чем в Республике Татарстан.

Таблица 1.2.4.

Динамика урожайности зерновых и применения минеральных удобрений

Национальный доклад «О состоянии плодородия земель сельскохозяйственного назначения ...», 2000 г.

Годы	Урожайность зерновых, ц/га			Внесение минеральных удобрений под зерновые, кг д.в./га		
	Российская Федерация	Республика Татарстан	Нижегородская область	Российская Федерация	Республика Татарстан	Нижегородская область
1976-1980	13,8	13,0	11,9	44	32	113
1981-1985	13,0	14,7	12,9	57	51	133
1986-1990	15,9	14,6	14,8	85	98	153
1991-1995	14,8	19,2	15,3	28	120	55
1996-1997	14,7	30,6	17,0	18	104	34

Таким образом, проводимая в стране земельная реформа оказала негативное влияние на повышение плодородия почв в большинстве регионов. В то же время одним из важных моментов земельной реформы можно считать то обстоятельство, что на 1 января 2000 г. в России насчитывалось более 12 млн. собственников земельных долей, в собственности которых находилось около 120 млн. га земли. В настоящее время, благодаря земельной реформе, почти каждая семья в России имеет земельный участок, на большинстве из них плодородие почв повышается.

1.3. Особенности почвенного покрова России

Почвенный покров земельного фонда России очень разнообразен. Он включает 180 типов почв, объединяющих 600 подтипов и несколько тысяч видов и разновидностей почв (Классификация,1977). Почти половину площади России занимают различные почвы северных районов: тундрово-глеевые (7,7%), глееподзолистые и подзолистые (12,2 %) , болотно-

подзолистые и болотные (7,0%), мерзлотно-таежные (9,3%), дерново-подзолистые и бурые лесные (11,3%). Несравненно меньшую площадь занимают лесостепные и степные почвы - всего 9,4 %; серые лесные - 2,3%; черноземы - 6,3%; каштановые - 1,07%; пустынные и полупустынные почвы занимают 2,7 %, в том числе бурые -1,5 %, солонцы, солонцовые комплексы и солончаки - 1,2 %; на долю горных почв разных природных зон приходится около 33 % территории России, причем преобладают в них почвы с холодным тепловым режимом.

На почвенной карте Российской Федерации, составленной сотрудниками Почвенного института им. В.В. Докучаева в 1988 г. масштаба 1:2.5 млн., выделено 313 генетических разностей (в легенде карты – 288).

Наибольшую площадь занимают почвы тайги и хвойно-широколиственных лесов – 799425.4 тыс. га (48.5 %), из них почвы равнин составляют 451113.4 тыс. га (27.5%), почвы горных территорий в этой зоне занимают 348312.0 тыс. га или 21% (табл. 1.3.1). Значительную площадь России занимают почвы тундр – 205975.3 тыс. га или 12.6%, причем 63832.3 тыс. га (3.9%) приходится на горные почвы.

Почвы широколиственных лесов и лесостепи развиты на 60080.4 тыс. га (4.9%), в том числе 1.45% приходится на долю горных почв.

В степной зоне на равнине формируются самые плодородные почвы и они занимают 108158.9 тыс. га (6.9%), здесь горные почвы составляют 0.2%

Почвы сухих степей и полупустынь составляют 2 %, почвы субтропиков – 0.05%.

Болотные почвы наиболее широко распространены в зоне тайги и хвойно-широколиственных лесов и занимают около 12% территории России. Пойменные и маршевые почвы распространены на 75502.4 тыс. га, что составляет 4.8% территории.

Таблица 1.3.1.
Площади почв по природным зонам России (Симакова М.С. и др., 1996)

Природные зоны	Площадь почв равнин, тыс. га	%	Площадь горных почв, тыс. га	%
Почвы тундр	142143.0	8.7	63832.3	3.9
Почвы тайги и хвойно-широколиственных лесов	451113.4	27.5	348312.0	21.0
Почвы широколиственных лесов и лесостепей	56231.9	3.4	23849.0	1.5
Почвы степей	107596.6	6.6	4145.7	0.2
Комплексы степей	562.3	0.03	-	-
Почвы сухих степей и полупустынь	20579.5	1.3	2660.5	0.1
Комплексы сухих степей и полупустынь	9031.5	0.6	-	-
Почвы субтропиков	129.9	0.008	640	0.04
Гидроморфные почвы	191891.8	11.7	21301.8	1.3
Засоленные и солонцеватые почвы	13807.5	0.8	-	-
Пойменные и маршевые почвы	75502.4	4.6	1896.2	0.10
Горные почвы, не имеющие аналогов на равнинах			64811.0	4.0
Непочвенные образования, каменистые россыпи и выходы скальных пород	6560.9	0.4	37938.4	2.3
Общая площадь почв	1075150.7	65.6	564723.4	34.4

Подсчеты площадей почв по экономическим районам России (табл. 1.3.2.) показали, что в Восточно-Сибирском и Дальневосточном районах значительные площади заняты горными почвами. В связи с введением нового административного деления территории России на Федеративные округа, следует обратить внимание на особенности распределения почв в этих округах. Обращает на себя внимание, что большую часть территории России составляют Сибирский (30.5 %) и Дальневосточный (35.8%) округа, что в сумме составляет более 66% площади. Близки по площади

территории Северо-Западного (9.8 %) и Уральского (10.3 %) округов, несколько меньше площадь Приволжского (6.2 %) округа. Однако самые населенные и наиболее развитые округа в сельскохозяйственном отношении имеют наименьшую площадь – Центральный (3.9 %) и Южный (3.5 %).

Табл. 1.3.2.

Площади почв по экономическим районам России (тыс га)

(Симакова М.С. и др., 1996)

Экономический район	Общая площадь экономических районов и России	Общая площадь почв по экономическим районам и России в целом	В том числе		
			Почвы равнин	Почвы гор	Вода
Северный	147502,8	138972,1	136815,4	2156,7	8530,7
Северо-Западный	21029,5	19018,9	19018,9	0	2010,6
Центральный	4843,3	47300,6	47300,6	0	1137,7
Волго-Вятский	26283,0	25920,3	25920,3	0	362,7
Центрально-Черноземный	16785,6	16614,6	16614,6	0	171,0
Поволжский	53765,7	51360,6	51360,6	0	2405,1
Северо-Кавказский	35356,6	34317,5	27391,1	6926,4	1039,1
Уральский	82325,9	80723,2	70012,2	10711,0	1602,7
Западно-Сибирский	245550,0	224910,6	207464,4	17446,2	20639,4
Восточно-Сибирский	415533,2	40172,1	166250,3	236921,8	12361,1
Дальневосточный	616932,9	597563,6	307002,3	290561,3	19369,3
Россия	1709503,5	1639874,1	1075150,7	564723,4	69629,4
%		100	65,6	34,4	

Округа Сибири и Дальнего Востока наиболее богаты разнообразием генетических типов почв. Это разнообразие обусловлено широким спектром варьирования литолого-геоморфологических и биоклиматических условий почвообразования. В Дальневосточном округе заметно преобладание подбуров (19.02) и таежных мерзлотных (и глее-мерзлотных) – 20.1 %. Далее по мере убывания присутствуют тундровые грубогумусовые (7.7 %), аллювиальные и маршевые (6.0 %). Буроземы,

подзолы иллювиально-гумусовые, буро-таежные и вулканические почвы - от 2.5 до 3.5 % территории.

Сибирский округ характеризуется преобладанием вариантов таежных почв: таежные мерзлотные (11.3 %), подбуры таежные (9.4 %), дерново-таежные (5.6 %), таежные глее мерзлотные (5.1 %). Дерново-подзолистые и почвы со вторым гумусовым горизонтом составляют 9.0 %. Все подтипы черноземов, приуроченные к югу Западной Сибири составляют 6.3 %. Это основа земельного фонда округа, используемого в сельскохозяйственном производстве.

В Уральском округе доминирует группа болотных почв (23.5 %) – болотные торфяные, болотные-перегнойно-торфяно-глеевые, болотные мерзлотные торфяные. На водораздельных пространствах доминируют глееземы таежные (12.8 %), подзолы составляют 10.3 %, а группа черноземных почв – 7.2 %.

Федеральные округа Европейской части России заметно отличаются по составу почвенного покрова, главным образом из-за различий в литолого-геоморфологических условиях территорий. Так Северо-западный округ представлен преимущественно подзолистыми почвами (подзолисто-глеевыми, собственно подзолистыми, глее-подзолистыми) - 34.8%, подзолами (иллювиально-железистые, иллювиально-гумусовые, подзолы торфянисто-глеевые иллювиально-гумусовые) – 22.2%. Дерново-подзолистые почвы занимают лишь 8.9 % территории округа, значительную долю занимают разновидности тундровых почв (тундровые глеевые, тундрово-болотные и др.) – 11.9 %.

Относительная равнинность территории и суглинистый состав почвообразующих пород обуславливают высокую интенсивность проявления глеевых процессов в почвах.

В Центральном округе минимально разнообразие генетических типов: доминируют дерновоподзолистые (56.4 %), серые лесные почвы

(12.8 %) и черноземы (29.4%). Эти почвы значительно используются в сельскохозяйственном производстве.

В Приволжском округе также велика доля дерново-подзолистых (27.6 %) и серых лесных (21.7 %) почв, но значительно возрастает процент черноземов (33.8 %) и каштановых почв (5.7 %).

В Южном округе закономерно преобладание черноземных (32.8 %) и каштановых почв (21.5 %). На засушливых территориях распространены бурые пустынно-степные (солонцеватые) почвы (9.3 %) и солонцы (5.3 %).

На три последних округа приходится основной земледельческий фонд России, в них сконцентрированы самые плодородные почвы – черноземы.

Наибольшую ценность для сельского хозяйства России представляют черноземы, каштановые, серые и бурые лесные почвы, на которых сосредоточено около 70 % сельскохозяйственных угодий и почти 80 % пашни. На этих почвах производится более 80 % продуктов питания населения России, многие виды сельскохозяйственного сырья для разных видов промышленности. Именно на этих почвах развивалась в историческом прошлом и продолжает совершенствоваться земледелие, растениеводство и животноводство. Особенно велико в этом отношении значение черноземных почв.

Черноземы – основной пахотный земельный фонд страны, составляющий 50 % от всей пашни. На черноземах производится почти 75 % валовой продукции зерновых культур и 50 % продукции животноводства. На них выращивают пшеницу твердых сортов, подсолнечник, сахарную свеклу, кукурузу на зерно, ячмень и другие ценные культуры. Это почвы высокого потенциального плодородия. Они характеризуются мощным гумусовым горизонтом, высокими запасами гумуса, азота, фосфора, калия. Черноземы целинных степей обладают рыхлым сложением, хорошей агрегированностью, высокой влагоемкостью и водопроницаемостью. Большинство черноземов имеют нейтральную или

близкую к нейтральной реакцию почвенного раствора, большую емкость поглощения, повышенную нитрификационную способность.

Однако современное состояние черноземов вызывает обеспокоенность и тревогу в связи с всевозрастающей их деградацией. Интенсивная эксплуатация плодородия черноземов в течение трех веков и особенно в 60 – 90 г.г. прошлого века без соответствующих компенсационных мероприятий привела к их сильной антропогенной деградации. (Адерихин П.Г.1964. Щербаков А.П., Васенев И.И., Козловский Ф.И. и др.1996. Щеглов Д.И., 2000, Медведев В.В. 1988, Антропогенная эволюция черноземов, 2000. Коллективная монография). Обработка почв тяжелой колесной техникой, ненормированное орошение, низкое качество, а иногда и отсутствие почвозащитных мероприятий, привели к глубокой трансформации морфологических, физических и химических свойств черноземов. Характерная зернистая структура гумусового горизонта трансформировалась в глыбистую, плотность сложения изменяется от 1.1-1,2г/см3 до 1.4 – 1.5 г/см^3. За последнее столетие в различных подтипах черноземов в условиях землепользования было минерализовано от 20 до 40 % исходных запасов гумуса. Анализ «эталонных» объектов и массовых аналитических данных выявил 2-2.5% потери гумуса за последние 30-40 лет (Антропогенная эволюция черноземов, 2000г)

Близкие по свойствам и плодородию к черноземам - серые и темно-серые лесные почвы также обладают благоприятными свойствами для выращивания озимых и яровых зерновых, кукурузы, сахарной свеклы картофеля и других культур. Чрезмерная распашка серых лесных почв (более 75%) привела к их деградации. Поскольку серые лесные почвы формируются на довольно рыхлых лессовидных почвообразующих породах, они легко разрушаются водными потоками. В результате водной эрозии в зоне распространения серых лесных почв образуются овраги

глубиной 15-20 м, шириной 10-15 м, длиной от сотен метров до нескольких километров.

Каштановые почвы потенциально плодородны. На них выращивают твердые сорта пшеницы, кукурузу, подсолнечник, бахчевые, виноград, плодовые и другие культуры. Легкие каштановые почвы сильно подвержены ветровой эрозии. Комплексы каштановых почв с солончаками и солонцами склонны к засолению и осолонцеванию.

Большую ценность с хозяйственной и особенно экологической точек зрения представляют и северные – подзолистые, дерново-подзолистые и близкие к ним по свойствам другие типы почв, на которых растут и производят огромную и разнообразную биологическую продукцию хвойные и лиственные леса. Кислые малогумусные подзолистые почвы высоко плодородны по отношению к лесной растительности, которая не произрастает на богатых гумусом черноземах.

Значительная часть подзолистых, дерново-подзолистых, дерново-глеевых, болотно-подзолистых и торфяных почв вокруг городов (дачные участки) и в сельской местности (огороды) окультурены и превращены в высокопродуктивные огородные почвы. Эти почвы имеют высокое содержание гумуса, слабокислую или нейтральную реакцию среды, высокую обеспеченность элементами питания, агрономически ценную структуру. По всем показателям огородные почвы удовлетворяют требованиям большинства сельскохозяйственных растений. Однако, как отмечает Н.Ф. Ганжара (2001), повышение плодородия всех пахотных почв таежно-лесной зоны до уровня огородных может привести к нежелательным последствиям - нитратному загрязнению почв, грунтовых вод и растениеводческой продукции.

Настоящей жемчужиной нечерноземной полосы России являются своеобразные темноцветные высоко плодородные почвы опольных ландшафтов, генезис которых еще недостаточно изучен, а их классификационное положение вызывает острую дискуссию. Эти почвы

требуют особо бережного отношения в связи с их расположением на повышенных элементах рельефа. В настоящее время они в большинстве регионов страны защищены от эрозии лесополосами и лесопосадками вокруг оврагов, но все же имеются очаги деградации этих ценных почв.

Для залесенных и заболоченных территорий лесной зоны большое значение имеют почвы речных пойм долин рек России: Северной Двины, Онеги, Печоры, Оби, Енисея, Лены, Урала, Амура и их притоков. Значительные площади пойменных земель сосредоточены в Сибири. В бассейнах Оби-Иртыша - 9,1 млн. га, Енисея - 2 млн.га, Лены и Амура - 5,7 млн. га. По подсчетам сибирского исследователя пойменных лугов Л.Н. Номоконова (1959) только в пойме р. Оби имеется 4 млн. га заливных пойменных лугов с годовым запасом сена 8 млн. т, что позволяет содержать в этом регионе 1.5 млн. голов крупного рогатого скота.

Почвы пойм рек – это не только природные кормовая база для животноводства, но и благоприятный объект для развития овощеводства.

Вместе с тем, именно почвы пойм в наибольшей степени пострадали от антропогенного вмешательства. По разным источникам, в Российской Федерации при строительстве ГЭС было затоплено от 7 до 10 млн. га угодий. Только на р. Волге при создании каскада ГЭС под водой оказалось около 2 млн. га пойменных земель. Миллионы гектаров пойменных лугов долин рек Волги, Камы, Оби, Енисея подтоплены, заболочены выше плотин ГЭС и осуходолены в нижнем бьефе.

Под влиянием затопления в глубоководных местах из почв вымываются биогенные, органические и минеральные вещества, разрушаются верхние гумусовые горизонты и перекрываются донными наносами (10 – 15 см). В затопленных почвах возрастает плотность и снижается пористость.

Исследования почв ложа водохранилищ Сибири (Серышев, 1992) показали, что в этих почвах снижается содержание кальция, натрия, фосфора и возрастает – железа и алюминия.

Неумеренная распашка пойменных почв под овощные культуры привела в ряде случаев к их деградации: уплотнению, обесструктуриванию, слитизации, дегумификации, сработке торфяных горизонтов и, как следствие, к снижению их плодородия.

В нефтедобывающих районах Севера и Сибири в результате аварий на нефтепроводах происходит загрязнение пойменных почв нефтью и нефтепродуктами.

Так, например, в результате одной из крупных аварий в октябре-ноябре 1994 г. на трубопроводе «Возей - главные сооружения» в Республике Коми по разным данным в поймы рек вылилось от 14 до 350 тысяч тонн нефти.

Занимающие большие площади тундровые, в различной степени оглеенные почвы, также являются важной и необходимой частью природных ресурсов Крайнего Севера России. Они служат основой кормовой базы оленеводства, очагового огородного земледелия вблизи городов и промышленных центров. Тундровые почвы отличаются очень слабой устойчивостью против эрозии, уплотнения, заболачивания и других видов деградации, поэтому требуют особенно бережного отношения.

Северные территории с постоянно мерзлыми грунтами требуют разработки совершенно особых мер по охране почв, поскольку эти почвы не только легко разрушаются, но и потому, что их разрушение сопровождается резким ухудшением всего комплекса природных условий северных ландшафтов.

1.4. Оценка уровня деградации почв России

Вопросы деградации почв России неоднократно обсуждались на конференциях, совещаниях, съездах.

Выступая на открытии III съезда общества почвоведов при РАН в июле 2000 г. в г. Суздале, академик РАСХН А.Н. Каштанов отметил, что

деградация почв достигла угрожающих размеров. Он привел следующие данные о состоянии почв России:[1]

- 70 млн га подвержены эрозии и дефляции;
- 73 млн га имеют повышенную кислотность;
- 40 млн га засолены в разной степени;
- 26 млн га переувлажнены и заболочены;
- 12 млн га засорены камнями;
- 7 млн га засорены кустарниками и мелколесьем;
- около 5 млн га загрязнены радионуклидами;
- более 1 млн га подвержены опустыниванию.

Кроме того, следует отметить, что к настоящему времени:

- 56 млн. га пашни страны характеризуются низким содержанием гумуса;
- 28 млн. га – низким содержанием фосфора;
- 12 млн. га – низким содержанием калия;
- 2 млн. га земель нарушено в результате добычи полезных ископаемых и торфа;
- 62 тыс. га занято шламонакопителями и хвостохранилищами;
- 67 тыс. га занято санкционированными и несанкционированными свалками;
- 240 тыс. га занято под размещение отходов;
- 16 тыс. га захламлено в населенных пунктах;
- 15 млн. га пашни не используются в сельскохозяйственном производстве (залежь);
- 1.7 млн. га занимают овраги;
- 6.8 млн. га почвенно-растительного покрова пойм речных долин затоплено водами водохранилищ;
- 6.3 млн. га – незакрепленные пески;
- 180 тыс. га земель подвергнуты консервации вследствие их деградации;

Большие площади пахотных почв (40 %) и пастбищ переуплотнены. Применение тяжелой техники на пашне (тракторы Т-150К, К-701) привело к увеличению плотности сложения до 1.5 – 1.8 г/см^3 (порог критической плотности – для черноземов 1.3 – 1.4 г/см^3, для дерново-подзолистых почв 1.5 – 1.6 г/см^3).

[1] А.Н. Каштанов «Концепция устойчивого развития земледелия в России в XXI веке», ж. Почвоведение, № 3, 2001 г., с. 263 – 265.

Переуплотнение почв ведет к уменьшению эффективности удобрений (более чем на 40 %),снижению урожайности (на 25 – 50 %) и повышению расходов горючего на 15 % (Н. Комов, 1995).

Не меньшую опасность, чем переуплотнение почв, представляют процессы их загрязнения. Они даже более опасны, так как менее очевидны и уже поэтому более трудно устранимы. Их обнаружение и предотвращение требует организации особой службы систематического и специализированного контроля. В последние годы возрастает загрязнение и отравление почв отходами промышленности и транспорта через воздух и сточные воды, в которых обычно содержатся сульфиды металлов, окислы углерода, серы и азота, сероводород и аммиак, фтор, медь, ртуть, никель, кобальт, свинец, мышьяк и др. Повышенное содержание в атмосфере многих районов мира окислов серы, азота и углерода обусловливает повышенную кислотность атмосферных осадков в этих районах, а через них и повышенную кислотность почв. Все большую тревогу вызывает опасность загрязнения почв токсичными для многих жизненных процессов тяжелыми металлами, в первую очередь свинцом, ртутью, кадмием.

Отнюдь не безвредно для здоровья людей загрязнение почв некоторыми углеводородами (бензпирен и др.), многими радиоизотопами.

Все большее значение в загрязнении почв приобретает и неправильное использование химикатов в сельском и лесном хозяйстве. Широко известен вред бесконтрольного применения пестицидов-гербицидов, фунгицидов, дефолиантов, инсектицидов и др. При обычных способах применения лишь ничтожная часть пестицидов достигает цели. Подавляющая часть их загрязняет почву, а главное, накапливается в живых организмах, последовательно проходя по звеньям трофических цепей.

Однако к загрязнению почв ведет применение не только пестицидов, детергентов, тяжелых металлов, но даже и неправильное применение обычных минеральных удобрений. Речь идет о том, что преувеличенные

или неправильные по соотношению элементов дозы внесения удобрений, неудачные сроки их внесения в почву обусловливают не только снижение их эффективности, но снижают также качество сельскохозяйственной продукции и, не удерживаясь в почве, выносятся в речные, озерные и грунтовые воды, вызывая явления эутрофикации водоемов. Повышенное количество соединений азота в питьевых водах вызывает заболевания людей.

Особое внимание следует обратить на загрязнение почв сельскохозяйственных угодий радионуклидами. В результате Чернобыльской аварии значительному радиоактивному загрязнению цезием-137 подверглись 14 субъектов Российской Федерации (табл. 1.4.1.). Наиболее сильно загрязнены почвы сельхозугодий Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей. Радиационному загрязнению цезием-137 от аварии на Чернобыльской атомной станции подверглись и леса на площади 982.6 тыс. га. В Уральском регионе леса загрязнены стронцием-90 на площади 647.0 тыс. га.

Значительное радиационное загрязнение почв сельхозугодий стронцием-90 имеет место на Южном Урале (Челябинская, Свердловская, Курганская области), связанное с деятельностью ПО «Маяк» (табл. 1.4.2.). Общая площадь сельхозугодий, загрязненных стронцием-90 свыше 0.1 Ки/км^2, составляет 700 тыс. га, в наибольшей степени пострадали угодья Челябинской области.

Неблагоприятная ситуация наблюдается и на почвах кормовых угодий. Обширные площади пастбищ юга России в результате интенсивного и бессистемного выпаса скота превратились в опустыненные земли. Около 25% площади кормовых угодий переувлажнено и заболочено, почти 25% смыто и дефлировано, более 15% засолено, примерно 10% расположено на каменистых землях, 17% кормовых угодий (в основном пастбищ) относятся к сбитым (Л.Л. Шишов, Д.С. Булгаков, И.И. Карманов и др.,2000).

Таблица 1.4.1.

Загрязнение почв сельхозугодий цезием-137 в Российской Федерации в результате Чернобыльской катастрофы

Субъект Федерации	Загрязнено с/х угодий		В том числе по уровню загрязнения, тыс. га			
	тыс. га	к общей площади с/х угодий, %	1-5 Ки/км^2	5-15 Ки/км^2	15-40 Ки/км^2	>40 Ки/км^2
Брянская область	700,9	37,3	401,2	185,1	97,5	17,1
В том числе:						
пашня	483,0	36,5	290,3	130,5	55,0	7,2
сенокосы и пастбища	217,9	39,1	110,9	54,6	42,5	9,9
Калужская область	145,5	10,8	111,7	33,1	0,7	-
В том числе:						
пашня	94,6	9,6	74,5	21,7	0,2	-
сенокосы и пастбища	49,1	13,5	37,2	11,4	0,5	-
Тульская область	870,2	45,1	756,0	113,7	0,5	-
В том числе:						
пашня	729,9	46,9	639,9	92,6	0,4	-
сенокосы и пастбища	140,3	37,5	119,1	21,1	0,1	-
Орловская область	419,2	20,4	396,4	22,8	-	-
В том числе:						
пашня	338,1	20,3	318,8	19,3	-	-
сенокосы и пастбища	81,1	20,8	77,6	3,5	-	-
Рязанская область	497,6	20,3	486,9	10,7	-	-
В том числе:						
пашня	365,8	21,0	365,8	0,04	-	-
сенокосы и пастбища	131,8	18,4	121,1	10,7	-	-
Белгородская область	110,9	5,3	110,9	-	-	-
Воронежская область	333,7	8,3	333,7	-	-	-
Курская область	117,8	4,9	117,8	-	-	-
Ленинградская область	37,6	4,8	37,6	-	-	-
Липецкая область	234,0	12,1	234,0	-	-	-
Республика Мордовия	15,7	0,9	15,7	-	-	-
Пензенская область	47,8	1,6	47,8	-	-	-
Тамбовская область	56,6	2,1	56,6	-	-	-
Ульяновская область	16,0	0,7	16,0	-	-	-

Таким образом, в начале XX1 века в условиях экономического кризиса, в России продолжается истощительное землепользование.

Вследствие слабой государственной поддержки сельхозпроизводителей, отсутствия достаточного финансирования на мероприятия по поддержанию на должном уровне плодородия почв, бесхозяйственное отношение к землям сельскохозяйственного назначения, отсутствие службы охраны почв, в стране может наступить почвенно-экологический кризис.

Таблица 1.4.2.
Загрязнение почв сельскохозяйственных угодий стронцием-90 в результате деятельности ПО «Маяк»

Регион	Загрязнено с/х угодий		В том числе по уровню загрязнения, тыс. га		
	тыс. га	%	0,1-1,0 Ки/км^2	1,0-5,0 Ки/км^2	>5 Ки/км^2
Челябинская область	560,0	11,0	526,0	34,0	4,2
В том числе:					
пашня	380,0	12,0	346,0	34,0	4,2
сенокосы и пастбища	180,0	9,3	180,0	-	-
Свердловская область	140,0	5,4	140,0		-
В том числе:					
пашня	92,0	5,8	92,0		-
сенокосы и пастбища	48,0	4,7	48,0		-
Курганская область (пойма р. Течи)	0,38	-	-	-	-

Из истории землепользования хорошо известно, что охраной почв во многих странах мира начинали интенсивно заниматься только после того, как сельскохозяйственному производству, вследствие деградации почв, был нанесен громадный ущерб. Так, в США методы противоэрозионной обработки почв начали применяться и совершенствоваться, только после опустошительных последствий ветровой эрозии и черных бурь в 30 годы прошлого столетия, когда эрозией было повреждено до 75% пахотного фонда страны. В эти годы в США была создана Служба охраны почв.

В 90 годы XIX века в Центрально-Черноземной зоне России участились засухи и усилились процессы эрозии почв. По настойчивой

инициативе и программе В.В.Докучаева в «Каменной степи» под Воронежем был осуществлен комплекс агролесомелиоративных, гидрологических и землеустроительных мероприятий, обеспечивающих охрану почв.

В 60-е годы XX века, после распашки целинных земель в Казахстане, началось интенсивное проявление ветровой эрозии почв и участились пыльные бури. Только благодаря усилиям ученых Института зернового хозяйства (пос. Шортанды) под руководством академика А.И. Бараева с помощью противоэрозионных мероприятий удалось приостановить дальнейшее развитие эрозионных процессов.

В Монголии - стране традиционного отгонного скотоводства к 80 годам прошлого столетия были распаханы легкие каштановые почвы степей Центрального, Селенгинского и других аймаков, что привело к сильной ветровой и водной эрозии почв. Ученые Института земледелия и растениеводства (г. Дархан, Монголия) разработали ряд мероприятий по защите почв от эрозии, спасли некоторую часть пахотных земель, но значительные площади были оставлены в залежь.

Следует иметь в виду, что деградированные почвы являются опасными природными объектами, так как перестают выполнять экологически защитные функции и могут инициировать процессы общей деградации земной поверхности и изменения климатических условий.

Деградация почв приносит огромный экономический ущерб, нарушая сложившееся экологическое равновесие и ухудшая социальные условия жизни людей.

Анализ современного состояния земельных и почвенных ресурсов России показывает, что они далеко не безграничны и требуют бережного отношения к их использованию.

Глава 2

ФАКТОРЫ И ВИДЫ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ

2.1. Основные понятия и термины

Понятие «Деградация почв» до настоящего времени не имеет четкого определения, однако в него так или иначе включаются процессы ухудшения свойств почв и их качества с позиций получения первичной продуктивности. Ниже мы приводим ряд определений этого явления, которые по смысловому содержанию близки между собой.

«Деградация почв - это совокупность процессов, вызванных деятельностью человека и уменьшающих способность почв к поддержанию жизни людей» (Guidelines..., 1988).

«Деградация почв и земель представляет совокупность природных и антропогенных процессов, приводящих к изменению функции почв, количественному и качественному ухудшению их состава и свойств, снижению природно-хозяйственной значимости земель» (Методика определения размеров ущерба и деградации почв и земель, 1994).

«Деградирующими считаются те почвы, в которых устойчивые негативные процессы антропогенного или природного характера привели к снижению продуктивности или качества продукции и, соответственно, повышению затрат на восстановление уровня производства» (Система оценки степени деградации почв, 1992).

«Деградация почв определяется как процесс, снижающий на количественном и/или качественном уровне реальную и/или потенциальную способность почвы производить продукты (товары) или услуги» (GLASOD, 1979).

«Деградирующими считаются те почвы, в которых устойчивые негативные процессы антропогенного или природного характера привели к снижению продуктивности или качества продукции и, соответственно,

повышению затрат на восстановление средств производства» (Снакин и др., 1992).

Собственно почвенное определение деградации почв было дано М.И. Герасимовой и ее соавторами (2000): «Деградация почв – изменение в функционировании почвенной системы, и/или в составе и строении твердой фазы, и/или регуляторной функции почв, имеющее результатом отклонение от экологической нормы и ухудшение параметров, важных для функционирования биоты и человека»

«Под деградацией почв понимаются процессы и результаты изменения их свойств и естественных режимов, в совокупности приводящие к изменению функций почвы как элемента экологической системы и снижению почвенного плодородия» (Карманов, Булгаков, 1998).

«Деградация почв – это вызванный человеком процесс ухудшения и/или утраты свойств и качества почвы (в пределах элементарного почвенного ареала), результат которого способствует увеличению затрат различного рода ресурсов (энергетических, сырьевых, информационных и пр.) для достижения ранее получаемого количества и качества продукции и/или увеличению ограничений на дальнейшую деятельность человека». То же определение может быть применено и к понятию «деградация почвенного покрова», только речь будет идти о почвенной комбинации, а не о почве. Для деградации земель, по мнению Н.Б. Хитрова, может быть также сделано аналогичное определение (1998).

Для уровня организации почвенного покрова на уровне элементарного почвенного ареала (ЭПА) по Н.Б. Хитрову вслед за определением термина «деградация почв» можно применить следующие понятия:

- «степень деградации почвы» – сравнительный уровень выраженности деградации почвы в целом к фиксированному моменту времени;

- «скорость деградации почвы» – быстрота изменения степени деградации почвы;
- «вид деградации почвы» – группа процессов ухудшения свойств и качества почвы, имеющая одинаковые общие механизмы осуществления и спектр результатов воздействия;
- «число совмещенности» – число видов деградации почвы, диагностируемых одновременно в одной почве (в пределах одного ЭПА).

Перечисленные выше определения могут быть применены ко всему комплексу деградационных изменений в данном ЭПА, так и к конкретному виду деградации. Эти подходы могут быть распространены и на уровень структуры почвенного покрова (СПП).

Таким образом, в современном почвоведении понятие «деградация почв» или «деградация почвенного покрова» расценивается с сугубо антропоцентрических позиций, т.е. с позиций удобства и благополучия человека и окружающей его природной среды. Это – очень важный методологический аспект, поскольку для почв как сложных биокосных систем их деградация в приведенном выше понимании отнюдь не всегда является деградацией с точки зрения общей теории систем, т.е. потери элементов и упрощения структуры этой системы вплоть до исчезновения самой системы. Очевидно, что системное понятие деградации отвечает понятию деградации почв в случае таких разрушающих почву воздействий и процессов, как эрозия, дефляция, дегумификация, но не вполне соотносится с ним в случае, например, формирования солонцеватых черноземов при орошении. Возможно, в будущем почвоведы станут различать эти разные стороны понятия «деградация», но на сегодняшний день абсолютно доминирующей является энвайроменталистская точка зрения (энвайроменталистика – от слова environment -- учение об окружающей среде).

Не вполне устоявшимся является также представление о причинах деградации почв и почвенного покрова. Как правило, наиболее активно исследуются деградационные явления, связанные с деятельностью человека. Изменения, происходящие при этом, носят в основном локальный или региональный характер, территориально ограниченный тем или иным типом хозяйственной деятельности. Близкие по проявлениям деградационные процессы, но связанные с естественными изменениями факторов почвообразования (постепенными или катастрофическими), принято в настоящее время относить к такому разделу почвоведения, как эволюция почв и почвенного покрова. Вместе с тем в последние десятилетия, когда стало ясно, что антропогенные воздействия на природу Земли приводят уже к изменениям факторов почвообразования в глобальном и геологическом аспекте (например, глобальные изменения климата, изменения состава поверхностных пород и изменения рельефа на больших территориях), все чаще можно встретить в публикациях почвоведов термины «антропогенная эволюция» или «деградация почв под влиянием природных факторов». Вероятно, в скором будущем в используемом в этой области терминологическом поле должна наступить полная ясность, а на текущий момент антропогенной деградацией почв следует называть такие их вторичные изменения, обусловленные деятельностью человека, которые сопровождаются частичной или полной утратой плодородия почвенного покрова или оказываются причиной их уничтожения (Зайдельман, 1998). Частичная утрата плодородия может быть восстановлена, тогда как его полное исчезновение и особенно ликвидация почв оказываются необратимыми явлениями, приводящими, в конечном итоге, к утрате устойчивости или к гибели ландшафта. Последнее обусловлено и тем, что само существование ландшафта возможно лишь до тех пор, пока сохраняются и активно функционируют почвы. Гибель почв или потеря их плодородия

обусловливают гибель или глубокую деградацию ландшафта, т.е. деградацию его основных элементов: – растительного и животного мира, грунтовых и поверхностных вод, почвообразующих пород и т.д. Эта опасность особенно актуальна для индустриальных и агроландшафтов. Важнейшей причиной реальных деградационных изменений почв является несоответствие (неадекватность) антропогенных мероприятий их генетическим особенностям, свойствам и режимам, условиям естественного формирования ландшафтов.

Вместе с тем необходимо подчеркнуть, что деградационные изменения почв не являются детерминированными, неизбежно следующими за любым антропогенным воздействием. Реальные ситуации показывают, что утрата устойчивости почв под влиянием деятельности человека и, как следствие, их деградация, происходят только при неадекватном применении тех или иных способов воздействия на почвы. К неадекватным следует относить такие антропогенные воздействия на почвы, которые не учитывают условия их формирования. Естественные и вторичные процессы вызывают опасные деградационные изменения. Из этого следует, в частности, что исходно неустойчивых почв нет. Почвы, реально возникшие на Земле, устойчивы в тех термодинамических и геохимических условиях, которые определили их формирование. Но почвы устойчивы до тех пор, пока они не подвергаются направленному неадекватному антропогенному воздействию. Поэтому при вовлечении почв в тот или иной вид использования (например, мелиорацию) нельзя применять мероприятия, выводящие почвы из устойчивого состояния. Непонимание этого принципиального условия рационального природопользования оказалось причиной широкого распространения и весьма разнообразного проявления антропогенной деградации почв на Земле. В настоящее время необходимо систематизировать причины

антропогенной деградации почв и выработать системы мероприятий по их защите от деградационных изменений.

М.Н. Заславским еще в начале 30-х годов прошлого века было сформулировано понятие «почворазрушающие процессы» (1993). Расшифровка этого понятия содержится в таком определении: «Процессы и явления, снижающие плодородие почв, ухудшающие условия сельскохозяйственного использования земель, увеличивающие эрозионную опасность и интенсивность эрозии, разрушающие почвенный покров». Были выделены процессы, проявление которых не может быть предотвращено человеком (землетрясения, извержения вулканов, различные склоновые процессы и т.п.), процессы, интенсивность которых в большей или меньшей степени определяется антропогенным фактором (оползни, сели, эрозия почв, дефляция, пирогенная деградация и др.), процессы, вызываемые антропогенными факторами (термокарст, вторичное засоление, пересушка торфяников и т.д.); собственно антропогенные процессы (загрязнение почв токсическими веществами, затопление плодородных почв при строительстве водохранилищ, деградация почв при геологоразведочных работах и эксплуатации месторождений полезных ископаемых, дегумификация пахотных почв и многие другие).

Поскольку данная работа посвящена процессам антропогенной деградации почв, то можно ограничиться только перечнем естественных эндогенных и экзогенных процессов, которые в той или иной степени приводят к возникновению деградационных явлений в почвах и почвенном покрове: медленное тектоническое опускание или медленное тектоническое поднятие территории, землетрясения, извержение вулканов (в том числе грязевых), извержение гейзеров, выход термальных источников, выветривание пород, крип (дефлюкция), курумы, корразия, экзарация, нивация, термокарст климатический, солифлюкция, пучение

почвогрунтов, морозобойные трещины, наземные наледи, затопление земель во время прохождения тайфунов, цунами и приливами, камнепады, карстовые и суффозионные явления, заболачивание в связи с изменениями термических условий, засоление почв (не связанное с орошением) (Заславский, 1983). В эту группу могут быть отнесены также те процессы, которые в большей или меньшей степени зависят от деятельности человека, но проявляются и естественным путем: снежные лавины, оползни, осыпи, абразия речных берегов, паводки и некоторые другие.

Деградация почв в большинстве случаев идет при комбинированном воздействии природных и антропогенных факторов, при этом антропогенное влияние создает предпосылки для резкой активизации природных воздействий. Разграничить влияние природных и антропогенных факторов деградации часто бывает достаточно сложно (Природно-техногенные воздействия..., 2000). В цитируемой монографии, подготовленной коллективом авторов из Российской академии сельскохозяйственных наук, Почвенного института им. В.В. Докучаева и Госкомзема Российской Федерации систематизированы определения понятийного аппарата деградации почв. Высказаны новые представления об интенсивности процессов деградации (темпы изменения свойств почв), о потенциальной и фактической устойчивости и обратимости процессов деградации. Потенциальная устойчивость к деградации зависит от способности почв противостоять различным видам природно-антропогенных воздействий, т.е. определяется их составом и свойствами, наличием или отсутствием факторов, защищающих почву от деградации. Фактическая устойчивость, являющаяся величиной динамической, зависит от чередующихся циклов состояния почв разной продолжительности: пребывание почв под травянистой растительностью (или под лесом), чередование культур в севообороте, изменение водного режима весной и летом и т.д. Под термином «обратимость деградации почв» понимается

реальная возможность восстановления свойств почв, измененных (или утраченных) в процессе деградации. По мнению авторов, обратимость в первую очередь зависит от вида и степени деградации почв. Так, с подкислением, обеднением подвижными формами питания растений можно справиться в относительно быстрые сроки и без крупных затрат. А устранение последствий водной и ветровой эрозии, слитообразования при нерациональном орошении, значительной потери гумуса черноземами – крайне сложный дорогостоящий и длительный процесс. При высоких степенях деградации восстановление профилей почв, их нормального функционирования и свойственного им плодородия становится невозможным (в обозримые сроки).

По проявлению деградационных процессов может быть выделено несколько степеней. В современных классификациях подходы к их выделению существенно различаются. Так, в Международном руководстве по деградации выделяется 5 степеней каждого из типов деградации: деградации нет, слабая деградация, средняя, сильная и экстремальная. Для каждой степени даются количественные придержки изменения конкретного свойства: количество промоин и их частота, степень засоления и т.д. При картографировании учитывается и площадь, занятая почвами той или иной степени деградации. В ряде рекомендаций по оценке степени деградации почв в мерзлотных регионах предлагается оценивать степень нарушенности почвенного покрова по возможной скорости восстановления растительного покрова.

В руководстве, предложенном Министерством охраны окружающей среды и Комитетом по земельным ресурсам, тоже выделено пять категорий земель при оценке деградации и даны соответствующие количественные придержки для каждого свойства почвы или характера нарушения поверхности.

Институт охраны природы и Институт Почвоведения и фотосинтеза РАН (г. Пущино) оценивают степень нарушенности почв также по пяти категориям, но выделяют их по уровню продуктивности (степень уменьшения от естественного плодородия). Представляется, что первые два подхода наиболее приемлемы, так как в большей степени учитывают конкретные изменения параметров свойств почв и земель по мере возрастания интенсивности деградационных процессов.

В Международном руководстве по деградации степень деградации по некоторым свойствам связывается не с абсолютным содержанием того или иного загрязняющего компонента (химическая деградация), а со степенью перехода от одного состояния в другое. В качестве примера можно привести уровни деградации по мере увеличения засоления почв. Уровни степени засоления выделяются по величине электропроводности. При переходе почвы от незасоленной к слабозасоленной до среднезасоленной, т.е. на одну градацию, – степень деградации оценивается как слабая. Средняя степень деградации – переход через градацию, сильная – от незасоленной почвы к сильнозасоленной. В существующих у нас классификациях степень оценивается по уменьшению или усилению того или иного количественного признака (свойства) почвы. В качестве примера можно привести некоторые показатели из указанных выше отечественных руководств (табл. 2.1.1.).

При некотором уточнении и дополнении перечня необходимых параметров деградации по каждому из ее типов этот пятиступенчатый переход к оценке степени деградации может быть принят. При картографировании деградационных процессов может быть принята символика из Международного проекта по деградации с некоторыми уточнениями, поскольку по этой системе в мировом сообществе были подготовлены соответствующие карты в масштабе 1:10 млн и 1:7.5 млн и на отдельные регионы – 1:1 млн. По этой системе разные типы деградации

обозначены латинскими буквами; дополнительными буквенными символами даны виды деградации, цифрами – степень поражения поверхности и относительная скорость процессов деградации.

Таблица 2.1.1.

Показатели и критерии физической деградации почв (примеры)

Показатель	Степень деградации				
	0	1	2	3	4
Институт охраны природы					
Мощность органогенного горизонта (снижение на долю мощности)	<0.1A	(0.1-0.2)A	(0.3-0.5)A	(0.6-1.0)A	>A
Мощность абиотического наноса, см	<1	1-3	4-10	11-20	>20
Методика Роскомзема и др.					
Уменьшение содержания физической глины на величину (% от исходного)	<5	5-15	16-25	26-32	>32
Увеличение равновесной плотности сложения пахотного слоя почвы (% от исходного)	<10	10-20	21-30	31-40	>40

В первую очередь различают две основные категории деградационных процессов и явлений: связанные с перемещением почвенного материала или с изменениями химических и/или физико-химических свойств почв (GLASOD, 1979).

Перемещение почвенного материала имеет место при двух типах деградационных явлений: водной и ветровой эрозии. Потери вещества верхних горизонтов, как основной показатель ущерба, выражается в тоннах/гектар/год. Ориентировочная оценка интенсивности эрозии может производиться по следующей шкале (Guidelines, 1979):

Потери почвы

	т/га/год	мм/год
эрозия слабая или отсутствует	<10	<0.6
умеренная	10-50	0.6-3.3
сильная	50-200	3.3-13.3
очень сильная	>200	>13.3

Водная эрозия (W) представлена двумя традиционными типами: Wt – плоскостная эрозия и Wd – линейная эрозия. Плоскостная эрозия – наиболее распространенный вид эрозии, приводящий к потере элементов питания из верхних горизонтов. Линейная эрозия включает ручейковую, овражную, абразию речных берегов и развитие оползней. Ветровая эрозия (E) подразделяется на три типа: Et (topsoil) – равномерное поверхностное перевевание, свойственное аридным и субаридным легким почвам, но ускоренное воздействием человека; Ed (deformation) – образование дюн, гряд и барханов; Eo (overblowing) – погребение эоловыми наносами. Типы деградации Eo и Ed нередко сопутствуют основному типу Et.

Химическая деградация (C) включает: потерю элементов минерального питания и/или гумуса на исходно бедных почвах – Cn (nutrients); подкисление высокими дозами кислых удобрений и за счет окисления сульфидов в приморских районах – Ca (acidification); загрязнение – Cp (pollution) промышленными и коммунальными отходами, избыточными дозами навоза и пестицидов, кислотными дождями, разливами нефти и т.д. Интенсивность деградации в результате обеднения элементами питания адекватно характеризуется изменениями продуктивности почвы, что в данном случае успешно заменяет частные почвенные показатели.

Вторичное засоление может быть вызвано тремя причинами: неправильным орошением (вода низкого качества при затрудненном дренаже), ухудшением качества подземных вод в связи с изменением

гидрологических условий, антропогенным ростом эвапотранспирации на фоне засоления почвогрунтов или повышенной минерализации воды. Обязательное условие такого развития – «агрессивность климата», выраженная в низких величинах коэффициента увлажнения: P/PET<0.75. Показателем вторичного засоления является содержание легкорастворимых солей в почвах, выраженное в виде изменения электропроводности (мОм/см/год).

Промышленное и/или сельскохозяйственное химическое загрязнение весьма разнообразно по загрязнителям. Предлагаемый критерий оценки – увеличение концентраций токсикантов за год (ppm/год) можно бы заменить предельно допустимыми концентрациями.

Под физической деградацией (P) понимаются уплотнение и коркообразование в минеральных почвах, преимущественно пылеватых, с малопрочной структурой, низким содержанием гумуса (Pc-compaction); затопление паводковыми водами и заболачивание (Pw-water-logging); сработка органических почв (Ps-subsidence); аридизация (Pa); уменьшение запасов органического вещества (Pl).

Деградация почвенной биоты обозначается символом B. Далее символом Bb характеризуется нарушение биологической активности.

Дополнительно в качестве возможных причин деградации предполагаются следующие: сведение естественной растительности, вырубка лесов (f), перевыпас (g), влияние сельского хозяйства (a), чрезмерные нагрузки на растительный покров (e), (био)индустриальная деятельность (i). Каждая из причин, или две наиболее важные для данной территории, обозначаются латинскими буквами и показываются на карте деградации наряду с ее типом и интенсивностью.

Степень деградации почв довольно детально анализируется в Методике по определению размеров ущерба от деградации почв и земель

(1994). Деградация почв и земель по каждому индикаторному показателю характеризуется пятью степенями:

0 – недеградированные (ненарушенные);

1 – слабодеградированные;

2 – среднедеградированные;

3 – сильнодеградированные;

4 - очень сильнодеградированные (разрушенные).

Определение степени деградации производится в соответствии с таблицей индикаторных показателей, включающей около 30 параметров физического и химического состояния почв. Вычисленные в баллах и последующих коэффициентах показатели степени деградации позволяют не только оценить степень ущерба, но и перейти к экономическим расчетам.

На изучение деградации почв и возможностей ее картографирования направлены усилия многих коллективов исследователей. Реализация уже упоминавшихся международных проектов (Guidelines..., 1988; Global Assessment..., 1979; Oldeman L.R. at al., 1990, 1992 и др.) позволила получить серию мелкомасштабных карт деградационных явлений для всей территории суши земного шара.

Отечественные ученые также внесли немалый вклад в изучение основных природных и природно-антропогенных деградационных почвенных процессов и в исследование основных географических закономерностей их проявления, особенно на сельскохозяйственных угодьях. Прежде всего следует отметить группу исследователей из Почвенного института им. В.В. Докучаева и Союзводпроекта (Е.Н. Панкова, А.Ф. Новикова, В.И. Шурикова, И.Е. Королева, В.Н. Димо, А.А. Никольская, Е.И. Кормыш). Ими была создана обзорная карта почвенных свойств и процессов, лимитирующих плодородие сельскохозяйственных земель России (м-б. 1:4000000). Были установлены масштабы проявления

и площади распространения основных деградационных процессов, определены критерии диагностики и оценки основных природно-антропогенных деградационных процессов, роль структуры почвенного покрова в их проявлении (Панкова, Новикова, 2000). В перечень деградационных процессов, лимитирующих плодородие почв, по мнению авторов, входят переувлажнение, кислотность, засоление, солонцеватость, эродированность, дефлированность.

Методология и возможности картографирования деградации почв были детально обсуждены в работе М.И. Герасимовой, Н.А. Караваевой, В.О. Таргульяна (2000). Обзор зарубежных и отечественных карт и подходов к картографированию процессов деградации позволили этим авторам на основе собственного определения понятия «деградация почв» (см. перечень определений в начале главы) предложить идею четырех блоков карт, включающих их компьютерные версии:

- карты факторов деградации – «нагрузок» (атмо-, урбо-, агро-...);
- карты ответных реакций почв на антропогенные воздействия, проявляющихся в изменении процессов функционирования (режимы, скорости, обратимость...);
- карты ответных реакций почв, проявляющихся в составе твердой фазы почв (изменение отдельных свойств почв);
- карты воздействий деградационных почв на пространственно-сопряженные природные объекты (эрозия/аккумуляция и др.), а также на эколого-хозяйственные структуры и на здоровье человека (Герасимова и др., 2000).

Большую роль внесли почвоведы в развитие представлений о деградации земель, предложив разделять представления о деградации земель и деградации почв. При этом при оценке деградации земель различаются два главных подхода. Один из них, выраженный наиболее

ярко в Конвенции ООН по борьбе с опустыниванием/ деградацией земель (1994), можно охарактеризовать как комплексный ландшафтный подход, заключающийся в рассмотрении «земли» как зеленой биопродуктивной системы, включающей в себя почву, воду, растительность, прочую биомассу, а также экологические и гидрологические процессы, происходящие внутри системы. Деградация земель в этом контексте рассматривается как снижение или потеря биологической и экономической продуктивности и сложной структуры богарных пахотных земель, орошаемых пахотных земель или пастбищ, лесов и лесистых участков в результате землепользования или действия одного или нескольких процессов, в том числе связанных с деятельностью человека и структурами расселения, таких как: ветровая и водная эрозия, ухудшение физических, химических и биологических или экономических свойств почв, долгосрочная потеря естественного растительного покрова. У истоков этого подхода, принятого в итоге международным сообществом, стояли такие ученые Московского университета, как В.А. Ковда и Б.Г. Розанов. Этот подход рассматривает почвы, их свойства и процессы как неотъемлемую (и одну из важнейших) часть экосистем (земель), участвующую в регулировании сложных связей между их компонентами.

Другой подход, который можно условно назвать ресурсным или хозяйственным, заключается в рассмотрении земель в качестве объекта экономической деятельности человека и стоимостной оценке параметров этих объектов или долевого вклада этих параметров в общую стоимость земель. Иначе говоря, в этом случае земля рассматривается не как природная система, а как объект потенциальной или реальной купли/продажи. Этот подход, развитый западными учеными и экономистами и отчасти использовавшийся в советское время для кадастровых оценок земель, в настоящее время находит все большее применение в практике современной российской экономики. При этом

приоритет в этом подходе в России пока отдается не столько почвенным свойствам, отвечающим за потенциальное и актуальное плодородие земель, сколько таким экономическим критериям, как удаленность от основных рынков сбыта, наличие дорог, инфраструктуры и т.п. В этой связи заслуживают особого внимания усилия почвоведов, направленные на принятие Закона РФ «Об охране почв», более внимательном учете сугубо почвенных свойств при расчетах стоимости земель (Природно-техногенные... М., Почвенный ин-т, 2000).

2.2. Типы и виды деградации почв

Большинство исследователей деградационных явлений склоняются к мысли, что все виды деградации почв можно условно разделить на три группы. Их краткое определение может быть сформулировано следующим образом (Снакин и др., 1993).

Физическая деградация – ухудшение физических и водно-физических свойств почвы, нарушение почвенного профиля.

Химическая деградация – ухудшение химических свойств почв: истощение запасов питательных элементов, вторичное засоление и осолонцевание, загрязнение токсикантами.

Биологическая деградация – сокращение численности видового разнообразия и оптимального соотношения различных видов микроорганизмов, загрязнение почвы патогенными микроорганизмами, ухудшение санитарно-эпидемиологических показателей.

На рис. 2.2.1. в наиболее общем виде представлены виды воздействия на экосистемы (почвы), приводящие к проявлению деградационных явлений.

2.2.1. Физическая деградация почв

Физическая деградация почвы фиксируется как по уменьшению мощности органогенных и (или) гумусоаккумулятивных горизонтов почв

или уничтожению других почвенных горизонтов и всего профиля (механическая деградация), так и по изменению конкретных физических

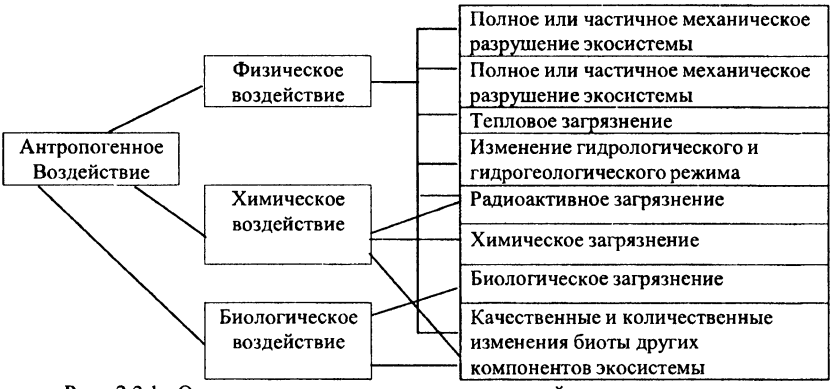


Рис. 2.2.1. Основные виды антропогенного воздействия на экосистемы и их реакция.

свойств механически ненарушенного почвенного профиля (собственно физическая деградация). Нарушение почвы (и почвенного покрова) может быть связано и с поступлением на ее поверхность постороннего абиотического наноса, ухудшающего продукционную функцию почвы (Система оценки степени деградации, 1992).

Механические нарушения почвы, приводящие к физическому разрушению всего почвенного профиля или его части, могут быть вызваны различными формами антропогенных воздействий. Они весьма разнообразны, что определяется как очень широким спектром видов антропогенного воздействия, так и реакцией на них. Каждой конкретной почвенной разности. Наиболее целесообразным представляется рассмотреть особенности механических нарушений почв по способам воздействия. Среди нарушений, вызванных промышленной деятельностью человека, будет рассмотрено разрушение почв и почвенного покрова при добыче полезных ископаемых. При этом формируется серия природно-техногенных ландшафтов, каждый из которых отличается своими чертами разрушения почвенного покрова. Среди таких ландшафтов представлены

следующие: выработанные торфяники (торфяно-карьерные), крупнокарьерно-отвальные, загрязненные и частично поврежденные, индустриально-«мусоро»-отвальные, просадочно-карьерно-отвальные. В соответствии с этой систематикой предполагается рассмотреть особенности механических нарушений почв при разработке полезных ископаемых. К другим формам механических нарушений относятся разрушения почв при дорожном строительстве, строительстве газо- и нефтепроводов.

Среди антропогенных воздействий, связанных с сельскохозяйственным производством, наиболее существенные нарушения вызывают два его вида: распашка и выпас скота. Последствия распашки разнообразны и подробно изучены. Они включают изменение микрорельефа поверхности почвы, изменение плотности, резкое увеличение эрозионной опасности и т.д. Влияние выпаса, являющегося основной формой сельскохозяйственного освоения горных территорий, изучено в меньшей степени. В планируемой работе будет освещено влияние выпаса на формирование пространственной неоднородности почвенного покрова, изменение биологической продуктивности фитоценозов, изменение физических и химических свойств почв и их противоэрозионной устойчивости.

Физическая деградация выражается в ухудшении почвенной структуры и всего комплекса физических свойств, т.е. в разрушении физической основы почвы, и развивается всюду, где применяются избыточные нагрузки механического, химического, физико-химического, водного или биологического характера. Физическая деградация может быть обусловлена различными природными факторами и развиваться в условиях естественных биогеоценозов в результате изменения климатических условий, естественных процессов выветривания, денудации, эрозии, опустынивания и т.д. Причиной физической

деградации почв могут явиться также различного рода катастрофические процессы природного и антропогенного характера.

Во временном аспекте, длительности, постепенности наступления деградационных изменений существуют два основных проявления деградации:

- Накопление деградационных признаков до критического состояния, когда процессы становятся необратимыми. Это изменение почв фактически представляет собой «медленную» катастрофу, обусловленную всей сложившейся системой эксплуатации природных ресурсов и почв в том числе, общей культурой природопользования. Тенденция к накоплению деградационных признаков состояния почв наблюдается в настоящее время практически более чем на 80% пахотных земель. Такая «накопительная» деградация происходит в случае длительной интенсивной эксплуатации почв как постоянного технологического ресурса в технологиях сельского, лесного и некоторых других производств, где основным достоинством почвы считается некое пасторально-мифическое самовозобновляющееся свойство, обозначаемое как «природное плодородие почвы».
- Частичное или полное разрушение почвенного тела как предусмотренный неизбежный этап промышленных технологий природопользования, осуществляемый в течение сравнительно короткого промежутка времени и приводящий к моментальному разрушению природных объектов и почв в том числе. Такое проявление деградации (разрушения) носит локальный характер и опасно главным образом быстротой и полнотой проявления. Как правило, причины и степень разрушения почв являются в данном случае очевидными и имеют черты катастрофического характера. Как правило, это относится к ряду производств

несельскохозяйственного направления, когда почвы неизбежно разрушаются в соответствии с принятыми технологиями природопользования - горное дело, дорожное строительство, различного рода свалки и хранилища отходов, урбанизация, магистральный трубопроводный транспорт и т.д.

Крайней степенью физической деградации является полное уничтожение почвы как природного объекта, вплоть до состояния горной породы или в ландшафтном плане до состояния абиотической пустыни.

2.2.2. Химическая деградация почв

Химическая деградация почв включает изменение многих почвенных свойств вследствие различных причин природного и антропогенного происхождения. Наиболее рационально все факторы и причины химической деградации разделить на две группы: первая из них охватывает те изменения почв, которые вызваны сельскохозяйственными процессами, тогда как вторая вызвана химическим загрязнением почв в результате развития различных промышленных производств, транспортом или поселением человека. В реальной обстановке такое разделение провести или трудно или просто невозможно, но позволяет выявить причины и механизмы происходящих процессов, а следовательно, если необходимо, и меры борьбы с ними (Лозановская и др., 1988).

Потеря гумуса. В большинстве случаев для почв пахотных характерно снижение содержания органического вещества, что, как правило, можно считать негативным явлением. Только частичная потеря органического вещества торфяными или торфянистыми почвами иногда может рассматриваться с положительной стороны, но окончательная оценка все же зависит от содержания и состава оторфованных компонентов. При хорошо спланированном культурном земледелии и высоких урожаях в почве иногда наблюдается и накопление гумуса, но редко. Следует

обратить внимание и на то, что качественный состав гумуса может изменяться в любую сторону, с повышением или понижением в его составе гуминовых кислот. Предсказать ожидаемые изменения довольно трудно, поскольку они зависят как от набора возделываемых культур, так и от химизации земледелия и применяемых мелиоративных приемов.

Известкование и гипсование почв. Эти приемы, направленные на регулирование степени почвенной реакции и состава обменных катионов, не всегда оказывают только желаемое воздействие на почву. При названных сельскохозяйственных приемах в почву могут попадать нежелательные сопутствующие компоненты, может усиливаться вертикальная миграция многих почвенных компонентов, изменяется (нередко повышается) растворимость гуминовых веществ, далеко не всегда значения pH приобретают оптимальные величины для выращиваемых культур.

Кислотные и щелочные дожди. Это типично техногенное (или антропогенное) явление, обусловленное накоплением в атмосфере оксидов серы, азота, ионов хлора или фтора, а также пылевидных выбросов цементных и других заводов. При взаимодействии таких выбросов в воздухе с парами воды накапливаются кислоты, реже основания, которые вместе с осадками всех видов поступают на поверхность почвы и затем просачиваются вниз по почвенному профилю. Однозначно оценить роль таких выпадений практически невозможно. В таежной зоне кислые осадки, как правило, усиливают почвенную кислотность, вызывая деградационные процессы. Отрицательно влияют основные компоненты осадков на большинство почв южных регионов. Но в тех случаях, когда кислые осадки выпадают на поверхность большинства степных почв, а основания – на кислые почвы, они могут играть и положительную роль.

Кислотные скопления вокруг терриконов. В литературе довольно обстоятельно обрисованы те случаи, когда в районах угледобычи на

поверхности почвы образуются крупные отвалы пустой породы, чаще всего терриконы. Их можно наблюдать в Тульской, Ростовской и других областях. В отвалах такой породы может присутствовать пирит, при окислении которого кислородом воздуха и после взаимодействия с атмосферой и почвенной влагой могут возникнуть наземные озерца серной кислоты, сильно влияющие на почвенный покров.

Горнодобывающая промышленность. Добыча и переработка различных полезных ископаемых характеризуется многочисленными и разнообразными химическими процессами, которые сопровождаются или скоплениями различных отвалов условно так называемой «пустой» породы или выбросами в атмосферу различных газов. В атмосферу поступают различные соединения углерода, серы, азота, другие вещества. Они воздействуют на почвы или непосредственно в газовой форме (поглощаясь почвенным покровом) или предварительно взаимодействуют с парами воды и выпадают на поверхность Земли в виде дождя и снега.

Металлургическая промышленность. Этот вид производства поставляет в природную среду очень большое количество отходов, различных и по составу, и по количеству. Поэтому степень воздействия многих заводов может быть весьма различной. Что зависит как от количества отходов, так и от их состава. Поэтому характер и степень воздействия таких заводов можно оценить только для конкретных комбинатов, хотя их общее влияние очень велико.

Нефть и нефтепродукты. Очень сильное влияние нефтедобычи и нефтепереработки стало прослеживаться с конца XIX в. и возрастало на протяжении всего XX в. Общеизвестны большие потери нефти и нефтепродуктов при добыче, переработке, хранении и транспортировке, причем может происходить как на поверхности суши, так и в море. При загрязнении почв нефтью в них возрастает доля углеводородов, снижаются подвижность и доступность многих элементов питания

растений, изменяются величины pH и окислительно-восстановительных потенциалов, изменяется химический состав почвенного воздуха. Некоторое количество углеводородных компонентов содержит любая почва, в чем можно убедиться по составу спиртобензольной вытяжки, но в ходе загрязнения содержание и доля углеводородов возрастают вплоть до полного изменения водно-воздушного режима почв, а в их составе может нарастать доля неблагоприятных или даже токсичных веществ.

В заключение можно отметить, что химическая деградация почв неизбежно происходит при их обычном сельскохозяйственном использовании, но такую деградацию сравнительно легко приостановить или даже преодолеть, используя обычные удобрения или мелиоративные средства. При развитии и расширении различных видов производств, транспорта, городских поселений, нарушения почвенного покрова качественно и количественно могут приобретать такие размеры, которые не только соизмеримы с привычным сельскохозяйственным воздействием, но даже и значительно их превосходить.

2.2.3. Деградация биологических свойств почв

Изучение процессов деградации биологических свойств почв (биологическая деградация) связано с огромной ролью почвенной биоты в функционировании почв. Почвенные организмы обеспечивают осуществление многих экологических функций почв, в том числе определенные этапы круговорота биогенных элементов, они же поддерживают в почве гомеостаз по многим ее свойствам. При любых видах деградации почв первыми на них реагируют именно организмы. С одной стороны они стремятся благодаря изменению своей активности поддержать равновесие, с другой – они первыми страдают от нарушений. Комплекс почвенных организмов (биота) более устойчив функционально, чем структурно. Поэтому в первую очередь нарушается биоразнообразие, происходит его обеднение, идет перегруппировка популяций, изменяются

доминирующие и часто встречающиеся виды, некоторые виды вообще исчезают, могут появляться и новые виды, часто вредные. При воздействии деградационных факторов различают четыре зоны с различными сдвигами в составе биоты:

- зона гомеостаза с нормальным составом организмов,
- зона стресса с перестройкой в количественных соотношениях видов, но без изменения качественного состава,
- зона развития резистентных организмов,
- зона репрессии.

Сохранение стабильности и нормального функционирования биоты обеспечивается огромным микробным пулом, отличающимся как поразительно большим общим запасом микроорганизмов (микробной биомассой), так и огромным качественным разнообразием (микробным генофондом), оснащенным тысячами ферментов, т.е. способным проводить тысячи биохимических реакций, которые не могут проходить чисто химическим путем или идут крайне медленно. В составе пула большинство организмов находится в состоянии анабиоза и выходит из него в случае необходимости проведения коррекции в функционировании биоты. Возможности такой коррекции по некоторым свойствам почв могут быть ограничены, например изменение величины pH, а могут быть и очень велики, например при очистке от нефтепродуктов. С уменьшением пула микроорганизмов и его разнообразия происходят и функциональные нарушения, например способности к азотфиксации, гумусообразованию и структурообразованию, гипертрофируются такие функции, как скорость разложения органического вещества, нитрификационная и денитрификационная способность. Появляются новые отрицательные свойства, например появление потенциальных патогенов, аллергенов и фитопатогенов, образование фитотоксинов. В некоторых случаях наблюдается деградация микробного комплекса из-за загрязнения его

посторонними непочвенными организмами, например фекальными или микробами с микробиологических производств (антибиотиков, белково-витаминных концентратов, ферментов и некоторых химикатов).

Почвенные организмы страдают от всех видов деградации. При ветровой или водной эрозии почв организмы частично или почти полностью уносятся, причем для восстановления биоты требуется восстановление самой почвы.

Почвенные организмы резко реагируют на деградацию химического состояния почв. Любые химические изменения ведут к изменению биоты. Особенно сильно сказывается загрязнение тяжелыми металлами, пестицидами, подкисление почв, уменьшение содержания гумуса и т.д. Во всех случаях происходит деградация комплекса почвенных организмов. Однако организмы являются и мощным фактором борьбы с химической деградацией почв, так как они могут очищать почву от нефти и пестицидов, способствовать образованию органо-минеральных соединений, содержащих тяжелые металлы и либо способствовать передвижению их вниз по почвенному профилю, либо заключению их в пленки и агрегаты, где они не могут проявлять своего токсичного действия. Способность микроорганизмов к метилированию тяжелых металлов и некоторых других элементов приводит к их удалению из почвы в виде летучих соединений. Почвенные организмы способны разрушать все вредные природные органические соединения и большинство токсичных искусственных органических веществ.

Физическая деградация почв, особенно уплотнение и разрушение почвенной структуры, а также изменение водного режима приводит к разбалансированию микробиологических процессов, господству анаэробных условий, развитию денитрификации, образованию токсичных веществ, коренному изменению почвенной биоты. Таким образом деградация биологических свойств почв наносит опасный и

многосторонний экологический вред как для почв, так и для биосферы в целом.

2.2.4. Эрозия почв

Под эрозией почвы понимается совокупность взаимосвязанных процессов отрыва, переноса и отложения почвы (иногда материнской и подстилающей породы) поверхностным стоком временных водных потоков и ветром (Кузнецов, Глазунов, 1996). Распространение эрозионных процессов на поверхности Земли принимает катастрофический характер. Причины распространения эрозии почв довольно разнообразны. Их можно распределить по пяти группам так называемых факторов эрозии: климатические, топографические, почвенные, биогенные и антропогенные. При анализе влияния факторов эрозии почв на интенсивность эрозионных процессов следует иметь в виду, что она зависит от соотношения эродирующего воздействия потока воды и капель дождя (или ветрового потока) и способности почвы сопротивляться этим воздействиям, т.е. от ее противоэрозионной (или противодефляционной) стойкости. Величины эродирующего воздействия водного и воздушного потоков зависят прежде всего от их скоростей. В случае водного потока его скорость определяется глубиной потока, уклоном и шероховатостью русла, а в случае воздушного потока – величинами барического градиента и шероховатости поверхности. В свою очередь противоэрозионная и противодефляционная стойкости почв зависят, соответственно, от размера водопрочных агрегатов и комковатости сухой почвы, а также от сцепления их друг с другом.

Непосредственное влияние на интенсивность эрозионных процессов оказывают следующие факторы:

- климатические – интенсивность и продолжительность дождя или снеготаяния, температура воздуха, скорость, направление и время проявления ветра;

- топографические – длина, крутизна, форма, экспозиция и микрорасчлененность склонов, площадь водосбора и глубина местного базиса эрозии, характер рельефа (холмистость, наличие ветровых коридоров и др.);
- свойства почвы – водопроницаемость, противоэрозионная стойкость (способность почвы сопротивляться смывающему действию воды или сдувающему действию ветра), зависящая от водопрочности структуры, межагрегатного сцепления и плотности агрегатов;
- биогенные факторы – создание почвенными беспозвоночными сети каналов и пор, оструктуривание почв, защитная роль растительности, проявляющаяся в снижении скорости ветра и влиянии на температурный и водный режим почвы.

Влияние хозяйственной деятельности человека на процессы эрозии трудно переоценить. Действие этого фактора проявляется опосредованно, через другие факторы эрозии почв. В процессе хозяйственной деятельности человек коренным образом изменяет соотношение факторов эрозии почв, причем окончательный эффект этого воздействия бывает неблагоприятным, что сопровождается ускорением развития эрозии почв. Ускоренная эрозия почв в современных условиях чаще всего бывает следствием нерациональной хозяйственной деятельности. Ее причинами могут быть как отсутствие научно обоснованных рекомендаций по рациональной хозяйственной деятельности, так и невыполнение имеющихся рекомендаций.

2.2.5. Деградация под влиянием гидрологического фактора

Гидрологический фактор деградации почв обусловлен неблагоприятной трансформацией их водного режима, вызванной неадекватным применением гидротехнических, мелиоративных, дорожно-строительных и других индустриальных мероприятий. Особенности

проявления этого фактора в антропогенной деградации почв будут детально рассмотрены в специальной главе, но при характеристике типов деградации почв целесообразно обозначить те негативные процессы, которые могут быть обусловлены изменением водного режима. Это заболачивание (в том числе вторичное), засоление, ускоренное разложение органического вещества торфа, пирогенное уничтожение осушенных торфяных почв, интенсивный вынос гумусовых веществ и таких элементов, как медь, магний, железо, алюминий, марганец, увеличение мощности подзолистого горизонта, усиление процессов оглеения, уплотнение и дезагрегирование почв и др. Деградационные явления приводят к изменению морфологии почвенного профиля, влияют на интенсивность тех или иных элементарных почвенных процессов, как следствие этого, меняют классификационное положение почв, структуру почвенного покрова и, наконец, снижают плодородие почв.

Глава 3

МЕХАНИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ ПОЧВ

3.1. Нарушения почв при добыче полезных ископаемых

Механические нарушения почв и почвенного покрова связаны, как правило, с разработкой различного рода полезных ископаемых, строительством дорог, газо- и нефтепроводов, оросительных систем и каналов, различного рода коммуникаций. Деградационные процессы наблюдаются также на вырубках, пастбищах; они возникают при лесных пожарах.

Масштабы деградации вследствие перечисленных видов антропогенных воздействий настолько велики и сам характер нарушений столь разнообразен, что возникает необходимость последовательного изучения различных типов нарушений, их классификации, установления закономерностей воздействия на почвы и окружающую среду в целом. Одновременно встают задачи сведения к минимуму механических нарушений и проблемы рекультивации земель, восстановления нормального функционирования почв и экосистем.

Самые грандиозные по своим масштабам нарушения возникают в промышленности, энергетике и при добыче полезных ископаемых. Во всех случаях нарушений последействия могут носить разнообразный характер, но в своей принципиальной основе они сводятся к следующим. Во-первых, эти нарушения носят прямой характер воздействия, что заключается в отчуждении земель, причем иногда на многие годы или столетия. Это, прежде всего, земли занятые под строениями гражданского или промышленного характера. Обширные пространства между ними могут быть в функциональном отношении доведены до фонового уровня при правильной рекультивации. Значительное отчуждение земель возможно в процессе разработки карьеров при открытой добыче полезных ископаемых. Отметим, что такое отчуждение сопровождается

перемещением огромных почвенных масс. Отчуждение земель происходит при строительстве шахт; причем это сопровождается появлением новых форм рельсфа. Отвалы образуются и при функционировании горно-обогатительных фабрик, например, при выплавке золота или других металлов. Безвозвратное отчуждение земель происходит при использовании гидромониторов в ходе добычи россыпного золота, когда полностью уничтожаются почвы береговых экосистем. В ходе этого воздействия почвенный материал поступает в водные экосистемы и перестает активно участвовать в наземных экосистемах.

Не менее опасно и опосредованное воздействие механических нарушений. В их числе снижение уровня грунтовых вод вследствие выборки пород и образования карьеров, изменение гидрохимического состава природных вод. Существенным является выпадение пыли и усиление целого ряда эрозионных явлений, включая водную эрозию и дефляцию. Опосредованное воздействие заключается в изменении биоклиматических условий вследствие механического нарушения почвенного покрова. Причиной этих явлений может служить изменение растительного покрова, смена видового состава и характера рельефа. В меньшей степени изучены явления изменения водно-солевого режима почв.

Добыча полезных ископаемых играет исключительно важную роль в экономике нашей страны. Достаточно сказать, что на них приходится около 90% всей продукции тяжелой промышленности. Причем значительную долю в экспорте (свыше 70%) составляет минеральное сырье. Объем добываемого сырья составлял около 6,5 млрд т Набор полезных ископаемых чрезвычайно широк.

При открытом способе добычи полезных ископаемых происходит отчуждение земель и образование отвалов. Так в России при добыче 1 млн т угля из шахт теряется 20-30 га, из угольных разрезов 115 га, тогда как в

Польше теряется всего 6-9 га. Один км автострады исключает из оборота до 10 га. Как положительную тенденцию следует отметить тот факт, что в Польше с 1980 г. площадь возвращаемых земель начала превышать площади деградированных территорий (Волошников, Волошникова, 1991).

Образование отвалов относится к одной из особенностей добычи сырья открытым способом. Так, ежегодно в отвалы поступает около 3 млрд $м^3$ породы, за IX пятилетку в отвалах накопилось около 11 млрд $м^3$ промышленных отходов. Только на предприятиях цветной металлургии отвалы занимают 1450 $км^2$. В угольной промышленности насчитывается около 2100 породных отвалов. В цветной металлургии площади под карьерами и отвалами занимают от 60 до 90% территории; хвостохранилища в некоторых случаях занимают площади в 10-15 раз большие, чем промышленные объекты. В черной металлургии весомая доля приходится на отвалы - 52-55%, на карьеры - 30%, на хвостохранилища - до 18%.

Серьезные негативные последствия добычи полезных ископаемых открытым способом связаны с запылением атмосферы (часто и токсичными веществами), увеличением дренированности территории и, наоборот, повышением уровня грунтовых вод, появлением оползней, обвалов, заилением рек и ручьев.

Подземная добыча полезных ископаемых также не обходится без нарушений. Среди них существенное место принадлежит просадкам, провалам, серьезным нарушениям гидрологического режима. Просадочные явления приобретают настолько серьезный характер, что могут приводить к специфическому рельефу. Примером является территория объединения «Тула-уголь». Опускание территории вокруг терриконов приводит к тому, что русла рек могут оказаться выше окружающей местности. Источником пыли являются терриконы с выработанной породой. Кроме того, подземная добыча приводит к снижению уровня грунтовых вод, тогда как

верхние толщи в результате иссушения более легко подвергаются механическим нарушениям.

В общем виде нарушения при добыче полезных ископаемых и при строительстве коммуникаций могут быть разделены на пять категорий:

- образование терриконов;
- образование выемок - карьеров и отвалов;
- карьеры без отвалов с изменением рельефа;
- нарушения почвенного покрова при строительстве дорог и коммуникаций;
- нарушения, связанные с добычей нефти.

В соответствии с ГОСТ от 17.5.1.02-85 и 17.5.1.03-78 выделяются следующие группы нарушений.

- Выемки карьерные до 10 м.
- Выемки карьерные 15-30 м.
- Выемки карьерные глубиной более 30 м.
- Выемки карьерные высотой более 30 м.
- Отвалы платообразные ниже уровня поверхности на 1-5 м.
- Отвалы платообразные высотой до 5 м.
- Отвалы высотой до 30 м.
- Отвалы высотой до 30 м, но пригодные для биологической рекультивации.
- Отвалы платообразные высотой до 100 м.
- Отвалы внутренние с высотой гребней до 15 м.
- Отвалы внешние с высотой гребней до 15 м.
- Отвалы платообразные с высотой до 15 м.
- Прогибы западинные
- Отвалы конические
- Выемки карьерные глубиной 1-10 м.

В типологии нарушений большую роль могут сыграть представления о природно-техногенных ландшафтах (Моторина, 1985), сущность которых заключается в единстве структурно-функциональной организации нарушенных и сохранившихся территорий. Экологическое значение земель смежных с деградированными территориями заключается в том, что они могут служить источником семян, участвовать в перераспределении загрязняющих веществ. При экологической перестройке природно-техногенных ландшафтов необходимо изучать и новую структуру почвенного покрова с учетом присутствия нарушенных, насыпных, примитивных и других новообразованных почвогрунтов.

При различных типах механических нарушений почв все большее внимание уделяется проблемам рекультивации техногенных ландшафтов. Под рекультивацией понимается «комплекс работ, направленных на восстановление продуктивности и народнохозяйственной ценности нарушенных земель, а также на улучшение условий окружающей среды в соответствии с интересами общества» (Моторина, Овчинников, 1986).

Рекультивация обычно проходит в два этапа (Экологические основы..., 1985): технический и биологический. На первом этапе рекультивации происходит восстановление прежних форм рельефа насколько это возможно, а также строительство дорог и гидротехнических сооружений. На этапе биологической рекультивации проводится комплекс агротехнических и фитомелиоративных мероприятий, направленных на создание и восстановление плодородия почв. Перед проведением рекультивационных работ необходимо определить перспективы использования восстановленных земель и оптимальные структуры площадей, подлежащих рекультивации (с учетом зональных особенностей).

Примером целенаправленной рекультивации земель можно назвать бывшую Чехословакию, где задачами рекультивации было восстановление плодородия нарушенных почв для их дальнейшего использования в

сельском хозяйстве. Основные приемы включают мелиоративные севообороты, применение удобрений, широкое использование бобовых культур. После проведения рекультивации урожаи озимой пшеницы достигают 27 ц/га, яровой пшеницы 33-43 ц/га, ячменя 28-47 ц/га. В Болгарии, Венгрии, Румынии на рекультивированных землях успешно выращивают кормовые, бахчевые, плодовые культуры. Такой опыт получен и на золоотвалах. В Англии при рекультивации буроугольных и железорудных карьеров широко распространено создание сенокосно-пастбищных систем. Кроме того, широко используется создание водоемов и рекреационных зон. Нередко на нарушенных землях осуществляется строительство жилищных, промышленных и других объектов. Широко известен опыт США, где рекультивация в районе Великих равнин позволила создать земли для сенокосов, пастбищ, угодий для диких животных. Признано целесообразным также строительство спортивных сооружений (Моторина, Овчинников, 1975).

В 1973г. на международном симпозиуме по рекультивации земель подчеркивалось, что одно из важнейших направлений – это оценка ведущих экологических факторов, преобразующихся под влиянием человека (Экологические основы рекультивации, 1985). К настоящему времени осознано сложность и многофакторность нарушений, которая требует комплексности исследований. В современный период наблюдается становление концепции ландшафтно-экологического подхода к рекультивации земель, как общей проблемы оптимизации ландшафта, включая необходимость системного подхода (Титлянова, Клевенская, 1979). Отсюда появление новых разделов, таких, как «промышленная ботаника», индустриальная «биогеоценология», «горная экология». Сформулированы не только основные направления комплексных исследований (Экологические основы, 1985), но и предложены агротехнические и агролесомелиоративные приемы рекультивации земель. Так, в частности, на примере угольных бассейнов в основу классификации

земель положен производственно-технологический принцип (Экономическая оценка рекультивированных земель, 1982), включая расчеты стоимости горнотехнической и биологической рекультивации и ее эффективности.

Рекультивация требует определенных технологий, среди которых можно выделить разравнивание поверхности, нанесение плодородного слоя, мощностью до 1м, регулирование водного и питательного режима. Нередко рекультивация требует глубокой обработки, внесения разнообразных удобрений, правильного подбора культур, агротехнических приемов (Моторина, 1975). Без нанесения плодородного слоя использование земель возможно только в тех случаях, когда породы представлены относительно плодородными породами, такими, например, как лессы или песчаные отложения. Следует подчеркнуть своеобразие темпов почвообразования и особенностей эрозионных процессов, происходящих в техногенных ландшафтах (Бурыкин, 1985, 1986).

Существует определенная временная последовательность в технологии создания рекультивируемых земель. В первые годы обычно выращивают многолетние бобовые травы, при этом нормы высева трав увеличивают на 30-50%. Опыт восстановления почв на различных участках угольных, железорудных и других бассейнов показывает, что необходимость в экранировании токсичных пород требует насыпного слоя от 20 – 80 см. При рекультивации земель в пределах угольных бассейнов показано, что выгоднее выращивать технические, зерновые и зернобобовые культуры. Так при увеличении плодородного слоя только на 10 см прибавка ячменя составляет 2,4 ц/га, а люцерны 3,6 ц/га (Экономическая оценка рекультивации земель, 1982). Во всех случаях признана роль свойств не только самого плодородного слоя, но и подстилающего субстрата (Бурыкин, 1991).

На рекультивированных землях неплохие результаты дает опыт лесопосадок. Так, в Кузбассе на угольных отвалах лесные насаждения

занимают до 80% всех рекультивированных земель. Обычно используют лиственницу, сосну, березу, кустарники, облепиху, акацию, жимолость татарскую. На Украине основными породами являются сосна обыкновенная, вяз, дуб, черная ольха, белая акация, лох, облепиха. Доказана возможность выращивания около 40 различных видов деревьев и кустарников.

К настоящему времени накоплен опыт облесения песчаных и мергелевых пород в КМА. Неплохие результаты дает облепиха при закреплении склонов. На крутых склонах хорошо себя зарекомендовали дикорастущие травы – синяк обыкновенный, донник желтый. Разработаны методика посадки древесных и кустарниковых пород и ухода за ними.

Трудоемкими являются приемы рекультивации шламоотвалов обогатительных фабрик – обычно это разряд техногенных пустынь, также как, например, зоны различных медеплавильных и других комбинатов. Рекультивация подобных объектов требует особых подходов и приемов (Экологические основы рекультивации,1985). Вместе с тем приемы остаются те же. Вначале идет этап технической рекультивации, затем биологической. Как правило, получаются хорошие результаты, если нет постоянных выбросов отравляющих веществ, которые резко снижают результаты рекультивации даже в случае нанесения плодородного слоя и агротехнических мероприятий. Чрезвычайно важной представляется природоохранная роль рекультивации, которая заключается в сокращении ущерба, причиняемого нарушенными землями окружающей среде (Экологические основы рекультивации земель, 1985).

Таким образом, основные проблемы при механических нарушениях разделяются на несколько важнейших направлений, среди которых существенное значение принадлежит вопросам экологического характера. При решении последних изучение процессов почвообразования приобретает особое значение. Фактически на это направлена большая часть работ, проводимых в области рекультивации, так как восстановление

нормального функционирования почвенного покрова является основой и критерием завершенности рекультивации при механических нарушениях.

3.2. Деградация почв на вырубках и при пожарах

3.2.1. Деградация почв на лесных вырубках

Экологическая роль лесных экосистем. Лесные земли земного шара составляют 3,9 млрд га, в том числе площадь доступных лесов составляет 1,8 млрд га, малодоступных – 1,9 млрд га и недоступных 142 млн га (Эйтиген, 1959). По расчетам В.А.Ковды на леса приходится около 27% всей территории суши, тогда как пашни занимают около 10%, а луга и пастбища –17,6 %.

Важнейшая роль лесов в биосфере и в почвенном покрове общеизвестна. В.А. Ковда, в частности, подчеркивал, что уничтожение лесов и прерий наряду с минерализацией почвенного гумуса дало до 50% углекислоты в современной атмосфере, кроме того, произошло ускорение на 1 – 2 порядка биологического круговорота важнейших элементов (1972). В.А. Ковда обращал внимание на роль процессов минерализации подстилок, которые одновременно с биомассой лесов удерживают огромное количество химических элементов. Уничтожение лесов оказало сильное влияние на водный баланс планеты.

Вырубки уменьшили количество воды, ранее участвовавшей в круговороте в составе сырой древесины. Это в 2-3 раза усилило поверхностный сток на открытых безлесных территориях и привело к сокращению внутрипочвенного стока и питания грунтовых вод. В связи с этим существенно активизируются эрозионные процессы.

Экологическая роль лесных насаждений и правильное их использование, включая вырубки, подчеркивается во многих работах. Это показано не только для таёжных, но и для более южных территорий. Роль леса учитывается в эколого-экономической оценке земель; например, может быть подсчитана эффективность от защитных функций леса и

лесохозяйственной продукции (Зайцев, Гайдарова,1976). Увеличение урожайности на межполосных полях показано и в других работах (Константинов, Страузер,1965,). В частности, предложено (Андришин, Капиляр,1973) рассчитывать так называемый суммарный показатель сельскохозяйственной эффективности, учитывающий прибавки урожая за счет улучшения экологических условий, создаваемых лесополосами.

Удельный вес многолетних насаждений используется при расчете общего оценочного балла сельскохозяйственных угодий по Дегтяреву (1979). Показано снижение себестоимости продукции при облесении неудобий, при этом эффективность лесомелиоративных мероприятий оценивается отдельно (Зайцев, Гайдарова,1976). Лесистость территории, таким образом, признана одним из важнейших экологических параметров. В рамках оценки земель особую ценность имеет развитие концепции экологически безопасного земледелия, основной упор здесь делается на ландшафтность. Ключевые положения концепции следующие:

- увеличение в структуре агроландшафтов площадей под экологически стабилизирующими системами (пастбища, луга, леса, лесополосы);
- дифференцированный подход на основе эрозионно-гидрологических показателей в бассейновых системах, при замене пашен на альтернативные сельскохозяйственные и природные угодья;
- использование земельных ресурсов с учетом почвоохранного обустройства эродированных и эрозионно-опасных земель (группа водосборов). В соответствии с этими положениями предложено понятие «агроэкологический тип земель», то есть территория, однородная по экологическим требованиям возделывания полевых и кормовых культур (Белолипский,1998). Предложено понятие «коэффициент однообразия экосистем» – отношение площади стабильных экосистем (кормовые угодья, полезащитная лесистость) к

площади пашен, характеризующее устойчивость экологической организации ландшафтов.

Особенности почвообразования под лесами заключаются в том, что генезис лесных почв и их эволюция весьма специфичны (Зонн,1964, Карпачевский,1981). Это во многом обусловливает характер их деградации при антропогенном или естественном нарушении. Прежде всего, отличительной чертой лесных почв является тот факт, что они формируются в условиях преобладания надземной фитомассы. Кроме того, лесные почвы развиваются на фоне существования важного компонента лесных биогеоценозов - лесных подстилок, обусловливающих специфику не только химизма лесных почв, но и питательный режим лесных насаждений, когда значительная часть важнейших биофильных элементов потребляется из подстилок. Нарушение последних приводит к серьезным функциональным изменениям лесного биогеоценоза, что может повлечь за собой гибель древостоя. Вот почему в лесном хозяйстве и почвоведении уделяется серьезное внимание лесным подстилкам.

Лесные экосистемы часто развиваются в тех условиях, где другие экосистемы не могут существовать. Это, прежде всего, горные территории с их сложным рельефом и климатом. Устойчивость лесных почв во многом определяется единством структурно-функциональной организации лесных экосистем, любое нарушение которой приводит к серьезным последствиям в почвенном покрове. Немаловажно и то, что лесные ценозы играют важную роль в поддержании устойчивости смежных экосистем, что давно эмпирически установлено при ведении сельского хозяйства в лесной зоне. Зачастую уничтожение леса ведет к уничтожению почв, что характерно, например, для тропических регионов.

Эксплуатация лесных насаждений в России. Лесные насаждения являются важнейшими экосистемами в пределах территории России, однако, площади лесных насаждений распределены неравномерно. В европейской части России сосредоточено 1/5 всей лесной площади страны,

а в Азиатской части – 4/5. Роль лесных экосистем многогранна. Так, свойства большинства пахотных почв обусловлены их лесным происхождением. Леса определяют специфику гидротермического режима территории, газовый режим атмосферы. Любые нарушения, которые происходят в лесных экосистемах, находят отражение не только в пределах собственно лесного пространства, но и в смежных экосистемах, в частности на агроценозах. В число таких нарушений лесных экосистем входят лесные вырубки, которые не только чрезвычайно разнообразны, но и относятся к числу постоянно действующих экологических факторов. Вместе с тем нельзя не отметить, что вид вырубки является одним из важнейших критериев, которым определяется степень воздействия на почвенный покров.

Рассматривая вырубки как один из антропогенных экологических факторов (Мелехов,1966), отметим, что их роль сводится к двум важнейшим формам воздействия на почвенный покров. Первая форма воздействия носит биогеоценотический характер и определяется последействием вырубок. Такое последействие сводится к смене древостоя, в процессе которой происходит изменение направленности почвообразовательных процессов. Уменьшение емкости круговорота, причем иногда значительное – особенно на первоначальных стадиях вырубок, обусловливает изменение водного режима, что зачастую ведет к временному заболачиванию почв. Изменяется также соотношение лесных и смежных экосистем.

Вторая форма воздействия носит кардинальный характер и обусловлена преимущественно концентрированными вырубками, при которых происходят серьезные нарушения почвенного покрова вследствие эрозии, лавин, солифлюкции, оползней, подмывания берегов и других явлений. Важно отметить, что характер последствий в результате этих процессов может серьезно различаться, причем это касается не только скорости восстановления нарушенных лесных насаждений, но и степени

воздействия на окружающие ландшафты. Все зависит от принадлежности лесных экосистем к определенной почвенно-географической зоне. Очевидно, что самые серьезные последствия в результате вырубок следует ожидать в горных районах, где большая крутизна склонов и незначительная мощность почвы создают благоприятную основу для значительных потерь почвенного мелкозема в послевырубочный период.

Особое внимание следует уделять сохранности лесов на малолесных территориях, составляющих около 83 млн га. Но самое пристальное внимание следует уделять многолесным территориям с площадью 978,3 млн га. Эти территории не только отличаются широким разнообразием почвенного покрова с различными уровнями устойчивости, но и характеризуются активным хозяйственным использованием. В связи с этим отметим, что классификации вырубок в научной литературе уделяется огромное внимание (Мелехов,1969,1966; Основы типологии вырубок,1959). Исследования влияния вырубок на трансформацию лесных почв носит комплексный характер, который включает в себя различные аспекты почвообразования (Варфоломеев,1966, 1968. Фролова, 1966. Шумаков, 1968. Лысиков, 1986. Холопова, 1987. Краснощеков, 1988. Фирсова, 1965. Орфанитский, Орфанитская, 1971). Обращаясь к конкретным исследованиям влияния вырубок на почвы, подчеркнем, что накопленный по этой проблеме большой материал, в силу ограниченности раздела, к сожалению, не может быть отражен полностью.

Так, во многих работах подчеркивается изменение водоохранно-защитных функций леса. Установлено, что на малых водосборах в результате сплошных вырубок поверхностный сток иногда резко возрастает. Показана существенная роль в этом процессе зимних осадков, например для лесов Среднего Урала, для которых поверхностный сток для почв вырубок увеличивается от 3-10 % на ненарушенных участках до 72% – на нарушенных (Воробьв,1979), а максимальный суточный модуль стока возрастает на вырубках в 4-10 раз. Так, ухудшение водно-физических

свойств почв происходит при снижении сомкнутости полога меньше 0,5 (Гулисашвили,1956). При быстром восстановлении растительности водно-физические свойства лесных почв изменяются в меньшей степени. Использование вырубок под пастбища и сенокосы зачастую приводит к увеличению поверхностного стока. Существенные изменения происходят и при постепенных и выборочных вырубках. Изменение поверхностного стока сопровождается усилением эрозионных явлений, причем даже в тех районах, где осадков выпадает немного.

Существенное значение при рассмотрении нарушений имеет тип рубок. В лесоводстве различают три группы рубок. Первая из них – это сплошные рубки. К ним относятся типы леса, ограниченные внутри естественными границами или визирами, которые вырубаются в один прием, как правило, в течение года. Выборочные рубки характеризуются тем, что вырубаются деревья определенного возраста, качества и состояния (Поляков, Набатов, 1983). Внутри каждой из групп существуют подразделения, которая определяется технологией разработки лесосек. Среди всех типов вырубок наибольшим достоинством характеризуются постепенные вырубки. Отличительной чертой этих вырубок является то, что при их использовании территория непрерывно находится под лесом, сохраняется естественное возобновление леса. Но этот тип вырубок также не лишен недостатков. К ним относятся большая возможность ветровалов, бурелом, а также высокие требования к технологии проведения вырубок (Побединский.1964)

Совершенно отдельную группу образуют рубки ухода за лесом, при которых задача сводится не только к улучшению породного состава леса, но и к усилению защитных и рекреационных функций леса. Нередко речь идет и о санитарных рубках леса. В частности, это показано для лесов Забайкалья, ухудшение водного режима уменьшает прирост насаждений в 1,5-2 раза (Тереньтьев,1968). Учитывая последействие сплошных вырубок

для многих районов, особенно горных, площадь вырубок на водосборах не должна превышать 60% (Воробьев,1979).

Огромное теоретическое и практическое значение имеет типология и классификация вырубок. Так, В.Н. Сукачев высоко оценивал классификацию вырубок И.С. Мелехова (Сукачев,1972), называя вырубки особыми биогеоценозами. Действительно, в отличие от сложившихся насаждений вырубки характеризуются чрезвычайной динамичностью, что проявляется в довольно быстрой смене основных эдификаторов в наземном покрове. Не случайно в номенклатуре и классификации вырубок И.С. Мелехова используются преобладающие виды растений. Вырубки временно увеличивают разнообразие типов леса. Так, из 9 типов леса в рамках типологии И.С. Мелехова после рубок возможно формирование 16 групп вырубок, а в случае пожаров дополнительно может сформироваться еще 10 типов вырубок, причем наибольшее число вырубок характерно для типов леса со средними условиями увлажнения. В рамках биологического круговорота это означает резкое увеличение числа его типов, при этом низкозольный круговорот с активным участием лигноцеллюлозных соединений меняется на средний и высокозольный с участием углеводов и белков, поступающих с опадом на поверхность почвы. Эта общая закономерность сохраняется на фоне регионального набора вырубок.

Тип вырубок относится к географическим явлениям (Обыденников, Кожухов 2001). В зональном аспекте обращает на себя внимание относительно хорошая корреляция типов вырубок не только с типами леса, но и с типами почв – на севере с подзолами, в южной тайге – с дерново-подзолистыми почвами. В частности, это объясняет формирование сфагновых типов вырубок в переделах средней тайги и меньшую их распространенность в южно-таежных системах. Почвенные условия, таким образом, наряду с другими факторами предопределяют типы вырубок.

В результате нарушений технологий рубки леса возрастает пространственная неоднородность почвенных свойств. Восстановление же

почвенных свойств обусловлено степенью нарушений (Целищева и др. 1991), зависящей от техники, особенностей волоков, освещенности. Так, последняя влияет на развитие луговых или лесных типов растений (Уланова,1992), определяя, таким образом, направленность почвообразования. Общая продолжительность восстановления почв различна; но по некоторым данным, она составляет для таежных ландшафтов (Кормилицын, Сабо, 2000) от 100 до 150 лет, а скорость восстановления гумусового горизонта определяется величиной до 0,1 см в год (Холопова,1997).

Динамика свойств почв на вырубках сводится к медленному возрастанию кислотности (в том числе и гидролитической), уменьшению степени насыщенности основаниями. Это может сопровождаться увеличением гумусового горизонта, иногда частичным увеличением оглеения (Целищева и др. 1991). Изменения затрагивают преимущественно верхние горизонты (Уланова, Тощева, 1989). Формирование дернового горизонта, что можно оценивать положительно в рамках гумусообразования, не всегда способствует воспроизводству хвойных пород (Обыденников, Тибуков 1996; Обыденников,1998). Близкие процессы происходят и на осушенных торфяных почвах, где обилие трав также препятствует развитию хвойных (Ананьев, Гаврилов, 1997; Бузыкин, Пшеничникова, 1997), что требует технологии рубок с сохранением подроста. Обилие трав на вырубках оказывает аллелопатическое и ценотическое влияние на развитие самосева. Поэтому необходимы определенные меры для создания благоприятных условий. На участках с сильно уплотненной почвой восстановление затягивается на 15-20 лет и более (Обыденников, Тибуков,1996). Основными критериями типов нарушений служат темпы роста и возобновляемость хвойных пород.

Агрегатные лесозаготовительные машины повреждают почвы (Обыденников, 1997), уплотняют ее до 1,3 г/см^3, что ухудшает экологическую обстановку особенно на местах стоянок, срединных частей

магистральных волоков, погрузочных площадок (Бузыкин, Пшеничникова,1997). Наибольшие нарушения отмечаются для первых 3- 4 лет после рубок (Обыденников, Тибуков, 1996).

Однако отметим, что восстановление почвенных свойств и почвенного покрова в целом несколько запаздывает по сравнению со становлением основного древостоя. Улучшение лесорастительных свойств на вырубках - это скарификация или минерализация поверхности почвы, перемешивание органических остатков и минеральной части почвы. Неуплотненные, минерализованные участки часто благоприятны для восстановления хвойных, на что обращал внимание еще А.В.Побединский (1965). На магистральных волоках самосев появляется уже через 3-5 лет (Бузыкин, Пшеничникова,1997). Отметим, что на Европейском севере естественному возобновлению отводится важное место (Цветков, и др. 1997). Этим объясняется важность сохранения прироста. Специфично восстановление лесов в Западной и Восточной Сибири, что обусловлено особенностями почвенного покрова в целом и типами леса (Обыленников, Кожухов,2001).

При любых типах вырубок существенное значение имеет время их проведения. Так, вырубки и вывоз древесины в зимний период приводит к меньшим нарушениям не только наземного покрова, но и верхних подстилочных горизонтов, что приводит к значительно меньшим нарушениям в последующий период.

Технология вырубок и вывозка древесины имеют громадное значение для изменения почвенных условий. Поверхностный сток на трелевочных волоках иногда составляет 0,52-0,83, тогда как на сохранившихся участках отсутствует. Уничтожение подстилки приводит к увеличению скорости воды в 3-5 раз, а мутность воды на нарушенных участках возрастает в сотни раз (Хуторцев,1962), нередки также явления эрозии почв (Демьянов,1973). На вырубках активно развиваются следующие негативные явления:

- снижение мощности гумусового горизонта;
- образование абиотического наноса;
- уменьшение содержания физической глины;
- увеличение равновесной плотности сложения верхнего горизонта;
- изменение коэффициента фильтрации;
- уменьшение мощности почвенного профиля;
- увеличение каменистости поверхности;
- увеличение засоления;
- увеличение обменного натрия.

Важно отметить группу признаков, проявляющихся на уровне ландшафта:

- рост расчлененности территории оврагами;
- усиление дефляционных процессов;
- увеличение подвижности песков;
- поднятие уровня грунтовых вод;
- сработка торфа;
- увеличение эродированности почв;
- уменьшение площади естественных кормовых угодий;
- увеличение площади засоленных почв;
- увеличение солифлюкционных процессов.

Многие исследователи отмечают резкую смену гидротермического режима после вырубок, включая и мерзлотные регионы (Куликов, 1995). Так, на вырубках по сравнению с сохранившимися насаждениями резко возрастает частота процессов промораживания – оттаивания. Но в летний период почвы могут прогреваться в большей степени, что в условиях распространения многолетнемерзлых пород приводит к большему сезонному протаиванию (Васильевская и др. 1986). Отметим, что наибольшее различие почвенных свойств на вырубках полугидроморфных и автоморфных условий относится к самым начальным этапам

восстановления растительности и постепенно может в некоторой степени ослабевать. Почвы после вырубок могут распахиваться и использоваться в сельском хозяйстве и затем снова развиваться под пологом леса. Этим, возможно, объясняется то, что под лесными насаждениями довольно часто обнаруживастся ровная граница гумусово-аккумулятивного горизонта. В целом отметим, что период развития почвы под вырубками, сопровождающийся временным заболачиванием, интенсивным накоплением органического вещества, сменой типа биологического круговорота, в определенной степени благоприятен для интенсивного развития процесса оподзоливания. Этому способствуют процессы оглеения, а также резко увеличенное на вырубках по сравнению с сохранившимися насаждениями общее количество воднорастворимых органических соединений.

На вырубках изменяется повсдение гумуса, в частности отмечается увеличение его подвижности, что приводит к явлению «вмытости гумуса» (Варфоломеев,1964). Значительные потери биофильных элементов связаны не только с физическим уничтожением подстилки или изменением ее состава (Краснощеков, Горбачев, 1993), но и с нарушением численности и видового состава (Петров-Спиридонов,1985, Максимова,1985). Некоторые исследователи отмечают потери подвижных элементов (Лазарева,1986; Варфоломеев,1986), а также изменение свойств почв.

Засорение порубочными остатками тормозит восстановление почвенного покрова, приводит к стихийным пожарам, что, в свою очередь, приводит к серьезным нарушениям почв. Нарушение лесных почв довольно часто происходит и на ограниченных территориях, например, приуроченных к трассам газо- и нефтепроводов, причем не только вследствие выбросов продуктов из нефтепроводов, но и заболачивания тех участков, где трубопроводы препятствуют нормальному стоку.

Таким образом, вырубки, особенно при нарушениях технологии, приводят к серьезным изменениям свойств почв и структуры почвенного покрова, замедляющим темпы восстановления нормального древостоя.

Все вышеперечисленные изменения проявляются в широком диапазоне биоклиматических условий и во многом определяются типом почв, характером рельефа и особенно технологией, которая используется при проведении вырубок. Восстановление почв в морфологическом отношении может характеризоваться более длительным периодом по сравнению с восстановлением отдельных компонентов почвенного профиля, например лесной подстилки.

К настоящему времени разработан комплекс мероприятий для борьбы с отрицательными последствиями, возникающими на вырубках. В их числе эффективными признаны такие мероприятия как укладка порубочных остатков (Исаев,1970) на волоках, которая уменьшает потери органического вещества в результате минерализации в 2-3 раза. Укладка порубочных остатков существенно снижает поверхностный сток (Воробьев и др.1979) и сохраняются водно-физичсские свойства. Существенным на вырубках является лесовозобновление, которое разделяется на естественное и искусственное. Восстановление лесного покрова приводит к существенным изменениям в почвенном покрове и частичному, а иногда и полному возврату почвенных свойств.

В теоретическом плане признано целесообразным создание системы региональных лесных мониторингов для прогнозирования негативных последствий на вырубках (Обыденников,1997), создание геоботанической классификации вырубок (Уланова,1992).

3.2.2. Влияние пожаров на почвы

Пожарам в системе деградации почвенного покрова принадлежит особое место, что обусловлено их специфическим воздействием на окружающую среду, в том числе и на почвенный покров. В зарубежных

работах пожарам уделяется самое серьезное внимание как важному экологическому фактору (Slaughter,1971).

Существенное значение при пожарах имеют особенности наземного покрова, возраст и качество древесины, состояние и типы подстилки, особенности водного режима. На характер воздействия пожаров оказывают также тип рельефа и биоклиматические условия территории.

Исследователи обычно уделяют внимание не только современным воздействиям пожаров, но и роли их в историческом прошлом формирования почвы и растительности.

Типы пожаров. Характер воздействия на окружающую среду обусловлен типом пожаров. В лесоводстве выделяют три группы пожаров: верховые, низовые и подземные. Обращает на себя внимание, что около 80% всех пожаров составляют низовые пожары. Именно при этих пожарах горят не только нижние ярусы леса, но и повреждаются (Поляков, Набатов, 1983) корневые системы, выгорает подстилка, гумус, но скорость распространения огня при низовых пожарах невелика и не превышает 1 км/час, тогда как при верховых -25 и более км/час. Существует специальная шкала оценки лесных участков по степени опасности возникновения огня (Мелехов,1980). Наибольшую опасность таят хвойные леса, особенно засыхающие, а также захламленные порубочными остатками (Эйтиген,1959). Предупреждение пожаров сводится к устройству защитных противопожарных полос: для предупреждения верховых пожаров - рубкой просек шириной 10-15, а для профилактики низовых пожаров - ширина просек составляет 1-2 м. Особое внимание следует уделять очисткам лесосек: созданию полос земли с удаленным растительным покровом, шириной до 2 м. Для предупреждения торфяных пожаров создают специальные канавы. Существенное место имеют и противопожарные разрывы шириной 30-50 м и барьеры – 6-12 м (Поляков, Набатов,1983).

Биогеоценотический уровень можно признать самым общим в системе воздействия пожаров. Рассматривая этот уровень, можем сказать, что интегральное воздействие пожаров заключается в перестройке всего биогеоценоза в целом, в изменении его структурно-функциональной организации. Происходит количественная и качественная перестройка основных компонентов биогеоценоза. Это касается смены основных эдификаторов, животного населения, включая микроорганизмы. Такие изменения могут носить временной характер и различаться по масштабам воздействия. Последнее особенно существенно для оценки эволюционного развития биогеоценоза. При возрастании степени влияния пожаров большую роль начинают играть его долговременные последействия. Важным является разграничение действия внутрипочвенных, низовых и верховых пожаров (Ремезов, Погребняк,1965).

Оценивая влияние пожаров на структурные компоненты биогеоценозов, можно отметить, что, несомненно, меньшее воздействие высоких температур испытывают почвообразующие и подстилающие породы, за исключением тех случаев, когда они выходят непосредственно на поверхность. В ландшафтном отношении более устойчивыми оказываются гидроморфные ландшафты. В вещественном составе пород наиболее устойчивы к воздействию пожара первичные минералы, тогда как вторичные минералы могут изменить свою структуру.

При оценке функционирования экосистем отметим, что пожары не изменяют геохимической сопряженности ландшафтов и общего миграционного потока веществ. Этого нельзя сказать о других характеристиках функционирования, обусловленных видовым составом и численностью живых организмов.

Влияние пожаров на растительность заключается в том, что они влияют на формирование мозаичной и разновозрастной структуры, временно уменьшают экологическое разнообразие. Однако есть указания на увеличение экосистемного разнообразия (Мажитова, 2000). Пожары

используют в качестве агента, увеличивающего продуктивность растительных сообществ и возобновление таких пород, как сосна и секвойя. Общее биогеоценотическое воздействие пожаров прослеживается на смене древесных пород, что особенно характерно для сосновых и еловых экосистем. Для торфяников пожары являются катастрофическим явлением, приводящим подчас к уничтожению этих сложно организованных систем.

Послепожарный период характеризуется многими важными процессами, среди которых можно отметить увеличение содержания золы и ряда микроэлементов в некоторых растениях. Смена растительного покрова приводит к изменению биологического круговорота. Происходит потеря биофильных элементов не только из состава биомассы, но и из лесной подстилки. Судьба элементов различна. Одни из них безвозвратно теряются из ландшафта и поступают в гидрографическую сеть, другие аккумулируются на почвенно-геохимических барьерах. Судьба многих летучих элементов складывается по-разному -- от поступления в атмосферу до последующего переноса и аккумуляции в смежных ландшафтах.

При благоприятных условиях, что более всего связано с типом ландшафта и отсутствием эрозионных явлений, значительная часть элементов вовлекается в биологический круговорот в результате становления нового фитоценоза. Если же пожары сопровождаются серьезными нарушениями почвенного покрова, что часто происходит при незначительной мощности почв на склонах, то в послепожарный период возможно резкое увеличение потери почвенного мелкозема. Это обусловлено тем, что лесные подстилки и лесные полосы в значительной степени уменьшают эрозию, что показано для многих регионов.

Уничтожение древостоя в результате пожаров изменяет водный режим территории, приводя к временному заболачиванию. В результате этого резко возрастает роль глеевых процессов на фоне частичного

снижения кислотного гидролиза, так как на ранних стадиях в наземном покрове начинают преобладать разнообразные травы, а в древостое активно проявляют себя мелколиственные породы. Все это свидетельствует о том, что в послепожарный период изменение растительности приводит к изменению характера биологического круговорота, как правило, при увеличенной зольности и изменении биохимического состава опада.

Влияние пожаров на свойства почв. Пожары приводят к серьезным изменениям в пределах почвенного профиля. Особенно активны процессы потери гумуса при выгорании подстилки и верхнего гумусового горизонта; кроме того, происходит деградация первичных минералов и глинистой плазмы. Изменения в морфологии почв наиболее заметны в верхних горизонтах (широкое распространение угольков, сохранение охристых тонов в окраске горизонтов).

Выгорание подстилки приводит к изменению залегания почвенных горизонтов. По мере становления растительности начинает формироваться новая подстилка, но бывшие пирогенные горизонты сохраняются длительное время (Попова,1975; Сапожников,1976; Гришин,1973). В результате пожаров изменяется кислотность почв, обычно в сторону подщелачивания. В образующейся после пожаров золе отмечается потеря наиболее подвижных элементов. К их числу следует отнести калий, натрий, магний и марганец (Stark,1977; Penday,1976; Попова,1973).

Потеря органического вещества является не только результатом механических явлений выноса мелкозема или выгорания, но и потерей важнейшего компонента лесных БГЦ – растительности (Мелехов,1965) и уменьшения продуктивности. В послепожарный период увеличивается подвижность органического вещества. Некоторые авторы отмечают увеличение гуминовых кислот (Чертов,1973), а также сужение отношение углерода к азоту, а в других работах зафиксировано появление наиболее агрессивных фракций, представленных фульвокислотами.

Пожары ведут к перестройке зоомикробного пула, при котором иногда отмечаются увеличение активности микрофлоры (Бузыкина, Попова 1975), увеличение выделения $C0_2$, а также рост численности целлюлозоразлагающих и аммонифицирующих бактерий. Существенные изменения наблюдаются в термическом режиме почв. Многими исследователями отмечено увеличение температуры на гарях (Сапожников, 1976; Боч, Мазинг, 1979), причем разница в температуре нарушенных участков по сравнению с сохранившимися может составлять от 3 до 6-10°. В числе деградационных явлений следует отметить ухудшение структуры, увеличение плотности, возникновение трещин (De Bulle, 1976; Баранов, 1976; Фирсова, 1969; Каплюк, 1980).

В числе деградационных явлений особенный ущерб приносит эрозия (Сапожников, 1976; Luts, 1971; Viereck, 1973), которая, в частности, приводит к заилению рек. В северных регионах эрозия может сопровождаться солифлюкционными процессами, которые приводят почти к полному уничтожению почвенного покрова. Деградация лесных почв после пожаров связана и с изменением водного режима. Как правило, лесные почвы после пожаров склонны к временному или длительному заболачиванию. По мере становления древостоя водный режим территории восстанавливается, но период заболачивания сопровождается интенсивным проявлением процесса оглеения, сегрегацией железа, господством восстановительных процессов. Это, в свою очередь, ведет к усилению элювиально-иллювиальной дифференциации, что приводит к потере важнейших элементов из профиля почвы.

При всем многообразии взглядов на изменение химизма почв, отметим, что восстановление свойств почв происходит в зависимости от силы воздействия огня и их гранулометрического состава; например, в меньшей степени воздействие касается песчаных и супесчаных почв (Ткаченко, 1911). Длительность восстановления может растягиваться от 1 до 20 лет. Некоторые изменения могут сохраняться чрезвычайно

длительное время. Но самым главным критерием при оценке деградации при пожарах следует считать скорость восстановления продуктивности леса (Kimmins,Teller, 1974; Бузыкина, Попова, 1977). Особенно длительное снижение продуктивности, очевидно, свойственно северным лесам с их типом круговорота, при котором существенная роль принадлежит лесным подстилкам (Базилевич, Шитикова,1989), уничтожаемым в процессе пожаров. Сложная структура почвенного покрова лесотундровых и тундровых территорий приводит к значительной дифференциации характера воздействия огня. Так, пожарам практически не подвергаются почвы пятен, лишенных растительности, тогда как остаточно-торфяные почвы деградирующих торфяников или торфянистые почвы сильно подвержены воздействию огня (Васильевская и др., 1986). Важно также отметить, что, например, вертикальное проникновение огня будет значительно меньшим в зоне распространения многолетнемерзлых пород.

Таким образом, резюмируя материалы о действии пожаров на почвы, можно сделать заключение, что их действие носит зачастую спонтанный характер с нарушением естественного хода эволюции почв, а зона воздействия распространяется от обще- биогеоценотического и ландшафтного воздействия до отдельных компонентов и их составляющих. Последействие пожаров имеет широкую амплитуду – от положительного до отрицательного. Важнейшие деградационные явления связаны с потерей гумуса, нарушением водного режима, включая заболачивание. В крайних вариантах нарушение почвенного профиля приводит к частичной потере почвенного мелкозема, а иногда и всей почвенной массы. Нарушения в результате пожаров часто сочетаются с последействием вырубок. Соотношение и степень проявления последействия пожаров определяется типом почв, составом растительности, а также характером ландшафта. Многофакторность влияния пожаров следует отнести в число их важнейших характеристик.

В заключение приводится схема, в которой обозначен характер воздействия вырубок и пожаров на лесные экосистемы. В силу различных причин эти процессы часто сопровождают друг друга (Краснощеков, Сорокин, 1988). Важнейшим последствием этих нарушений является как изменение собственно почвенных свойств, снижающих устойчивость почв, так и кардинальная смена биологического круговорота.

История развития лесных почв, по крайней мере, с периода их освоения в целях сельскохозяйственного использования, всегда сопровождалась и, вероятно, будет в будущем сопровождаться различными нарушениями, среди которых вырубки и пожары следует признать неизбежными процессами, с которыми другие явления не всегда могут быть сравнимы по масштабам и силе воздействия. Характер этого воздействия будет проявляться на разных уровнях – от общего биогеоценотического до отдельных компонентов биогеоценоза, а далее может быть прослежен в системе геохимического ландшафта.

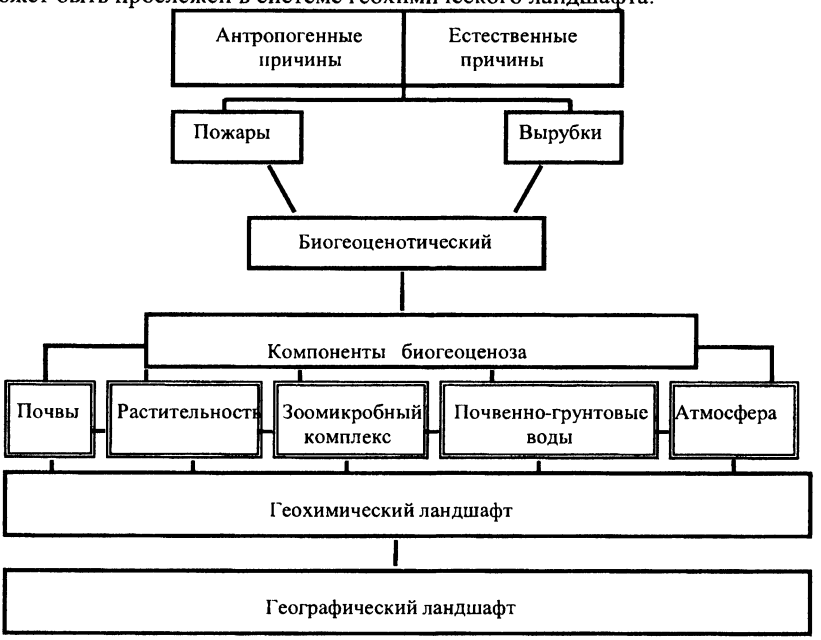


Рис. 3.2.1. Влияние пожаров и вырубок на разных уровнях организации биосферы.

Каждому географическому ландшафту в зависимости от его особенностей будет свойственна своя специфика проявления этих нарушений.

3.3. Оценка устойчивости и деградации почвенно-растительного покрова тундр при антропогенных нагрузках

3.3.1. Устойчивость к техногенным воздействиям и их последствиям

Активное хозяйственное освоение криолитозоны, связанное с разработкой месторождений полезных ископаемых, приводит к резкому усилению интенсивности процессов деградации почвенного и растительного покровов (Москаленко, 1999). Техносфера становится мощным агентом эволюции почв.

В области распространения многолетнемерзлых пород наибольшую роль играют те виды деградационных процессов, которые связаны с интенсивным проездом тяжелого транспорта, бурением скважин, расчисткой снега на стройплощадках и дорогах, широкомасштабным проведением земляных работ при строительстве дорог, прокладке газо- и нефтепроводов.

Техногенные воздействия на тундровые ландшафты проявляются главным образом в нарушении почвенно-растительного покрова и рельефа (нано-, микро- мезо-). В последние десятилетия, в частности для севера Западной Сибири, описаны основные типы деградационных изменений почвенно-растительного покрова (Москаленко, Ястреба, 1980, с нашими добавлениями):

- частичное уничтожение растительности в результате проезда транспорта (естественная растительность покрывает более половины площади); уплотнение и частичный разрыв тундрового войлока или лесной подстилки;
- уничтожение большей части растительного покрова и подстилки (войлока) за счет многократного прохождения транспорта;

- снятие растительного покрова, удаление верхних органогенных горизонтов почвы, нарушение микрорельефа (расчистка территории бульдозером);
- погребение естественного растительного покрова в результате навалов;
- механическое нарушение всего почвенного профиля при экскавации и переотложении грунта.

Наряду с этим можно добавить и еще ряд антропогенных факторов, действие которых проявляется, например, в ходе обустройства и эксплуатации нефтегазоносных комплексов: увеличение мощности и плотности снежного покрова у зданий, откосов дамб ли́нейных сооружений и насыпных площадок, на полотне зимников и искусственных наледей; увеличение коэффициента стока на урбанизированных, менее водопроницаемых территориях; появление локальных антропогенных источников стока отепленных вод, растепление грунтов вокруг зданий, создание перепадов высот при искусственном изменении рельефа местности, непосредственное техногенное изъятие грунтов и возникновение отрицательных форм рельефа (карьеры, дорожные выемки, канавы, траншеи и т.п.). Дальнейшая типизация вида и степени деградации собственно почв и почвенного покрова является достаточно сложной.

До сих пор недостаточное внимание уделяется нарушению почвенно-мерзлотных комплексов. Искажение или уничтожение исходного микро- и нанорельефа практически исключает восстановление естественного почвенного покрова. Если же он сохранен, то формирование растительного и почвенного покровов идет достаточно быстрым темпом. Так, наши наблюдения в районе газопровода Надым – Уренгой показали, что характер и степень нарушенности территории связаны со структурой нарушаемого почвенного покрова и генетическими особенностями почв, входящими в его состав, степенью их устойчивости к техногенным воздействиям, способностью восстанавливать нарушенный растительный покров и почвенный профиль. Разделение почв по степени механической деградации только по глубине воздействия (мощность уничтоженного слоя

почвы) не дает полного представления о масштабах деградации. Кроме того, при полевых исследованиях часто трудно определить, какая часть почвенного покрова (профиля) уничтожена или нарушена, в то время как выход на поверхность того или иного генетического горизонта очевиден. Поэтому можно принять, что основным качественным признаком подразделения почв по степени механического нарушения (деградации) может служить сохранность или, наоборот, отсутствие тех или иных горизонтов.

При нарушениях только в пределах верхнего органогенного горизонта подстилки, торфяного горизонта и сохранении его фрагментов почвы обладают способностью сравнительно быстро восстанавливать исходный профиль, поэтому их можно отнести к слабо деградированным (табл.3.3.1.). Если нарушения коснулись уже средней части торфянистой толщи (02) или гумусоаккумулятивного горизонта в элювиально-глеевых почвах, то почвы могут быть отнесены к средне деградированным. Эти участки уже значительно легче, чем почвы первой группы, подвергаются эрозионным процессам, труднее восстанавливаются, существенно снижается термоизолирующая способность верхних горизонтов. Однако даже незначительные фрагменты гумусоаккумулятивных или торфяных горизонтов создают предпосылки для возобновления растительности. При полной ликвидации верхней части профиля и выходе на дневную поверхность песчаных иллювиальных и глеевых горизонтов или материнской породы создаются крайне неблагоприятные условия для их последующего закрепления растительностью, поэтому мы относим их к сильно нарушенным.

Техногенные нарушения поверхности территории (почвенно-растительного покрова) в области распространения многолетнемерзлых пород порождают и усиливают криогенные и другие процессы, изменяющие весь ландшафт, растительный и почвенный покров в нежелательном для человека направлении. Нарушение поверхности

вызывает прежде всего изменение температурного режима почв и грунтов, которое способствует резкому ускорению криогенных процессов.

Таблица 3.3.1
Классификация почв северо-таежных редколесий Западной Сибири по устойчивости и по степени деградации

Группы почв по устойчи-вости и деградации	Почвы	Степень деградации, сохранность почвенных горизонтов		
		слабая	средняя	сильная
Устойчивые	Торфяная болотная ложбин стока	01	02	C
	Торфяно- и торфянисто-глеевая болотная	01	A1Bg	C
	Остаточно-торфяная торфяных бугров	01	02	Ст(C)
Слабоустойчивые	Торфянисто-элювиально-глеевая	01	Agl	Bg
	Пойменная перегнойно-глеевая	A0A1	B	CDg
Неустойчивые	Подзолистая	01(01A1)	A2-Bh	B1(Bfh)
	Элювиально-глеевая	A0A1	Agl	B
	Пойменная дерновая слаборазвитая	Ad	A1	CD

Одной из непосредственных причин появления, усиления или ослабления криогенных процессов является изменение теплового баланса. Частичное нарушение или полное удаление мохово-торфяного покрова на севере Сибири увеличивает радиационный баланс поверхности на 5-15%, что вызывает повышение среднегодовой температуры на 0,7-2,0^{0}C и увеличение глубины летнего протаивания почв в 2-3 раза. Интенсивность техногенного нарушения теплового баланса почв и грунтов в количественном отношении на несколько порядков больше, чем при естественных его изменениях (Мельников и др., 1977).

Сопротивляемость к антропогенным воздействиям зависит от степени развития дернины или торфянистого горизонта, так как даже при малой мощности профиля в области распространения многолетней мерзлоты и его большой влагонасыщенности они играют существенную защитную роль. В зоне лесотундры и в северо-таежных редколесьях Западной Сибири на озерно-

аллювиальной равнине, где развиты бугристые и плоские торфяники, подстилаемые мерзлыми песками и суглинками, удаление мохового покрова при сохранении торфяного горизонта не приводит к заметному повышению температуры почвы и грунтов и глубины их протаивания; при удалении же торфяного слоя пески и суглинки протаивают глубоко и развивается термокарст, увеличивающий заболоченность территории (Москаленко и др., 1978). Наблюдения Хегинботтома (Heginbottom, 1973, 1975) на Аляске показали, что прокладка дорог и расчистка бульдозером территории без нарушения лесной подстилки не приводят к изменению характера протаивания почв и грунтов по сравнению с соседними ненарушенными участками леса. Если же нарушалась верхняя органогенная часть почвенного профиля, то протаивание существенно увеличивалось и происходило оползание почв и грунтов. В таежной зоне Западной Сибири серьезные последствия вызывают вырубка леса, уменьшение мощности и уплотнение снежного покрова на оголенных от растительности участках, в результате чего возникают техногенные ландшафты с характерными процессами пучения и морозобойного растрескивания. Там, где удаление растительности и почв обнажает пески, происходит их протаивание и развевание сильными ветрами, вследствие чего на обширных пространствах возникают ландшафты техногенных пустынь или "песчаных арен" (Шилова, Мамаева, 1977).

Другим важным фактором, определяющим степень устойчивости почв к деградации в мерзлотных регионах, является наличие льда в почвенно-грунтовой толще: его количество, качество, характер залегания (Граве, 1982). Высокая льдистость почв и грунтов, наличие различных форм подземного льда при механических нарушениях поверхности и изменении теплового режима способствуют более активному проявлению таких процессов, как термокарст, солифлюкция (сползание грунта по склонам), пучение. Предлагается несколько систем классификации мерзлотных грунтов по их устойчивости, учитывающих льдистость, наличие повторно-жильных (ПЖЛ) и других типов льдов разной мощности (Втюрин, 1980).

Так, при нулевой льдистости («сухая мерзлота») освоение территории возможно без какого-либо учета мерзлотности, до 20% – учет льдистости необходим, от 20 до 40% – освоение региона должно вестись с учетом мерзлотного состояния, при льдистости 40% мерзлота при освоении должна быть сохранена. При мощности подземных льдов до 1 м территория не чувствительна к освоению, при мощности 1-2 м - слабо чувствительна, при мощности 2-3 м - средне чувствительна, больше 4 м (мощные льды) - территория сильно чувствительна к хозяйственному использованию. Эти и другие виды классификации геосистем (и почв) по мерзлотному состоянию могут быть учтены при картографировании и при ранжировании степени их чувствительности и устойчивости к антропогенным воздействиям.

Исследования показали, что вытаивание ПЖЛ зависит от глубины сезонно – талого слоя (СТС), которая является результирующей тепло- и массообмена между атмосферой и деятельным слоем почвогрунтов (Гаврильев и др., 1997). Поэтому величину термопросадок, которая зависит от СТС, можно принимать в качестве результирующей характеристики криоэкологического состояния мерзлоты почв и количественного показателя градации их устойчивости к антропогенным воздействиям. Целесообразно использовать пять градаций устойчивости к антропогенным воздействиям:

- устойчивые – просадки не наблюдаются;
- слабо неустойчивые – глубина просадок 0,1-0,3 м, возможно развитие зачаточного булара (вид просадки);
- средне неустойчивые (0,3-0,5 м) – возможна деформация в виде округлых и продолговатых просадок, полигональных бугров, эрозии почв;
- сильно неустойчивые (0,5-0,7 м) – возможно интенсивное развитие булара, сильное разрушение почвы, микрорельеф – полигонально бугристый;

- совершенно неустойчивые (0,7-1,0 м и более) – интенсивное развитие зрелого былара, что вызывает очень сильное разрушение почвы и сельхозугодий, микрорельеф – бугристо – западинный.

Эти градации могут быть использованы для криоэкологического районирования при картографировании мерзлотных почв.

Нарушение растительных сообществ при антропогенных воздействиях приводит к изменению глубин сезонного протаивания-промерзания почв, их гидротермического режима, к активизации экзогенных геологических процессов (Москаленко, 1999). Исследованиями в северо-таежных редколесьях Западной Сибири в 1970-1980 гг. установлено, что уничтожение древесной растительности на слабо наклонных дренированных участках привело к увеличению притока солнечной энергии к поверхности почвы и повышению среднелетней температуры почвы на 7^0С на глубине 0,2 м. Одновременно на нарушенных участках наблюдается уменьшение влажности, особенно на песчаных почвах, активизируются окислительные процессы. На других почвах и других типах растительных сообществ масштабы увеличения температуры и уменьшения влажности почвы могут быть другими, но общая тенденция изменения этих параметров остается постоянной.

Прокладка трассы газопровода приводит к перераспределению снега, в связи с этим также могут изменяться влажность и температура почвы, особенно в зимний период. Сопутствующие освоению территории пожары также вносят свой вклад в изменение гидротермического режима. Возникновение вторичного растительного покрова приводит к постепенному понижению температуры почвы. Можно отметить также, что в болотных ландшафтах наблюдается наименьшее увеличение температуры почвы и, наоборот, увеличение обводненности (Москаленко, 1999). Н.Г. Москаленко проводятся длительные стационарные наблюдения за динамикой температуры почв, почвообразующих пород и глубиной их сезонного протаивания – промерзания на освоенных

территориях северной тайги и северотаежных редколесий в криолитозоне Западной Сибири (Москаленко, 1978, 1999). На площадке, заложенной в 1972 г. на морошково – багульниково – сфагново – кладониевом плоскобугристом болоте в районе 14 км трассы газопровода Надым-Пунга (мощность торфа 1м), в первые 4 года после снятия растительного покрова глубина сезонного протаивания увеличилась незначительно. Однако впоследствии в связи с уплотнением торфа, осадкой и изменением его теплофизических свойств, развитием заболачивания стало наблюдаться значительное возрастание глубины сезонного протаивания. За рассматриваемый 27 – летний период глубина сезонного протаивания на нарушенном плоскобугристом болоте так и не стабилизировалась.

В лесотундровой и тундровой зонах снятие растительного покрова также сопровождается увеличением глубин сезонного протаивания, но оно менее значительно. На дренированных пологоволнистых участках после удаления растительного покрова глубина сезонного протаивания возрастает на 20-50%. В то же время на слабодренированных территориях с рединами и тундрами происходит активная деформация мелкобугристых поверхностей, образование просадок, в которых глубина протаивания вследствие снятия растительного покрова и торфянистого горизонта увеличивается в 2-3 раза.

Появление вторичных травяно-моховых сообществ сопровождается небольшим понижением глубин сезонного протаивания, однако, за 18-25 – летний период наблюдений они продолжают оставаться выше, чем в естественных условиях.

Существенные изменения температурного режима под влиянием нарушений растительного покрова отмечены на слабонаклонных дренированных участках с песчаными альфегумусовыми почвами, покрытыми березово-сосновыми кустарничково – лишайниковыми редколесьями. Наибольшее повышение летних температур (на 7^0C) наблюдается на глубине 0,2 м. С глубиной различия в температуре почвы нарушенных и ненарушенных участков уменьшаются. На глубине 4 м

различия составляют около 1^0С. Отмечено также некоторое увеличение среднегодовых температур почвы на уровне 0,2 м. На плоских пушицево-сфагновых болотах после нарушения растительного покрова альбедо поверхности в летний период уменьшилось от 0,16 до 0,07 вследствие обводненности и обнажения торфа. В связи с этим увеличились температуры поверхности торфяника, более глубоких слоев торфа и минеральных почвообразующих пород. На глубине 0,2 м повышение среднелетней температуры почвы составило 2^0С (Москаленко, 1999).

Уничтожение растительного покрова верхнего органогенного горизонта почвы на плоских и пологоволнистых дренированных равнинах, сложенных песками, приводит к развитию дефляции. На плоских недренированных или слабодренированных равнинах нарушение напочвенного и растительного покровов сопровождается активизацией заболачивания, термокарста, пучения и криогенного растрескивания. На склонах холмистых равнин усиливаются процессы водной эрозии и солифлюкции (на суглинистых отложениях).

На стационаре Прадхо – Бей в арктических тундрах Северной Америки в 70-х годах проводилась серия исследований влияния различных транспортных средств с низким давлением на поверхность почвенно-растительного покрова (Richard, Brown, 1974). В частности, применялись плоские гусеницы и широкие покрышки – баллоны. Ранние июньские тесты на проход транспорта по замерзшей тундре установили слабое повреждение поверхности. Тесты 15 июля 1970 г. проводились с разной нагрузкой. Их результаты были проанализированы в августе 1972 г. Все тест – следы июля 1970 года хорошо сохранились. Глубина сезонного протаивания в них составила 45 см по сравнению с 36 см на контроле. Глубина следа колебалась от 10 до 20 см.

В 1971 г. были проведены тесты на прохождение 7–тонной машины на широких воздушных баллонах. Эта машина оказывала давление 0,015 кг/см^2. Исследования проводились на довольно крутом склоне тундрового

ландшафта в районе стационара Барроу (арктический склон Аляски). Опыт включал проходы от 1 до 50 раз (1, 5, 25, 50) по полигональной сухой тундре. Наблюдения за растительностью и тундровым войлоком (подстилкой) сразу после опыта показали, что проективное покрытие мхов уменьшилось со 100 до 90% (при 50 проходах), злаки и травы сохранили прежние показатели проективного покрытия (около 18%), с 40% до нуля сократилось наличие подстилки; небольшая степень покрытия лишайников (около 5%) также снизилась до нуля. Через год на влажной тундре сохранились следы 5, 25 и 50 проходов техники, на сухой – 25-50. Наибольшее увеличение глубины протаивания также отмечалось при 50-кратном проходе. Эти наблюдения показали, что даже «облегченные» виды наземного транспорта с относительно низким давлением на поверхность почвы при многократном проходе в летнее время наносят существенный урон поверхности (уменьшается проективное покрытие, возникают ложбины и промоины по следам транспорта, увеличивается мощность СТС).

Оползневые и другие криогенные процессы в областях распространения многолетнемерзлых пород и криосолей существенно понижают устойчивость ландшафта к различным естественным и антропогенным воздействиям. По наблюдениям О.В. Ребристой на Центральном Ямале в результате оползания грунта с растительностью происходит резкое изменение условий: разрушается органогенный горизонт, изменяется влажность почвы, значения pH верхнего горизонта сдвигаются в сторону более нейтральных. Стадия первичного зарастания на поверхностях скольжения затягивается на десятилетия и заканчивается формированием злаковых и ромашково–злаковых сообществ на сухих участках и осоково–дюпонтиевых в промоинах. В дальнейшем в эти сообщества проникают ценофильные виды из тундрового окружения и деградировавших блоков оползневых тел. В результате формируются травяно–ивковые и ивковые группировки, которые и представляют

длительную стадию зарастания оползней. Моховый покров восстанавливается еще более медленно (Эрозионные процессы Центрального Ямала, 1999).

Установлено, что ни одно растительное сообщество не выдерживает многократного проезда гусеничного транспорта (Андреяшкина, 1991; Ребристая и др., 1993; Телятников, 1993). При этом сильнее всего страдают от механического воздействия кустарники; хорошо развитая моховая дернина особенно легко повреждается гусеницами. В связи с этим болотная растительность полностью разрушается. Наблюдения показали, что чем сырее экотоп, тем сильнее нарушения в растительном покрове. Однако на болотах растительный покров восстанавливается быстрее. Кустарничково–лишайниковые тундры на сухих песчаных почвах устойчивы к механическим повреждениям, но при разрушении покрова начинаются дефляционные процессы, полностью уничтожающие и растительные сообщества, и маломощные песчаные почвы.

Исследования в районе ГКМ «Бованенково» установили, что длительное воздействие на растительность привело к тому, что из локальной флоры выпало 20 видов сосудистых растений; ерниковые тундры сменились кустарничковыми сообществами с большим количеством трав, чуждых тундровым группировкам; почти полностью исчезли ивняково–моховые тундры, плоско-полигональные, тундрово–болотные комплексы; ивняки сменились более низкорослыми тундрами (Телятников, 1993; Эрозионные процессы Центрального Ямала, 1999).

Изменение физико-механических свойств почв и устойчивости тех или иных групп видов растений при воздействии транспорта, в частности вездеходов, было изучено в полевых и лабораторных условиях Н.П. Бучкиной (1996). Наименее устойчивы к воздействию транспорта лишайники и кустарнички. Они легко повреждаются при механических нагрузках и во всяком случае в течение четырех лет не возобновляются на

дорогах. Зеленые и сфагновые мхи повреждаются меньше, чем лишайники, но возобновляются слабо. Осоки и пушицы в связи с наличием подземных вегетативных побегов обладают высокой способностью к самовосстановлению, хотя тоже достаточно чувствительны к действию транспорта.

Деформационные испытания верхних почвенных горизонтов с растительностью, проведенные на Ямале, позволили определить, что наименьшей устойчивостью к нормальной нагрузке (24-47 кПа) обладают песчаные почвы пятнисто–полигональной тундры; суглинистые почвы характеризуются большей устойчивостью в связи с наличием ила и органического вещества; наименьшей восприимчивостью к нормальным нагрузкам обладают торфяные почвы. В этом ряду кинетический модуль деформации составляет последовательно 1,11-0,67–0,23 МПа (Бучкина, 1996). Обобщение данных по сопротивлению нормальным нагрузкам позволяет выделить на исследуемой территории ряд типов почвенно-растительных комплексов с разной степенью устойчивости к воздействию транспорта. К ранжированию почвенно-растительных комплексов привлекаются также данные (кроме прочностных характеристик верхних горизонтов) по мощности СТС и органогенных горизонтов, положению биогеоценозов в рельефе.

При благоприятных для восстановления растительности условиях (достаточное увлажнение, наличие фрагментов органогенных горизонтов почвы, небольшие запасы гумуса и др.) активизировавшиеся процессы деградации растительного и почвенного покровов постоянно затухают. При медленном восстановлении растительного покрова и формировании дернины или тундрового войлока экзогенные деградационные процессы продолжают развиваться (Москаленко, 1999).

В осваиваемых районах газовых и нефтяных месторождений и при проведении разведочных и строительных работ в пределах криолитозоны наблюдается активизация эрозионных и термоэрозионных процессов.

Разнообразные техногенные воздействия, преимущественно механические, приводят, как уже отмечалось ранее, к увеличению площади деградированной тундры или северо-таежных редколесий. Нарушенные почвогрунты, лишенные растительного покрова и верхнего органогенного горизонта почвы, характеризуются низкой противоэрозионной устойчивостью и легко подвергаются воздействию разрушительных процессов. Происходит изменение микрорельефа, характера снегоотложения, перераспределения поверхностного, дождевого и талого стока (Бобровицкая и др., 1999).

Так, на Центральном Ямале с высокой степенью эрозионного расчленения территории (1,2 км/км^2) и высокой скоростью ветра в зимний период идет перераспределение по площади высоты и плотности снежного покрова. Основная часть влагозапасов в снеге скапливается в эрозионной сети, а на междуречье стока остается мало (Головенко и др., 1995). С началом освоения газовых месторождений появились новые области накопления снега, связанные с бытовыми и промышленными сооружениями. Наиболее велика аккумуляция снега на территориях вахтовых поселков. К началу снеготаяния в поселках снеговой покров по всей их территории меняется от 0,2 до 2 м с разной плотностью его сложения (0,3-0,9 г/см^3). Линейное накопление снега отмечается вдоль дорожных искусственных насыпей (0,3-0,5 м). Важным источником талых вод являются также зимники, которые представляют собой полосу укатанного снега (практически льда) мощностью 0,6-0,8 м, шириной 5-7 м и длиной в десятки километров.

Если зоны локального скопления снега в поселках увеличивают сток на ограниченном числе элементарных водосборов, в основном, с нарушенным почвенно-растительным покровом, то линейные скопления снега создают повышенный сток талых вод практически на всех (нарушенных и ненарушенных) водосборах в зоне освоения. В результате широкое распространение получает ручейковая, овражная и русловая

эрозия, повышается сезонное протаивание почвогрунтов, интенсифицируется вытаивание подземных льдов, усиливаются термокарст и термоэрозионные явления. Все эти процессы в комплексе уже в настоящее время приводят к катастрофической деградации почвенно-растительного покрова, изменению всей природной среды, авариям и повреждениям инженерных сооружений.

Активная деградация растительного и почвенного покровов в криолитозоне России придает особую остроту проблемам их охраны. Н.Г.Москаленко (1999) обобщены материалы по охране растительного мира Севера. Подчеркивается необходимость составления карт охраны растительных сообществ и экосистем в целом, имея в виду проведение экологического картографирования или картографирования охраны геосистем. На основе карты природных комплексов криолитозоны Западной Сибири проведено мелкомасштабное природоохранное районирование геологической среды (Мельников, Москаленко, 1988).

Оценка устойчивости инженерно–геологических условий в природоохранных районах к техногенному воздействию проводилась авторами на основе комплекса показателей: состав поверхностных отложений, их температура, льдистость, мощность сезонно-талого и сезонно-мерзлотного слоев, развитие экзогенных геологических процессов и восстанавливаемость растительного покрова. Такие подходы, несомненно, могут быть использованы и при оценке устойчивости почвенного покрова. В таб. 3.3.2. представлен фрагмент легенды этой карты для одной из подпровинций региона. Авторы отмечают, что «неустойчивость геологической среды» этой северо-таежной подпровинции обусловлена тем, что многолетнемерзлые породы в южных районах своего распространения являются неустойчивыми в силу их высоких температур, льдистости и небольшой мощности. Под влиянием освоения они часто подвергаются деградации, сопровождающейся активным развитием криогенных процессов. В связи со сказанным слабо

устойчивые районы занимают наибольшие площади (дренированные холмистые и плоские заболоченные равнины). Индексы типов местности расшифрованы в примечаниях к легенде карты.

На примере Северо-Востока Евразии Е.М. Наумовым и А.А. Пугачевым (2000) составлена карта деградации и устойчивости почв этого мерзлотного региона. На основе экспертной оценки выявлено 6 групп криогенных почв – от катастрофически неустойчивых до устойчивых к механическим нарушениям (табл. 3.3.3.). В данном случае предметом оценки стали типы ландшафтов, почвы и криокомплексы. При учете устойчивости или неустойчивости каждого из элементов геосистем были выделены ведущие факторы деградации или устойчивости. В одних случаях основным фактором является дестабилизация высокольдистой мерзлоты, в других - малая мощность органогенных горизонтов и (или) их активное техногенное нарушение. Относительно высокую устойчивость авторы связывают с наличием свободного внутреннего дренажа почв и формированием в почвах мощных органогенных горизонтов с высоким содержанием корней. Песчаный гранулометрический состав создает угрозу дефляции, наличие сухоторфянистых горизонтов и хвойных подстилок при хорошем дренаже становится фактором риска для пожаров.

Интересен подход Н.В.Тумель (2000) к оценке устойчивости ландшафтов криолитозон. Анализ проведен для Большеземельской тундры. Оценка устойчивости геосистем к глобальному потеплению климата основывается на доле сохранения реликтов голоценового оптимума в современной ландшафтной структуре. Ряд естественной устойчивости в связи с этим зонален. Неустойчивы ландшафты южной геокриологической зоны, где мерзлые породы современные. Слабоустойчивы ландшафты центральной геокриологической зоны, где широко распространены мерзлые породы первой половины голоцена. Относительно устойчивы ландшафты северной геокриологической зоны, где сохранились верхнеплейстоценовые подземные льды. Отмечается, что устойчивость геосистем при антропогенных воздействиях не совпадает с естественной устойчивостью. Так, в ландшафтах южной геокриологической зоны островная

мерзлота будет исчезать при тепловом ударе быстрее, условия для восстановления растительности при механических нарушениях будут более благоприятными, что позволяет считать эти ландшафты относительно устойчивыми. Неустойчивыми в данном случае будут ландшафты типичной тундры (центральная геокриологическая зона).

В этом ландшафте при нарушении напочвенного покрова интенсивно протаивают мерзлые породы, содержащие различные типы льдов. Гибнет тундровая растительность, прогрессируют термокарст и термоэрозия. Между гибелью тундровой биоты и экспансией леса появится достаточно длительный временной интервал. Существует опасность резкого упрощения ландшафтной структуры и появления других отрицательных последствий. В данной ситуации слабоустойчивыми будут ландшафты северной геокриологической зоны, где стабилизирующим фактором служат низкие температуры пластовых, жильных льдов и высокольдистых пород. При нарушениях поверхности будет происходить медленное замещение тундровой флоры более теплолюбивой, а криогенные процессы при нарушении поверхности могут локализоваться или затухать.

Анализ тенденций изменения устойчивости по естественному и антропогенному сценариям может дать важные результаты для изучения эволюции ландшафтов, экосистем и, конкретно, почв и почвенного покрова в криолитозоне.

3.3.2. Меры защиты почвенно-растительного покрова тундр

Медленный темп восстановления растительного покрова и почв в районах распространения многолетнемерзлых пород обусловливает необходимость разработки комплекса мероприятий по биологической рекультивации нарушенных территорий, способствующих повышению продуктивности и биологического разнообразия, восстановлению почвенного покрова и характерного мерзлотного микро– и нанорельефа. По этому направлению научных и практических исследований выполнено

довольно много работ. Обобщенные материалы позволяют составить следующий перечень приемов рекультивации (Москаленко, 1999):

- Искусственное создание растительного покрова за счет посева многолетних трав преимущественно местных видов с предварительным внесением органических (торф, сапропель, навоз) и минеральных удобрений.
- Интенсификация естественного восстановления растительности на нарушенных путем внесения удобрений на заросшие участки для улучшения на них плодоношения растений и возрастания числа зрелых семян.
- Внесение на оголенные участки минеральных удобрений, стимулирующих разрастание корневищных злаков.
- Закрепление песков техногенных песчаных арен многолетними злаками, бобовыми и некоторыми древесными растениями.
- На ограниченных площадях в неблагоприятных условиях могут быть использованы такие приемы рекультивации, как пересадка дернины, культура растений в контейнерах. Для закрепления отвалов и насыпей рекомендуется гидропосев трав.

В целом, например для Западной Сибири, площади районов, где необходима массовая биологическая рекультивация, составляют около 10% всего региона. Доля площадей, где рекультивацию можно проводить локально, составляет 28% (материалы Н.Г. Москаленко, 1999).

Кроме биологической рекультивации, в ряде регионов необходима и система инженерных решений. Учеными Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН разработана концепция двухэтапного восстановления нарушенных территорий на Крайнем Севере,

Таблица 3.3.2.
Фрагмент легенды к карте природоохранного районирования северо-таежной Обско-Тазовской подпровинции морских, лежниковых и озерно-аллювиальных равнин (Москаленко, 1999)

Номер	Группы по устойчивости	Индексы типов местностей (ландшафтов)	Состав поверхностных отложений	Среднегодовая температура, ^{0}C	Мощность СТС, м	Физико-геологические явления		Прогнозируемые физико-географические процессы	Восстанавливаемость растительного покрова
						Степень пораженности	Перечень		
144	Слабоустойчивые	Е (III, IV Ia)	Суглинки, супеси	+1...-1	0,5-1,0	Средняя	Заболачивание, термокарст	Эрозия	Медленная (холмы), быстрая (понижения)
160	Среднеустойчивые	Г, Б (Ia, IIa)	Пески, супеси; торф, пески	+1...-1	0,5-1,0	Слабая	Заболачивание, пучение	Новообразования ММП, термокарст	Медленная; быстрая
161	Слабоустойчивые	Е (IV, Vm)	Суглинки, пески	+1...-1	0,5-1,0	Средняя	То же	Эрозия	Медленная (холмы), быстрая (понижения)
163	Неустойчивые	D (Vm)	Глины, суглинки	+1...-1	0,5-1,0	Средняя	Пучение, термокарст	Термокарст, эрозия	Медленная
165	Слабоустойчивые	Б (Vm)	Торф, суглинки, супеси	-1...-3	0,5-1,0	Слабая	То же	Термокарст, пучение	Быстрая
173	устойчивые	Г (III,IVm)	Пески, супеси	+1...-1	1,0-1,5	Слабая	Заболачивание, дефляция	Дефляция	Медленная
175	Среднеустойчивые	Е (III,IV Ia)	Суглинки, пески	+1...-1	0,5-1,0	Слабая	Эрозия	Эрозия, термокарст	Медленная (холмы), быстрая (понижения)

Таблица 3.3.3

Деградация и устойчивость почв мерзлотных регионов севера (экспертная оценка) (Наумов, Пугачев, 2000)

Группы	Степень устойчивости	Ландшафты	Почвы и почвенные комплексы	Ведущие факторы деградации или устойчивости
I	Очень (катастрофически) неустойчивы	Тундра, тундролесья и северная тайга на ледово-лессовых покровах - едомах	Криокомплекс торфяных и торфянистых криоземов, криоглееземов и других высокомерзлотных почв	Деградация (термокарст и др.) связана с дестабилизацией высокольдистой мерзлоты при нарушении термического режима
II	Неустойчивы	Пушицево-кочкарная пятнистая и пучинно-бугорковая тундра, плоско-бугристые мелкоторфяные болота, заболоченные лиственничные редколесья и тундролесья на суглинисто-глинистых покровах	Криокомплексы льдисто-высокомерзлотных почв: тундровых надмерзлотно-глеевых, криоземных, торфяно-глеевых и торфяных почв и таежных глееземов, криоземов и торфяных почв	Деградация (термокарст и др.) связана с дестабилизацией льдистой мерзлоты, при нарушении термического режима
III	Слабоустойчивы	Лиственничные редколесья междуречий м речных террас, болота с торфом >50 см, заболоченные поймы низовий рек, суглинисто-глинистые породы	Криокомплексы льдисто-мерзлотных почв: таежных глеевых и глееватых торфянисто-перегнойных, криоземных, пойменных глеевых и торфяно-болотных почв	Деградация (криоэрозия, термокарст и др.) связана с механическими нарушениями органогенных горизонтов
IV	Относительно устойчивы	Крупнокустарниковые тундры, кустарниково-луговые высокие поймы, лиственничные леса междуречий и речных террас	Тундровые глеевые и их криокомплексы, таежные торфянисто-перегнойные высокогумусные	Относительная устойчивость к механическим нарушениям связана с мощными корешковатыми органогенными горизонтами
V	Устойчивы к механическим, неустойчивы к пирогенным нарушениям	Горные кедрово-стланиковые и лиственнично-стланниковые ассоциации	Сухоторфяные подбуры и подзолы, в т.ч. охристые, палевые и примитивные немерзлотные почвы	Неустойчивость к пирогенезу из-за горючести сухоторфянистых хвойных подстилок
VI	Устойчивы к механическим нарушениям, неустойчивы к дефляции	Песчаные и песчано-галечные террасы, речные косы и острова	Подзолы, подбуры, аллювиальные и аллювиально-примитивные почвы	Устойчивость обусловлена дренированностью; деградация (дефляция) - песчаным составом почв

способствующая ускорению процесса самовосстановления почв, растительного покрова и экосистем в целом. На первом этапе применяется комплекс агротехнических приемов для создания активного плодородного слоя субстрата. Целью второго этапа является ускорение перехода культурного травянистого сообщества в тундровый биоценоз. Изменение свойств нарушенных почв и восстановление морфологического облика тундровой почвы идут с запаздыванием по сравнению с эволюцией растительного сообщества. Преобразование травянистого растительного сообщества и луговой почвы (агрозема) в типичное тундровое растительное сообщество и почву охватывает период в 3-4 десятилетия. При этом процесс торфонакопления находится еще на начальном этапе своего развития (Арчегова, Мажитова, 1999).

Карта-схема естественного восстановления растительного покрова севера Западной Сибири после импульсного нарушения, составленная Н.Г. Москаленко (1999), показала, что темп восстановления растительного покрова возрастает с севера на юг и от возвышенных дренированных равнин к плоским заболоченным. При этом период восстановления колеблется от быстрого (на 20-й год степень покрытия 80 –100%) до очень медленного (60-80 лет).

При техногенных нарушениях поверхности тундровых ландшафтов, сопровождающихся уничтожением микрорельефа, почвенного и растительного покровов, резко возрастает опасность проявления термоэрозии, что связано с изменением условий формирования стока на водосборах. Данный раздел подготовлен по материалам А.В. Амелина и А.В. Баранова (1999). Даже на рекультивированных участках, не говоря уже об опустыненных территориях, создаются оптимальные условия для увеличения размывающей скорости воды. В связи с этим главным принципом защиты следует считать деятельность, направленную на сохранение почвенно-мерзлотных комплексов и растительного покрова на

водосборах или на создание техногенных аналогов естественных комплексов.

Пассивная защита территории и инженерных сооружений, ориентированная на недопущение термоэрозии, состоит в таких мероприятиях, предваряющих строительство, как сохранение первоначальных условий формирования стока на стройплощадках и территориях размещения эксплуатируемых объектов, эрозионный мониторинг для определения природных комплексов, в рамках которых осуществляется транзит стока или, наоборот, его аккумуляция. Маркируются участки строительного и транспортного заповедания, где обеспечивается сохранение естественных противоэрозионных свойств водосборов.

Поскольку пассивная защита не исключает полностью возможность развития термоэрозии, то при активизации этого процесса должны проводиться эффективные противоэрозионные мероприятия. В состав превентивных противоэрозионных мероприятий входят:

- мероприятия по сохранению стабилизированных водосборов;
- распыление стока с нарушенных элементарных водосборов и их совокупности после нарушения линий стока техногенными воздействиями.

Мероприятия по инженерной защите территории от опасных криогенных процессов тоже можно разделить на пассивные (превентивные), направленные на предупреждение возникновения и (или) усиление активности криогенных процессов, и активные, основанные на приемах управления свойствами грунтов и процессов путем прямого целенаправленного воздействия на процессообразующие факторы и условия (Баранов, Махонин, 1999).

К этим гидрологическим и геологическим процессам, одновременно влияющим и на целостность растительного и почвенного покровов, являются склоновые термоденудационные процессы, морозобойное

растрескивание и образование ПЖЛ, термокарст, пучение грунтов, эоловые процессы. Ниже дан перечень основных активных и пассивных мероприятий (Баранов, Махонин, 1999).

Противокарстовые мероприятия

- Дополнительнос сооружение в очагах развития термокарста подсыпок из песчаных грунтов.
- Устройство покрытий из теплоизоляционных материалов (торф, полимерные пены и др.).
- Систематическая уборка снега для понижения среднегодовой температуры грунтов.
- Устройство тепловых завес с применением сезонноохлаждающих устройств.

Противоэрозионные мероприятия

- Засыпка вершин активно растущих промоин и оврагов грубообломочным грунтом, строительным мусором (с последующей планировкой поверхности отсыпки).
- Устройство в тальвеге развивающихся эрозионных форм сооружений, направленных на снижение энергии руслового потока (каскад запруд-дамб, засыпка днищ обломочным грунтом).
- Устройство подпорных стенок в вершинах растущих оврагов и их отвершков.
- Рассредоточение поверхностного стока в привершинной части водосборной площади оврагов путем устройства водоотводящих валов.
- Применение химических стабилизаторов грунтов (эмульсий, смол, полимеров).
- Укрепление вершин оврагов дерниной, бетонными плитами.

Противооползневые мероприятия

- На потенциально опасных по оползанию склонах поднятие кровли вечномерзлых грунтов и перевод сезоннопротаивающих грунтов в многолетнемерзлое состояние приемами технической мелиорации (полная отсыпка оползнеопасных участков, частичная мозаичная

отсыпка короткими буртами, устройство полос из теплоизоляционных материалов).

- Устройство препятствий, гасящих ударное воздействие оползневых масс (насыпных призм грунта, "заборов" из металлических и железобетонных свай).

Противотермоабразионные мероприятия

- Устройство на участках разрушения берегов озер каменных набросок.
- Устройство на участках разрушения берегов теплоизоляционных покрытий.
- Искусственное понижение уровня водоемов на заданную величину.

Приведенные выше мероприятия направлены как на защиту инженерных сооружений от потенциально возможных криогенных процессов и явлений, так и на снижение уровня технического воздействия на мерзлые породы. Поэтому главными мерами борьбы с эрозией должны быть привентивные меры. К ним относятся:

- использование под строительство поселков и эксплуатационных сооружений только устойчивых эрозионных ландшафтов, к которым на центральном Ямале относятся поймы рек;
- увеличение устойчивости неустойчивых ландшафтов - склонов, в областях строительства линейных сооружений (дорог, трубопроводов). Первая мера применяется в настоящее время при обустройстве территории Бованенковского ГКМ. Условия применимости второй меры в настоящее время исследуются. Здесь важны определения критериев устойчивости растительного покрова и почв по отношению к эрозии.

При строительстве поселков и инженерных сооружений на поймах рек необходимо учитывать вполне вероятную просадку земной поверхности на поздних стадиях разработки месторождения вследствие отбора значительных объемов газа и соответствующего снижения пластового

давления. По прогнозам специалистов, наиболее вероятна просадка на 1-2 м, что превышает естественный меженный перепад уровней воды в реках на участке от месторождения до моря и соизмеримо с высотой обширных пойменных массивов на территории южной части месторождения (Одишария и др., 2000).

Изменение гидрологического режима территории месторождения вследствие опускания поверхности может привести к коренным изменениям природной среды, которые в полном объеме сейчас трудно предсказать. Очевидно, что значительное и более частое затопление поймы, а также высокая вероятность проникновения морских вод приведут к изменению термического режима поверхности поймы, химизма пойменных почв, растительных сообществ и в конечном счете к деградации почвенно-растительного покрова наиболее ценных для оленеводства лугов.

Опускание земной поверхности, несомненно, будет сопровождаться не только изменениями гидрологии рек и озер, но и активизацией эрозионных и термоэрозионных процессов на террасовых поверхностях и по периферии области просадок, что может значительно увеличить интенсивность и распространенность деградации почв и растительности. Следовательно, просадка поверхности в газоносной области является наиболее масштабным техногенным воздействием в целом на природную среду, для предотвращения которого потребуются специальные мероприятия (Одишария и др., 2000).

3.3.3. Количественная оценка устойчивости и деградации почвенно-растительного покрова тундр

Для количественной оценки устойчивости и деградации северных экосистем в зависимости от принятого понятия "устойчивость", поставленной цели и характера воздействий используется целый комплекс разнообразных показателей, определяющих состояние

отдельных их компонентов (климата, рельефа, мерзлоты, растительности, почвогрунтов и др.).

Могут быть выделены различные типы устойчивости почв. Наиболее показательны:

- устойчивость поверхности;
- противозрозионная устойчивость;
- геохимическая устойчивость по отношению к кислотным выпадениям, загрязнению тяжелыми металлами и другими продуктами техногенеза;
- биологическая устойчивость – сохранение растительного покрова и почвенной биоты.

Предложен перечень необходимых параметров для оценки устойчивости. Он включает:

- климатические показатели, характеристики рельефа и мерзлоты;
- характеристики фитоценотического компонента экосистемы – биомассу, продуктивность, емкость и интенсивность круговорота;
- свойства и режимы почв – щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия, водный режим, гранулометрический и минералогический состав, емкость катионного обмена, содержание или запасы гумуса (Устойчивость геосистем, 1983; Геоэкология Севера, 1992; Снакин, Мельченко и др., 1992; Васильевская, 1996; и др.).

Многие исследователи устойчивости природных комплексов, экосистем и почв склоняются к мысли о перспективности подхода к определению устойчивости через интегральные показатели. При этом применяются два метода. В рамках первого для набора необходимых параметров (разного для разных типов устойчивости) проводится ранжирование свойств и их экспертная оценка (обычно между одним и

пятью баллами), в результате суммирования которых определяется значение интегрального параметра.

Этот метод был использован для сравнения устойчивости почв Ямала и Таймыра (Васильевская, 1996). Глееземы Ямала менее устойчивы к проявлению эрозионных процессов (11 баллов на Ямале против 14-18 баллов на Таймыре при максимуме 25 баллов) и менее геохимически устойчивы (соответственно 23 и 30-40 баллов из 55). Это связано с преобладанием кварца в минералогическом составе почв Ямала, их малогумусностью, ненасыщенностью, меньшими запасами корней, более легким гранулометрическим составом.

В рамках второго наиболее перспективного энергетического метода используются теоретические подходы разных наук (механики, гидромеханики, гидравлики и др.). Например, для оценки устойчивости тундровых почв к эрозии используется гидрологический подход, основанный на законах гидравлики и динамики взвесенесущих потоков, которые позволяют разработать физически обоснованные модели прогноза и управления негативными процессами эрозии при промышленном освоении районов Крайнего Севера. В эти модели входят характеристики стока, рельефа и почвогрунтов, определяющих скорость потоков, критическая скорость начала размыва почв потоками при снеготаянии и дождях, коэффициенты устойчивости почв при эрозии и термоэрозии и пр. (Эрозионные процессы Центрального Ямала, 1999).

Многообразие показателей устойчивости свидетельствует о сложности изучения и недостаточности знаний о закономерностях динамики и развития системы прямых и обратных связей, существующих в природных комплексах. Действительно, оценивая устойчивость равновесного состояния почвенно-растительного покрова, необходимо считаться с тем, что это состояние определяется не только равновесием экосистемы в целом, но и всех ее частей. Поэтому при оценке степени устойчивости наиболее перспективны показатели, которые отражают

прямо или опосредованно изменение потенциальной энергии системы, и являются результатом реализации большого числа внутрисистемных взаимосвязей. Такие показатели для систем в целом до сих пор не разработаны.

Прогнозы устойчивости, деградации и самовосстановления почвенно-растительного покрова, которые на нарушенных тундровых почвогрунтах необходимо проводить одновременно, значительно усложняются при активизации деструктивных процессов (эрозии, заболачивания, пучения, солифлюкции). Влияние этих сопутствующих процессов в большинстве случаев значительнее, чем многих видов первоначальных антропогенных нарушений. Активизация различных деструктивных процессов связана с увеличением воздействия внешних сил и уменьшением внутренней устойчивости нарушенных почвогрунтов, обусловленным понижением действия сил структурной связности и сцепления почв. Следовательно, при прогнозе устойчивости и ухудшения или улучшения почв и растительности тундр крайне необходимо учитывать высокую вероятность развития деструктивных процессов, которые могут протекать как в естественных, так и в техногенных условиях. Для прогноза этих процессов уже разработан ряд моделей, основанных на прогнозировании с помощью теоретических и эмпирических зависимостей мощности оттаивающего слоя, размываемости и течения мерзлых и талых почвогрунтов. Перечень авторов моделей и некоторые их модификации изложены в коллективных монографиях (Геоэкология Севера, 1992; Эрозионные процессы Центрального Ямала, 1999).

Независимо от применяемых физических теорий основным аргументом алгоритмов расчета устойчивости почвогрунтов является отношение суммы пассивных (внутренних) сил к сумме активных (внешних) сил, характеризующее устойчивость почвогрунтов и их податливость к различным деструктивным процессам. Очевидно, что это соотношение может быть использовано в качестве основного

количественного показателя устойчивости почвогрунтов, при этом числитель и знаменатель должны быть выражены в одинаковых единицах измерения (силы, давления, скорости, энергии и др.). Препятствием широкого практического применения этого критерия и многих известных моделей для прогноза устойчивости нарушенных тундровых почвогрунтов является сложность количественной оценки внешних и внутренних сил при одновременном проявлении различных деструктивных процессов. Практически все вышеперечисленные склоновые процессы взаимосвязаны не только между собой, но и с процессами, протекающими в почвах и грунтах. Например, интенсивность деструктивных склоновых процессов в значительной мере зависит от связности нарушенных почвогрунтов, которая в свою очередь зависит от физических и химических их свойств, и в значительной степени от развития растительности. Глубина протаивания (мощность деятельного слоя) тесно связана с теплоизолирующим действием почвенно-растительного покрова. Продуктивность фитоценозов определяется реальным плодородием нарушенных почвогрунтов, обусловленным агрохимическими свойствами и гумусным их состоянием. Содержание питательных элементов и гумуса в почвогрунтах в свою очередь зависит от характеристик почвенно-растительного покрова и т.д.

По-видимому, аналитическое описание этих взаимосвязей позволит значительно умсньшить количество показателей, необходимых для прогнозирования состояния системы в целом и ее отдельных компонентов. В результате такого подхода (третьего метода исследований) может появиться возможность заменить характеристику системы в целом описанием состояния какой-либо ее части одним числом (показателем некоторого свойства подсистемы), которое будет достаточным и легко определяемым диагностическим признаком нарушений равновесного состояния системы.

Биологические критерии устойчивости и деградации. Детальный анализ характеристик почв и растительности в разных районах Севера (различные подзоны и провинции полуостровов Таймыр и Ямал) позволил установить ряд общих закономерностей их изменчивости. Выявлены количественные взаимосвязи между величинами надземной и подземной фитомассы, их соотношений и видовым составом растительности, мортмассы и подземной фитомассы, надземной биомассы и подземной фитомассы и др. Эти взаимосвязи отражены графически и аналитически описаны эмпирическими формулами (Васильевская, Григорьев, 1999; Васильевская и др. 1999). Установлено, что во всех типах тундр и болот подземная фитомасса ($Фп$, г/м ^{2}) преобладает над надземной ($Фн$, г/м ^{2}) и в значительной степени определяет общую фитомассу ($Ф$, г/м ^{2})[1]. Связь $Фп$ с $Ф$ описывается простым соотношением:

$$\boxed{Фп = 0{,}8\ Ф} \text{ при } 0 < Ф < 20000 \text{ г/м}^2 \qquad \textbf{(1)}$$

Соотношение $Фп$ и $Фн$ зависит от видового состава растительности. В зависимости от типа растительного покрова величина этого соотношения изменяется от 2 до 35. Более высокие значения характерны для луговых и лугоподобных фитоценозов с явным преобладанием травяной растительности. Наименьшие значения $Фп/Фн$ - для сообществ со значительной долей кустарников и кустарничковой растительности. Установлено, что соотношение $Фп/ Фн$ связано с количеством надземной биомассы (содержанием живых органов) кустарников и кустарничков ($Бк$, г/м ^{2}). Аналитически эта связь описывается следующей зависимостью:

$$\boxed{Фп/Фн = A + (B - A)\ \exp(-0{,}0015\ Бк)} \text{ при } 0 < Бк < 2300 \text{ г/м}^2$$

(2)

где A, B - эмпирические коэффициенты. По нашим данным $A = 2$ и $B = 35$.

[1] Подземная и надземная фитомасса - содержание живых и мертвых органов растений соответственно в почве и над ее поверхностью.

Более детальный анализ влияния видового состава растительности на соотношение $Фп/Фн$ позволил получить уравнение множественной регрессии следующего вида:

$$Фн/Фп = 1{,}11 - 0{,}94\ Б_1 - 0{,}83\ Б_2 - 0{,}73\ Б_3 - 1{,}63\ Б_4 - 1{,}24\ Б_5 - 1{,}34\ Б_6, \quad (3)$$

где $Бi$ - надземная биомасса (в долях ед.) для разных видов растений (i = 1; 2; ... 6) : 1 - мхи; 2 - лишайники; 3 - кустарники и кустарнички; 4 - осоки; 5 - злаки; 6 - разнотравье. Сопоставление экспериментально установленных значений с полученными расчетным путем показало, что средняя относительная ошибка составляет 30 % , и, следовательно, формула (2) и особенно (3) вполне могут быть использованы для расчетного определения $Фп/Фн$.

Другой важной характеристикой растительного покрова является соотношение общей надземной фитомассы ($Фн$, г/м ^{2}) и надземной мортмассы ($Мн$, г/м ^{2}). Приближенные значения $Мн$ (количество мертвых надземных органов) могут быть установлены по следующей зависимости:

$$Мн = 9{,}5 * 10^{-3}\ Фн^{1{,}5} \text{ при } 0 < Фн < 5000 \text{ г/м}^2$$

или

при $Фн \le 1000$ г/м^2 по формуле $Мн = 0{,}02\ Фн$. (4)

В свою очередь, величина общей надземной фитомассы $Фн$ взаимосвязана с общей надземной биомассой $Бн$:

$$Фн = 0{,}34\ Бн^{1{,}25}$$

или

$$Бн = 2{,}36\ Фн^{0{,}8} \text{ при } 0 < Фн < 5000 \text{ г/м}^2 \quad (5)$$

Обработка результатов исследований распределения корневой массы по горизонтам почв различных тундр показала, что фитомасса корней резко убывает с глубиной:

$$Фпh = 0{,}12 Фп\ (H/h - 1)^{0{,}7} \text{ при } \ge 5 \text{ см}, \quad (6)$$

где $Фпh$ - подземная фитомасса (г/м^2) на глубине h, см; $Фп$ - общая подземная фитомасса, г/м^2; H - глубина корнеобитаемого слоя, см.

Анализ имеющихся результатов и данных литературных источников показал, что наиболее тесная взаимосвязь надземной живой биомассы ($Бн$)

наблюдается не с общим запасом гумуса в нарушенных тундровых почвах, а с содержанием его в наиболее активном слое почвы 0 - 20 см. Очевидно это связано с тем, что значительная часть накопленных запасов гумуса в холодных глеевых слоях почвы и на границе с мерзлотой в результате его миграции и ретинизации, практически не участвует в обеспечении продуктивности растений. Аналитическое выражение искомой взаимосвязи имеет следующий вид:

$$\boxed{Г = 0{,}3Бн^{0.5}}, \qquad (7)$$

где $Г$ - содержание гумуса в слое 0-20 см, %; $Бн$ - живая надземная биомасса растений, г/м^2.

Анализ результатов исследований также показал, что с общими запасами надземной и подземной частей фитомассы, интенсивностью ее прироста и разложения теснейшим образом связана морфология различных типов и подтипов тундровых почв, в частности такой важный диагностический показатель, как мощность органогенного и гумусово-аккумулятивного горизонта. По обобщенным данным суммарная мощность органогенных горизонтов ($Нг$) в тундровых гумусных глееватых и типичных почвах составляет 4 - 5 см, в тундровых глееватых перегнойных и торфянистых – 10 - 13, в болотно-тундровых - 12, в болотных - 24 см. В этом же ряду увеличиваются и показатели продуктивности растительности. В частности живая надземная биомасса растений ($Бн$) соответственно растет 140 – 400 – 700 – 900 г/м^2 (Васильевская, 1980; Поспелова, Васильевская, 1985). По этим данным установлено, что взаимосвязь $Нг$ и $Бн$ описывается достаточно простым соотношением:

$$\boxed{Нг = 2{,}5 \cdot 10^{-2} Бн} \qquad (8)$$

Наличие взаимосвязей мощности органогенного слоя ($Нг$) и содержания гумуса ($Г$) в наиболее активном слое тундровых почв (0-20 см) с их продуктивностью, оцениваемой величиной живой надземной биомассы ($Бн$), позволяет $Нг$ и $Г$, также как и $Бн$, использовать в качестве

диагностических признаков деградации почвенно-растительного покрова тундр.

Для определения критерия оценки степени деградации эти зависимости целесообразно представить в следующем виде:

$$Нг/Нг' = Бн/Бн' \; ; \quad Г/Г' = (Бн/Бн')^{0.5} \qquad (9)$$

где *Нг*, *Г*, *Бн* и *Нг'*, *Бн'*, *Г'* - величины мощности органогенного слоя, содержания гумуса в слое 0-20 см и живой надземной биомассы соответственно для деградированного и исходного не деградированного почвенно-растительного покрова.

Попытка применения соотношений для оценки деградации тундровых почв выявила ряд методических трудностей их практической реализации. В основном они связаны с слабой изученностью генезиса, морфологии, свойств тундровых почв, характеристик растительности и изменчивостью их при совместном влиянии многочисленных негативных и позитивных естественных процессов и разнообразных техногенных воздействий.

В результате исследований почвенно-растительного покрова тундр установлено, что при относительно бедном видовом составе почв почвенный покров тундр отличается крайней пестротой и сложной структурой, определяемой повсеместно развитым микрорельефом (Васильевская и др., 1986; Природа Ямала, 1995; Эрозионные процессы Центрального Ямала, 1999). Соотношение площадей различных типов почв, а не преобладание какого-либо из них, определяет специфику структуры почвенного покрова в различных подзонах тундр. Элементарные почвенные ареалы имеют незначительную величину и характеризуются значительной пространственно-временной нестабильностью в связи с регулярно-циклическим развитием тундрового микрорельефа и мозаичностью растительного покрова (Природа Ямала, 1995). Все эти особенности структуры почвенного покрова (СПП) тундр значительно затрудняют выбор эталона не деградированных почв при оценке устойчивости и реальной деградации почвенного покрова по изменению морфологии, содержания гумуса и др.

Было установлено, что каждая из микрокомбинаций почв и растительности развивается на строго определенном элементе мезорельефа. Эта закономерность позволяет выделить разные уровни СПП тундр с характерными для них типами почв и растительности. Следовательно, в пределах каждого из выделенных уровней СПП можно для отдельных типов почв, не подверженных процессам деградации, установить показатели морфологии, содержания гумуса, количество надземной биомассы и др. Определение эталонных величин этих показателей целесообразно проводить на основе учета их изменчивости для каждого типа почв. Данный учет можно проводить статистическими методами оценки достоверности разности средних, определения коэффициента однородности и др.

Полученные минимальные и максимальные величины показателей (Нг, Г, Бн) позволяют определить границу перехода тундровых почв из недеградированного в деградированное состояние при $Нг \leq Нг_{min}$, $Г \leq Г_{min}$, $Бн \leq Бн_{min}$, а также установить крайнюю стадию деградации, при которой потери органического слоя, содержания гумуса и продуктивности растений превышают их максимальные значения $Нг_{max}$, $Г_{max}$ и $Бн_{max}$. Средние значения Нг′, Г′ и Бн′ принимаются за эталонные величины для недеградированной почвы.

Промежуточные стадии (степени) деградации почв устанавливаются по величине снижения их продуктивности (надземной биомассы). Выделяются следующие стадии деградации почв: 0 – не деградированные почвы, почвы продуктивность которых соответствует их естественному плодородию; 1 – слабо деградированные почвы, снижение продуктивности которых не превышает 25%; 2 – средне деградированные почвы со снижением продуктивности на 25-50%; 3 – сильно деградированные, снижение продуктивности которых составляет 50-75%; 4 – очень сильно деградированные почвы, снижение продуктивности которых достигает 75% и более (Снакин и др,, 1992). Следовательно, для определения

степени деградации (интервала значений показателей деградации) и критерия деградации (абсолютное уменьшение показателя деградации, кратность увеличения и т.п.) необходимо определение непосредственно величины продуктивности или использование взаимосвязей ее с другими показателями деградации.

В основу построения шкалы деградации тундровых почв могут быть положены соотношения, позволяющие по изменению величин Нг/Нг′ и Г/Г′ оценить степень изменения Бн/Бн′ при нарушении почвенно-растительного покрова тундр естественными негативными процессами и разнообразными антропогенными (механическими) воздействиями. Последние в тундровой зоне, как правило, являются основными причинами начальной деградации почвенно-растительного покрова и активизации экзогенных процессов, в том числе процессов эрозии и дефляции, которые приводят к увеличению интенсивности и масштабов деградации тундровых почв далеко за пределами первопачально нарушенных участков.

Следовательно отношения Нг/Нг′, Г/Г′ или непосредственно Бн/Бн′ применимы для общей оценки степени и динамики деградации при проявлении практически всех негативных процессов (эрозии, дефляции, смыва, оползней, солифлюкции и др.) и разнообразных механических нарушениях (срезки, планировки и т.п.), приводящих к частичному или полному уничтожению верхних слоев почвы.

Для оценки степени и особенно динамики деградации тундровых почв при перемешивании верхних их слоев колесами и гусеницами транспортных средств, при планировочных и отсыпных работах целесообразно дополнительно использовать критерий изменения запасов гумуса в перемешанной корнеобитаемой толще тундровых почв.

При определении этих критериев и построении шкалы деградации тундровых почв и почвогрунтов возникает, как было выше изложено, ряд сложностей, связанных с методологией определения эталонных значений

Нг′, Г′, Бн′ и допустимых их колебаний для недеградированных тундровых почв.

Величина диапазона изменений основного показателя деградации тундровых почв (Нг′), по нашим данным, изменяется от ±10 до ±30%. Очевидно, в целях ужесточения экологических требований к диагностике степени и скорости деградации тундровых почв, а также по аналогии с системой оценки степени деградации почв, предложенной В.В. Снакиным с соавторами (1992), целесообразно за допустимый предел отклонения Нг′ принять наименьшее значение, равное 10%.

Активизация негативных процессов естественного и антропогенного происхождения (эрозии, дефляции, сплывов, солифлюкции, пучения, истечение на поверхность почвы жидких глеевых грунтов и др.) привела к широкому распространению в районах освоения и за их пределами еще одного вида физической деградации - погребение тундровых почв абиотическими наносами.

Количественную оценку влияния этого вида деградации можно получить по изменению содержания гумуса в слое 0-20 см при увеличении толщины абиотического слоя наносов. Приближенные значения критериев деградации при наличии абиотического наноса устанавливаются по формуле:

$$x = H \cdot \left[1 - \left(Б_H / Б'_H\right)^{0,5}\right], \qquad (10)$$

x - мощность абиотического наноса, см; H - верхний слой почвогрунта, равный 20 см.

Ранее при оценке устойчивости ценозов было установлено, что величина отношения веса к проекции у отдельных видов растений в пределах определяемого ценоза имеет довольно постоянное значение (Раменский, 1938). Это позволяет по проекции надземной части растений судить об их биомассе, заменив весовой учет биомассы определением проективного покрытия. Данное методологическое положение было

широко использовано при определении скорости восстановления растительности после ее уничтожения в районах освоения севера России (Москаленко, 1999).

Наиболее удачные, на наш взгляд, признаки изменений растительного покрова тундр предложены в работе В.А. Богданова и Т.Б. Гороховой (1998). К ним относятся: продуктивность (надземная биомасса), видовой состав растительности, проективное покрытие территории растительностью, редуцирующая способность ценопопуляций, возрастной спектр фитоценоза. Используя эти показатели в качестве индикаторных биологических критериев фитоценозов В.А. Богданов и Т.Б. Горохова (1998) разработали систему балльной оценки антропогенно нарушенных земель в тундровой зоне.

Анализ результатов предлагаемой системы оценки показал, что между основными биологическими критериями (биопродуктивность, проективное покрытие, редуцирующая способность ценопопуляций) выявляются четкие взаимосвязи. Надземная биомасса (Бн, %) связана с проективным покрытием (ПП, %) территории растениями простым соотношением:

$$Бн = 0{,}93\ ПП \qquad (11)$$

Близкая к прямолинейной зависимости наблюдается и связь между редуцирующей способностью ценопопуляций (РС, %) и проективным покрытием (ПП, %) почвогрунта растениями:

$$РС = 1{,}01\ ПП \qquad (12)$$

Наличие этих достаточно тесных связей позволяет вполне обосновано трудоемкие определения биопродуктивности (*Бн*) и редуцирующей способности ценопопуляций (РС) заменить определениями проективного покрытия (*ПП*). Очевидно, что этот основной биотический критерий (проективное покрытие) может быть положен в основу оценки степени деградации и самовосстановления почвенно-растительного покрова и использован как универсальный показатель изменения биопродуктивности растений при различных внешних воздействиях. Для этой цели достаточно

определить биопродуктивность (Бн′) и проективное покрытие (*ПП′*) на участках с ненарушенным почвенным покровом и затем по результатам определений проективного покрытия на других участках территории можно по соотношению *Бн/Бн′= ПП/ПП′* оценить потери биопродуктивности и степень деградации почв и растительности.

Таким образом, для уровней деградации почв, предложенных В.В.Снакиным с соавторами (1992), можно установить диагностические признаки и показатели физической и общей деградации почвенно-растительного покрова тундр. Степень деградации выражена снижением значений $Б_Н$, $Н_Г$, Г, ПП в долях от их величин ($Б_Н'$, $Н_Г'$, Г′, ПП′) для не деградированного аналога (табл.3.3.4.).

Таблица 3.3.4.

Показатели и критерии физической и общей деградации почвенно-растительного покрова тундр

Показатель	Степень деградации				
	отсутствует	слабая	средняя	сильная	очень сильная
	0	1	2	3	4
Надземная биомасса, *Бн*	≤ 0,11	0,12-0,25	0,26-0,50	0,51-0,75	>0,76
Мощность органогенного слоя $H_Г$	≤ 0,1	0,1-0,2	0,3-0,5	0,6-0,8	>0,8
Содержание гумуса в слое 0-20 см, *Г*	≤ 0,05	0,06-0,14	0,15-0,29	0,30-0,50	>0,5
Мощность абиотического наноса, см	≤ 0,1	1-3	3-6	6-10	>11
Проективное покрытие, *ПП*	≤ 0,10	0,11-0,24	0,25-0,5	0,51-0,75	>0,75

Разность уровней общей и физической деградации очевидно следует отнести к влиянию других слабоизученных для тундровой зоны видов деградации (химической, биологической и др.). Систематические наблюдения за изменениями этих показателей позволяет выявить динамику процессов ухудшения почв и растительности во времени или

улучшения их в результате самовосстановления или рекультивации почвенно-растительного покрова. Интенсивность этих изменений зависит от многих процессов, многообразия сочетаний, периодичности и стохастичности их проявления, влияние которых в отдельности для тундровой зоны практически не изучено. Поэтому на данном этапе наиболее рациональным, простым и оперативным в практическом отношении, методом оценки интенсивности ухудшения или улучшения нарушенного почвенно-растительного покрова тундр является диагностика динамики проективного покрытия растительностью нарушенных территорий.

Показатели противоэрозионной стойкости тундровых почв. При решении ряда других практических задач, связанных с прогнозом и проектированием мер предупреждения отдельных негативных процессов, в частности эрозии, используются специальные показатели устойчивости почвогрунтов, которые в значительной мере зависят от степени развития растительности. При естественном состоянии природных тундровых ландшафтов Севера эрозионные процессы на тундровых почвах характеризуются весьма малыми темпами. Это обусловлено высокой водопоглощающей и горизонтальной фильтрационной способностью, а также и значительной противоэрозионной стойкостью верхних органогенных горизонтов тундровых почв.

Значительная противоэрозионная стойкость верхнего слоя тундровых почв обусловлена связующим (скрепляющим) и мульчирующим действием корней растений и растительных остатков. Содержание растительных остатков и корней в тундровых почвах резко убывает с глубиной. Малая мощность органогенного слоя и резкое уменьшение по глубине противоэрозионной стойкости тундровых почв является одной из основных причин активизации эрозионных процессов после антропогенного нарушения почвенно-растительного покрова тундр.

На территориях освоенных тундр опасность эрозии увеличивается не только за счет техногенного разрушения растительного и почвенного покрова, но и в результате увеличения стока воды с водосборов за счет накопления снега у сооружений и дорог, увеличения коэффициентов стока на непроницаемых покрытиях зданий и дорог, образования антропогенных источников воды, часто отепленной. Сочетание высокого эрозионного потенциала и воздействия человека привело к экстремальным темпам ручейковой и овражной эрозии. Эрозионные процессы активизируют также другие негативные природные процессы (солифлюкция, оползание, сплывы, вытаивание пластовых льдов и др.), которые, в свою очередь, активизируют эрозию, что приводит к полному разрушению уязвимых естественных тундровых экосистем и создает угрозу сооружениям инженерных объектов. Уже в настоящее время в ряде районов назрела острая необходимость в разработке и проведении мер предупреждения и предотвращения последствий эрозионных процессов.

На данном этапе проводится разработка показателей устойчивости почвогрунтов к эрозии, теоретический анализ существующих моделей количественной их оценки, выявление общей их структуры и построение на ее основе и натурным экспериментальным данным единой модели противоэрозионной устойчивости почвогрунтов и методики проектирования противоэрозионных мероприятий.

При экспериментально-теоретическом анализе используются экспериментальные методы и ряд теоретических подходов: гидромеханический – при анализе размывающей и транспортирующей способности турбулентных потоков; гидролого-агрофизический – при оценке влияния параметров поверхностного стока, характеристик дождя и свойств тундровых почвогрунтов; биологический – для оценки почвозащитной роли растительности (мульчирующего и армирующего действия надземной и подземной фитомассы растений); кинетический подход, разработанный на основе термофлуктационной теории прочности

твердых тел, позволяющий оценить устойчивость к эрозии мерзлых почвогрунтов.

Независимо от применяемых методов и подходов, устойчивость почвогрунтов к эрозии оценивается критическими (размывающими) значениями скорости течения или энергии поверхностного стока. В настоящее время составлена схема расчетного определения размывающих скоростей ($V_{ДР}$) для тундровых почвогрунтов (Григорьев, Бобков, 1995; Григорьев и др., 1999).

Для приближенных оценок противоэрозионной стойкости ($V_{ДР}$) можно воспользоваться расчетной формулой, проверенной нами ранее для тундровых почвогрунтов (Григорьев, Бобков,1995):

$$V_{ДР} = 1{,}55\sqrt{\frac{g}{n'\rho_O}\left[(\rho-\rho_O)d(1-P)+1{,}25C_y^{н}\right]}, \qquad (13)$$

где $V_{ДР}$- донная размывающая скорость потока для почвогрунта, м/с; g - ускорение свободного падения - 9,81 м/с^2; n'- коэффициент, учитывающий уровень пульсации скоростей в потоке (в свободном от воздействия дождевых капель n'= 2,3; в дождевых потоках n'= 4,0); ρ,ρ_o- соответственно плотность твердой фазы почвы и воды, т/м^3; P - порозность агрегатов в долях от единицы; d - средневзвешенный диаметр водопрочных агрегатов, м; $C_y^{н}$ - нормативная усталостная прочность на разрыв, определяемая по результатам измерений общего сцепления почвогрунтов, т/м^2. Общее сцепление определяется гидроструйным методом ($C_{гс}$) в почвах с большим содержанием органических остатков (R_0) и по методу Цытовича ($C_ш$) в мерзлых почвах и в талых почвогрунтах при $R_0 \approx 0$.

Величина $C_y^{н}$, характеризующая межагрегатное сцепление при динамической нагрузке, определяется по формулам:

$$\boxed{C_y^{н} = 0{,}31(KC)^{2.25}}, \qquad (14)$$

где $C_{гс}$, $C_ш$ - общее сцепление, т/м^2; K - коэффициент неоднородности сцепления почвы (K ≈ 0,5); l - функция от плотности почвогрунта (Кузнецов, 1981).

Значения общего сцепления ($C_{гс}$) устанавливается экспериментально или расчетным методом:

$$C = 2{,}5 \cdot 10^{-6}(1+0{,}13R^4)W_н^{3.6}/\varepsilon^3, \quad (15)$$

где $W_н$ - нижняя граница пластичности, %; ε - коэффициент пористости почвогрунта, ($\varepsilon=\rho/\rho_v-1$); R_0 - содержание растительных остатков (менее 1 мм в диаметре) в поверхностном слое (0-5 см) почвогрунта, г в100 $см^3$; ρ,ρ_v - соответственно плотность твердой фазы и сложения почвы, $т/м^3$.

Для расчета ρ_v установлена следующая эмпирическая зависимость:

$$\rho_v=(\rho_{vo}-\rho_{vp})\exp(-0{,}1R_0)+\rho_{vp}, \quad (16)$$

где ρ_{vo}, ρ_{vp}- соответственно плотность сложения верхнего слоя почвы при $R_0=0$ и дернины или торфа: ($1{,}3\le\rho_{vo}\le1{,}4$; $0{,}2\le\rho_{vp}\le0{,}4$), $т/м^3$.

По имеющимся нашим результатам и литературным данным зависимость плотности твердой фазы почвы (ρ) от содержания растительных остатков (R) имеет следующий вид:

$$\rho=(\rho_1-1{,}4)\rho_v/\rho_{vo}+1{,}4, \quad (17)$$

где ρ_1- плотность твердой фазы почвы при $R_0 \approx 0$, $т/м^3$.

Исследованиями Л.Т.Роман (1987) установлено, что величина сцепления ($C_ш$) мерзлых водонасыщенных органогенных почвогрунтов опрсдсляется по эмпирической формуле следующего вида:

$$C = (0{,}05t_п/t_{нзг}+0{,}01)W_п/W_i, \quad (18)$$

где $C_ш$ - сцепление, $кг/см^2$; $t_п$ - температура почвогрунта; $t_{нзг}$- начало замерзания почвогрунта; $W_п$ - полная влагоемкость почвогрунта; W_i- влажность за счет льдистости при $t_п = t_{нзг}$.

Величина $W_i/W_п$ для водонасыщенных почвогрунтов при их влажности близкой к $W_п$ может быть установлена по эмпирической зависимости (Роман, 1987).

$$W_i/W_п = \ln[T/(0{,}72T+0{,}53)+1] \text{ при } T = t_п/t_{нзг}. \quad (19)$$

Анализ схемы для расчетного определения противоэрозионной стойкости тундровых почв, количественно оцениваемой величиной донной размывающей скорости ($V_{др}$), показал, что практически все аргументы, входящие в расчетные формулы, зависят от содержания в почве мелких (менее 1 мм в диаметре) органических остатков (R_0). Следовательно, можно предположить, что в результате ее верификации для конкрстного

исследуемого района может быть получена номограмма для определения размывающих скоростей для мерзлых и талых тундровых почвогрунтов от биологического показателя почвенно-растительного покрова тундр (R_0).

Установлено, что для приближенной оценке противоэрозионной стойкости нарушенных и не нарушенных тундровых почвогрунтов и ее динамики в процессе их деградации или самовосстановления в качестве основного показателя противоэрозионного их состояния можно использовать количество растительных остатков (R_0) в поверхностном слое 0-5 см. Так, например, приближенные значения возможных изменений $V_{ДР}$ для тундровых почвогрунтов в зависимости от механического состава и величины R_0 имеют следующие расчетные величины (табл.3.3.5).

Таблица 3.3.5

Противоэрозионная стойкость тундровых почв и почвогрунтов

Гранулометрический состав почв и почвогрунтов	Величина $V_{др}$ (м/с) при разных значениях R_0 (г в 100 $см^3$)						
	0	2	2,5	3,0	3,5	4	4,5
1. Легкий суглинок	0,07	0,08	0,16	0,19	0,35	0,53	0,80
2. Средний суглинок	0,11	0,13	0,65	1,30	1,90	2,59	3,23
3. Тяжелый суглинок	0,20	0,31	0,90	1,55	2,54	3,63	4,61
4. Глина	0,35	0,48	1,30	2,07	3.23	4,46	5,50

Эти данные позволяют по величине R_0 определить приближенные значения $V_{ДР}$ в наиболее эрозионно-опасные периоды талого или дождевого стока, когда размыву (смыву) подвергаются оттаявшие и талые тундровые почвогрунты. Величины $V_{ДР}$ для почвогрунтов при $R_0 \approx 0$ определяются экспериментально или расчетным путем.

Следовательно, величина R_0 может служить индикатором и диагностическим признаком изменений противоэрозионной стойкости тундровых почв и почвогрунтов при различных по природе внешних воздействях, а также в процессе деградации или самовосстановления почвенно-растительного покрова тундр. Величина R_0 , равная количеству

(весовому содержанию в 100 $см^3$ почвогрунта) живых и отмерших корней, а также других компонентов подземной фитомассы, диаметр которых менее 1 мм, определяется экспериментально или расчетным путем. Экспериментально она определяется в результате отмыва из проб почвогрунтов растительных остатков, последующего их высушивания, отбора крупных корней и побегов растений, и взвешивания оставшейся части подземной фитомассы.

Для расчетного определения R_0 можно использовать установленные эмпирические взаимосвязи между соотношением подземной (Фп) к надземной (Фн) фитомассе от видового состава растительности, надземной фитомассы (Фн) и биомассы (Бн) растений, а также зависимость для описания распределения подземных растительных остатков по глубине корнеобитаемого слоя почвогрунтов. После несложных их преобразований установлена следующая эмпирическая зависимость для расчета R_0:

$$R_0 = 8{,}2 \cdot 10^{-6} \cdot K_0 \cdot H \cdot Б_н^{1{,}25} \cdot \Phi_П / \Phi_Н, \qquad \textbf{(20)}$$

где K_0 - эмпирический коэффициент, равный долевому содержанию в подземной фитомассе (Фп) растительных остатков мельче 1 мм в диаметре; Н - глубина корнеобитаемого слоя почвогрунта, см; Бн - живая надземная биомасса, $г/м^2$; Фп, Фн - соответственно подземная и надземная фитомасса, $г/м^2$. Величины K_0 и Фп/Фн в значительной мере зависят от видового состава растительности.

Мощность корнеобитаемого слоя (Н) тундровых почвогрунтов, как показали наблюдения, зависит от видового состава растительности и глубины сезонного оттаивания. Глубина проникновения корней растений (Н) при малых глубинах оттаивания ограничивается глубиной залегания мерзлой толщи почвогрунтов. При больших глубинах оттаивания почвогрунтов величина *H* зависит от видового состава растительности. Значения *H* для тундровых почвогрунтов в период наиболее активного развития растительности в зависимости от конкретных условий изменяются от 20 до 60 см

Любые воздействия на естественный почвенно-растительный покров тундр независимо от вида деградации (физической, химической,

биологической и др.) и исходного растительного сообщества, как правило, приводят к разрушению растительного покрова. На деградированных участках формируются травянистые группировки с иным видовым составом. В первую очередь наиболее страдают типичные тундровые компоненты ценозов на дренированных тундровых почвах. В результате происходит изменение структуры растительного покрова с долговременной потерей мало способных к восстановлению сообществ с доминированием лишайников, кустарничков, кустарников, тундровых мхов и увеличением роли травянистых сообществ (Магомедова и др., 1998). Травяно-злаковое сообщество на нарушенных дренированных участках сохраняется достаточно длительное время до 50 лет и более (Васильевская, Григорьев, 1999).

В этих случаях при оценке динамики величин R_0 в процессе деградации или самовосстановления почв и растительности удобнее пользоваться следующим безразмерным соотношением:

$$\frac{R_o}{R'_o} = \frac{K_o H Б_H^{1,25} \Phi_П \Phi'_H}{K'_0 H' Б'^{1,25}_H \Phi_H \Phi'_П}, \qquad (21)$$

где R'_o, K'_0, H', $Б'_H$, $\Phi'_П$, Φ'_H - соответственно значения аргументов формулы (20) для не деградированного (эталонного) почвенно-растительного покрова тундр.

В меньшей степени изменяется видовой состав растительности на нарушенных участках тундровых почв, оказавшихся в условиях избыточного увлажнения, и почв болотно-тундрового типа. В гидроморфных условиях уже в первый год после нарушения имеет место заселение нарушенных участков близкими к первичным осоково-пушицевыми ассоциациями. Процесс зарастания происходит достаточно быстро. А через 10-20 лет эти участки заселяются полностью коренными болотными ассоциациями. Немаловажную роль в ускорении этого процесса играет способность некоторых видов осок и пушиц к подземному вегетативному размножению.

В случаях, когда тип растительности не изменяется после нарушения или в процессе самовосстановления почвенно-растительного покрова и величины К, Фп/Фп и Н практически не меняются, значения показателя R_0 определяются по более простой формуле:

$$R_0 = R_0' \cdot \left(Б_н \ / Б_н' \right)^{1,25}, \qquad (22)$$

где R_0', $Б_н'$ - соответственно значения показателя (R_0) и надземной биомассы ($Б_н$) для ненарушенного (эталонного) почвенно-растительного покрова.

Согласно этой зависимости степень изменения показателей R_0 и соответственно и $V_{др}$ для тундровых почвогрунтов в процессе их деградации или самовосстановления определяется по изменению живой надземной биомассы растений. Следовательно, величины R_0 и R_0/R_0' наряду с биопродуктивностью ($Б_н$) и проективным покрытием (ПП) могут служить критериями противоэрозионного состояния тундровых почвогрунтов при разной степени деградации почвенно-растительного покрова (табл.3.3.6). Наличие взаимосвязи биопродуктивности ($Б_н$) растительности с проективным покрытием (ПП) почвогрунтов растениями позволяет устанавливать значения R_0 по следующему соотношению:

$$R_0 = 0{,}91 \cdot R_0' \cdot (ПП / ПП')^{1,25} \qquad (23)$$

Таблица 3.3.6.

Показатели общей деградации и противоэрозионной стойкости почвенно-растительного покрова тундр

Показатель	Степень деградации				
	отсутствует	слабая	средняя	сильная	оч. сильная
	0	1	2	3	4
Биопродуктивность (Бн) растительности	≤ 0,11	0,12-0,25	0,26-0,50	0,51-0,75	≥ 0,76
Проективное покрытие почвы (ПП) растениями	≤ 0,10	0,11-0,24	0,25-0,50	0,51-0,75	≥ 0,75
Содержание растительных остатков (R_0) в поверхностном слое (0-5)см почвогрунтов	≤0,14	0,15-0,30	0,31-0,68	0,69-0,82	≥ 0,82

Полученные результаты имеют большое практическое значение. Они позволяют по регулярным наблюдениям (стационарными или дистанционными методами) за изменениями проективного покрытия (ПП) количественно оценить изменчивость противоэрозионной стойкости ($V_{ДР}$) тундровых почвогрунтов при деградационных и восстановительных процессах почвенно-растительного покрова тундр. Установленные величины донных размывающих скоростей потока ($V_{ДР}$) используются для определения так называемых «допустимых» скоростей потока, при превышении которых потери почвогрунтов от эрозии не превышают допустимых пределов.

К настоящему времени существует несколько определений понятия «допустимый смыв» и соответственно способов его оценки. При этом наиболее корректной, но трудно реализуемой, признана оценка допустимого смыва по скорости почвообразования (Пацукевич и др., 1997). В США и Германии для различных типов почв установлены допустимые величины эрозии в пределах от 2.4 до 12.0 т/га в год (McCormack, Young, 1981; Schwertmann, 1981). В отечественной литературе приводятся следующие предельно допустимые величины эрозии, равные скорости почвообразования для разных почв: дерново-подзолистых - 0.28 мм/год; черноземов - 0.87; каштановых - 0.35; сероземов - 0.27 мм/год (Бельгибаев, Долгилевич, 1970).

Отсутствие надежных данных о длительности воздействия ветров, дождевого и талого стока, слабая изученность скорости почвообразования тундровых почв, интенсивности процессов миграции веществ при сильно развитом на этих почвах боковом надмерзлотном внутрипочвенном стоке и отчуждения мельчайших почвенных частиц при набухании и диффузии пока не позволяют проводить расчетные определения допустимых скоростей для тундровых почв с учетом всех этих процессов.

На данном этапе изученности этих процессов при эрозии тундровых почв за допустимую (по условию неразмываемости) можно принять величину донной скорости ($V_{Длоп}$), составляющей долю от значения донной размывающей скорости потока ($V_{ДР}$). Теоретические и экспериментальные исследования показали, что эрозия почвогрунтов практически прекращается при $V_{Длоп} = 0,8\ V_{ДР}$ (Мирцхулава, 1970; Кузнецов, 1981). Для повышения надежности определения целесообразно за $V_{Длоп}$ для тундровых почв принять несколько меньшую величину скорости ($V_{ДН}$), условно принятую для почвогрунтов за неразмывающую. Величины $V_{ДН}$ и $V_{Длоп}$ связаны с $V_{ДР}$ следующим соотношением:

$$V_{Длоп} = V_{ДН} = V_{ДР}/1,41 \approx 0,7\ V_{ДР} \qquad (24)$$

Значение пороговой допустимой скорости ($V_{Длоп}$) для почвогрунтов является количественным показателем противоэрозионного их состояния. Сопоставление $V_{Длоп}$ с донной скоростью потоков ($V_{Д}$) служит основой определения начала деградации почвогрунтов от эрозии. Противоэрозионная стойкость почвогрунтов считается достаточной, если $V_{Длоп}$ превышают характерные для данной территории значения $V_{Д}$. В противном случае противоэрозионная стойкость почвогрунтов считается недостаточной, что указывает на потенциальную возможность перехода почвы в деградированное состояние.

Располагая величинами $V_{Длоп}$ и $V_{ДР}$ можно рассчитать другие показатели – критические значения энергии стока ($W_{кр}$) и касательного напряжения потока ($\tau_{кр}$), используемые иногда при прогнозе эрозии почв. Наиболее важным в практическом отношении показателем устойчивости почв является величина допустимого (по условию неразмываемости почвы) расхода ($q_{Длоп}$). Она определяется по следующей расчетной схеме. Для потока со скоростью, равной допустимой, определяется гидравлический радиус (R, м):

$$R = \frac{V_{Длоп}^2 \cdot n_м^2}{\Delta^{0,35} \cdot I}, \qquad (25)$$

где $V_{Длоп}$ - допустимая донная скорость потока для почвы, м/с; n_m - коэффициент шероховатости русла (по Маннингу); Δ - величина выступов геометрической шероховатости русла ($\Delta = 0{,}7d$), м; I - уклон русла потока; d - размер агрегатов (частиц), слагаемых дно ресла.

Средняя допустимая скорость потока ($V_{доп}$) рассчитывается по логарифмической зависимости В.Н.Гончарова (1962):

$$V_{доп} = 0{,}8 \cdot V_{Длоп} \cdot \lg \frac{6.15R}{\Delta} \approx V_{Длоп} \cdot \left(\frac{R}{\Delta}\right)^{1/6}. \qquad (26)$$

Расчеты R и $V_{доп}$ проводятся с учетом зависимости коэффициента шероховатости ($n_м$) от средней скорости потока (V).

После определения гидравлического радиуса и допустимой средней скорости рассчитывается живое сечение потока (ω, $м^2$):

$$\omega = 10R^2 \qquad (27)$$

и величина допустимого (по условию неразмываемости почвогрунтов) расхода ($q_{доп}$, $м^3/с$):

$$q_{доп} = V_{доп} \cdot \omega \qquad (28)$$

Показатели эродирующей способности стока. Исследования показали, что интенсификация эрозии тундровых почв связана с уничтожением или сильными нарушениями стокорегулирующего микрорельефа почвенно-растительного покрова и появлением локальных дополнительных источников стока в зонах освоения тундр. Поэтому отличительной особенностью эрозии тундровых почв является формирование на склонах постоянной ручейковой сети периодически размываемой дождевыми и талыми водами. На склонах с нарушенным почвенно-растительным покровом и с не регулируемым микрорельефом при талом или дождевом стоке формируется дендровидная сеть эрозионных борозд глубиной от 0,05 до 0,6 м и шириной от 0,3 до 1,5 м. Их густота составляет 0,1 $м/м^2$ в верхних частях и 0,05 $м/м^2$ в средних частях склона. В нижних частях склонов эрозионные борозды укрупняются, число их уменьшается, и они часто трансформируются в отдельные крупные промоины или в овраги. При последующих паводках талый или дождевой сток в виде ручьев стекает по уже сформировавшимся руслам эрозионных борозд и

производит интенсивный размыв и смыв почвогрунтов. При этом происходит непрерывное укрупнение эрозионных форм от мелких бороздок до оврагов. Следовательно, на отдельных водосборах при талом и дождевом стоке выделяются временные области с разной степенью выраженности ручейковой сети. Независимо от участков эрозионной сети смыв и размыв тундровых почв и почвогрунтов при дождях и снеготаянии осуществляется в основном ручейковыми временными водными потоками, имеющими постоянные русла, часто с порожистым дном. Ступенчатость дна русел способствует повышению размывающей способности потоков и предельному насыщению их наносами.

Для определения донной скорости потоков ($V_д$), характеризующей эродирующую способность дождевого и талого стока, разработана расчетная схема. Она учитывает влияние расхода стока, уклона и шероховатости поверхности на скорость потока, а также ряд особенностей гидравлики потоков малой глубины и взаимосвязь их с размываемыми тундровыми почвогрунтами (Григорьев и др., 1999).

Для удобства практического использования донную скорость потока ($V_д$) целесообразно представить в виде зависимости от гидрологических и гидравлических его параметров с учетом следующих известных их взаимосвязей:

$$V = R^{0.67}J^{0.5}/n_м; \quad V = q_c/\omega; \; \omega = 10R^2; \qquad V_д = V(\Delta/R)^{0.17}; \quad \Delta = 0{,}7d.$$

После несложных преобразований получаем формулу для расчета $V_д$:

$$\boxed{V_д = 0{,}65q_c^{0.19}d^{0.17}J^{0.41}/n_м^{0.81}}, \qquad (29)$$

где d - средневзвешенный диаметр агрегатов (частиц), слагающих дно водотоков, м; J - уклон дна, $n_м$ - коэффициент шероховатости (по Маннингу).

В области средних скоростей потоков (V) менее 0,4 м/с коэффициент шероховатости ($n_м$) определяется по соотношению:

$$\boxed{n_м = n_0(0{,}4/V),} \qquad (30)$$

где n_0 - коэффициент шероховатости при V>0,4 м/с. Величины n_0 определяются экспериментально. По нашим данным n_0 изменяется от 0,02 до 0,04.

Расход воды (q_c) рассчитывается для водосбора, питающего отдельный водоток (ручей, ложбину, овраг и т.д.) по известным в гидрологии формулам.

Зависимость для расчета донной скорости потока ($V_д$) позволяет расчетным путем количественно оценивать изменение эродирующей способности дождевого или талого стока при деградации или самовосстановлении почвенно-растительного покрова тундр. При этом соотношение непрерывно изменяющихся величин $V_д$ и $V_{Длоп}$ определяет изменчивость устойчивости тундровых почвогрунтов к эрозии. Если $V_д/V_{Длоп} \leq 1$, то опасность эрозии почвогрунтов отсутствует и появляется возможность их самовосстановления. В противном случае, когда $V_д/V_{Длоп} > 1$, происходит эрозия и дальнейшая деградация почв. При необходимости по величинам $V_д$ рассчитываются другие показатели: значения энергии (W) и тангенциального касательного напряжения (τ) потоков.

Оценка опасности эрозии тундровых почв и почвогрунтов. Таким образом, при эродирующей способности потоков, превышающей противоэрозионную стойкость почвогрунтов, происходит их деградация от эрозии. Можно выделить потенциальную (прогнозную) деградацию, которая возможна при отсутствии необходимых противоэрозионных мероприятий и фактическую (реальную) уже существующую деградацию. Аналогами этих понятий в эрозиоведении служат потенциальная (возможная) опасность эрозии и смытость (эродированность) почв. Поэтому для оценки прогнозной и реальной деградации почв будет правомерно применение методов диагностики и оценки смытых и эрозионноопасных почв. Опасность эрозии почв оценивается возможной интенсивностью эрозионного процесса. Для оценки и картографирования

интенсивности эрозии почв рекомендуются следующие градации (табл. 3.3.7).

Таблица 3.3.7.
Шкала интенсивности эрозии почв (приводится по Н.К. Шикуле, А.Г. Рожкову, П.С. Трегубову, 1973)

N	Опасность эрозии почв	Интенсивность потерь почвы, мм/год	Величина возможного смыва почвы, т/га в год
1	Отсутствует	Меньше интенсивности почвообразования	Меньше допустимого смыва
2	Слабая	менее 0,5	менее 6
3	Средняя	0,5-1,0	6-12
4	Сильная	1,0-2,0	12-24
5	Очень сильная	2,0-5,0	24-60
6	Катастрофическая	более 5,0	более 60

Первая градация опасности эрозии почв, соответствующая переходу почвы из устойчивого равновесного состояния в неустойчивое, определяется так же как и допустимые (пороговые) скорости, темпами почвообразования. Величина возможных потерь для других градаций опасности эрозии обычно определяются расчетными методами. Существует целый ряд теоретических и эмпирических формул (моделей) для прогноза эрозии почв, которые позволяют с большей или меньшей точностью оценивать потенциальную опасность эрозии почв. Несмотря на теоретическую и экспериментальную обоснованность моделей эрозии, многие из них нуждаются в проверке и калибровке на натурных данных для конкретных условий, в том числе и для тундровых почвогрунтов.

Для тундровых почвогрунтов на основе результатов натурных экспериментальных исследований предлагается следующая схема приближенного расчета общего смыва (G, т/га) с заданного участка эрозионной сети:

$$G = \frac{1}{S}\sum_{m=1}^{m} qBT, \qquad (31)$$

где q - интенсивность смыва почвогрунта отдельным ручейковым потоком, т/м/с; B - ширина потока, м; T - длительность стока, с; S - площадь участка, га; m - количество ручейков.

Математическая обработка натурных данных показала, что зависимость для расчета q имеет достаточно простой вид (Григорьев и др., 1999):

$$q = q_1\left(V_Д / V_{ДР}\right)^n, \qquad (32)$$

где q - интенсивность смыва почвогрунтов; q_1- интенсивность смыва почвогрунтов при донной скорости ($V_Д$), равной донной размывающей ($V_{ДР}$); n - показатель степени, равный: в области слабых гидродинамических воздействий при $V_Д/V_{ДР} \leq 1$ n = 1,50; в области сильных гидродинамических воздействий при $V_Д/V_{ДР} > 1$, n = 4,33.

Величина q_1 определяется по эмпирической зависимости следующего вида:

$$q_1 = \alpha V_{ДР}^{0,75}, \qquad (33)$$

где q_1 - интенсивность потерь почвы, т•м$^{-1}$•с$^{-1}$; α - эмпирический коэффициент, равный $9,5 \cdot 10^{-6}$ и $15,0 \cdot 10^{-6}$ соответственно для ненасыщенных и насыщенных наносами потоков; $V_{ДР}$- донная размывающая скорость, м/с.

Ширина отдельных потоков (B) может быть рассчитана по следующей эмпирической зависимости:

$$B = 6,32\sqrt{q_c}, \qquad (34)$$

где q_c - расход воды, м^3/с.

Установленные зависимости позволяют расчетным путем определить фоновую величину смыва ($G_ф$) не нарушенных естественных почв и реальную опасность эрозии (G) на техногенно нарушенных тундровых почвогрунтах. Для этого необходимо экспериментально или расчетом определить величины $V_{ДР}$, $V_Д$, T и m до и после нарушения тундровых почв. По расчетным величинам G и шкале интенсивности эрозионных процессов определяется степень опасности эрозии нарушенных тундровых почвогрунтов. Для эрозионноопасных территорий назначаются противоэрозионные мероприятия, обеспечивающие минимум эрозии почвогрунтов.

Принципы учета и оптимизации противоэрозионных мероприятий. Для минимизации эрозии почв используется целый арсенал

противоэрозионных мероприятий, проектирование которых до сих пор представляет большие трудности. Часто это основано на результатах трудоемких полевых экспериментов или на расчетах по эмпирическим формулам, основанным на результатах экспериментов. В обоих случаях экстраполяция результатов на условия, отличные от условий опыта, приводит к большим погрешностям.

Наиболее перспективен учет влияния противоэрозионных мероприятий непосредственно в моделях эрозии почв. Основной целью моделирования эрозии почв является прогнозирование величин возможного смыва для последующего проектирования противоэрозионных мероприятий. Сопоставление расчетных возможных потерь с допустимым их пределом свидетельствует о необходимости проведения мер предупреждения эрозии. Следовательно, в основу учета и оптимизации мер предупреждения прогнозируемой эрозии может быть положено следующее условие:

$$G \le G_{доп}, \qquad (35)$$

где G - возможный смыв почвы; $G_{доп}$ - допустимая норма смыва почвы. Величина G рассчитывается по формулам, составляющим основу моделей эрозии почв. Допустимая величина смыва ($G_{доп}$) устанавливается иногда по началу снижения плодородия почвы или допустимым экономическим его показателям, но чаще определяется более строго по величине скорости наращивания гумусового слоя почвы в процессе почвообразования.

Анализ теоретических основ эрозии почв показывает, что интенсивность ее проявления зависит, с одной стороны, от эродирующей способности потоков, а с другой - от сопротивляемости почв их воздействию.

Эродирующая способность стока и противоэрозионная стойкость почвы оцениваются соответственно донной скоростью потока ($V_Д$) и донной допустимой скоростью ($V_{Ддоп}$) для почвы, отношение которых непосредственно определяет интенсивность (q) и величину (G) эрозии. Следовательно, противоэрозионный эффект применения мероприятий

заключается в изменении свойств почв и других факторов эрозии, которые в комплексе уменьшают $V_Д$ или повышают $V_{Ддоп}$.

Таким образом, в качестве основного показателя необходимости проведения, обоснования и оптимизации мер предупреждения эрозии почв целесообразно принимать следующие условия:

$$V_Д \le V_{Ддоп}, \qquad (36)$$

где $V_Д$ - донная скорость потока; $V_{Ддоп}$ - допустимая скорость потока, при которой величина потерь почвы не превышает допустимого предела.

Величины $V_Д$ и $V_{Ддоп}$ рассчитываются по формулам, позволяющим учитывать изменения после проведения мероприятий уклона, шероховатости поверхности, водопроницаемости почвы, интенсивности и концентрации стока, противоэрозионных свойств почвы.

Нередко для практического решения этой задачи удобно использовать следующее условие:

$$q_C \le q_{доп}, \qquad (37)$$

где q_C - расход стока; $q_{доп}$ - допустимый (по условию неразмываемости почвогрунта) расход стока.

Расчетное определение расхода q_C в отдельных водотоках проводится с помощью гидрологических методов расчета с учетом площади, интенсивности водоотдачи и типа водосбора, мощности дополнительных источников стока и др.

Из вышеизложенного следует, что предлагаемые принципы учета и оптимизации противоэрозионных мероприятий, аналитически представленные неравенствами, тесно взаимосвязаны между собой и поэтому отношение или разность характеристик, входящих в любое неравенство, может служить комплексной количественной мерой устойчивости почвогрунтов к эрозии, противоэрозионной эффективности мероприятий и функцией их оптимизации. Важно только определить характеристики G, $G_{доп}$, $V_Д$, $V_{Ддоп.}$, q_c, $q_{доп}$ до и после проведения отдельных или комплекса противоэрозионных мер. Наличие алгоритмов для расчетного их определения позволяет по изменению после проведения

тех или иных мероприятий интенсивности (q_c), концентрации (В) и длительности (Т) стока; уклона (I), длины (x) и частоты (m) ручейков, а также защитных свойств почвенно-растительного покрова (коэффициента шероховатости ($n_м$), размера водопрочных агрегатов (d), сцепления (С) и содержания (R_0) растительных остатков), определить искомые величины G, $G_{доп}$, $V_Д$, $V_{Д.доп.}$, q_C, $q_{доп}$. Располагая этими данными по разностям ($G-G_{доп} \leq 0$; $V_Д-V_{Ддоп} \leq 0$; $q_c-q_{доп} \leq 0$) или соотношениям ($G/G_{доп} \leq 1$; $V_Д/V_{Ддоп} \leq 1$; $q_c/q_{доп} \leq 1$) устанавливаются различные варианты оптимальных сочетаний противоэрозионных мероприятий, которые обеспечивают минимум эрозии почвогрунтов. Выбор рекомендуемого для практики сочетания противоэрозионных мер проводится на основе оценки экономической их эффективности.

Таким образом оценка эффективности и оптимизация противоэрозионных мероприятий осуществляется на основе экспериментальных или расчетных определений и сопоставления реальных и допустимых величин $V_Д$ и $V_{Ддоп}$; G и $G_{доп}$; q_c и $q_{доп}$. Следовательно, можно выделить группы мероприятий, направленных на изменения факторов, влияющих на реальные величины расхода и скорости стока, на допустимые (по условию неразмываемости почвогрунтов) их величины и одновременно на реальные и допустимые их значения.

Для предупреждения и предотвращения эрозии нарушенных тундровых почв и почвогрунтов установлено, что к первой группе мероприятий относятся меры, направленные на уменьшение и распыление, задержание и безопасный в эрозионном отношении сброс поверхностного стока; предупреждение появления дополнительных источников стока; создание водозадерживающих и водоотводящих сооружений в местах локального скопления и концентрации стока и т.д.

Мероприятия второй группы, повышающие противоэрозионную стойкость почвогрунтов, должны быть направлены на улучшение противоэрозионных свойств почвогрунтов путем увеличения сцепления и

структурной их связности (уплотнение, применение связующих химических веществ, искусственное задернение и др.).

К третьей группе мероприятий относятся отдельные приемы, повышающие одновременно шероховатость и устойчивость к размыву поверхности почвогрунтов.

3.4. Нарушение почв и почвенного покрова под влиянием выпаса

Одна из наиболее распространенных форм механического нарушения почв и почвенного покрова проявляется при вовлечении их в пастбищное использование. Выпас скота – древнейшая форма использования человеком травяных (а иногда и лесных) биогеоценозов. При выпасе животные оказывают тройное воздействие на почву и растительный покров: поедая надземные органы травянистых растений (стравливание), механически воздействуя на почву и растения (вытаптывание) и откладывая экскременты.

Использование земель под пастбища особенно широко распространено в районах, мало пригодных для земледельческого освоения и более подходящих для ведения отгонного животноводства. Это, прежде всего горные, в особенности высокогорные территории, а также аридные и семиаридные , где климатические, а в горах и орографические условия не позволяют широко развивать земледелие. В меньших масштабах пастбищное использование земель распространено практически повсеместно. Анализ структуры землепользования территорий некоторых горных систем иллюстрирует высказанные соображения.

Общей особенностью сельскохозяйственного, в том числе и пастбищного освоения горных экосистем является преобладание экстенсивных форм ведения хозяйства. Это приводит к вовлечению в сферу сельскохозяйственного производства большого количества природных, в том числе земельных

ресурсов, что при их ограниченности в горах обусловливает высокий уровень антропогенных нагрузок.

Сельскохозяйственное освоение горных территорий охватывает все высотные пояса за исключением субнивального и нивального. Оно обладает арсеналом специфических приемов ведения хозяйства в горах. В скотоводстве это, прежде всего, отгонная его форма с периодизацией выпаса на зимних и летних пастбищах; при этом в качестве летних пастбищ используют альпийские и субальпийские луга, где невозможно земледелие.

В большинстве горных районов, в особенности в высокогорьях, скотоводческое, пастбищное освоение является преобладающим. Горные пастбища занимают доминирующее место в составе земельных угодий горных районов. Данные, приведенные в таблице 3.4.1, дают представление о распределении пастбищ по различным горным системам.

Бессистемное, нерациональное, не имеющее научного обоснования использование горных пастбищ приводит к их деградации. По мере возрастания нагрузки последовательно сменяются следующие три стадии:

- Разрушение растительного покрова;
- Разрушение почвенного покрова;
- Разрушение литосферы.

В зависимости от интенсивности пастбищной нагрузки и продолжительности ее воздействия пастбищная дигрессия может остановиться на той или иной стадии. На первых этапах пастбищной дигрессии меняется видовой состав фитоценозов в пользу наименее поедаемых видов, и уменьшаются общие запасы фитомассы. Однако при сильном стравливании не поедаемые виды в силу отсутствия конкуренции могут сформировать большую фитомассу, иногда существенно превышающую фитомассу естественного травостоя. Но кормовой ценности такие угодья, занимающие иногда довольно большие площади, не имеют. В лесных фитоценозах, помимо этого, выпас приводит к частичному или полному уничтожению всходов, угнетению подроста, что ухудшает возобновление.

Таблица 3.4.1.
Природные пастбища некоторых горных систем
(По Зотову, Синьковскому, Шван-Гурийскому, 1987)

Горная система	Площадь пастбищ, тыс. га	Доля в общей площади, %
Карпаты	410	0,70
Крымские горы	264	0,45
Кавказ	6284	10,66
Копет-Даг	4480	7,60
Урал	2283	3,87
Тянь-Шань	17557	29,79
Памиро-Алай	8029	13,62
Алтай, Кузнецкий Алатау, Тарбагатай	7625	12,94
Саяны	1965	3,33
Горы Восточной Сибири и Приморья	9902	16,80
Горы Камчатки, Сахалина, Курил	144	0,24
Всего	58943	100,00

Изреживание или полное исчезновение травяного покрова в результате выпаса приводит к широкому развитию эрозионных процессов, вследствие чего в почвенном покрове появляются почвы разной степени смытости, оползневые формы микрорельефа, линейные эрозионные формы микро- и мезорельефа, почвы с редуцированными и полициклическими профилями. Дальнейшее развитие эрозионных процессов может привести к полному удалению почвенного покрова, после чего начинается разрушение геологическими процессами вышедших на дневную поверхность горных пород.

В силу чрезвычайно высокой неоднородности природных условий, в частности, расчлененного рельефа, разные стадии деградации могут соседствовать друг с другом, проявляясь в пределах одной или нескольких рядом расположенных экосистем, совмещаясь тем самым во времени.

Основой устойчивости горных экосистем является почвенный покров как наиболее консервативный их компонент. Растительный покров отличается несравненно большей мобильностью. Под влиянием усиленного

выпаса он может смениться за 4 - 5 лет (Шихотов, 1974). Относительно быстро идет и его восстановление - во всяком случае, по сравнению с почвенным покровом. Продуктивность пастбищ при введении рационального их использования может быть восстановлена за 5 лет (Мамытов, 1985). Стабильность почв является необходимым условием такого восстановления; их разрушение делает невозможным восстановление фитоценоза. Для восстановления же почвенного покрова требуются совершенно иные сроки - сотни лет, т.е. в реальном масштабе времени уничтоженные эрозией почвы можно считать утраченными безвозвратно. Поэтому стабильность почвенного покрова является необходимым условием стабильности экосистем в целом и, наоборот, его разрушение неизбежно влечет за собой кардинальное изменение экосистемы и исключает возможность ее восстановления. Механическое воздействие выпасаемых животных на почву проявляется как непосредственно, путем деформирования почвенной массы, так и опосредованно, прежде всего через растительный покров.

3.4.1. Влияние выпаса на растительный покров

Растительный покров - наиболее чувствительный к выпасу компонент биогеоценоза, раньше других реагирующий на пастбищное воздействие. Многолетнее бессистемное использование горных пастбищ приводит к серьезной его деградации. Выпас изменяет характеристики фитоценоза: запасы фитомассы и ее структуру, видовой состав, что приводит к изменению кормовой ценности пастбищ и снижает устойчивость почвенного покрова (Ульянова и др., 1992). Выпас различной интенсивности на субальпийских лугах Западного Кавказа привел к существенным изменениям в состоянии их фитоценозов (табл. 3.4.2). На фоне уменьшения общих запасов фитомассы резко сокращаются запасы надземной ее части. Подземная фитомасса также уменьшается, но в значительно меньшей степени; это приводит к сильному изменению

структуры фитомассы в сторону подавляющего преобладания подземной ее части. В результате избирательного поедания животными разных видов растений значительно изменяется видовой состав фитоценоза и соотношение ботанических групп. Резко уменьшается доля злаков при возрастании всех остальных групп. Если субальпийский луг, не затронутый выпасом, имеет абсолютное преобладание злаков над другими видами, то уже при умеренном выпасе наиболее представительным становится разнотравье; при интенсивном выпасе доля злаков еще уменьшается при еще большем преобладании разнотравья. Это существенно снижает устойчивость почв за счет уменьшения мощности и прочности дернины.

Таблица 3.4.2.

Видовой состав и запасы фитомассы (ц/га, субальпийский луг, Западный Кавказ).

Участок	Надземная фитомасса*					Корни	Общая фито-масса	Надземная/ подземная
	Злаки	Осоки	Бобо-вые	Разно-травье	Сумма			
Контроль	42,6 71,6	1,0 1,7	3,0 5,0	12,9 21,7	59,5	161,1	220,6	0,37
Умеренный выпас	7,7 35,2	0,6 2,7	1,5 6,8	12,1 55,3	21,9	88,1	110,0	0,25
Интенсивный выпас	1,1 13,9	0,6 7,6	1,6 20,3	4,6 58,2	7,9	79,2	87,1	0,10

*Над чертой - фитомасса группы видов (ц/га), под чертой - ее доля в процентах от надземной части фитомассы.

В качестве пастбищ используют главным образом травяные экосистемы - луговые, лугово-степные, степные, полупустынные. Значительно в меньших масштабах выпас проводят в лесах. В лесных экосистемах, помимо стравливания травяного покрова, выпас при превышении определенных нагрузок приводит к угнетению древостоя за счет ухудшения водно-физических свойств почв; помимо этого, выпасаемые животные уничтожают всходы и подрост, что ухудшает или

даже полностью прекращает возобновление лесов. В отдельных случаях это может привести к гибели лесного фитоценоза.

3.4.2. Влияние выпаса на физические свойства почв

Под воздействие выпаса существенно изменяются физические свойства почвы. Непременным следствие выпаса является ее уплотнение, происходящее под механическим воздействием копыт животных. Иногда уплотнение сопровождается сдвигом почвенной массы, который особенно сильно проявляется при пастьбе на сильно переувлажненной почве, в частности, ранней весной. Давление копыт крупного рогатого скота достигает 1,5 - 2,0 кг/см^2, когда животные стоят, и 4 кг/см при ходьбе, т.е. превышает давление колес трактора.

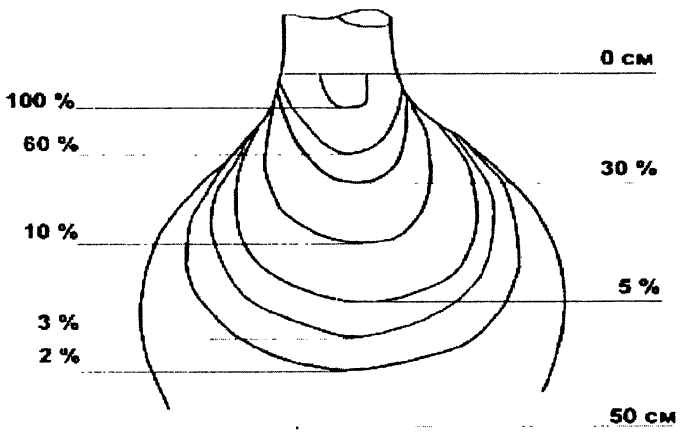


Рис. 3.4.1. Распределение нагрузки от копыта животного в почве (за 100 % принято давление копыта на поверхности почвы) (по Донецко, 1960).

Давление передних копыт больше при ходьбе в полтора раза (Klapp, 1971, цит. по: Работнов, 1984). Воздействие копыт овец меньше в 2-3 раза по сравнению с крупным рогатым скотом. В течение пастбищного сезона животные несколько раз (до 10) проходят по одному и тому же месту (Работнов, 1984). Значительная величина давления копыт передается на

глубину 8-12 см, в более глубоких слоях оно резко уменьшается и на глубине 20 см составляет 5-10% от исходного (рис.3.4.1). На уплотнение почвы существенное влияние оказывает дернина; в случае хорошей выраженности она препятствует деформации почвы, и плотность меняется не столь значительно.

Уплотнение почвы зависит от интенсивности и продолжительности выпаса, способа его проведения и свойств почвы. Изучение влияния выпаса различной интенсивности на физические свойства тяжелосуглинистых почв (Willat, Pullar, 1984) показало, что за год при нагрузках 10, 15, 19 и 22 овцы на 1 га плотность почвы возросла с 0,89 г/см^3 (контроль) до 0,94 - 1,05 г/см^3, при этом наиболее заметное увеличение плотности имеет место при возрастании нагрузки до 15 - 19 овец на 1 га. Исследования, проведенные на каштановых почвах под пастбищами на Киргизском хребте Тянь-Шаня, свидетельствуют о существенном уплотнении их верхних горизонтов. Многолетний бессистемный выпас с высокой нагрузкой привел к уплотнению светло-каштановых почв с 0,9 до 1,3 г/см^3 . В меньшей степени уплотняет почву регулируемый выпас. При использовании под пастбища посевов многолетних трав максимальное уплотнение почвы происходит в течение первого года выпаса, по прошествии пяти лет плотность стабилизируется.

На уплотнение существенно влияют свойства почв, и в первую очередь - содержание гумуса. Почвы, богатые гумусом, уплотняются в меньшей степени. Так, при одинаковой нагрузке горные светло-каштановые почвы подвержены уплотнению в значительно большей степени по сравнению с темно-каштановыми. Бессистемный выпас высокой интенсивности на темно-каштановых почвах увеличивает плотность верхней части гумусового горизонта с 0,87 на контроле до 1,08 г/см^3; на светло-каштановых почвах это увеличение составляет 0,9 - 1,3 г/см^3. Очень показательными в этом отношении являются своеобразные черно-коричневые почвы Юго-Западного Тянь-Шаня, формирующиеся под

ореховыми лесами и отличающиеся необычайно высоким (до 20%) содержанием «мягкого» гумуса; занимаемые ими площади частично используют в качестве пастбищ. Выпас даже высокой интенсивности уплотняет их очень незначительно: плотность верхней части гумусового горизонта изменяется от 0,92 г/см^3 на целинном участке до 0,96 при умеренном и 0,98 г/см^3 при интенсивном выпасе.

Уплотнение почвы связано с уменьшением пористости. Прежде всего уменьшается межагрегатная пористость, возрастает доля капиллярных пор. Некапиллярная пористость дерново-подзолистых почв под многолетними травами после выпаса в течение вегетационного периода снизилась в два раза (с 8 до 4 %) (Доценко, 1960). Это ухудшает воздушный режим почвы и снижает ее водопроницаемость. Отмеченное двукратное уменьшение некапиллярной пористости обусловило снижение водопроницаемости также в два раза. Увеличение нагрузки прогрессивно уменьшает оба эти показателя. Выпас в течение года при нагрузках 10, 15, 19 и 22 овцы на гектар обусловил уменьшение водопроницаемости тяжелосуглинистых почв с 19 мм/мин соответственно до 13,5, 10,8, 6,0, 3,6 мм/мин (Willat, Pullar, 1984). Почвы с высоким содержанием гумуса в меньшей степени подвержены подобным изменениям. Уже упоминавшиеся черно-коричневые почвы, отличающиеся чрезвычайно высоким содержанием гумуса, даже при выпасе высокой интенсивности очень незначительно изменяли пористость и водопроницаемость (Карабаев и др., 1987).

Выпас существенно влияет на структуру почвы. При этом на ранних стадиях пастбищной дигрессии или при умеренных нагрузках происходит не столько разрушение почвенных агрегатов, сколько их переупаковка, вследствие чего снижается межагрегатная пористость. Быстрее снижается водопрочность (Доценко,1960).

Изучение каштановых почв северного макросклона Киргизского хребта показало, что умеренный выпас еще позволяет сохранить исходное

качество структуры. Содержание агрономически ценных агрегатов (0,25 - 10 мм) в гумусовом горизонте составляет 66 % на участке умеренного выпаса против 60% на заповедном участке, а коэффициент структурности соответственно составляет 1,5 и 1,9. При высоких нагрузках происходит деградация почвенной структуры. Интенсивный бессистемный выпас часто приводит к образованию глыбистой структуры за счет уплотнения почвы и к значительному ее разрушению, «распылению» в самой верхней части гумусового горизонта, в результате чего появляется так называемый «сбой» - обесструктуренный слой почвы мощностью в несколько сантиметров. Так, в горной темно-каштановой почве, испытывающей интенсивное воздействие бессистемного выпаса, в верхней части профиля мощностью несколько сантиметров резко возросла доля агрегатов менее 0,25 мм, составившая 34 %; глубже сильно увеличилось содержание глыбистых отдельностей (>10 мм), составившее 65 %; коэффициент структурности уменьшился при этом до 0,4.

В меньшей степени деградация структуры проявляется в высокогумусных почвах. Прекрасно оструктуренные черно-коричневые почвы ореховых лесов в ненарушенном состоянии характеризуются высоким содержанием агрономически ценных агрегатов, составляющим 80 - 90 %. и, соответственно, большим коэффициентом структурности - 4 - 5. Выпас не приводит к серьезным изменениям структурного состояния этих почв. Содержание агрономически ценных агрегатов в верхней части гумусового горизонта в почвах заповедного участка и участков умеренного и интенсивного выпаса составляет соответственно 83, 83 и 89%, а коэффициент структурности в этом же ряду - 4,9, 4,9 и 4,0. В большей степени снижается водопрочность. Каштановые почвы заповедного участка содержат 57 % водопрочных агрегатов. В почвах, подверженных интенсивному выпасу, этот показатель снижается до 25 - 28 %. Черно-коричневые почвы, содержащие в ненарушенном состоянии 83 %

водопрочных агрегатов в верхней части гумусового горизонта, характеризуются снижением этого показателя на участках умеренного и интенсивного выпаса до 80 и 76 % (данные Н.В.Усковой).

3.4.3. Влияние выпаса на химические свойства почв

Механические нарушения почв пастбищ неизбежно влияют на их химические свойства. Наиболее существенным изменением в химических свойствах почв в результате выпаса является их дегумификация. Потеря почвами гумуса является следствием двух причин. Первая из них заключается в том, что выпас существенно меняет характер биологического круговорота. Значительная доля надземной фитомассы, поедаемая животными, исключается из сферы гумификации, что нарушает баланс гумуса в сторону уменьшения его содержания. Определенная часть органического вещества поступает в почву с экскрементами животных в следующем количестве: крупный рогатый скот - 2,5 - 3,5, овцы - 0,3 - 0,6 кг сухого вещества в день твердых экскрементов и соответственно 6 - 25 и 0,5 - 2 л в день жидких экскрементов (Работнов,1984). Легко подсчитать, что это количество органического вещества не может компенсировать возникающий вследствие поедания травостоя дефицит исходного материала для гумусообразования. Кроме того, поступление органического вещества с экскрементами крайне неравномерно распределяется по площади пастбищных угодий; максимальное их количество поступает в почву на стойбищных участках, где они действительно могут формировать положительный баланс гумуса; однако доля этих участков в общей площади пастбищ невелика. Второй причиной дегумификации пастбищ является эрозия, удаляющая наиболее гумусированную часть почвенного профиля.

Изучение гумусного состояния горно-луговых почв Западного Кавказа показало, что в отсутствие проявления эрозии содержание гумуса меняется незначительно (табл.3.4.3). В почвах на участке умеренного и

интенсивного выпаса содержание гумуса практически не различалось, почти совпадая с содержанием гумуса в почвах контрольного участка. В то же время в каштановых почвах горных пастбищ Тянь-Шаня дегумификация выражена весьма отчетливо. В темно-каштановых почвах умеренный выпас уменьшает содержание гумуса в два, а интенсивный - в четыре раза. Не столь резко, но вполне отчетливо дегумификация проявляется и в светло-каштановых почвах. В высокогумусных черно-коричневых почвах относительные потери гумуса не столь значительны; интенсивный выпас уменьшает его содержание примерно на треть, однако в абсолютном выражении это составляет весьма значительную величину.

Столь существенные различия в реакции на выпас между горно-луговыми почвами Кавказа и исследованными почвами Тянь-Шаня хорошо иллюстрируют положение о различной устойчивости почвенного покрова горных систем различного типа. Горно-луговые почвы отличаются наибольшей увлажненностью в рассматриваемом ряду почв; они никогда не испытывают дефицита влаги, в то же время, благодаря хорошей дренированности, не испытывают и переувлажнения. Это Состав гумуса, являясь более консервативным показателем гумусного состояния почв по сравнению с общим его содержанием, меняется при выпасс в значительно меньшей

Таблица 3.4.3.

Содержание гумуса в гумусовом горизонте почв пастбищ. (%Собщ.)

Почва	Контроль	Умеренный выпас	Интенсивный выпас
Горно-луговая Субальпийская Зап. Кавказ	9,49	9,82	9,32
Темно-каштановая Сев. Тянь-Шань	3,45	1,88	0,85
Светло-каштановая Сев. Тянь-Шань	1,54	1,25	0,60
Черно-коричневая Зап. Тянь-Шань	14,90	12,55	9,14

степени. Лишь в качестве тенденции следует отметить некоторое увеличение доли фульвокислот и уменьшение степени гумификации.

3.4.5. Деградация почвенного покрова пастбищ

Наиболее опасной формой деградации почвенного покрова пастбищ является физическое его разрушение, сопровождающееся обычно относительно поздние стадии пастбищной дигрессии. Наряду с «обычными» проявлениями водной и ветровой эрозии на горных пастбищах имеют место специфические формы разрушения почв, объединяемые категорией «пастбищная эрозия». Ее проявление обусловлено механическим воздействием копыт животных. В результате этого при превышении определенной нагрузки разрушается дернина - очагами, а при возрастании нагрузки полностью. Поверхность почвы покрывается слоем обесструктуренного распыленного мелкозема, образующего так называемый сбой. Поверхность почвы покрывается сетью скотобойных троп, полностью лишенных растительности, почва на которых сильно уплотнена. Все это создает благоприятные условия для развития процессов водной и ветровой эрозии, приводящих к образованию линейных эрозионных форм рельефа и появлению смытых почв.

В литературе под понятием «пастбищная эрозия» часто объединяют весь комплекс перечисленных явлений. Вероятно, правильнее под пастбищной эрозией понимать специфические для пастбищ процессы разрушения почв выпасаемыми животными, не включая сюда «обычные» процессы разрушения почв водой и ветром. Образно говоря, следует различать «пастбищную эрозию» как специфическую форму разрушения почвенного покрова, присущую только пастбищам, и «эрозию на пастбищах» как более широкое понятие (Владыченский и др., 1993).

Одним из самых существенных последствий выпаса является формирование вторичной пространственной неоднородности

растительного и почвенного покровов. В результате неравномерного вытаптывания и стравливания на подверженных выпасу участках появляются выделы разной степени нарушенности. Обычно можно выделить следующие элементы неоднородности (Владыченский и др., 1994):

- Скотобойная тропа
- Сбитый участок
- Несбитый участок

Выделяемая пространственная неоднородность растительного покрова связана с процессом его деградации под влиянием выпаса. На формирование участков разной степени выбитости оказывают влияние в основном два фактора, сопровождающие процесс выпаса скота - вытаптывание и стравливание. Сочетание и разная сила выраженности этих факторов и создает пространственную неоднородность растительного покрова, и, в частности, горизонтальную неоднородность фитоценозов.

Наиболее деградированные участки – «тропы» - результат воздействия обоих факторов с преобладанием процессов вытаптывания. Т. н. «сбитые» участки характеризуются преобладанием влияния стравливания над воздействием вытаптывания. «Несбитые» участки подвергаются преимущественно стравливанию. Соотношение элементов вторичной пространственной неоднородности иллюстрирует фрагмент плана горного пастбища, расположенного в одном из урочищ северного макросклона Алайского хребта на высоте 2600 м над уровнем моря (рис. 3.4.2).

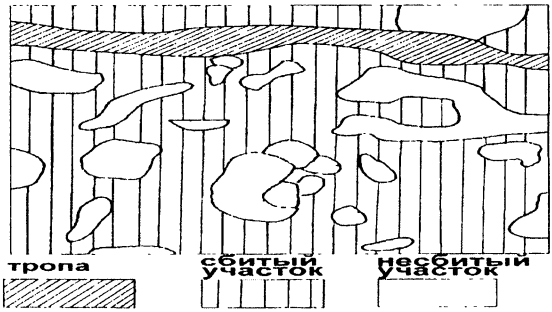


Рис. 3.4.2. Фрагмент плана горного пастбища

Запасы и структура фитомассы существенно различаются между выделенными элементами зооантропогенной неоднородности, закономерно уменьшаясь от несбитых участков к тропам При этом на тропах больше доля злаков и отчасти бобовых по сравнению с задернованными участками.

Вторичная неоднородность почвенного покрова, так же, как и растительного, весьма велика. Колебания по некоторым признакам между выделами внутри того или иного участка часто превышают различия между участками. Поэтому все заключения об изменениях свойств почвенного и растительного покровов при выпасе целесообразно делать при учете этого обстоятельства, сравнивая между собой не просто различные участки, а те или иные выделы внутри них.

В наибольшей степени физические свойства почв изменены на скотобойных тропах. Значение плотности почв (табл. 3.4.4) под тропами обычно почти в полтора раза выше, чем на несбитых участках. Сбитые участки по плотности занимают промежуточное положение, при этом плотность почв здесь ближе к плотности почв несбитого участка. Если предположить, что плотность естественной почвы не больше, а, вероятно, меньше плотности почвы несбитого участка, можно заключить, что уплотнение почвы на наиболее нарушенных участках

(тропах) является не менее чем полуторократным. Обращают на себя внимание небольшой разброс показателей плотности в пределах каждого выдела. Химические свойства почв также сильно различаются по разным выделам (табл. 3.4.5). Наибольшее содержание гумуса характерно для почв несбитых участков, наименьшее - для почв под тропами.

Таблица 3.4.4.

Плотность почв пастбища, г/см^3
(Алайский хребет, урочище Кара-Гой, 2600 м н.у.м.)

Участок	Среднее арифметическое	Дисперсия
Тропа	1,37	0,01
Сбитый	1,36	0,01
Несбитый	1,02	0,00

Сбитые участки занимают промежуточное положение. Это вполне согласуется с описанными выше особенностями биологического круговорота. Резкое уменьшение запасов фитомассы, в особенности на тропах, приводит к дегумификации почв; поступление органического вещества с экскрементами выпасаемых животных не компенсирует возникающего дефицита. Изменяется карбонатное состояние почв. В тех случаях, когда почвы карбонатны с поверхности, содержание карбонатов в верхней части профиля максимально на тропах и минимально на несбитых участках. Уплотнение почвы на тропах резко уменьшает фильтрацию и, соответственно, промачивание почвы, а увеличение за счет уплотнения капиллярной пористости увеличивает восходящие токи влаги и, тем самым, подтягивание карбонатов к поверхности. Это сказывается и на значениях pH, хотя здесь изменения невелики, и их правильнее отмечать как определенную тенденцию. Выпас даже на стадиях, предшествующих той, на которой развивается эрозия, нарушает строение почвенного профиля. На наклонных поверхностях горных склонов скотобойные тропы ориентированы, как правило, по горизонтали или в близких к ней направлениях. При этом животные своими копытами сдвигают почву,

формируя как бы своеобразные микротеррасы. В результате почвенный профиль деформируется. Эти деформации профиля неодинаково проявляются на участках разной степени сбитости. Максимальны они на тропе, где дернина имеет наименьшую мощность, а часто отсутствует вообще, и на стыке тропы с нижележащим участком склона, куда происходит «натаскивание» почвенной массы.

Таблица 3.4.5.

Некоторые химические свойства почв пастбища
(Алайский хребет, урочище Кара-Гой, 2600 м н.у.м.)

Участок	Горизонт, глубина, см	Гумус, %	PH водн.	Карбонаты, %
Тропа	Aca 0-13	2,23	8,08	17,6
	ABca 13-25	1,50	8,16	23,3
	Bca 25-50	0,10	8,16	27,6
	Aca 0-13	2,02	8,01	17,6
Сбитый участок	ABca 13-25	1,50	8,16	27,2
	Bca 25-50	0,60	8,18	33,8
	Aca 0-13	5,08	8,02	15,5
Несбитый участок	ABca 13-25	1,70	8,08	20,1
	Bca 25-50	0,10	8,16	32,2

Очевидно, что при возрастании нагрузки густота сети скотобойных троп и, соотвстственно, занимаемая ими площадь возрастают. Наши исследования в субальпийском поясе Западного Кавказа показали, что при умеренном выпасе на их долю приходится 15 %, а при интенсивном – 35 % всей площади пастбища. На горных пастбищах Казахстана при загонном выпасе площадь скотобойных троп составила 25 %, при умеренном бессистемном – 35 %, а при интенсивном бессистемном выпасе – 55 % от общей площади пастбища (Айбасов, 1981).

Наличие и густота сети скотобойных троп, характеризуемые иногда термином «тропинчатость», представляют легко определяемый морфологический признак состояния поверхности почв, по которому можно диагностировать состояние пастбищных экосисистем в целом и их почвенного покрова. Ниже приведена схема, использующая в качестве

диагностического признака состояния пастбищ долю площади тропиночной сети в общей площади пастбища (Зотов и др., 1987).

Площадь скотобойных троп	Состояние пастбища
<10 %	Слабо сбитые
10-25 %	Средне сбитые
25-50 %	Сильно сбитые
>50 %	Очень сильно сбитые

Как уже было отмечено, описанная вторичная неоднородность растительного и почвенного покровов, возникшая в результате выпаса, очень сильно дифференцирует почвенные свойства. Это обстоятельство необходимо учитывать при почвенных (и, вероятно, ботанических и других) исследованиях, связанных с пастбищной дигрессией. Основным приемом оценки степени пастбищной дигрессии, изменения состояния почвенного и растительного покровов при пастбищном использовании или, наоборот, в результате заповедания и т.д. является сравнение двух (или нескольких) участков при допущении, что их почвенный и растительный покровы изначально были идентичными. Сопоставление различных участков, находящихся в разных режимах пастьбы или заповедания, следует проводить только с учетом отмеченной вторичной неоднородности. Необходимо соответствующим образом строить отбор почвенных образцов, учет фитомассы, определение почвенных свойств. Сопоставляя различные участки, целесообразно сравнивать между собой одинаковые выделы, только в этом случае можно получить корректные заключения.

В особенности важно такое построение исследований в связи с тем, что изменения состояния почв могут быть невелики. Игнорирование учета вторичной неоднородности растительного и почвенного покровов приводит к получению неверных результатов, совершенно неадекватно отражающих происходящие изменения растительности и почв.

3.5. Механическое нарушение почв при добыче, хранении и транспортировке природного газа

В процессе освоения нефтяных и газовых месторождений, прокладки газопроводов, строительства подземных газохранилищ существенно нарушается почвенный покров. По данным РАО «Газпром» суммарная площадь подобного механического нарушения почвенного покрова составляет 62 4ОО га, из них 587ОО га нарушено при строительных работах и 3ООО га –при разработке газовых месторождений и геологоразведочных работах (Акопова и др, 1995) Механическое нарушение почвенного покрова происходит на всех технологических этапах бурения, транспортировки и хранения газа, эксплуатации газовых месторождений и подземных газохранилищ. Педотурбации, фрагментация или полное уничтожение гумусовых горизонтов, нанесение абиотического слоя, перемещение и хранение почвенного материала в условиях повышенной аэрации на полях рекультивации, засыпка котловин для амбаров и траншей и, как следствие, внедрение подстилающих пород с неблагоприятными физическими свойствами и низким плодородием, как правило, влекут за собой необратимые изменения почвенного покрова. Во-первых, кардинально изменяются собственно почвенные свойства физические, химические, ионообменные биологические), несущие в ненарушенном ландшафте самостоятельную экологическую нагрузку. Во-вторых, развиваются несвойственные ненарушенному ландшафту гипергенные процессы (водная и ветровая эрозия, заболачивание, засоление).

Механическое нарушение почвенного покрова происходит при инженерной подготовки территории для буровых работ и строительства газовых скважин. Общий объем буровых отходов, представленных выбуренной породой, буровым раствором, различным реагентами и составляет 1500 $м^3$ на одну скважину. При строительстве одной газовой скважины в почву вносится 78 т бурового раствора (Долгопятова и др.,

1982). На месте внесения буровых отходов и их распределения по буровой площади формируются техноземы – почвы с отсутствием генетически связанных горизонтов и присутствием в основном трех слоев. Первый слой представлен, как правило, насыпным очень маломощным гумусовым слоем, несущим в себе признаки и свойства верхнего, плодородного горизонта фоновых почв. Второй слой представлен беспорядочной смесью буровых отходов и нижних горизонтов почв и подстилающей породы. Третий слой обнаруживается на глубинах 100-120 см и представлен естественными почвообразующими породами. Специфика формирования насыпных почв обусловливает дифференциацию профиля по гранулометрическому составу, плотности пористости, воздухоемкости. В процессе планировки территории поверхностные горизонты почв сильно переуплотняются тяжелой техникой. Плотность техноземов варьирует по профилю от 1,5 до 1,8 г/см^3. Поверхностные горизонты почв также сильно переуплотнены. Исследование пространственного варьирования плотности (по сетке квадратов 25×25 м по 40 точкам) показало, что доля площади ареалов почв с плотностью поврхностных горизонтов 1,5 - 1,8 г/ см^3 составляет 55%. Довольно высоко участие поверхностных горизонтов почв с плотностью 1,1-1,5 г/см^3 – 42%. В последней градации доля поверхностных горизонтов техноземов с плотностью 1,3-1,5 г/см^3 составляет лишь 20%. Незначительные площади занимают поверхностные горизонты почв с плотностью
1 г/см^3 - 3%.

Использование тяжелой техники при планировке территории, ремонте эксплуатационно-нагнетательных скважин приводит к ухудшению структурного состояния почв по сравнению с фоновыми почвами. Исследование почвенного покрова на территории скважинных зон подземных газохранилищ, введенных в строй 40 лет назад и прошедших этап естественной биологической рекультивации показало

удовлетворительное структурное состояние, $К_{струк.}$ варьирует от 4 до 9. Места недавнего ремонта скважин характеризуются весьма низкими показателями структурности ($К_{струк}$ 1-2,5). Как правило, техноземы расположены вокруг скважин в радиусе 20-30 м и занимают вершины и верхние части склонов антропогенных возвышений, наиболее приподнятые части которых венчают наземные конструкции эксплуатационно-нагнетательных скважин.

В процессе эксплуатации газовых скважин возникает необходимость их технологической очистки, что приводит к выбросу на прилегающие к скважинам территории (0,25 га) материала минерализованной вмещающей породы, обогащенной метанолом, этиленгликолем, другими реагентами и погребению существующих техноземов. Мощность засоленных пород варьирует от1 до 80 см. В непосредственной близости от скважин в радиусе от 20 до 40 м, секторе около 90-180 ^{0} на средних и нижних частях антропогенных возвышений формируются синлитогенные техногенные солончаки и техноземы солончаковые грунтово-глеевые. Суммарное содержание легкорастворимых солей достигает 1-2 % с поверхности и незначительно меняется по профилю.

За пределами расположения техноземов и техногенных солончаков, в межскважинном пространстве формируются погребенные почвы . Мощность наноса небольшая и составляет 10-15 см. Материал погребающего наноса представлен засоленной вмещающей породой, слабо затронутый почвообразованием.

По трассам трубопроводов, в более глубоких межскважинных пространствах формируются поверхностно - и профильно-оглеенные техноземы. Поверхностные горизонты обогащены карбонатами и часто имеют щелочную реакцию.

В скважинных зонах подземных газохранилищ, не используемых в сельском хозяйстве, характерно преобладание сочетаний – мозаик,

сочетаний, комплексов, комплексов - мозаик техноземов, техногенных солончаков, погребенных почв с поверхностно-глеевыми и грунтово-глеевыми техноземами и зональными почвами.

В районах интенсивного сельскохозяйственного использования, в частности, в черноземной зоне, механическое нарушение почв, связанное с бурением скважин и строительством подземных газохранилищ, сопровождается рекультивационными работами. До начала монтажа бурового оборудования со всей площади, отводимой под буровую, происходит селективное снятие плодородного слоя, который складируется в виде буртов по периферии отведенного участка до окончания буровых работ. В период технического этапа рекультивации происходит засыпка траншей трубопроводов, амбаров и распределение буровых отходов, состоящих из выбуренной породы, бурового раствора и различных реагентов по площади частично нарушенного переходного иллювиально-карбонатного горизонта. Площадь временного отвода под буровую, т.е. ареал захоронения буровых отходов, по существующим инструкциям не должна превышать 1 га. После планировки территории с помощью тяжелой техники проводится распределение плодородного слоя по площади временного отвода. Согласно существующим инструкциям, глубина захоронения буровых отходов должна превышать 30 см. На практике мощность переотложенного гумусового горизонта почв варьирует от 5 до 35 см. При этом мощность переотложенных гумусовых горизонтов черноземов, расположенных в элювиальных позициях, составляет 5-15 см, а лугово-черноземных почв, как правило, превышает 25 см. Последнее, по-видимому, связано с исходно разной мощностью гумусо-аккумулятивных горизонтов черноземов и лугово-черноземных почв.

Таким образом, механические нарушения, перемещение, захоронение буровых отходов под гумусовый горизонт сформировало гетерогенный и полихронный почвенный профиль представленный:

- переотложенным гумусовым горизонтом, чрезвычайно маломощным, с признаками физической деградации, загрязнения остаточными нефтепродуктами и бензопиреном, а также с признаками солонцеватости;
- искусственно-аккумулированным техногенным горизонтом с признаками чрезвычайной физической деградации, битуминозности, техногенной солонцеватости, нарушенным водным и воздушным режимом;
- частично нарушенным переходным иллювиально-карбонатным горизонтом с некоторыми признаками физической деградации (Можарова и др., 1997, 2000).

Почвы с подобной системой горизонтов предложено выделить на уровне типа - техноземами, подтипа - черноземовидными, лугово-черноземовидными, лугово-болотными. Детальное почвенное картографирование почвенного покрова ключевых участков свидетельствует о значительном распространении по площади скважинных зон техноземов черноземовидных и лугово-черноземовидных, варьирующих по площади от 28 до 34 % в различных структурах почвенного покрова (табл.3.5.2). Техноземы характеризуются низким плодородием. Урожайность пшеницы на техноземах снижена в 2 - 5 раз, урожайность подсолнечника в 4 - 8 раз по сравнению с фоном.

Механическое нарушение почвенного покрова не ограничивается площадью временного отвода, ареалом нанесения буровых отходов, составляющего, как упоминалось, около 1 га. Детальное картографирование почвенного покрова до строительства подземных газохранилищ (табл. 3.5.1) и после его завершения (табл. 3.5.2) свидетельствует о появлении в составе почвенного покрова черноземов переотложенных с фрагментами техногенного горизонта с признаками физической деградации, техногенной солонцеватости, загрязнения остаточными нефтепродуктами и бензопиреном. Переотложенные и

Таблица 3.5.1.

Состав и неоднородность почвенного покрова до бурения газовых скважин и проведения рекультивационных работ (1990). (Можарова и др.2000)

СПП	Состав ПП и классы почвенных комбинаций	Площадь, %	Показатель неоднородности *
Элювиально-автоморфная Черноземов Обыкновенных Карбонатных Щебнистых	Пятнистости черноземов обыкновенных карбонатных малогумусных и слабогумусированных слабо-щебнисто-каменистых среднемощных иа элюво-делювии коренных пород с черноземами обыкновенными слабогумусированными среднемощными средне-щебнистыми, выходами коренных пород.	90 10	8
Транзитно-автоморфная Черноземов обыкновенных подтопляемых Карбонатных смытых	Сочетания черноземов обыкновенных карбонатных малогумусных слабо-щебнисто-каменистых слабосмытых с черноземами обыкновенными карбонатными средне-смытыми подтопляемыми на делювиально-скелетных отложениях	63 37	10
Аккумулятивно-полугидроморфная подтопляемых черноземов обыкновенных и лугово-черноземых почв	Сочетания подтопляемых черноземов обыкновенных карбонатных с лугово-черноземными карбонатными малогумусными среднемощными и мощными тяжело- и среднесуглинистыми почвами, с лугово-болотными карбонатными маломощнымии малогумусными почвами на леессовидных отложениях	90 10	6

* *Показатель неоднородности рассчитан по В.М.Фридланду (1972).*

загрязненные черноземы доминируют по площади рекультивированных территорий подземных газохранилищ и составляют около 38 - 59% в зависимости от принадлежности к определенным структурам почвенного

покрова (табл. 3.5.2). Ненарушенные почвы скважинных зон подземных газохранилищ составляют 14-38%.

Таким образом, механические нарушения почв при бурении, проведении инженерных работ по строительству газовых скважин, рекультивации территории существенно и необратимо изменяют состав, морфологическое строение, физические, химические, эколого-функциональные свойства почв. Принципиально изменяется структура почвенного покрова, в его составе появляются новые почвенные типы, растет сложность, контрастность и неоднородность почвенного покрова по сравнению с фоновыми территориями.

Таблица 3.5.2.

Состав и неоднородность почвенного покрова после бурения газовых скважини проведения рекультивационных работ (1994). (Можарова и др .2000)

СПП	Состав ПП и классы почвенных комбинаций *	Площадь, %	Показатель неоднород-
Элювиально-автоморфная Черноземов Обыкновенных переотложенных загрязненных, техноземов Черноземовидных и черноземов обыкновенных	Мозаики черноземов переотложенных слабогумусированных маломощных с фрагментами ТГ горизонта поверхностноочень низкобитуминозных, иногда среднесолонцеватыми с черноземами обыкновенными карбонатными слабогумусированными среднемощными	59 27 14	24
Транзитно-автоморфная Черноземов обыкновенных, техноземов черноземовидных и черноземов обыкновенных переотложенных загрязненных	Сочетания –мозаики черноземов обыкновенных карбонатных малогумусных среднемощных эродированных с черноземами обыкновенными карбонатными переотложенными загрязненными поверхностно очень низкобитуминозными, низкобитуминозными, иногда техногенно-слабосолонцеватыми.	38 34 28	25

Аккумулятивно-полугидроморфная лугово-черноземных, черноземов перотложенных загрязненных подтопляемых, техноземов лугово-черноземных и лугово-болотных с лугово-черноземными почвами	Мозаики - ташеты лугово-черноземных с черноземами обыкновенными переотложенными подтопляемыми карбонатными маломощными малогумусными с фрагментами ТГ-горизонта поверхностно –очень низкобитуминозными, иногда высокобитуминозными и техногенно-слабосолонцеватыми с	47	20
	лугово-болотными перотложенными карбонатными подтопляемыми маломощными и малогумусными с фрагментами ТГ-горизонта поверхностно-очень низкобитуминозными с	7	
	техноземами лугово-черноземными карбонатными подтопляемыми маломощными малогумусными очень низкобитуминозными техногенно-слабосолонцеватыми,	22	
	редко высокобитуминозными техногенно-среднесолонцеватыми с		
	техноземами лугово-болотными карбонатными малогумусными чрезвычайно маломощными очень низкобитуминозными техногенно-среднесолонцеватыми с	6	
	лугово-черноземными карбонатными малогумусными среднемощными и мощными	18	

**Почвообразующие породы, щебнистность, гранулометрический состав соответствует почвам соответствующих СПП до бурения газовых скважин (табл. 3.5.1).*

Показатель неоднородности рассчитан по В.М.Фридланду (1972).

Глава 4.
ФИЗИЧЕСКАЯ ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВЫ

4.1. Параметры физического состояния почв

Физическая деградация почв – это некоторое негативное изменение комплекса физических свойств или физического состояния почв, характеризуемого определенными количественными параметрами.

Набор параметров, характеризующих физическое состояние почв достаточно велик, оценочная значимость и их величины различны для различных почв. Однако, существует ряд оценочных шкал в абсолютном выражении, безотносительно к некоторому оптимальному состоянию.

Наиболее сложным вопросом нормативной оценки уровня физической деградации является выбор независимых необходимых и достаточных параметров, однозначно характеризующих физическое состояние почвы. Фактически физические свойства почвы практически полностью определяются состоянием почвенной структуры. Под структурой почвы в данном случае понимается пространственное дискретное распределение почвенных фазовых компонентов: твердых, жидких и газообразных, что, в свою очередь определяет строение порового пространства почвы.

Достаточно большой набор физических параметров, используемых в настоящее время в теоретической и практической физике почвы, включает как базовые, так и динамические характеристики физического состояния почвы. Многие из них характеризуют взаимоперекрывающиеся явления, процессы и свойства, несмотря на их необходимость для оценки отдельных разделов, процессов, явлений и технологий, они не являются достаточно независимыми параметрами и, в силу этого, не могут быть использованы в качестве специфических критериев оценки физического состояния. Некоторые характеристики, необходимые для описания физического состояния практически не

меняются в процессе физической деградации и также не могут служить нормирующими параметрами.

Для большинства почв возможно определить ряд независимых, необходимых и достаточных характеристик диагностики физического состояния и, следовательно, уровня физической деградации:

- текстурная пористость, или, методически, пористость агрегатов или фрагментов в сухом состоянии, размером 3- 5 мм;
- текстурная набухаемость, методически – коэффициент текстурной усадки;
- стабильная структурная пористость, методически – межагрегатная пористость.

Эти параметры характеризуют самостоятельные аспекты физического состояния и не связаны друг с другом, они могут быть выражены в единицах общепринятой международной системы единиц и сравнительно легко измеряются независимыми методами. Они отражают в суммарном виде такие «капитальные» свойства почв как гранулометрический состав, минералогический состав, содержание органического вещества, состав обменных катионов, характер структурообразующих «клеящих» цементов-коллоидов и являются прямыми характеристиками почвенной структуры.

С другой стороны, они определяют структуру порового пространства, ее динамичность под действием климатических и антропогенных факторов и большинство функциональных свойств почвы: водоудерживающую способность, влагопроводность, водопроницаемость, фильтрацию и др. Эти величины прямо отражают степень уплотнения почвы и связаны с распыленностью почвенной структуры. Любое воздействие деградационных факторов так или иначе отражается на этих параметрах.

В этом плане достаточно показательной характеристикой физического состояния почв является плотность почвы в целом. Эта характеристика представляет собой прямое отражение текстурной пористости, стабильной структурной пористости, плотности твердой

фазы и набухаемости и, в силу этого, может быть принята за некоторый обобщенный показатель физического состояния почв. Плотность почвы не подменяет другие физические параметры; она представляет собой функцию от вышеперечисленных показателей и имеет самостоятельное значение, как оценочная величина, тем более, что методы ее определения достаточны просты и хорошо отработаны в практике. Показательными также являются и другие категории плотности: плотность агрегатов и плотность безтрещинных фрагментов.

4.2. Слитизация почв как выражение физической деградации

4.2.1. Сущность и современное состояние вопроса

В естественных условиях почвообразования существует вполне определенный ряд почв, состоящий из почвенных таксонов на разных уровнях классификации, различающихся по своему физическому состоянию от хорошо агрегированных, до «бесструктурных» или «слитых». К крайним членам этого ряда можно отнести хорошо оструктуренные черноземы типичные целинные, сохранившиеся в заповедных условиях «некосимой степи» Курского заповедника и, так называемые, слитые предкавказские черноземы, по своим свойствам близкие к классическому понятию «вертисолей» и отличающиеся резкой набухаемостью, фрагментарно-трещинной структурой, крайне высокой плотностью и механической прочностью в сухом состоянии, то есть обладающие крайне неблагоприятым комплексом физических свойств.

Слитыми принято считать почвы, обладающие неблагоприятными физическим свойствами: резко выраженной набухаемостью, сплошностью сложения во влажном состоянии (собственно, слитостью), блочностью структуры и крупной трещиноватостью в сухом состоянии. Как правило, среди исходных свойств, способствующих слитогенезу, указывают на тяжелый гранулометрический состав, специфический водный режим, невысокое содержание органического вещества при

значительной доле негидролизуемого остатка, смектитовый минералогический состав (Тюремнов,1930; Быстрицкая, Тюрюканов, 1971; Самойлова, 1990; Розанов, Зборищук,1984; Murthy et al.,1982; и др.). К слитогенезу иногда относят также появление подобных структур при осолонцевании почвы, при поливах минерализованными водами, при механическом разрушении структуры почвы воздействием тяжелой сельскохозяйственной техники, несоблюдении норм агротехники и т.д.

Не входя в детали отдельных процессов, отметим, что общим для всех описанных ситуаций является весьма неблагоприятное физическое состояние почв. Отмеченный круг вопросов требует ответа не только в связи с изучением естественного распространения слитых почв и вертисолей, но и вследствие острой необходимости выработки классификационных и прогнозных критериев оценки ухудшения структуры в процессе эксплуатации, когда появляются свойства, присущие слитым почвам. Т.е. необходимо выделить круг явлений, составляющих процессы «физической деградации» почв.

Взаимообусловленность энергетических параметров твердой фазы, структуры порового пространства и водоудерживающей способности почвы.

Сущность взаимообусловленности энергетических параметров твердой фазы, структуры порового пространства и водоудерживающей способности почвы состоит в том, что состояние воды в почве определяется характером гидратации поверхности твердой фазы, распределением пор по размерам, способностью почвы к усадке-набуханию. Эти физические и физико-химические параметры фактически полностью определяют физический облик почвы и могут быть приняты за оценочные характеристики.

Энергетический подход к оценке структуры (Березин П.Н., Воронин А.Д., Шеин Е.В., 1983; Березин П.Н., Макурин А.Б., 1987) представляется полезным для этой цели. Сущность его состоит в том, что

при одинаковом строении порового пространства и влажности, матричное, а следовательно, и капиллярное давление почвенной влаги определяется энергетическими характеристиками двойного электрического слоя (ДЭС) поверхности твердой фазы почвы: энергией диффузной части, *Es*, и емкостью адсорбционного слоя, *Wa*, которые отражают правило электронейтральности почвенной мицеллы и достаточно полно характеризуют распределение гидратируемых зарядов в зоне действия ДЭС.

Эти параметры (*Es* и *Wa*) являются некоторыми обобщенными, сборными характеристиками поверхности твердой фазы, отражающими «вещественные» свойства почвы: минералогический и гранулометрический составы, содержание и качество органического вещества, емкость обмена и состав поглощающего комплекса. Учитывая это обстоятельство, необходимо рассмотреть возможные связи энергетических характеристик, *Es* и *Wa*, с показателями вещественного состава слитых, набухающих почв.

Современное состояние вопроса о слитизации позволяет сделать заключение о несомненной связи процессов слитизации с вещественным составом почв. Она не всегда определенна, в большинстве случаев многозначна, поэтому на данной степени изученности не представляется возможным говорить о формализованных зависимостях. Однако, качественное рассмотрение взаимосвязи поверхностных энергетических характеристик твердой фазы, гранулометрического и минералогического составов, гумусового состояния, состава ППК позволяет во многом прояснить внутренний механизм процессов слитизации почв.

Утяжеление гранулометрического состава ведет к непосредственному увеличению общего удельного поверхностного заряда почвы, который определяется площадью удельной поверхности почвы и поверхностной плотностью заряда. Последняя определяется минералогическим составом почвы, особенно ее тонкодисперсных

глинных компонентов. Поэтому вполне понятна приуроченность слитости к тяжелому гранулометрическому и смектитовому (что нередко связано) минералогическому составу.

Увеличение содержания органического вещества обычно ведет к снижению поверхностной энергии. Это связано с тем, что в большинстве случаев с точки зрения взаимодействия «вода - твердая фаза» оно выступает как поверхностно активное вещество (ПАВ), снижающее поверхностную энергию. При этом влияние органического вещества зависит от его качества и характера взаимодействия с минеральной основой и межмицеллярной водой. В этом плане оно может вести себя как гидрофобное ПАВ.

Обладающее гидрофобными свойствами органическое вещество при взаимодействии с минеральными компонентами снижает величину общего заряда и, соответственно, *Es* и *Wa* , препятствует сорбции воды, сужает диапазон усадки-набухания и стабилизирует почвенную структуру. В случае его гидрофильности оно ведет себя как фактор дополнительного возрастания поверхностной энергии, увеличивая диапазон усадки-набухания и обусловливая проявление слитости. Это указывает на необходимость подробного изучения электроповерхностных свойств органического вещества, их связи с химическим составом и характером физико-химического взаимодействия его с минеральной основой почвы, его гидрофильных и гидрофобных свойств, то есть изучения органического вещества как ПАВ, регулирующего физико-химические, межкомпонентные взаимодействия.

Проявления слитости часто обнаруживаются при применении оросительной воды повышенной минерализации. Это ставит проблему связи энергетических характеристик твердой фазы с составом обменного комплекса и роли отдельных насыщающих ионов. Имеющийся экспериментальный материал дает основания для ряда полезных заключений.

Обменные основания, существенно не изменяя общий заряд поверхности твердой фазы, практически целиком определяют распределение зарядов в компенсирующей обкладке ДЭС, то есть величины *Es* и *Wa*. Так, увеличение доли обменного натрия в очень малой степени способствует увеличению *Wa* и значительно увеличивает поверхностную энергию *Es*. Это обусловливает пониженную текстурную пористость в сухом состоянии и резко повышенную способность к набуханию. Вхождение кальция в обменный комплекс увеличивает величину *Wa* и уменьшает поверхностную энергию (или заряд диффузной части ДЭС), что приводит к снижению диапазона усадки-набухания на более высоком уровне значений текстурной пористости, то есть обеспечивает определенную стабильность почвенной структуры. Наличие поглощенного магния несколько увеличивает величину *Wa*, но одновременно способствует увеличению поверхностной энергии, хотя и в меньшей мере, чем натрий. В силу этого магний имеет в целом отрицательное воздействие на структуру (Злочевская Р.И., Дивисилова В.И., 1972; Sharma M.L., Uehara G., 1968; Dvoracsek M., 1984; и др.).

Слитые набухающие почвы характеризуются резко пониженной аэрированностью текстурного порового пространства. Физически это проявляется в том, что вследствие резко выраженных процессов усадки объем внутриагрегатных пор, занятых воздухом уменьшается почти параллельно с уменьшением влажности, то есть всегда очень мал при любых значениях влажности, в результате чего возникает явление анаэробиозиса даже при недостатке воды в поровом пространстве набухающих почв. Объем аэрации порового пространства, равный разности удельных объемов текстурного порового пространства и воды, также зависит от энергетических характеристик твердой фазы. Это показывает, что при любых значениях величин, характеризующих моментное состояние воды и порового пространства, объем аэрации тем меньше, чем больше величины поверхностной энергии и емкости

адсорбционного слоя. Другими словами, основными предпосылками к проявлению анаэробиозиса, слитости и, в определенной степени, гидроморфизма при прочих равных условиях является наличие твердой фазы с повышенными гигроскопичностью и поверхностной энергией.

Возможно и обратное влияние: воздействие неблагоприятных режимов на увеличение поверхностной энергии и гигроскопичности почвы. Так возникновение гидроморфизма вследствие изменения гидрологических условий приводит к уменьшению содержания органического вещества и усилению его гидрофильности. Это вызывает возрастание поверхностной энергии и гигроскопичности, а такое изменение физико-химических свойств поверхности влечет за собой резкое изменение структуры в виде появления признаков слитости. Подобным же образом в условиях орошения, где существует большая вероятность захода тяжелой техники на влажное поле, когда несущая способность почвы понижена, часто проявляются процессы слитизации вследствие уменьшения стабильности агрегатов, исчезновения стабильной структурной пористости и формирования фрагментарно-трещинной структуры с текстурным строением межтрещинных фрагментов с повышенной набухаемостью. Таким образом, необходимыми предпосылками для проявления слитости (физической деградации) являются специфические свойства поверхности твердой фазы. Внешние факторы, содействующие проявлению слитости - это специфический водный режим и режим технологических воздействий.

Несмотря на всю сложность процессов слитизации, затрагивающих твердую фазу почвы, включая ее органическую часть, возможно применение основных энергетических характеристик как прямых показателей слитости в частности, и изменения структуры почвы вообще. Эти параметры имеют обобщенный характер, так как отражают в целом процессы взаимодействия в системе «минеральная часть - органическое вещество – обменные основания – поровый раствор – поровое

пространство». Электроповерхностные характеристики остаются практически единственными достаточно универсальными параметрами подобных систем. Общее решение проблемы лежит в сфере коллоидных физико-химических взаимодействий, а не только в сфере частных процессов химического поведения того или иного отдельного компонента почвы, изменения его минералогического или химического состава. Это обусловлено неоднозначностью или сложностью связи внутреннего строения почвенной мицеллы и ее электроповерхностных свойств. Практически это означает, что различные по химическому строению или структуре мицеллы могут иметь сходные электроповерхностные свойства и наоборот. Эта связь неоднозначна в такой сложной многокомпонентной системе как почва.

Выяснение физико-химических аспектов слитости имеет существенное значение в понимании направленности и частных механизмов изменения твердой фазы. Особенно это относится к роли органо-минеральных комплексов в проблеме физико-химического взаимодействия твердой фазы с поровыми растворами, энергетики и термодинамики этих взаимодействий. Весьма остро стоит проблема изменения твердой фазы, и гумусового состояния в том числе, под действием интенсификации технологических нагрузок, включая орошение, химизацию и биологические нагрузки.

4.3. Потенциальная опасность слитизации и актуальная слитость почвы

По характеру структуры существует два диаметрально различных состояния почвы:

- наличие хорошо выраженной агрегированности со значительной долей стабильного межагрегатного пространства, не исчезающего при полном набухании почвы.
- отсутствие агрегированности или слитость - почва имеет текстурно-фрагментарное строение, при набухании фрагменты смыкаются и поровое пространство становится однородным, текстурным.

Реальные почвы по состоянию структуры находятся в пределах, ограниченных этими крайними состояниями, в той или иной степени обладают чертами как стабильной структурности, так и бесструктурности, слитости. Соотношение этих свойств определяет физический облик почвы. Теоретические и эмпирические зависимости, определяющие структуру порового пространства, позволяют выделить формальные константы, от которых зависит характер динамики и статики физического состояния почвы. Очевидно, что эти формальные константы могут использованы как прогнозные или оценочные параметры. Диагностическая значимость этих констант различна, различен также и физический смысл этих величин. Существенным является то, что они являются исходными параметрами в модели структуры порового пространства, характеризуют физическое состояние почвы, имеют вполне определенные аналоги в физике почв и могут быть определены независимыми методами.

Например, плотность твердой фазы, *rs*, необходима при всех расчетах, но она мало варьирует для различных почв и поэтому имеет весьма вспомогательное диагностическое значение.

Величины *E* и *Wa* представляют собой базовые энергетические характеристики поверхности твердой фазы относительно межмицеллярной влаги, определяют динамичность структуры в условиях конкретных режимов и, в силу этого, несут существенную информацию о потенциальной чувствительности почвы к деструктивным воздействиям. Это позволяет использовать их для диагностики потенциальной подверженности почв слитизации, или неустойчивости почв к деградационным воздействиям.

Анализ массового материала по этим двум параметрам для широкого ряда суглинисто-глинистых почв (от целинных типичных, до слитых предкавказских черноземов и «классических» вертисолей (о. Куба)) в различных условиях их использования дал возможность определить

диапазоны и градации для оценки потенциальной слитости почв (табл.4.1).

Таблица 4.1.

Диапазоны и градации базовых энергетических характеристик поверхности твердой фазы и оценка потенциальной слитости почв.

Поверхностная энергия твердой фазы		Емкость адсорбционного слоя по адсорбции паров воды	
E, Дж/кг	Балл слитости, c1	Wa,см3/г	Балл слитости, c2
<60	1	<0.04	1
61-80	2	0.05-0.06	2
81-100	3	0.07-0.08	3
101-120	4	0.09-0.10	4
>121	5	>0.10	5

Каждый параметр оценивается по пятибальной шкале, сумма обеих частных оценок дает общую оценку слитогенности или потенциальной слитости по десятибалльной шкале. Для конечной оценки десятибалльная шкала разделена на 4 категории слитогенности (табл.4.2), что обеспечено детальными первичными данными и обеспечивает, в свою очередь, достаточную специфичность оценки по конечным градациям потенциальной слитости.

Таблица 4.2.

Суммарная оценка потенциальной опасности слитости по базовым энергетическим характеристикам поверхности твердой фазы почвы

Суммарный балл потенциальной слитости (C=c1+c2)	Категория потенциальной слитости почвы
<4	Устойчива к слитогенезу
5-6	среднеустойчива
7-8	слабоустойчива
>8	слитогенная

Представленные частные и общая оценочные шкалы потенциальной слитости (слитогенности) почв наиболее детально отражают свойства

«слитых» почв (Слитоземы и слитые ..., 1990). Собственно вертисоли («слитоземы») по представленным количественным физическим критериям сгруппировались в одну крайнюю градацию «слитогенных» почв.

В условиях щадящих почвоохранных технологий или в благоприятных биолого-климатических условиях потенциальная опасность слитизации не реализуется и почва может оставаться в достаточно хорошем физическом состоянии, то есть обладать достаточно высокой текстурной и структурной пористостью, а также пониженной набухаемостью вследствие хорошей агрегированности. Чем больше балл потенциальной слитости, тем сильнее деградационные последствия от агротехнологических воздействий механического, водного, химического или биологического характера.

Уровень фактического состояния почвы характеризуется независимыми (по таблице 4.3 – формальными исходными константами) параметрами физического состояния, достаточно традиционными и самостоятельно определяемыми характеристиками: *Dnp*, *Ka* и *ДФ*.

Параметр *Dnp*, предел усадки по текстурной пористости (методически - удельная пористость сухих агрегатов или фрагментов размером 3 - 5 мм) отражает предельный уровень уплотненности почвы при иссушении, тот объем порового пространства, который является вместилищем всех ресурсов жизнеобеспеченности почвенного биоса. Минимальные значения *Dnp* характерны для наиболее слитых почв (0.15 см3/г), максимальные - для целинных черноземов (0.32 - 0.38 см3/г). Остальные почвы укладываются в этот диапазон. Потенциальная набухаемость характеризуется диапазоном изменения текстурного порового пространства при изменении состояния почв по влажности от полного насыщения до сухого. Процесс усадки в этом диапазоне описывается формулой, в которой характер усадки определяется коэффициентом агрегатной (текстурной) усадки *Ka*. Как видно из

таблицы эта величина колеблется в пределах 0.40 - 0.95. Потенциальная набухаемость реализуется в конкретных условиях залегания почвенного слоя и определяет характер трещиноватости и глыбистости.

Таблица 4.3.

Диапазоны и градации независимых характеристик физического состояния для оценки актуальной слитости почв

Предел усадки по текстурной пористости		Потенциальная набухаемость		Стабильная структурная пористость	
Dпр, см3/г	Балл слитости, a1	Ка	Балл слитости,a2	DФ, см3/г	Балл слитости, a3
<0.17	5	<0.50	1	<0.02	5
0.17-0.19	4	0.50-0.70	2	0.03-0.05	4
0.20-0.25	3	0.71-0.80	3	0.06-0.10	3
0.26-0.30	2	0.81-0.90	4	0.11-0.20	2
>0.30	1	>0.90	5	>0.20	1

Стабильная структурная пористость отсутствует в слитых почвах, а ее наличие и величина свидетельствуют об уровне стабильности почвенной структуры, стабильности агрегатов и их взаимоупаковки в пределах крупных межтрещинных фрагментов, глыб и почвы в целом. Эта категория порового пространства в отличие от трещиноватости не исчезает при набухании и первой освобождается от воды при иссушении. В практике традиционных почвенных исследований определяется ряд характеристик, связанных с объемом стабильной структурной пористости. Это «некапиллярная пористость», «межагрегатная порозность», «порозность аэрации», «скважность», «водоотдача» и некоторые другие характеристики (Дояренко А.Г., 1963; Качинский Н.А., 1965; 1970). Хотя в основе этих характеристик лежит объем стабильной структурной пористости, методически в зависимости от методики определения в них входят такие параметры, как некоторый объем трещиноватости, набухания, усадки и текстурной пористости, что делает эти характеристики недостаточно специфичными для оценки степени слитости. Стабильная структурная пористость представляет собой

разницу между удельным объемом общего порового пространства при отсутствии трещин и удельным объемом текстурного порового пространства. Эта величина практически близка к разнице между общей пористостью, определенной при полевой влагоемкости и собственно полевой влагоемкостью, при условии выражения этих величин в единицах системы *СИ*. Стабильная структурная пористость, *ДФ*, принципиально отличается от трещиноватости, которая возникает и исчезает в зависимости от влажности в циклах увлажнения - иссушения, набухания - усадки. Она остается постоянной независимо от влажности, так как определяется только стабильностью агрегатов и характером их взаимоупаковки и взаимофиксации. Ее величина определяет фильтрационные свойства почв, способность глыб и межтрещинных фрагментов распадаться на агрегаты под действием механических и других факторов. С этой величиной связана эффективность обработок почвы для создания качественного пахотного слоя. Стабильная структурная пористость зависит от характера органоминеральных коллоидов - цементов, создающих цементационные связи как в агрегатах, так и между ними. Наибольшая величина стабильной структурной пористости наблюдается при зернистой структуре с рыхлой упаковкой зерен - агрегатов - как крайний вариант максимально агрегированной почвы - до 0.35 см3/г. В неагрегированных почвах она уменьшается до нуля. Именно это обстоятельство дает обоснование термину «слитость» для обозначения почвы, у которой все поровое пространство является однородным, текстурным. При иссушении такая почва расчленяется трещинами на текстурные межтрещинные глыбы-фрагменты. Для таких почв понятия «агрегат», «внутриагрегатная пористость», «межагрегатная пористость» теряют смысл в силу отсутствия агрегатов как таковых.

Фактически эти три (*Dnp*, *Ка* и *ДФ*) независимых, специфичных параметра являются основными показателями физического состояния почвы, ее актуальной слитости. Разрушение цементационных связей,

усиление «текстурности» сложения, увеличение потенциального набухания по существу и составляют процесс слитизации.

В табл.4.3 показаны диапазоны значений этих величин и оценки слитости по равноценным градациям, которые были сделаны по принципу аддитивности конечных оценочных баллов по учитываемым независимым параметрам. Суммарная оценка актуальной слитости получается сложением баллов по отдельным параметрам и приведением суммы баллов к масштабу 10-бальной шкалы (таблица 4.4)

Применение этих шкал показало вполне удовлетворительную сходимость оценок с заключением о состоянии почв по всему комплексу физических характеристик и соответствие их уровню технологических нагрузок. Оценочные величины потенциальной и актуальной слитости являются самостоятельными, независимыми друг от друга характеристиками. Потенциальная слитость ограничивает уровень интенсивности технологических нагрузок с целью недопущения развития актуальной слитости. Величина актуальной слитости дает основания для определения фактического физического состояния почвы и позволяет планировать необходимые почвозащитные мероприятия по восстановлению почвенной структуры или ее поддержания на приемлемом уровне.

Таблица 4.4.

Суммарная оценка актуальной слитости по параметрам физического состояния почвы (см. табл.4.3).

Суммарный балл слитости $A = \frac{a1 + a2 + a3}{1.5}$	Категория актуальной слитости почвы
<4	Отсутствие слитости
5-6	Слабая слитость
7-8	Средняя слитость
>8	Сильная слитость

Потенциальная слитость реализуется в зависимости от конкретных условий эксплуатации почв. В естественных условиях актуальная слитость, как правило, равна или ниже потенциальной. В условиях длительной залежи почвы, ранее относившиеся к категории слитых, могут переходить в категорию нормальных, хорошо агрегированных почв. Если актуальная слитость больше потенциальной, то почва испытывает излишние технологические нагрузки механического, водного, химического или биологического характера. Для большинства пахотных почв актуальная слитость, как правило, выше потенциальной на 1-3 балла, что свидетельствует о необходимости применения «ремонтных» технологий во избежание необратимой деградации почвы в целом.

Объективная диагностика потенциальной и актуальной слитости по условным оценочным шкалам или по первичным величинам независимых и достаточных, функционально значимых параметров физического состояния почвы представляется необходимой для нормального мониторинга и научно обоснованной эксплуатации пахотных земель.

Оптимизация физических свойств, связанных со структурой, при соответствующем организационном обеспечении позволит увеличить продуктивность полей в 1,5-2,5 раза без увеличения затрат на химизацию и при резком уменьшении затрат на почвообрабатывающие операции. Снижение уровня химизации и улучшение физического состояния почв являются необходимыми условиями повышения качества продукции и оздоровления почвенно-экологической обстановки на пахотных землях.

Вышеизложенное позволяет предварительно принять эти параметры в качестве диагностических для нормирования уровня физической деградации почвы. Возможно, в процессе экспертной проработки потребуется введение некоторых дополнительных параметров физического состояния почвы, менее специфичных, но представляющих

интерес в аспекте прямой оценки отдельных проявлений физической деградации, различных групп почв и ее экологических последствий.

В профиле почв физические нарушения сводятся к таким параметрам, как его полнота (наличие или отсутствие горизонтов), перекрытие посторонними породами и материалами. Некоторые профильные характеристики играют роль интегральных показателей состояния почвы: способность усваивать осадковые воды, уровень грунтовых вод, литология почвенного профиля и т.д. Профильные характеристики необходимы для оценки состояния промышленно нарушенных земель - отвалы, терриконы, торфоразработки, строительные землеройные работы.

Существуют ряд характеристик рельефно-ландшафтного характера – наличие просадок над шахтными и нефтяными полями, последствия селей, оползней, землетрясений, разрушения почвенного покрова и земной поверхности на военных испытательных полигонах, зонах военных действий, прокладке транспортных магистралей, каналов, строительстве плотин и водорегулирующих сооружений. Физические изменения почв происходят в результате процессов опустынивания, эрозии, выпадения загрязненных и пепловых осадков и т.д.

Среди существенных параметров могут быть использованы такие, как фильтрационная способность, агрегатный состав и водопрочность, водоудерживающая способность и влагопроводность, а также ряд физико-технологических параметров: твердость, сопротивление сдвигу, внутреннее сцепление, трение почва-почва и почва-металл, характеристики абразивных свойств, липкости, пластичности, тепловых, электрических и магнитных свойств.

Очевидно, что для полного обоснования экологического заключения о физическом состоянии конкретной почвы потребуется полное обследование по всему комплексу физических параметров с учетом агроклиматической обстановки и условий эксплуатации. Однако, в

большинстве случаев, можно ограничить количество определяемых параметров по принципу разумной достаточности и необходимости в рамках целевой направленности экспертизы. Весьма полезными могут быть подходы нахождения унифицированных интегральных показателей по комплексу свойств с учетом их взаимозависимости и специфичности.

4.4. Последствия физической деградации почв

Деградация почв означает неспособность их выполнять свои функции: экологическую, то есть быть средой обитания и обеспечивать существование экологических систем; производственную, то есть обеспечивать рост, развитие и урожайность сельскохозяйственных, лесотехнических и других культур; санитарно-эпидемическую, то есть обеспечивать условия среды, благоприятные для существования человека, безопасные для его здоровья и жизни. Невыполнение почвами естественных функций в своем крайнем выражении означает превращение природной среды в безжизненную пустыню, что равноценно реальной потере части территории страны как пространственного базиса государства на протяжении обозримого будущего, то есть на несколько поколений или же навсегда.

Физически деградированные почвы являются экологически опасным природным объектом в связи с рядом процессов, которые могут развиваться на сравнительно больших площадях земной поверхности с постепенным накоплением неблагоприятных последствий и, при определенных условиях, приобретающих лавинообразный катастрофический характер. Крайняя степень физической деградации – физическое уничтожение почвы как природного объекта – базового компонента природной среды.

Получение продукции на физически деградированных почвах требует повышенных доз минеральных удобрений и других химикатов-

деструкторов. Происходит перегрузка почвы, а соответственно и получаемой продукции, по отдельным токсическим компонентам.

Физически деградированные почвы прекращают выполнение роли естественного физико-химического фильтрационного буфера, увеличивая таким образом опасность от многих видов химического загрязнения природной среды.

Почвы с неблагоприятными физическими свойствами обладают пониженной способностью к накоплению и сохранению осадковых и талых вод, что увеличивает вероятность засух, локального заболачивания, ветровой и водной эрозии.

Повышенный поверхностный сток осадковых и талых вод из-за снижения водопроницаемости физически деградированных почв обусловливает снос агрохимикатов в общую гидрографическую сеть, заиливание малых рек, общее загрязнение естественных водоемов со всеми вытекающими экологическими последствиями.

Бесструктурность или слитость, характерные для физически деградированных почв, вызывает необходимость увеличения числа и интенсивности почвообрабатывающих операций для создания и поддержания приемлемого рыхления пахотного слоя, что влечет за собой дальнейшее разрушение почвенной структуры.

Хозяйственная ценность земель растениеводческого предназначения, будь то сельское, лесное или другое хозяйство, определяется биологическим (экологическим) качеством почв, составляющих почвенный покров этих земель, то есть способностью почв выполнять роль среды обитания почвенной биоты, обеспечивать рост и развитие растений, как дикорастущих в инситной ситуации, так и различных культур продовольственного, фуражного или технического назначения, включая лесотехнические культуры, травяной покров пастбищ, растительность защитных территорий и т.д.

Экологическая значимость территорий в большой мере определяется биологическим качеством почв, обеспечивающим нормальное функционирование экологических систем, основным и очевидным компонентом которых является растительная составляющая. Другие почвенно-биологические компоненты экологических систем (животный мир, макро-, мезо- и микробиота) внешне не всегда столь очевидны, тем не менее без этих компонент экологических систем невозможно реально эффективное существование растительности как в дикорастущих, так и в культивируемых формах. Именно физическое состояние почв обеспечивает возможность выполнения почвой ее биологической функции.

Даже на вполне благоприятных – например, для зерновых культур, почвах при длительной эксплуатации их без достаточного внимания к почвоохранным экологическим (биологическим) аспектам, урожайность зерновых стабилизируется на уровне ниже 20 ц/га, что и наблюдается в среднем практически на территории всего Черноземья России. Достаточно вспомнить весьма популярную «мечту о стопудовом урожае» - это всего только 16 ц/га. В мировой практике производства зерновых существует ориентировочное практическое правило, что зерновое хозяйство, получающее урожай до 30 ц/га обречено на неизбежное банкротство или на дотационное прозябание и самостоятельного значения иметь не может. Именно это наблюдается в России на протяжении длительного периода, отдельные «достижения» (40-60 ц/га) являются исключениями, которые только подтверждают общее состояние почв на землях сельскохозяйственного назначения.

В течения ряда десятилетий в России практически осуществлялась система эксплуатации почв, составленная из двух жестких постулатов: максимальной химизации для обеспечения растений питательными веществами и применения мощной «высокопроизводительной» почвообрабатывающей и уборочной техники. Фактически считалось, что

физическое состояние почв может в полной мере создаваться и поддерживаться применением механической почвообработки мощной техникой для рыхления, вспашки, культивации и прочих жестких операций, которые на самом деле необратимо разрушают почвенную структуру и вполне эффективно способствуют физической деградации почв.

Единственный способ повышения рентабельности растениеводческих хозяйств - активизация биологической активности почвы (экологической функции). Это означает минимально необходимое применение «химизации» и почвозащитные агротехнологии, физически щадящие системы обработки почв. Уверенно рентабельная урожайность – это порядка 50-60 ц/га для зерновых, а это значит, что имеется реальная возможность сокращения земель сельскохозяйственного назначения примерно в 3 раза при получении того же валового объема урожая. Общеизвестно, что затраты на получение единицы валовой продукции растут в геомстрической прогрессии в зависимости от используемой для этой цели площади. Сокращение площадей растениеводческого назначения в 2-3 раза без ущерба для валового сбора урожая при соответствующем повышении рентабельности возможно только при условии применения нормальных (профессиональных) агротехнологий и учете других «управленческих» аспектов сельского хозяйствования. Одним из таких аспектов является почвоохранное землеобустройство, мелкомозаичность полей, экологическое окружение пахотных земель, активизация биологической компоненты существования почв на земелях сельскохозяйственного назначения. Особенно, и, во-первых, это относится к землям с черноземным почвенным покровом, где распаханность достигает до 80-90 процентов территории.

Особые замечания вызывают ссылки на так называемое «природное плодородие» почв. Почва является средой обитания большинства биологических видов, поэтому «биологическая компонента»

существования почвы как природного объекта определяет экологическое качество почв. Однако сама биологическая компонента почв является производной многих факторов. Особенно, это определяется способностью почвы физически быть средой обитания, то есть иметь хорошо развитое стабильное поровое пространство и структуру, обеспечивающие оптимальный водно-воздушный режим, благоприятный для жизнеобеспечения почвенной биоты и сельскохозяйственных культур.

Применение понятия «плодородие» в строгом терминологическом смысле возможно только для обозначения свойств биологических объектов, которые обладают свойством воспроизводства популяций. К примеру, нельзя говорить о квартире, где обитает многодетная семья, что это «плодородная» квартира - это всего лишь «среда обитания плодовитой семьи». Аналогично, нельзя в строгом терминологическом смысле, говорить о «плодородии почвы». Это возможно только в образном (пасторальном) аспекте обсуждения условий сельской жизни - земля-кормилица, земля-матушка и т.д.

Высокая развитость биологической компоненты черноземов обусловлена, в основном, небиологическими, косными факторами, благоприятными для существования развитых, сбалансированных почвенно-экологических систем, создающими иллюзию «плодовитости» почвы, как некоего живого (читай: умилительно разумного) существа. Это далеко не так. Инситно равновесные почвы обладают высоким потенциалом обеспечения существования биологических систем, а именно, многоуровневой агрегированностью почвенного материала и, соответственно, хорошо развитым поровым пространством. При нарушении физических условий существования этих систем биологический потенциал почвы быстро уничтожается, несмотря на те же природно-климатические условия. Об этом говорит тот факт, что распаханные целинные земли практически израсходовали свой

биологический потенциал в первые годы эксплуатации этих земель до уровня невозвратного разрушения почв как природных объектов, катастрофического развития физической деградации почв и последующего опустынивания исходно «плодородных» земель «освоенной» целины.

В распоряжении авторов имеется уникальный «опыт» влияния применения высоких доз гербицидов (симазина) на физическое состояние почвы. В середине шестидесятых годов на одно из полей с типичными черноземами (Тамбовская область, Сампурский район, д. Анновка, «Ивановское поле») была внесена избыточно высокая доза симазина для целей борьбы с сорняками кукурузы. Это привело к практически полной стерилизации почвы (типичный мощный, хорошо оструктуренный чернозем). В течение последующих нескольких лет этот чернозем превратился в глыбистый «чернозем», с крайне неблагоприятными физическими свойствами, близкими к слитоземам или классическим «вертисолям». За последующие три десятилетия «восстановления» почвы не произошло и нет оснований предполагать, что такое восстановление возможно.

В этом плане, интересно существование технической нормы, утвержденной на определенном правовом уровне в ряде высокоразвитых стран, запрещающей получение урожая зерновых более 70 ц/га, что на фоне вековечной российской мечты о «стопудовом урожае» (это, как уже говорилось, всего 16 ц/га) звучит несколько странно. А суть здесь в том, что при столь интенсивной эксплуатации земель наступает необратимая деградация биологического качества почвы и возможно уничтожение почвы как природного объекта, ценность которого определяется биологической компонентой и физическим состоянием, обеспечивающим среду обитания почвенной биоты. Таким образом, существуют вполне определенные пределы, верхний и нижний, целесообразного уровня и способа эксплуатации или сбережения (поддержания, увеличения)

биологического качества почв, необходимого для получения продукции и обязательного с точки зрения охраны почв.

4.5. Целевая направленность оценки экологического состояния (экологического качества) почв

Оценка состояния почв как базового компонента окружающей природной среды по определению носит выраженный целевой характер. Например, природная среда (и почвы в том числе) может быть благоприятна (или неблагоприятна) для сохранности памятников архитектуры, для развития горной или другой промышленности, для развития сельского хозяйства, для формирования туристической инфраструктуры. Этот перечень можно распространить на все виды природопользования и эксплуатации природных ресурсов, а также традиционных (или нетрадиционных) способов добычи средств жизнеобеспечения народонаселения, сохранения характерной исторической обстановки и так далее.

В данном случае речь идет об экологическом качестве окружающей природной среды, ее базового компонента – почвы, и, следовательно, в основе оценки лежит соответствие природной обстановки условиям нормального существования биологических систем, включая и человека, отдельных биологических видов и биоразнообразия в целом. Выполнение этих условий невозможно без сохранения, в разумных пределах, физико-географической основы природно-территориальных комплексов, которые и являются, по существу, средой обитания биологических объектов.

Из этого следует, что критериальная оценка экологического состояния (экологического качества окружающей природной среды) природно-территориальных комплексов (ПТК) неизбежно должна включать природную обеспеченность функционирования экосистем.

4.5.1.Критерии оценки экологического качества почв, качественные градации параметров и их количественная оценка

Экологическое качество окружающей природной среды (ОПС) - способность ОПС обеспечивать функционирование экологических систем, комфортность природного окружения человека и сохранность физико-географической основы природно-территориальных комплексов (ПТК).

Критерии экологического качества ОПС - уровень обеспеченности функционирования экосистем, комфортности природного окружения человека и сохранности физико-географической основы природно-территориального комплекса (ПТК). Соответствие параметров (количественных характеристик) природной среды и отдельных природных компонентов (в том числе и почв) этим критериальным условиям составляет сущность экологического нормирования.

Первичные параметры ОПС - количественные характеристики отдельных свойств и состава природных объектов (загрязненности, деградированности, нарушенности), выраженные в виде результатов анализов, определений, измерений и т.д., полученных с использованием утвержденных (общепринятых) методик профессионально ориентированного комплекса исследований отдельных природных объектов, сфер и природной среды в целом.

Установление экологических норм конкретных параметров состояния окружающей природной среды.

Установление экологической (природоохранной) нормы какого-либо параметра компонента природной среды (и почв в том числе) - это накопление фактического опыта по качественной оценке количественного значения этого параметра относительно его опасности для существования человека, биологических объектов и сохранности природной среды в целом, определения по его количественному значению: «что такое хорошо, что такое плохо». В экологических,

природоохранных нормах отражается практический опыт человечества, часто трагический, накапливаемый в процессе взаимодействий человека с «благоприятной» или «неблагоприятной» окружающей средой, а также опыт исследований функционирования биологических систем в тех или иных природных условиях.

Таблица 4.5.

Градации нарушенности окружающей природной среды

№ п/п	Нарушенность состояния природной среды	Уровень потери экологического качества ОПС
1	Очень низкая: природная среда не нарушена	Условно нулевой
2	Низкая: природная среда нарушена, но возможно ее самовосстановление при существующем уровне нагрузки.	Низкий
3	Средняя: природная среда нарушена, ее самовосстановление возможно при снижении существующего уровня нагрузки.	Средний
4	Высокая: природная среда сильно но нарушена; ее самовосстановление невозможно.	Высокий
5	Очень высокая: природная среда необратимо нарушена, ее восстановление невозможно.	Чрезвычайно высокий

Первичными критериями состояния природной среды являются качественные градации ее способности самовосстановления и возможность восстановления до состояния, обеспечивающего приемлемое функционирование экологических систем, отдельных биологических объектов и их сообществ.

В таблице 4.5 приведены качественные градации нарушенности окружающей природной среды и уровни потери ее экологического качества. В таблице 4.6 приведены градации значений показателей физического состояния почв по соответствию критериальным градациям состояния окружающей природной среды - уровням потери экологического качества в соответствии с таблицей 5. (Действующий норматив «Методика определения степени деградации почв и земель», Минэкологии, Москва, 1994). Практическое применение этого норматива

Таблица 4.6.

Определение степени деградации почв и земель

Показатели	Степень деградации				
	0	1	2	3	4
Индикаторные показатели					
Мощность абиотического (неплодородного) наноса, см	< 2	2-10	11-20	21-40	> 40
Глубина провалов (см) относительно поверхности (без разрыва сплошности)	< 20	21-40	41-100	101-200	> 200
Уменьшение содержания физической глины на величину, % от исходного (*)	< 5	6-15	16-25	26-32	> 32
Увеличение равновесной плотности сложения пахотного слоя почвы, в % от исходного, (*)	< 10	11-20	21-30	31-40	> 40
Стабильная структурная (межагрегатная, без учета трещин) пористость, куб.см/г	> 0,2	0,11-0,2	0,06-0,1	0,02-0,05	< 0,02
Текстурная пористость (внутриагрегатная), куб.см/г	> 0,3	0,26-0,3	0,2-0,25	0,17-0,19	< 0,17
Коэффициент фильтрации, м/сут	> 1,0	0,3-1,0	0,1-0,3	0,01-0,10	<0.01
Каменистость, % покрытия	<5	6-15	16-35	36-70	>70
Уменьшение мощности почвенного профиля (А+В), % от исходного, (*)	< 3	3-25	26-50	51-75	> 75
Уменьшение запасов гумуса в профиле почвы (А+В), % от исходного, (*)	< 10	11-20	21-40	41-80	> 80
Глубина размывов и водороин относительно поверхности, см	< 20	21-40	41-100	101-200	> 200
Дефляционный нанос неплодородного слоя, см	< 2	3-10	11-20	21-40	> 40
Поднятие пресных (< 1-3 г/л) почвенно-грунтовых вод до глубины, м - в гумидной зоне - в степной зоне	 >1,0 > 4	 0,81-1,0 3,1-4,0	 0,61-0,8 2,1-3,0	 0,31-0,6 1,0-2,0	 < 0,3 < 1,0
Поднятие уровня минерализованных (> 3 г/л) почвенно-грунтовых вод до глубины, м	> 7	5-7	5-3	3-2	< 2
Продолжительность затопления (поверхностного переувлажнения), месяцы	< 3	3-6	6-12	12-18	> 18
Сработка торфа, мм/год	0-1	1-2,5	2,6-10	11-40	> 40
Потери почвенной массы, /га/год	< 5	6-25	26-100	101-200	> 200

• *- под исходным понимается состояние недеградированных аналогов (нулевой уровень деградации).*

показало удовлетворительную применимость его в реальных условиях, в то же время от региональных природоохранных органов поступило достаточно много существенных замечаний, касающихся необходимости учета специфических особенностей регионов, а также более четкого разделения объектов нормирования: почвы - земли - ландшафты - территориальные комплексы. Эти отзывы и замечания показывают настоятельную необходимость природоохранного районирования территории России, четкого разграничения рамочных нормативов федерального уровня и конкретизации их на региональном уровне с учетом специфики регионов и природно-территориальных комплексов.

Глава 5.
ДЕГРАДАЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ

5.1. Дегумификация пахотных почв

В составе практически любых почв органическое вещество (или его важнейшая часть – почвенный гумус) является уникальным компонентом, поскольку он представлен только вновь образованными веществами. Конечно, в некоторых почвах и породах встречается органическое вещество, унаследованное от прежних геологических эпох, иногда оно может быть обусловлено вулканической деятельностью или иметь антропогенное происхождение, но чаще всего такого рода вещества содержатся в очень малых количествах и их нельзя рассматривать наравне с почвенным гумусом. Органическое вещество почв, как и его важнейшая часть – гумусовые компоненты, возникло и накопилось, как правило, в ходе почвообразования и поэтому содержание гумуса, его состав и свойства гуминовых веществ, их распределение по почвенному профилю необходимо отнести к числу важнейших почвенных признаков, отражающих, как современную историю почвообразования, так и историю развития почвенного покрова.

В то же время приходится констатировать, что именно содержание гумуса и параметры многих почвенных органических соединений могут очень быстро реагировать на изменение условий почвообразования; в частности они легко реагируют на смену растительного покрова, на изменение состава и функций почвенной биоты, на внесение минеральных и органических удобрений, на загрязнение почв в результате кислотных выпадений, поступление тяжелых металлов, нефтепродуктов, многих других веществ антропогенного происхождения. Именно гумус сравнительно активно и быстро реагирует на осушение почв, на оросительные мероприятия.

Особенно ярко и наиболее заметно выглядит потеря гумуса, которую часто называют дегумификацией. Потеря гумуса, как правило, сопровождается ухудшением почвенных свойств, и это вынуждает рассматривать дегумификацию в качестве одной из важнейших причин снижения почвенного плодородия. Причины этого могут быть разные, назавем главные из них. При дегумификации:

- вследствие того, что в почве остаются наиболее устойчивые к разложению компоненты гумуса, снижаются запасы и доступность для растений и микроорганизмов биогенных элементов - углерода, азота, серы, отчасти фосфора и др., входящих в состав органического вещества;
- снижается микробиологическая активность почв по вышеуказанной причине, в том числе и активность процессов трансформации соединений азота, начиная с азотфиксации;
- изменяется структура почвы, что влечет за собой уплотнение, нарушение газообмена, в ряде случаев изменение окислительно-восстановительного потенциала, то есть ухудшаются условия для произрастания сельскохозяйственных растений, активности почвенной фауны и микроорганизмов.

Общие уровни содержания органического вещества и гуминовых кислот в главнейших почвах Нечерноземной зоны Европейской России приведены в таблице 5.1.1 (Орлов, Бирюкова, Суханова, 1996). Характер и интенсивность антропогенного изменения гумусного состояния различных почв сильно зависит от конкретных природных условий, количества и качества поступающего в почву органического вещества и условий его трансформации.

По ранее опубликованным данным потери гумуса пахотными почвами могли быть обусловлены разными факторами и в среднем за 1975-85 гг. составили в почвах Нечерноземной зоны 0,5% (абсолютные величины), в Центрально-черноземной зоне – 0,15%, на Северном Кавказе – 0,4%, в Восточной Сибири и на Дальнем Востоке – 0,5%. Начиная с 1883г. гумусированность черноземов снизилась от 7-10% (относительных) до 4-

7%. Такого же масштаба потери отмечены и в черноземах восточной части Русской равнины, в Поволжье, Предуралье, многих других регионах (Лозановская, Орлов, Попов, 1987; Орлов, Лозановская, Попов, 1985).

Таблица 5.1.1.

Запасы органического углерода и углерода гуминовых кислот в почвах и торфах Нечерноземной зоны Европейской части России, млн. т.

Почвы	Почвы		Торф		Всего по зоне	
	$C_{орг}$	$C_{гк}$	$C_{орг}$	$C_{гк}$	$C_{орг}$	$C_{гк}$
Зона тундровых глеевых и тундровых иллювиально-гумусовых почв Субарктики						
Зональные	3437,0	859,2	-	-	-	-
Торфяно-болотные	1984,0	595,0	-	-	-	-
Всего в почвах зоны	5421,0	1454,1	284,5	85,8	5705,5	1539,5
Подзона глееподзолистых и подзолистых иллювиально-гумусовых почв северной тайги						
Зональные	4083,0	574,6	-	-	-	-
Торфяно-болотные	8183,9	2864,3	-	-	-	-
Всего в почвах подзоны	13266,9	3435,9	2145,8	653,7	15412,7	4089,6
Подзона подзолистых почв средней тайги						
Зональные	2413,6	482,7	-	-	-	-
Торфяно-болотные	2512,7	879,4	-	-	-	-
Всего в почвах подзоны	4926,3	1362,1	1175,5	385,8	6101,8	1747,9
Подзона дерново-подзолистых почв южной тайги						
Всего в почвах подзоны	4354,5	1088,6	6086,4	1916,4	10440,8	3005,0
Зона серых лесных почв, оподзоленных и выщелоченных черноземов лесостепи						
Серые лесные почвы	2132,3	746,3	-	-	-	-
Черноземы	1869,8	841,2	-	-	-	-
Всего в почвах зоны	4001,6	1587,5	261,9	95,5	4263,5	1634,0
Нечерноземная зона в целом						
С, млн.т.,%	31970	8928,2	9954,0	3138,2	41924,3	12066,4
% от $C_{орг}$	-	27,9	-	31,5	-	28,8

Многие исследователи отмечали, что содержание гумуса наиболее интенсивно изменяется в первые 10-15 лет после распашки целины из-за быстрой минерализации лабильных форм гумуса, а в последующие годы этот процесс замедляется вследствие приближения к уровню стабилизации, соответствующему новым условиям. По данным Н.Ф. Ганжары (1988), полученным на основании многочисленных опытов, запасы гумуса в дерново-подзолистых почвах после распашки несколько снижаются в первые годы, а затем поддерживаются на определенном

уровне за счет поступающих послеуборочных остатков. По данным В.И. Кирюшина (1993) после распашки черноземов и длительного их использования в полевой культуре содержание гумуса в верхней части гумусового профиля (0-30 см) уменьшается на 20-30 % вследствие значительного снижения поступающих в почву растительных остатков. Среднегодовые потери гумуса (Кирюшин, Лебедева, 1972) в пахотном слое южного чернозема при использовании в зернопаровых севооборотах без применения удобрений в первом десятилетии составили около 1 т/га, во втором - 0,5, в третьем - 0,4 т/га. В последующие 30 лет установились примерно одинаковые потери гумуса - 0,3 т/га за год. В.И. Кирюшиным и И.Н. Лебедевой (1972) на примере черноземов Зауралья, Сибири и Казахстана установлена определенная закономерность относительных потерь гумуса в географическом аспекте. От подзоны выщелоченных черноземов к югу и северу отмечается увеличение относительных потерь гумуса в пахотном слое почв. Так, если в выщелоченных черноземах отмечено снижение гумуса за период их использования в пашне 50-300 лет всего на 3-14 %, то в южных черноземах, использовавшихся 10-60 лет, оно может составить 10-21 %, а в оподзоленных – 14-19 % по отношению к целине. В интразональном аспекте выявлено увеличение потерь гумуса с усилением гидроморфизма и солонцеватости почв. В лугово-черноземных и луговых почвах, использовавшихся 30-150 лет, снижение содержания гумуса в пахотном слое составило 15-25 % по отношению к целине. Более высокие потери гумуса наблюдаются в солонцеватых почвах (Кирюшин, 2000). При освоении каштановых почв под пашню существенного снижения гумуса не наблюдается. По мнению некоторых авторов (Кирюшин и др., 1993) это связано с высокой стабильностью гумуса каштановых почв и прочностью связи гумусовых веществ с минеральной частью почвы.

Перечисленные выше потери гумуса пахотными почвами в процессе трансформации естественных биоценозов в агроценозы обусловлены, главным образом, биологическими потерями, связанными с усилением минерализации и сокращением поступления в почву растительных остатков. Более значительными потери гумуса, по сравнению с биологическими, будут в условиях проявления водной и ветровой эрозии. Так, в пахотном слое выщелоченных черноземов уже при склонах в $2\text{-}3^0$ потери гумуса от водной эрозии достигают 18-41 % за период распашки в течение 50-130 лет, а южные и обыкновенные черноземы Казахстана за 15 лет после подъема целины до освоения почвозащитной системы земледелия потеряли местами, в зависимости от гранулометрического состава, 11-36 % гумуса в пахотном слое, что значительно больше биологических потерь (Кирюшин и др., 1993).

Многократно обращалось внимание на то, что очень трудно, (а может быть и невозможно) однозначно оценивать те изменения, которые происходят в гумусном состоянии почв при их окультуривании. Это в первую очередь относится к Нечерноземной зоне Европейской части России. Ряд авторов, изучив структуру почвенного покрова территорий с низким уровнем сельскохозяйственного освоения, отмечают, что в пределах южнотаежной подзоны, где зональным почвенным подтипом являются дерново-подзолистые почвы, на заповедных участках нередко развиты собственно подзолистые почвы, имеющие крайне маломощный (менее 3 см) гумусово-аккумулятивный горизонт. Следовательно, современные дерново-подзолистые почвы, ныне обнаруживаемые под лесом, в значительной части представлены изначально подзолистыми почвами, подвергшимися в течение последних нескольких столетий интенсивному антропогенному воздействию. В пользу этого свидетельствуют архивные материалы, показывающие, что на территории Европейской части южно-таежной подзоны степень сельскохозяйственной

освоенности два-три столетия назад была гораздо выше, чем в современный период.

Было бы, однако, ошибочным считать, что под естественной таежной растительностью образование гумусо-аккумулятивного горизонта невозможно. Для реализации последнего необходимо выполнение следующих условий:

- хороший дренаж как следствие положения в рельефе и (или) благоприятные водно-физические свойства почвообразующих и подстилающих пород;
- близкое залегание карбонатов или подток жестких вод, что даже при умеренном дренаже способствует формированию горизонтов A1 и A1E;
- присутствие широколиственных пород во втором ярусе или подлеске и неморальных видов в напочвенном покрове, как следствие первых двух факторов;
- высокая активность почвенной микро- и мезофауны, осуществляющей турбацию почвенной массы, а также высокая активность микроорганизмов, вызванная оптимальными условиями увлажнения и присутствием лиственного опада.

Если считать, что при освоении лесных угодий под пашню, сформированная лесная подстилка (на долю которой приходится иногда более половины от общих запасов углерода в органогенных и минеральных горизонтах почвы) запахивается в минеральные горизонты, то о потере органического вещества можно судить, зная запасы органического вещества в органогенных и минеральных горизонтах «исходной» почвы и в современной пахотной почве. Проведенные расчеты показывают, что суммарные запасы углерода органогенных и органоминеральных горизонтов для некоторых ненарушенных территорий

в пределах подзоны южной тайги (Трофимов и др., 1998) примерно в 1,5 раза выше, чем для аналогичных территорий, занятых пахотными почвами.

Окончательному суждению по этому поводу мешают, по крайней мере, два обстоятельства. Первое из них вызвано неодинаковой мощностью горизонтов А1 и $А_{пах}$, особенно когда сравниваются малогумусные и маломощные почвы. В этих случаях горизонты $А_{пах}$, как правило, имеют более значительную мощность, чем горизонты А1, что затрудняет сравнительный анализ, который до какой-то степени становится возможным лишь при учете концентрации гумуса, мощности горизонтов и объемных весов или, иными словами, при вычислении запасов органического вещества. Полные данные для расчета таких величин найти довольно трудно и поэтому вопрос остается в какой-то степени не решаемым. Вторая причина связана с уровнями урожаев возделываемых культур, показано, что при высоких урожаях зерновых (до 70 и выше ц/га) содержание гумуса в возделываемых почвах нередко нарастает. Но таких данных пока слишком мало.

Как показывают данные таблицы 5.1.2 в пахотных почвах Нечерноземной зоны России содержание гумуса понижено, что позволяет говорить о некотором снижении гумусированности почв при их распашке. Об этом же говорят и некоторые материалы по ряду конкретных почв, приведенные и обсуждаемые ниже. Однако всегда необходимо принимать во внимание общую культуру земледелия. Уровень содержания и накопления гумуса в любых почвах, независимо от мощностей гумусовых горизонтов, тесно связан с характером обработки, типов возделываемых культур, применением органических и минеральных удобрений, размерами поступления органических остатков, но полных статистических данных, включающих эти параметры, почти невозможно найти. Это проблема, требующая обоснованной постановки исследования и эксперимента и вдумчивой обработки результатов.

Таблица 5.1.2.

Средние показатели гумусного состояния некоторых почв Нечерноземной зоны России (Орлов, Бирюкова, 1987).

Почвы	Число проб	$C_{орг}$	$C_{гк}$	$C_{фк}$	$C_{гк}:C_{фк}$
			% от $C_{орг}$		
Глееподзолистые, целина, Е	3	1,75-1,85	11-17	31-66	0,20-0,56
Подзол, лес, Е	8	0,64±0,15	20±4	35±14	0,71±0,31
Дерново-подзолистые, А1	6	2,78±0,66	29±8	30±8	0,96±0,48
То же, пашня, $A_{пах}$	6	1,96±0,88	27±6	40±10	0,72±0,36
Дерново-среднеподзолистые, лес, А1	3	2,23±0,46	25±6	28±5	0,78±0,15
То же, пашня, $A_{пах}$	16	1,17±0,39	19±2	34±5	0,58±0,10
Дерново-сильноподзолистые, А1.	9	1,68±0,71	18±5	28±6	0,60±0,11
То же, пашня, $A_{пах}$	5	1,3±0,52	21±4	35±5	0,58±0,21
Светло-серые, целина, А1	8	2,65±0,72	23±5	32±7	0,79±0,29
То же, пашня, $A_{пах}$	5	1,44±0,30	36±5	36±22	0,92±0,22
Серые лесные, целина, А1	17	2,52±0,30	25±4	32±3	0,85±0,22
То же, пашня, $A_{пах}$	2	2,3±2,4	30-35	30-46	0,7±1,0
Темно-серые, целина, А1	16	4,14±0,70	36±7	28±3	1,42±0,53
То же, пашня, $A_{пах}$	5	3,07±0,94	40±8	22±7	1,79±0,14

Неоднократно отмечалось, что процесс дегумификации может быть обусловлен различными причинами, нередко вызывающими этот процесс одновременно. В числе важнейших причин, наиболее часто влияющих на содержание и состав гумуса следует назвать следующие:

- усиленная минерализация органического вещества пахотных почв, особенно при интенсивной обработке и низких урожаях;
- недостаточное поступление во многие обрабатываемые почвы корневых и пожнивных остатков, органических удобрений, что стало особенно ощутимым в 80-е годы и, особенно, в 90 годы;
- ускорение минерализации вносимых в почвы органических удобрений;
- потери органических веществ в результате развития ряда негативных процессов, особенно эрозии и дефляции;
- отчуждение части пахотного слоя почвы (наиболее обогащенного гумусом) при ряде сельскохозяйственных мероприятий и при уборке урожая;

- ускоренная минерализация органического вещества почв при регулировании водного режима и при некоторых химических мелиорациях.

Все эти причины, а также масштабы соответствующих потерь гумуса очень подробно изложены в цитируемой выше монографии (Орлов, Бирюкова, Суханова, 1996).

Перечисляя возможные причины дегумификации, мы не можем оставить без внимания и так называемые кажущиеся потери гумуса, которые обусловлены или несовершенством техники отбора почвенных проб, или использованием несопоставимых аналитических приемов. Обратить внимание читателей на так называемые кажущиеся потери необходимо потому, что на их основе нередко публикуют материалы, создающие ошибочное или даже ложное представление о последствиях сельскохозяйственного использования почвенного покрова.

Влияние несовершенства отбора проб, вызывающего кажущиеся потери гумуса, представляется довольно простым, хотя это простота только внешняя и далеко не всегда удается учесть или устранить причины, ее порождающие. Строго научный анализ требует так проводить отбор проб почв, чтобы последовательно во времени отобранные пробы характеризовали одну и ту же почву с постоянными и неизменяемыми свойствами. Практически дважды (или более того) нельзя взять пробы почвы из одной (той же самой) точки; последовательные пробы хоть немного, но различаются местоположением и вследствие этого по составу, включая гумус, они неизбежно должны различаться в тех масштабах, которые обусловлены природной вариабельностью свойств и требованиями математической статистики. Для правильного суждения и получения сопоставимых и надежных результатов в этом случае необходимо: *1)* проводить отбор большого числа проб по статистическим правилам и *2)* проводить химический анализ всех отобранных индивидуальных проб, но не так называемых смешанных проб. Последнее

может сильно исказить результаты. Значительно сложнее реализовать обязательное условие, которое заключается в необходимости определения содержания гумуса в отобранных пробах одними и теми же методами. Сущность названной проблемы заключается в том, что на протяжении последних 100-120 лет методы определения содержания гумуса довольно часто и принципиально менялись. Смену методов определения гумуса стоит проследить; во времена В.В. Докучаева содержание гумуса находили прямым методом по выходу CO_2, сжигая органическое вещество почв в токе кислорода. Это позволяло точно найти содержание углерода, хотя пересчет на гумус и был несколько условным. К концу XIX века стали использовать метод «мокрого» озоления, получивший в нашей стране название метода Кноппа-Сабанина. Этот прием обеспечивал уже несколько меньшую полноту окисления, по сравнению с предыдущим, и получался результат несколько более низкий, чем в предыдущем случае (пока мы не принимаем во внимание разные типы почв, их пригодность или непригодность для исследования различными методами). В дальнейшем, уже в XX веке вошли в практику иные методы, которые фактически позволяли оценить не содержание в почве углерода, а только так называемую окисляемость гумуса или вообще органического вещества почв. Это методы Уолки-Блека, принятые в аналитической практике ряда западных стран, и метод Тюрина, распространенный в СССР, в странах социалистического лагеря. В дальнейшем были описаны и стали использоваться разные модификации этих приемов, варианты приемов мокрого и сухого сжигания, различные температуры при обработке почвы хромовой смесью и т.п. Все это привело к тому, что, по крайней мере, с конца 30-х годов XX века практически в любых странах находили уже не реальное количество органического вещества, а некоторые условные величины, в какой-то мере удовлетворительные для географо-генетических построений, но явно недостаточные при оценке накопления или потерь

гумуса обрабатываемыми и целинными почвами. Сравнительный анализ таких методов дан в ряде работ (Орлов, Бирюкова, Суханова, 1996) и на них нет нужды специально останавливаться, но стоит подчеркнуть главное: смена методов анализа содержания органического углерода могла создать в ряде случаев кажущееся впечатление как о потерях, так и о накоплении гумуса. В связи с этим стоит упомянуть специальные исследования И.Н.Гоголева, под руководством которого было собрано большое количество проб почв из южных районов Украины. Анализ этих проб теми же методами, которые использовались около 100 лет назад показал, что в изученных таким способом черноземах сохранилось то же содержание гумуса, которое было в них и ранее. Отсюда следует чрезвычайно важный вывод: о любом изменении содержания гумуса в почвах нельзя говорить, если определение содержания органического вещества в сравниваемых пробах проводилось разными методами.

5.1.1. О роли органического вещества в почвах

Проблема содержания и динамики в почвах гумуса сама по себе настолько важна, что ей было посвящено немало работ, среди которых особое место занимает «Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах» (Кирюшин и др., 1993). В этой монографии подняты и обсуждены очень многие проблемы баланса органического вещества в почвах агроценозов. Один из авторов А.А. Тиглянова подчеркивает, что гумусное состояние почв обусловлено как размерами поступления органического вещества в почвы, так и его трансформацией, но здесь следует особенно выделить ту статью баланса, которая отражает различные аспекты потерь гумуса. К сожалению, данные о всех составляющих гумусного баланса весьма ограничены и противоречивы. Достаточно полно, хотя и не по всем почвам, оценена первичная продукция естественных экосистем и некоторых агроценозов,

тогда как поступление в почву растительных остатков изучено явно недостаточно. По данным А.А. Титляновой (Кирюшин и др.,1993) послеуборочные остатки различных культур, которые поступают в пахотный слой почвы составляют по разным исследован ям от первых долей до нескольких тонн на гектар (табл.5.1.3).

Таблица 5.1.3.

Количество послеуборочных остатков различных культур, поступающих в пахотный слой, т/га сухого вещества.

Культура	Авторы				
	Фрейтаг, 1976	Демин, 1989	Шишов, 1989	Титлянова, 1992	Ганжара, 1989
Пшеница озимая, рожь	2,3-2,5	2,5-3,2	2,2-5,4	2,6-6,5	2,0-3,2
Ячмень	1,1	2,5	2,0-2,4	1,7-4,5	2,0-3,2
Клевер, клевер-злаковые смеси	2,0-3,3	3,6-9,1	-	-	4,0-7,0
Кукуруза	-	4,6	3,0-5,7	2,9-6,0	1,5-4,6
Горох	1,0	2,2	2,0-3,2	-	1,5-2,5
Картофель	0,2	1,3	-	-	0,8-1,2
Свекла сахарная	1,0	-	-	-	0,8-1,2
Люпин	1,5	-	-	2,0	2,0-3,0

Диапазон опубликованных величин довольно велик, но размеры поступления обусловлены в первую очередь размерами урожая или, точнее, общей массы выращиваемых культур. По данным Л.Н. Александровой (1980) в природных ценозах в почву ежегодно поступает опад, который на порядок больше, чем в агроценозах. Из этого следует, что в почвы обычных агроценозов поступает много меньше растительных остатков, чем в естественных ценозах. Исключение могут составлять только такие агроценозы, в которых достигнута максимальная урожайность, достигающая в пересчете на зерновой эквивалент величин порядка 70-90 ц/га.

Приведенные выше данные и выводы из них показывают, что в почвах обычных агроценозов содержание гумуса должно быть

существенно ниже, чем в почвах целинных, если не приняты специальные меры для резкого увеличения урожайности. В таких системах обычна сравнительно низкая продуктивность агроценозов, что неизбежно влечет за собой относительное снижение гумусированности верхнего почвенного горизонта. Стоит обратить внимание на то, как подчеркивает А.А. Титлянова, что количество мертвых растительных остатков в зерновых агроценозах может достигать 1,5-14,1 т/га, что практически всегда превышает массу живых корней. Одной из причин может быть и формирование «физически защищенного» органического вещества, то есть прочно связанного с минеральными компонентами.

По мнению Н.Ф. Ганжары и Д.С. Орлова (1993) при оценке органического вещества почвы следует учитывать два важнейших методологических принципа: анализ фракционно-группового состава гумуса и анализ соотношения в гумусе групп устойчивых (консервативных) и лабильных соединений. В этом аспекте важное значение имеет показатель $C_{гк}$ / $C_{фк}$. Наименьшие значения $C_{гк}$ / $C_{фк}$ представлены в северных тундровых, подзолистых и дерново-подзолистых, частично в серых лесных, многих тропических и субтропических почвах. В этой же работе названы те условия, которые оптимальны для формирования гуминовых кислот и для их прочного закрепления. Очевидно, что нарушения этих условий должны вызвать как снижение доли гуминовых кислот в почвенном гумусе, так и снижение условий для накопления и прочного закрепления гуминовых кислот.

Наиболее целесообразным подходом при оценке состава почвенного гумуса приходится считать разделение всех органических соединений почвы на две большие части: консервативные, относительно устойчивые вещества и лабильные соединения (Орлов, 1980). Первая группа включает перечень веществ, характеризующие типовые признаки почв, которые длительно формируются и сохраняются в вековых циклах. Вторая группа -

лабильные компоненты, которые непосредственно участвуют в биохимических почвенных процессах и поэтому их агрономическая роль выявляется значительно проще, чем для соединений первой группы. Важно, что лабильное органическое вещество выполняет многие защитные функции в отношении устойчивых компонентов. Различные опыты показали, что распад гумуса всегда имеет двухстадийный характер: сначала идет разложение лабильных соединений, а затем более устойчивых: гуминовых кислот, гуматов, гумина. Если лабильного вещества мало, то прогрессирует общая дегумификация с разложением устойчивых продуктов.

Из этих положений вытекает очень важный практический вывод: для сохранения различных видов гуминовых веществ, составляющих долгосрочную основу почвенного гумуса, необходимо обогащение почв лабильными компонентами, которых много в свежих растительных остатках, в различных компостах, в переработанном или свежем навозе.

Вместе с тем надо подчеркнуть и то, что хорошо гумусированные почвы менее подвержены влиянию различных загрязняющих веществ, они снижают негативное влияние поступающих в почвы тяжелых металлов, фенолов, полициклических ароматических углеводородов, пестицидов и даже радиоактивных элементов.

Важно подчеркнуть, что попытки оценить вклад консервативных гумусовых веществ в формирование урожая практически не дают положительных результатов, причем одной из причин этого может быть сложность органического вещества почв. В почвах вполне реален переход влияния одного из гумусных веществ на конкретные почвенные свойства – к другому компоненту. В связи с этим чисто агрономическая роль гуминовых веществ проявляется наиболее наглядно в экстремальных ситуациях: в засушливые периоды, при избыточном увлажнении и осолонцевании, при химическом загрязнении почв. Важно подчеркнуть

также, что максимальной продуктивность почв оказывается в тех условиях, когда содержание и состав гумуса близки к оптимальным величинам. Теоретически такой вывод представляется вполне обоснованным, но он нелегок для практического пользования, поскольку упомянутое выше понятие «оптимальности» довольно трудно определимо и обусловлено очень большим набором (перечнем) одновременно действующих факторов. Наиболее простой пример в данном случае можно проиллюстрировать содержанием гумуса. Низкий уровень накопления стабильных компонентов гумуса, который часто свойствен многим почвам северных регионов, весьма неблагоприятен, поскольку это не способствует формированию прочной структуры с хорошими агрономическими свойствами, и часто сочетается с неблагоприятной для растений кислой реакцией среды, неблагоприятным уровнем содержания и состава поглощенных катионов, низкой прогреваемостью почв и т.п.

С другой стороны, слишком высокое накопление органического вещества, как это наблюдается в оторфованных и торфянистых почвах, также приводит к негативным последствиям. В таких почвах может формироваться малоблагоприятная реакция среды, плохой пищевой, водно-воздушный и тепловой режимы. Конечно, все оценки, в которых используются термины «неблагоприятный режим», «ухудшение свойств» относятся только к культурным растениям.

Отсюда следует один принципиально важный вывод: трудно или даже невозможно дать однозначную оценку влияния любого почвенного фактора (компонента) на свойства почвы в целом (включая плодородие). Изучаемая система может и должна рассматриваться только как многофакторная и многокомпонентная и поэтому действие любого отдельно взятого вещества не может характеризоваться только двумя оценками: «положительное действие», «отрицательное действие». Результирующая оценка, вероятно, может быть найдена, но для этого

необходимо накопление очень большого массива данных со многими переменными.

Другие компоненты гумуса, а точнее органического вещества почвы, которые Н.Ф. Ганжара относит к сравнительно легко разлагаемым или лабильным органическим веществам, включают частично разложившиеся и неразложившиеся растительные ткани, остатки животного происхождения, продукты их распада типа детрита. Характерно, что по его мнению, время полного разложения лабильных веществ исчисляется только днями, месяцами и реже - годами. Если вещества первой группы активно участвуют в формировании почвенной массы, то лабильные вещества служат для живых организмов непосредственными источниками элементов питания (включая углерод), энергии и выполняют важнейшие защитные функции по отношению к консервативным веществам. К сожалению, в почвоведении нет до сих пор обоснованных критериев и признаков разделения органических остатков по скорости их разложения.

Как подчеркивает Н.Ф. Ганжара (1988), «кинетика разложения биомассы обычно имеет хорошо выраженный двухфазный характер» (Концепция, стр.24). Сначала разлагаются белки, сахара, аминокислоты и другие, относимые к лабильным веществам, затем при смене микробных популяций разлагаются более устойчивые фрагменты. В связи с проводимым анализом важно подчеркнуть, что недостаток лабильных веществ влечет неизбежную минерализацию органического вещества в целом, что можно рассматривать как прогрессирующую дегумификацию. Именно поэтому внесение свежих растительных остатков препятствует деградации почвы в целом, поскольку способствует сохранению устойчивых гуминовых веществ.

Отсюда следует, как считает Н.Ф. Ганжара, что практическая ценность лабильного органического вещества, содержание которого в почвах довольно просто можно регулировать, может быть многообразной,

но очень важно подчеркнуть его роль в сохранении гумуса в целом и гуминовых веществ, в частности.

Необходимо также обратить внимание еще на одну важнейшую функцию устойчивых гуминовых веществ. Экспериментально показано, что на хорошо гумусированных почвах, особенно богатых гуминовыми кислотами и гумином, резко увеличиваются допустимые уровни поступления в почвы тяжелых металлов, фенолов, полициклических ароматических углеводородов, пестицидов. Сущность повышенной устойчивости довольно проста и объясняется, по крайней мере двумя группами факторов: формирование устойчивых и недоступных растениям прочных соединений токсичных веществ с гуминовыми веществами, а также интенсивным развитием микрофлоры, связывающей или разрушающей токсичные вещества (Орлов, 1990). Протекторная роль лабильных органических веществ вполне реальна, но она проявляется, главным образом, на начальных этапах загрязнения почв. Минерализация таких соединений, хорошо известная для начального этапа загрязнений, довольно быстро может снизить протекторную роль таких соединений, а залповый выброс токсичных продуктов, ранее накопленных в почве, может создать крайне неблагоприятную токсикологическую ситуацию, сопровождаемую впоследствии химической деградацией почвенных компонентов и почвы в целом.

5.1.2. Роль некоторых почвенных процессов в дегумификации

Одна из главных особенностей почвенного покрова Российской Федерации заключается в исключительном разнообразии почв на всех классификационных уровнях: от разновидностей до крупных почвенных типов. Многообразие почв несомненно связано с варьированием условий почвообразования, когда даже в пределах одной почвенно-генетической зоны часто наблюдаются кардинальное изменение почвообразующих

пород, рельефа, режима влажности и т.п. Мы мало затрагиваем здесь целинные почвы, но даже на территории сельскохозяйственно-используемых площадей все это приводит к чрезвычайно пестрому набору почв, их гранулометрического состояния и режимов увлажнения. Последнее еще более усиливается погодными вариациями, когда изменения температурного режима и условий увлажнения могут приводить к изменению набора почв даже на подтиповом уровне (Орлов, Бирюкова, Суханова, 1996).

На свойства гумуса, а через эти показатели и на характер почвы, могут оказывать влияние многие процессы. Некоторые из сопоставляемых территорий очень мало и плохо изучены, что особенно касается почв тундры и лесотундры, многих глеватых почв, часто это касается и пойменных разностей, различных почв на нестандартных (необычных) породах; многие почвы сцементированы карбонатами кальция. Остается пока довольно большой перечень малоизученных почв, в число которых входят почвы горных стран, особенно находящихся на территории Сибири.

При сельскохозяйственном использовании практически все эти почвы претерпевают изменения, результаты которых вынуждают говорить об изменениях содержания гумуса, его фракционного состава, характера и видов связи органических соединений с минеральными компонентами почвы. Потери гумуса, изменения его качественного состава очень подробно охарактеризованы в монографии, обобщающей значительную часть (если не большинство) ранее опубликованных работ (Орлов, Бирюкова, Суханова, 1996), но есть и другие публикации. Так по данным И.С. Кауричева (1993) в пахотных почвах существенное значение имеют несколько важнейших процессов. При преобладании гумусо-аккумулятивного процесса существенным представляется сохранение на длительный период состава и свойств гумуса. При распашке подзолистых и дерново-подзолистых почв, по мнению И.С. Кауричева, могут резко

изменяться характер, форма поступления и превращения органических веществ, причем гумусообразование тормозится недостаточной аэрацией, повышенным увлажнением. В культурных почвах необходимо внесение свежих органических удобрений. Значительное влияние на режим органического вещества оказывает в ряде почв избыточное увлажнение, низкий окислительно-восстановительный потенциал.

Анализируя процессы формирования гумуса И.С. Кауричев особенно подчеркивает негативные стороны осолонцевания, засоления и осолодения и, подводя общие итоги рассмотренных процессов, делает следующие выводы о влиянии элементарных процессов на режим органического вещества: оподзоливание, осолонцевание, оглеение, осолодсние и накопление солей отрицательно влияют на режим синтеза и распада органического вещества, что требует комплексного улучшения многих химических и физических почвенных свойств. Следует добавить, что неприятие необходимых мер должно неизбежно привести к ухудшению многих почвенных свойств, к их деградации.

5.1.3. Изменение гумусного состояния почв при сельскохозяйственном использовании

Дерново-подзолистые почвы. Накоплены очень большие экспериментальные данные о содержании и составе гумуса в различных дерново-подзолистых почвах. Все полученные материалы рисуют, как правило, однотипную картину, суть которой сводится к сравнительно невысокому содержанию органического углерода в дневных горизонтах таких почв при его преимущественно фульватном составе, быстрое снижение всех гумусных показателей в нижних слоях почвенного профиля, довольно распространенное явление относительного накопления органического вещества в иллювиальном горизонте. Последнее чаще всего связывают с нисходящей миграцией гумусовых веществ по почвенному профилю и их накоплением в так называемом иллювиальном горизонте.

Высказана и несколько иная точка зрения, рассматривающая профиль подзолистых и дерново-подзолистых почв как сложное образование, сформированное последовательно протекающими процессами и согласно которой профиль дерново-подзолистых почв рассматривается как сложный, сформированный в результате последовательного развития двух независимых процессов, что и приводит к формированию такого двух- а иногда и трехкомпонентного профиля, но этот взгляд пока не получил должного развития и подтверждения, а поэтому ниже рассматривается только единый профиль.

На территории дерново-подзолистой зоны формируются различные почвы. Наиболее типичны для этой зоны кроме дерново-подзолистых многие типы почв различной степени оглеения, торфянистые и торфяно-болотные, а также различные пойменные почвы. Некоторые почвы, развитые на нетипичных породах, далее не рассматриваются.

Для анализа гумусного состояния всех упомянутых почв и их окультуренных и используемых в сельском хозяйстве аналогов вполне достаточно проанализировать гумусное состояние почв УОПЭЦ «Чашниково», (Московская область). К сожалению, современное состояние почвенного покрова этой территории может оказаться до некоторой степени измененным под влиянием ряда причин, в числе которых необходимо назвать недостаточную обеспеченность в последние годы самой станции минеральными и органическими удобрениями, регулярным проведением на этой территории летней студенческой практики по почвенному картированию и, может быть самое главное, но еще плохо изученное, влияние близко расположенного научно-промышленного центра «Зеленоград», который очень быстро развивается, что вызывает ряд почвенно-экологических нарушений, требующих специального изучения. Сильно влияние на состояние ряда почв может иметь и близко прилегающая интенсивная автострада Москва - Санкт-

Петербург. Однако, приходится признать, что последние обстоятельства в настоящее время свойственны очень многим промышленно развитым территориям и с этих позиций территорию УОПЭЦ «Чашниково» можно считать вполне типичной, особенно при оценке деградационных процессов.

По условиям почвообразования территория станции делится на две части: повышенную, это водораздел рек Клязьмы и Сходни, и пониженную - пойму реки Клязьмы. Материнскими породами на водораздельной части являются покровные и моренные суглинки, а в пойме - аллювиальные наносы и торфа различного уровня разложения или они же, но перекрытые аллювиальными отложениями. На водораздельной части преобладают дерново-подзолистые почвы разной степени оглеения и окультуренности, в пойме - дерново-подзолистые, дерновые, луговые; на всей территории встречаются довольно большие площади торфяников, различных степеней разложения. Пространственная неоднородность, особенно верхних горизонтов, резко усиливается в результате развития эрозионных процессов (Овчинникова, 1999; Орлов, Суханова, 1983). Для всей территории характерна высокая пестрота содержания гумуса, причем попытка проведения изолиний его содержания для картографирования в масштабе 1:6000 дала малопригодные результаты. Причина этого в том, что наличие микроповышений и микропонижений рельефа, различная растительность и разная история полей обусловили существенные колебания уровней содержания гумуса в пределах даже одной почвенной разности. Современная вычислительная техника позволяет получать варианты картограмм с изолиниями различного шага содержания гумуса, сопоставлять их с почвенными и топографическими картами, но при выделении контуров таксономических единиц почв встает вопрос об их генерализации, которая проводится испытателем субъективно. Однако такие разработки актуальны при более глубоком исследовании природной

изменчивости содержания органического вещества дерново-подзолистых почв.

Следует подчеркнуть, что водораздельная часть более однородна по содержанию гумуса и на преобладающей части территории его содержание находится в пределах 2-8%. Второй максимум приурочен к оторфованным горизонтам и составляет около 10-20%. Характерно, что все попытки обнаружения каких-либо зависимостей выявляются только статистически в результате усреднения большого числа экспериментальных данных. В такой ситуации довольно трудно проводить сравнение целинных и пахотных почв, чему мешают, по крайней мере, два обстоятельства: отмеченное выше разнообразие степени гумусированности пахотных почв и трудность прямого сопоставления пахотных и целинных почв, поскольку гумусные горизонты последних имеют, как правило, значительно меньшую мощность, чем гумусные горизонты пахотных почв.

В связи с этим следует обратить внимание на необходимость различных подходов при оценке потерь гумуса на малых и ограниченных территориях и в зонально-генетическом ряду почв. Крупномасштабное гумусное картирование позволяет выявить хорошо выраженную мозаичность почв и их свойств даже в пределах одного хозяйства и даже при одинаковом почвенном покрове. С другой стороны, при сопоставлении последовательного ряда почвенных типов в ряду горизонтальной зональности или даже при переходе от автоморфных зональных почв к пойменным почвам той же зоны отчетливо прослеживается не только смена типов почв и уровней содержания гумуса (Орлов, Горшкова, Суханова, Осипова, 1999).

Как уже подчеркивалось, в Нечерноземной зоне очень сильно выражена дифференциация содержания и запасов гумуса под влиянием почвообразующих пород и условий увлажнения, поэтому при реальной оценке динамики гумуса необходимы балансовые расчеты. Общие уровни

запасов органического вещества в почвах «Чашниково» приведены на рис.5.1.1, где градации запасов даны по системе показателей, предложенной Л.А. Гришиной и Д.С. Орловым (1978).

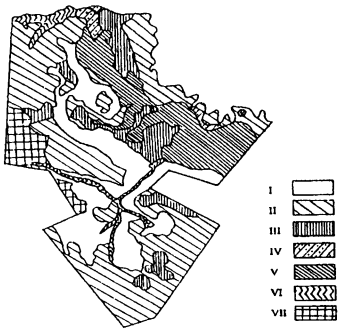


Рис. 5.1.1. Запасы органического вещества в почвах УОПЭЦ «Чашниково»: I - очень низкие; II - низкие; III - средние; IV - высокие; V - очень высокие; VI - овражно-балочные почвы; VII - усадьба «Чашниково».

Одной из особенностей пахотных дерново-подзолистых почв Чашниково является их известкование, которое, однако, видимо проводится нерегулярно, поэтому встречаются как нейтральные пахотные почвы (pH равен 6,5-7,0), так и довольно кислые (pH до 4,5-5,5). В известкованных вариантах гумус верхних горизонтов становится гуматно-фульватным, но содержание гумуса меньше, чем в почвах под лесом и колеблется в почвах склонов разной крутизны до 2,5%, что зависит от степени смытости. В целом анализ показывает, что запасы гумуса в основной массе дерново-подзолистых пахотных почв составляет 55-57 т/га; это несколько ниже, чем в почах под лесом, где оно составляет 70-100 т/га. Одной из причин, несомненно, является наличие плоскостного смыва и явно недостаточное количество органических остатков из-за невысоких урожаев при дефиците органических удобрений.

Некоторые расчеты показали, что в таких дерново-подзолистых почвах можно

достичь бездефицитного баланса гумуса, но это потребует очень высоких доз ежегодного внесения навоза, порядка 25-30 т/га.

Дерново-подзолистые и другие почвы лесной зоны вызывают особые трудности при оценке влияния сельскохозяйственного использования таких почв на содержание, запасы и состав гумуса. Последнее обусловлено многими причинами, среди которых необходимо обсудить хотя бы некоторые, что в какой-то мере позволит приблизиться к реальному описанию гумусного состояния таких почв. На территории распространения этих почв постоянно и почти повсеместно действует промывной режим, который неодинаково и неоднозначно реагирует на кардинальную смену растительности (лес - пашня, лес - травы), характерна и неоднозначна кислая реакция почв, местное избыточное переувлажнение, низкие окислительно-восстановительные потенциалы, недостаточная обеспеченность ионами кальция, специфическая микрофлора. Наконец, на гумус этих же почв сильно воздействуют и такие агротехнические приемы, как обработка гербицидами, внесение удобрений, иногда практикуемое регулирование водного режима. Поэтому для оценки гумусного состояния почв лесной зоны, да и других почв, перечисленные факторы просто нельзя не учитывать.

Интенсивность и направленность гумусообразования сильно зависит от степени окультуривания почвы, что, конечно, связано, как это было подчеркнуто выше, от внесения органических удобрений и известкования. Такие данные приведены в таблице 5.1.4 (Орлов, Овчинникова, Аммосова, 1987). Наиболее обеспечена гумусом хорошо окультуренная почва, что вновь подчеркивает возможность изменения направленности природных процессов в результате хозяйственной деятельности человека. В этой же почве наиболее высокая доля гуминовых кислот, максимальное отношение $C_{ГК}:C_{ФК}$. В слабоокультуренной почве все гумусные показатели близки к тем, которые характерны для почв неокультуренных или, даже, целинных лесных. Средне

окультуренная почва имеет, естественно, промежуточные параметры по всем показателям.

Таблица 5.1.4.

Некоторые гумусные показатели дерново-подзолистых почв под травосмесью в зависимости от степени окультуренности

Почва	Удобрения, известкование	Горизонт, глубина, см	$C_{орг}$	$C_{ГК}:C_{ФК}$
Дерново-сильно-подзолистая, слабо-окультуренная	Без удобрений и известкования	$A_{пах}$, 0-22 A2, 22-25	1,22 0,16	0,78 0,52
Дерново-подзолистая, средне окультуренная	Органические удобрения, около 20-30 т/га в год, без известкования	$A_{пах}$, 0-20 A2, 20-30	1,66 0,19	0,94 0,57
Дерново-подзолистая хорошо окультуренная	Органические удобрения, около 100-120 т/га в год, периодическое известкование	$A_{пах}$, 0-33 A1A2, 33-52	4,0 0,69	1,12 0,72

Как показывают приведенные выше материалы не только приращение содержания гумуса в дерново-подзолистых почвах, но даже простая попытка создания даже бездефицитного баланса гумуса требует систематического применения органических и минеральных удобрений, желательно на известкованном фоне. Многими авторами было показано, что внесение органических удобрений в кислую дерново-подзолистую почву может оказаться в этом отношении малоэффективным. Поэтому можно вполне однозначно утверждать, что в кислых и сильнокислых пахотных почвах даже при внесении обычных доз минеральных и органических удобрений потери гумуса практически неизбежны по крайней мере до тех пор, пока будет использоваться практикуемая ныне система хозяйствования. Вместе с потерями гумуса вполне ожидаемо и ухудшение его качественного состава, другими словами потеря гуминовых кислот и нарастание относительного участия фульвокислот в составе гумуса, т.е. изменение отношения $C_{ГК}:C_{ФК}$.

Анализ гумусного состояния пахотных дерново-подзолистых почв был бы неполным, если не принять во внимание и те довольно распространенные приемы, которые используют для уничтожения сорняков. В этом отношении использование гербицидов может вызвать двойной эффект. С одной стороны они уничтожают сорняки, улучшая тем самым условия питания культурных растений и способствуя повышению урожайности. Но, с другой стороны, их использование может негативно отразиться на гумусном состоянии почв из-за общего снижения количества растительных остатков (таблица 5.1.5).

Таблица 5.1.5.

Запасы гумуса и азота в залежной дерново-подзолистой почве после сведения разнотравья и внесения органических удобрений, %. (Орлов, Овчинникова, Аммосова, 1987).

Варианты опыта, № варианта	1980 г.				1981г.			
	0-10 см		0-30 см		0-10 см		0-30 см	
	гумус	азот	гумус	азот	гумус	азот	гумус	азот
Контроль,1.	40,4	2,99	87,4	6,35	40,2	2,78	89,5	6,47
Ручная прополка,2.	36,2	2,32	83,0	5,58	35,8	2,28	82,7	5,69
Симазин, 50 кг/га (V.1976),3.	29,9	2,18	75,2	5,46	31,2	2,01	77,0	5,30
Симазин 50 кг/га (V.1976)+опад хвойно-широколиственного леса 60т/га (IX.1979),4.	53,3	2,40	103,2	5,80	44,9	2,30	87,9	5,46
Симазин 50 кг/га (V.1976) + навоз с торфом 60 т/га (IX.1979),5.	44,0	2,80	93,9	6,30	46,5	2,78	99,4	6,40
$НСР_{05}$	2,2	0,4	3,8	0,5	2,5	0,4	3,8	0,6

Не являясь, однако, противниками гербицидной «прополки», мы все же полагаем, что для общего улучшения гумусного состояния дерново-подзолистых почв наряду с упомянутыми выше приемами необходимо добиваться резкого повышения урожайности возделываемых культур, что должно сопровождаться и повышением количества корневых и пожнивных остатков, возвращающихся в почву.

Бурые псевдоподзолистые почвы. Бурые псевдоподзолистые почвы широко распространены в западных и северо-западных областях бывшего СССР, в том числе в России; для сравнительного анализа были изучены пробы почв, отобранных на территории ряда опытных участков в Эстонии (Бирюкова и др., 1986). Общим для всех изученных почв является то, что при переходе от лесных почв к пахотным наблюдается некоторый рост pH, увеличение емкости катионного обмена, степени насыщенности основаниями, содержания обменного кальция, а также снижение всех форм почвенной кислотности. Все эти изменения, судя по всему, обусловлены известкованием и внесением минеральных удобрений, что практикуется здесь систематически в течение более 20 лет. При типичных для этой территории погодных условий и регулярном окультуривании произошли явно положительные сдвиги, которые, в целом, можно обозначить так: увеличилась емкость катионного обмена, возросли степень насыщенности поглощающего комплекса обменными основаниями, повысилось содержание обменного кальция и снизились все формы почвенной кислотности. Такие изменения свойств не могли не вызвать определенных сдвигов и в гумусном состоянии этих почв.

По общим запасам гумуса в слое 0-30 см лесная целинная почва несколько уступает пахотным, запасы органического вещества в которых на 5-30 т/га выше, чем в лесных; хотя в пахотной почве содержание гумуса несколько ниже, чем в лесной, но зато мощность гумусированного слоя несколько выше. Несмотря на рост запасов гумуса его тип в пахотных почвах несколько ухудшился по сравнению с целинными вариантами; так отношение $C_{ГК}:C_{ФК}$ в пахотных вариантах составляют 0,85-0,95, тогда как под лесом оно колебалось от 1,2 до 1,5. В пахотных почвах также прослеживается тенденция к снижению содержания фракций 1 и увеличение фракции 2 по мере увеличения доз удобрений. В то же время характер изменения гумуса более ярко выражен при сопоставлении

гумусовых кислот различных фракций, то есть путем сопоставления сумм различных фракций, таких как ГК-1 + ФК-1а + ФК-1 и ГК-2 + ФК-2. Близкая картина была ранее отмечена и для некоторых почв дерново-подзолистой зоны (Овчинникова, Еремина, Орлов, 1978). Эти материалы заставляют еще раз обратить внимание на то, что изменение гумусного состояния и почвы в целом при ее сельскохозяйственном использовании может быть неоднозначным, причем следует различать по крайней мере два или даже несколько различных вариантов: одновременное ухудшение всех параметров гумусного состояния почв, включая, как общее содержание гумуса, так и его различных фракций; изменение содержания гумуса или его распределение по профилю при постоянном соотношении фракций; постоянное или непостоянное содержание гумуса при изменении доли отдельных фракций, причем эти изменения возможны в любых и даже различных направлениях, что зависит от применяемой системы земледелия и уровня получаемых урожаев.

Пойменные почвы. Пойменные почвы крайне разнообразны по набору почвенных типов, по показателям гранулометрического состава и характеристику их гумусного состояния в целом дать довольно трудно. Тем не менее, некоторые общие выводы можно сделать, опираясь на исследования Г.В. Добровольского (1968), П.Н. Балабко (1991) и на некоторые наши наблюдения. Для пойменных почв в целом характерно разделение по крайней мере на три обособленные области: центральную пойму с почвами, имеющими хорошо выраженный гумусный профиль, притеррасную пойму, где почвы часто оглеенные или карбонатные и прирусловую пойму, с почвами обычно легкого гранулометрического состава, слабогумусированными и достаточно хорошо аэрируемыми. Прирусловой вал имеет, как правило, небольшую протяженность и занимает лишь небольшую часть площади поймы. Он же, во избежание

нарушения режима поемности, не должен вовлекаться в распашку. Наибольший интерес представляет, конечно, центральная пойма, часто используемая под овощные культуры.

Для пойменных почв, в целом, характерны процессы гидрогенной аккумуляции железа и процессы оглеения. Почвы формируются в условиях периодического затопления паводковыми водами, а также под влиянием грунтовых вод, которые длительное время остаются в пределах почвенного профиля, формируя оглеенные горизонты. Эти почвы часто используются в качестве сенокосных угодий, после осушения могут быть использованы в качестве пашен.

Часто отмечают, что образование гумусовых веществ в форме гуматов кальция является положительной особенностью гумусообразования пойменных почв, богатых кальцием, с этим связана устойчивость запасов гумуса при распашке пойменных почв. Но также при распашке отмечается постепенное уменьшение содержания гумуса в почвах.

Как видно из изложенного бывает нелегко оценить изменения, которые происходят в гумусном состоянии почв под влиянием антропогенных факторов. Очень трудно к процессу дегумификации применить термин деградация почв. Не исключено, что изменения в почвах естественным порядком следуют за колебаниями гидротермических и других условий почвообразования, при этом изменяется и самая подвижная ее часть - органическое вещество. Все это требует дальнейшего уточнения методов и подходов к изучению почвенного гумуса.

В нашей работе были изучены пойменные почвы различной степени освоения, расположенные на территории УОПЭЦ «Чашниково». Данные приведены в таблице 5.1.6. Как видно из таблицы, пойменные луговые почвы характеризуются высоким содержанием гумуса, равномерным

убыванием его вниз по профилю. Тип гумуса фульватно-гуматный и гуматный. При сельскохозяйственном использовании почвы наблюдается небольшое уменьшение содержания гумуса в почвенных горизонтах и уменьшение оглеения почвы. Аллювиально-болотные почвы содержат большое количество плохо разложившихся растительных остатков в верхних горизонтах и могут иметь признаки оторфованности верхних горизонтов. Для торфяных горизонтов характерен сравнительно высокий уровень многих биохимических показателей (таких как энзиматическая активность, нитрификационная активность и др.). Этим можно объяснить высокие отношения $C_{ГК}$:$C_{ФК}$ верхних горизонтов.

Таблица 5.1.6.
Некоторые показатели гумусного состояния пойменных почв (Розанова, 2000; Орлов и др., 1996)

Почва	Горизонт глубина, см	$C_{орг}$,% к почве	$C_{гк}$,% от $C_{общ}$	$C_{фк}$,% от $C_{общ}$	$C_{гк}$:$C_{фк}$
Пойменная луговая глееватая тяжелосуглинистая (естественное угодье)	0-10	4,4	31,5	18,8	1,7
	20-30	4,0	35,2	26,5	1,3
	35-45	3,9	30,6	25,2	1,2
	60-70	3,0	21,1	27,3	0,8
	100-110	3,3	25,4	21,8	1,2
Пойменная луговая тяжелосуглинистая (сенокосный луг)	0-10	3,13	29,0	19,8	1,5
	15-25	2,05	35,4	28,0	1,3
	40-50	1,08	24,8	45,5	0,5
	60-70	1,05	31,8	27,2	1,2
Аллювиально-болотная на торфе (естественное угодье)	A_d	20,0	29,6	8,5	3,5
Аллювиально-перегнойно-глеевая на речном аллювии (естественное угодье)	A	35,0	17,6	19,2	0,9
	G	1,7	8,2	12,6	0,7
Луговая зернисто-слоистая пойменная. Татария, пашня	0-10	3,3	38,1	16,5	2,3
	28-51	3,4	40,0	15,2	2,6
	125-135	3,6	47,6	17,6	2,7
Луговая слоистая пойменная. Татария, целина	3-13	1,8	35,5	20,2	1,7
	15-25	1,5	31,6	18,6	1,7
	170-180	5,0	38,3	24,7	1,5

Многими авторами ранее было отмечено, что освоение или распашка пойменных почв приводит к изменению водного режима и режима аэрации, теплового режима и, следовательно, увеличению количества микроорганизмов. Это влечет за собой увеличение темпов минерализации органического вещества, увеличение степени его разложения, уменьшение содержания углерода негидролизуемого остатка, увеличение доли растворимых фракций в составе органического вещества.

Как видно из всех приведенных данных, распашка пойменных почв ведет не только к уменьшению содержания гумуса или органического вещества, но и к значительному перераспределению его групп и фракций. Наряду с уменьшением доли устойчивых соединений, возрастает количество «подвижных» фракций, уменьшается отношение $C_{гк}:C_{фк}$. Можно говорить об интенсификации процессов минерализации гумуса, что в итоге приведет к уменьшению запасов гумуса и снижению плодородия.

Черноземы и каштановые почвы. Анализ почв, сформированных под степной растительностью, во многих отношениях проще, чем многих других почв. Одна из причин заключается в том, что почвы этих типов отличаются сравнительно высокой гумусированностью и довольно большой мощностью горизонтов А1, а в их пахотных вариантах хорошо выражено некоторое снижение мощности верхнего гумусированного горизонта, снижение содержания гумуса и некоторое изменение его состава. Поэтому анализ профилей таких почв представляется более простым, чем анализ профилей дерново-подзолистых и сходных с ними почв, в которых генетическое строение целинных и пахотных вариантов часто бывает трудно сравнимым, как это уже отмечалось выше. Правда, многие площади, занятые степными почвами, нередко подвергались искусственному орошению, что вносило свою специфику и существенно влияло на ход почвообразовательного процесса. Гумус степных почв

подробно рассмотрен как во многих статьях и монографиях, так и в ряде кандидатских и докторских диссертаций. Практически все российские авторы отмечают как одну из важнейших черт ту или иную потерю гумуса при длительном паровании, использовании этих почв под различные культуры, при орошении. Лишь в немногих работах указано на повышение гумусированности при высоких дозах органических удобрений и высоких урожаях сельскохозяйственных культур.

Н.В. Горяиновой (1995) показано, что черноземы Ростовской области потеряли часть запасов гумуса за счет снижения мощности пахотного слоя, причем наибольшие потери свойственны почвам облегченного гранулометрического состава.

Аналогичные выводы можно встретить в работах О.С. Безугловой (1994), ею же отмечены аналогичные процессы и для каштановых почв юга России. Наряду с констатацией этого деградационного процесса многие авторы указывают на явное повышение гумусированности почв при внесении больших доз органических удобрений, что особенно подчеркивал Н.Ф. Ганжара и его ученики. Очень большие потери гумуса в черноземах Ростовской области отмечены А.Г. Бессчетновой (2000), которая указывает на потери гумуса черноземами Ростовской области, приобретшими повсеместное распространение и которые за 80-летний период достигли 1,0-1,9% (абсолютные). В качестве важнейших причин таких потерь названы развитие водной эрозии, ветровой эрозии, вынос азота с урожаем и др. В целом, автор объясняет такие потери снижением общей культуры земледелия. Статистически достоверные потери гумуса при паровании типичного чернозема по сравнению с исходной почвой отмечены в работе Б.М. Когута (1982), который указывал, что длительное сельскохозяйственное использование таких почв может вызвать большие потери гумуса, достигающие в год от 0,4 до 2,5 т/га.

Подобного рода материалов опубликовано достаточно много и почти все они отмечают падение содержания гумуса при длительном сельскохозяйственном использовании различных черноземов и каштановых почв. Исключение составляют лишь некоторые работы, которые указывают на некоторое приращение гумуса почв госсортоучастков или при очень высоких урожаях. Все это хорошо укладывается в общую схему изменения гумусного состояния сельскохозяйственных степных почв. В этой общей схеме нельзя обойти молчанием влияние на гумусное состояние почв широко распространенных приемов мелиоративного воздействия на степные почвы. К таким приемам следует отнести, в первую очередь, орошение, промывки, гипсование и ряд других.

Специального внимания в этом отношении заслуживают, конечно, орошаемые почвы, что вызвано как широким развитием поливного земледелия, так и очень заметным влиянием поливных вод не только на гумусное состояние почв, но и на многие другие их свойства. При исследовании южных черноземов Одесской области было показано, что наибольший коэффициент корреляции среди различных сравниваемых пар был получен для пары гумус-урожай, равный 0,88, что подтверждает необходимость первостепенного изучения почвенного гумуса (Орлов, Аниканова, Маркин, 1980). Конечно, содержание гумуса в почвах при подготовке их к орошению несколько выравнивается за счет перераспределения почвенной массы по поверхности поля; при этом часть гумусированного слоя сдвигается в понижения, а возвышенности как бы «оголяются» и в пахотный слой вовлекаются более бедные гумусом нижние слои. Поэтому пестрота почв таких полей несколько, а иногда заметно выше, чем на поливных массивах. И здесь нужна большая повторность в отборе образцов.

Орошение, как правило, значительно влияет на содержание гумуса и азота, хотя абсолютные колебания нередко бывают невелики.

Различия между орошаемыми и неорошаемыми почвами иногда составляют всего десятые доли процента, отмечено и, правда редко встречающееся, некоторое повышение содержания гумуса. Но достоверность такого рода данных аналитически не подтверждена (табл.5.1.7). Стоит отметить, что величины потерь гумуса в орошаемых почвах зависят от особенностей культуры, частоты и нормы полива и щелочности почвы. Так, потери гумуса резко возрастают при высоких значениях pH, но они замедляются при введении в севооборот многолетних трав, внесении минеральных удобрений, при получении высоких урожаев. В небольшом числе, случаев и при особо благоприятных условиях содержание гумуса в верхнем горизонте несколько возрастало.

Таблица 5.1.7.

Содержание углерода и азота в различных почвах (Орлов, Аниканова, Маркин, 1980).

Почва	Длительность орошения, годы	Севооборот	Горизонт, глубина, см	C	N
Вторая терраса р.Маныч					
Чернозем предкавказский	0 (неорошаемый)	Зерново-пропашной	$A_{пах}$, 0-10	2,59	0,22
			$A_{пах}$, 10-20	2,62	0,23
	12	то же	$A_{пах}$, 0-10	2,11	0,18
			$A_{пах}$, 10-25	2,17	0,19
Вторая терраса р.Дон					
То же	то же	то же	$A_{пах}$ 0-10	2,58	0,24
			$A_{пах}$ 10-25	2,60	0,25
	12	то же	$A_{пах}$, 0-10	2,19	0,15
			$A_{пах}$, 10-25	2,21	0,15
Одесская область					
Чернозем южный	Богара	Зерновой	$A_{пах}$, 0-25	1,88	0,22
			AB, 38-48	1,22	0,15
	2		$A_{пах}$, 0-25	1,52	0,18
			A1, 26-35	1,22	0,15
	12	Зерново-пропашной	$A_{пах}$, 0-25	1,31	0,15
			AB, 35-45	0,70	0,10

5.1.4. Проблемы регулирования гумусного состояния почв

Само по себе снижение содержания гумуса в почве не должно служить основанием для последующего его восстановления до первоначального содержания безотносительно к требованиям растений, экономическим и экологическим условиям. Исходными позициями концепции управления гумусным состоянием почв должны быть сохранность и повышение устойчивости почв и возможности обеспечения накопления гумуса в почвах. В связи с этим целесообразно установить предельный уровень, до которого снижение содержания гумуса в почве при данной системе ее использования будет оставаться в пределах, приемлемых для ведения интенсивного, экологически безопасного земледелия. В качестве таких критериев могут служить оптимальный и критический уровни содержания гумуса в почвах.

Сведений об оптимальных уровнях содержания гумуса в почвах различных природных зон очень мало. Например, для дерново-подзолистых почв различного механического состава показано, что наиболее высокие урожаи имели место при содержании гумуса в почвах около 2%, что соответствует запасам гумуса в пахотном слое 60-80 т/га. По мнению Т.Н. Кулаковской (1978) такое количество гумуса в пахотных дерново-подзолистых почвах соответствуст его оптимальному содержанию. По данным других авторов (Александрова, 1980; Орлов,1981) оптимальный уровень содержания гумуса для дерново-подзолистых почв равен 3-4%.

Большинство исследователей считают, что оптимальные показатели содержания гумуса и гумусного состояния почв должны определяться не только уровнем и качеством урожая, но должны учитывать влияние гумуса на химические, физические свойства почв и ее способность противостоять техногенным нагрузкам. По мнению В.И. Кирюшина (2000) для каждой почвы при определении оптимального содержания гумуса необходимо

устанавливать определенный интервал, где за нижний предел этого интервала принимается уровень содержания гумуса, несколько превышающий показатель критического его содержания, а верхний определяется экономической и экологической целесообразностью повышения гумусированности. Под критическим содержанием гумуса автором понимается такое его содержание, ниже которого существенно ухудшаются свойства почв и их способность сопротивляться антропогенным нагрузкам. Для дерново-подзолистых почв это происходит при содержании гумуса ниже 1%, а для почв черноземного типа - менее 2% (Кирюшин, 2000; Кирюшин и др., 1993).

Без систематического применения органических удобрений невозможно формирование оптимального уровня и бездефицитного баланса гумуса в пахотных почвах. К настоящему времени накоплен некоторый материал, позволяющий ориентировочно определять дозы органических удобрений для поддержания бездефицитного баланса гумуса в пахотных почвах, хотя данные и выводы о состоянии почв при этом довольно противоречивы. Многолетние опыты (Минеев, Шевцова; 1978) свидетельствуют о том, что при внесении от 7 до 10 т/га навоза в течение 14-56 лет на дерново-подзолистых почвах стабилизация гумуса не наблюдалась; более того, его содержание уменьшилось на 10-25%. Даже на черноземах ежегодное внесение до 16 т/га навоза не обеспечило стабилизации содержания гумуса и, по сравнению с исходным, содержание его уменьшилось на 16% (Минеев, Шевцова, 1987). Вместе с тем, по данным Т.Н. Кулаковской (1978) и Н.Ф. Ганжары (1979) для создания бездефицитного баланса гумуса в пахотных дерново-подзолистых почвах обязательно ежегодное внесение 8-20 т/га навоза, а ежегодное внесение 20-30 т/га обеспечивало положительный баланс гумуса в этих почвах.

Л.Н. Александрова (1980) считает, что однократное внесение 80-150 т/га органических удобрений (навоз, торфяной компост) коренным

образом изменяет гумусово-аккумулятивный горизонт пахотных дерново-подзолистых почв, улучшая его физико-химические и биохимические показатели. А внесение 90 т/га органических удобрений поддерживало положительный баланс в дерново-подзолистой почве в течение трех лет.

Систематическое внесение органических удобрений в пахотный слой дерново-подзолистых почв вызывает изменение качественного состава гумуса. Так, длительное применение средних доз органических удобрений сопровождается увеличением абсолютного и относительного содержания гуминовых кислот; наблюдаются некоторые изменения в их фракционном составе, что выражается в увеличении содержания подвижных гуминовых кислот. Многократное внесение больших доз органических удобрений вызвало резкое увеличение содержания гумуса в суглинистых дерново-подзолистых почвах, а величина отношения $C_{гк}$:$C_{фк}$ в них возрастала до 1,7-2,3.

К настоящему времени еще не существует строгой теоретической концепции направленного регулирования гумусного состояния почв. Однако можно уже сейчас рекомендовать для решения практических задач регулирования оптимальных параметров гумусного состояния почв таких показателей как уровни содержания и качество лабильного органического вещества почв. В качестве критерия оптимизации гумусного состояния почв В.И. Кирюшин (2000) предлагает показатели содержания лабильных форм гумуса, растворимых в воде, растворах щелочей без предварительного декальцирования и в растворах пирофосфата натрия. Хотя использование этих показателей в качестве диагностических для агрономической оценки гумусного состояния не всегда обосновано. Так, растворимость гумуса возрастает от черноземов к дерново-подзолистым почвам, но это не говорит о том, что увеличивается его агрономическая ценность. Избыток растворимых органических веществ может вызвать и некоторые негативные процессы в почвах (оподзоливание, осолонцевание

и др.). Кроме того, даже при мягких методах экстракции гумусовых веществ из почв, наряду с лабильными группами и фракциями гумуса извлекаются и стабильные фракции.

Подводя итоги проведенному анализу можно констатировать, что распашка целинных почв и последующее их использование под сельскохозяйственные культуры влечет за собой, как правило, некоторую потерю гумуса и азота, что несомненно служит одним из признаков деградации почв. Причины, вызывающие такие потери, могут быть разными. В их числе очень сильное снижение количества корневых систем и вообще растительных остатков при замене целинного ценоза на культурные посевы любого вида, интенсификация деятельности почвенной микрофлоры, усиление аэрации почвы, применение гербицидов, уничтожающих сорную растительность.

Было бы, конечно, неверным считать, что при сельскохозяйственном использовании земель всегда имеет место только их деградация, вполне допустимо обогащение таких почв органическим веществом и азотом, или, говоря иными словами, их проградация, чему есть подтверждение в некоторых опытах и различных наблюдениях. Но положительные сдвиги в отношении количества и качества гумуса требует очень высокой культуры земледелия, что в первую очередь может быть отражено резким повышением урожайности зерновых и других культур.

Нельзя оставить без внимания так называемые кажущиеся потери гумуса, которые многие авторы отождествляют с процессами дегумификации почв при сельскохозяйственном использовании. Наблюдаемые кажущиеся потери гумуса могут быть вызваны, во-первых, несовершенством отбора почвенных проб (неоднородностью почвенного покрова, рельефом, микрорельефом, нивелированием территории в процессе распашки); во-вторых, использованием различных аналитических

методов определения органического углерода, которые требуют стандартизации.

5.2. Деградация химических свойств почв

Изучение проблем, связанных с деградацией химических свойств почв, как следствия применения средств химизации земледелия следует рассматривать в историческом аспекте. Если в 70-80-е годы 20-го века, в период развернувшейся в стране программы «Интенсивной химизации земледелия» рассматривался круг проблем, связанных с негативным воздействием высоких доз минеральных удобрений в основном на изменение кислотно-основных свойств почв и непроизводительные потери минеральных удобрений из корнеобитаемого слоя сельскохозяйственных растений, что вызывало загрязнение грунтовых и поверхностных вод, то во второй половине 90-е годы акцент сместился в сторону изучения деградации свойств почв, связанной с недостаточным уровнем применения минеральных и органических удобрений, извести, заменой традиционных удобрений и мелиорантов нетрадиционными (разнообразные отходы производства и коммунального хозяйства городов), что повлекло за собой загрязнение почв разнообразными токсикантами. В настоящее время в стране отмечается снижение основного ценного свойства пахотных почв – их плодородия, высокий уровень которого был во многих регионах создан в рамках программ по известкованию, фосфоритованию, комплексной химизации и мелиорации.

Для того чтобы очертить круг проблем, связанных с деградацией почв вследствие применения или не применения минеральных и органических удобрений и оценить степень их негативного воздействия на свойства почв необходимо рассмотреть интенсивность применения

удобрений в стране. Динамика применения удобрений на пахотных почвах бывшего СССР выглядит следующим образом. С 1970 по 1985 гг. дозы азотных, фосфорных и калийных удобрений возросли с 46,8 до 113,2 кг/га суммарного действующего вещества (д.в.) азота, фосфора и калия, в частности в РФ с 32,9 до 96,0 кг/га (Народное хозяйство СССР в 1985 г). В последующем пятилетии (1986-1990 гг.) поставка минеральных удобрений земледелию РФ продолжает расти и к 1988 г. достигает своего максимума – 110 кг/га по д.в. После 1990 года по данным Госкомстата России покупка минеральных удобрений сельскохозяйственными предприятиями начинает резко снижаться, в результате этого на единицу площади в РФ в 1992 году приходилось 44 кг д.в. NPK, а в 1995 – 9 кг/га («Россия в цифрах», 1997). В тоже время внесение органических удобрений на 1 га пашни уменьшилось с 3,8 т/га в 1990 году до 1,8 т/га в 1995 году. Поскольку с 1991 года расходы на известкование и фосфоритование уже не оплачиваются государством, то количество известкуемых за год кислых почв снизилось с 5,4 млн. га в 1986 до 1,5 млн. га в 1995 г., а подвергшихся фосфоритованию – с 1,9 млн. га до 340 тыс. га. В Государственном докладе «О состоянии и использовании земель РФ за 1999 год» отмечается, что поставка минеральных удобрений сельскому хозяйству была в 10 раз ниже потребности, органических удобрений внесено лишь 18% от необходимого количества, а статистика о применении удобрений по регионам либо отсутствует, либо дает очень неполную информацию. Между тем, в практике мирового земледелия применение минеральных удобрений систематически возрастает, причем не отмечается снижения продуктивности агроценозов из-за чрезмерного применения минеральных туков, в большой степени экспортируемых из нашей страны (табл. 5.2.1) (Минеев, 1999).

Таблица 5.2.1.

Потребление минеральных удобрений, урожай зерновых и вносимые дозы минеральных удобрений в некоторых странах Европы (средние показатели за 1995-1997 гг.)

Страны	Средние дозы минеральных удобрений, кг/га (д.в.)			Средний урожай зерновых, ц/га
	N	P	K	
Австрия	79,3	38,1	44,5	54,0
Болгария	31,6	2,7	4,2	19,6
Великобритания	221,0	64,0	79,6	73,2
Венгрия	66,7	15,3	12,8	40,2
Германия	148,5	35,1	54,6	62,8
Дания	124,0	22,83	41,3	58,6
Нидерланды	418,0	70,1	81,3	83,0
Россия	***8,4***	***2,67***	***3,1***	***13,0***
Румыния	28,9	15,1	1,8	24,3
Словакия	49,2	13,5	13,6	40,1
Украина	18,4	3,62	5,3	20,1
Финляндия	77,1	25,5	32,2	34,4
Франция	138,1	57,5	81,4	70,8
Чехия	84,6	16,3	17,8	41,9
Швеция	71,5	17,4	19,2	49,3

По агрохимическим показателям пахотные земли РФ в среднем низко продуктивные, особенно в Нечерноземье. В пахотном слое недостает значительных количеств питательных элементов: азота, фосфора, калия, кальция, магния, микроэлементов (бора, кобальта, меди, молибдена, цинка).По данным Минсельхозпрода РФ на 1 января 1998 года 31% сельскохозяйственных угодий составляют кислые почвы. В результате несистематического и некачественного внесения извести, применения физиологически кислых минеральных удобрений и выпадения кислых осадков отмечен интенсивный рост площадей таких почв в Центрально-

Черноземном, Поволжском, Северо-Кавказском, Восточно-Сибирском районах, в Курганской и Челябинской областях. На кислых почвах на 30-40% уменьшается эффективность минеральных удобрений. Ежегодные потери урожаев вследствие влияния кислой реакции среды оценивается в 10-12 млн.т в пересчете на зерно. Вопрос подкисления дерново-подзолистых, серых лесных почв, выщелоченных и оподзоленных черноземов и снижение насыщенности их основаниями под влиянием длительного применения физиологически кислых минеральных удобрений изучался многими исследователями в многолетних стационарных полевых опытах (Ремезов, Щерба, 1938; Авдонин,1965; Авдонин, Лебедева; 1970; Кулаковская, Агеец, 1978; Минеев, Дебрецени, Мазур, 1993; Никитишен, 1984).

Выщелачивание оснований из почвенного поглощающего комплекса при внесении удобрений, главным образом азотных, прослеживалось даже на метровой глубине. Степень кислотности почв является главным и ведущим показателем этого неблагоприятного свойства почв. Но за показателем pH стоит ряд других важных свойств почвы, находящихся в тесной взаимосвязи с величиной pH. Эти свойства почвы отражают ее физико-химический режим и, в первую очередь, состояние почвенного поглощающего комплекса (ППК). Изучение взаимосвязей между состоянием ППК – общей емкостью поглощения, суммой обменных оснований, наличием поглощенных катионов кальция и магния, с одной стороны, и продуктивностью растений и действием удобрений – с другой, показало, что:

- доступность обменных катионов растениям зависит от уровня насыщенности ими поглощенного комплекса:
- особо важна роль поглощенного кальция, который оказывает положительное влияние на физические, химические, биологические свойства почв;

- большое практическое значение для характеристики почв имеет величина, отражающая степень насыщенности основаниями (для дерново-подзолистых почв в первую очередь насыщенность кальцием);
- различные формы удобрений по-разному проявляют свою эффективность на почвах с различным поглощающим комплексом (нитратные и аммиачные формы азотных удобрений, суперфосфат, фосфоритная мука и др.).

Изучение баланса кальция и магния в длительных опытах с минеральными удобрениями показало, что наиболее существенной статьей расхода этих элементов являются потери с инфильтрационными водами. Потери кальция и магния в среднем составляют 300-500 кг/га в год и зависят от механического состава почв, их кислотности, погодных условий, количества и вида применяемых минеральных удобрений. Вынос кальция и магния урожаем составляет около 10-15 % от потерь с фильтрационными водами. Поскольку процесс выщелачивания кальция и магния за пределы пахотного слоя остановить нельзя, то почвы целесообразно известковать с периодичностью 5-10 лет, в зависимости от их механического состава (Минеев, 1993, 1999; Кулаковская, 1978).

Надо отметить, что наблюдение за динамикой кислотности почв во многих регионах РФ в последние годы не велось из-за недофинансирования объединений «Сельхозхимия». Однако такие данные присутствуют для относительно благополучной Московской области. Здесь доля слабокислых, кислых и очень кислых почв составляет на 1999 год порядка 25% от пахотной площади, в других областях такие почвы составляют до 50% (Курганова, 1999).

Свыше 45 % пашни РФ характеризуется низким содержанием гумуса, в том числе критическим – 15%. В Нечерноземной зоне доля последних возрастает до 45%. Свыше 75% малогумусных почв в пахотных землях Астраханской, Волгоградской, Вологодской, Костромской, Калужской, Смоленской, Ярославской, Владимирской областей, республик Адыгея,

Бурятия, Калмыкия, Тува. Эксперты считают, что в среднем в связи с нерегулярным и недостаточным применением органических удобрений, нарушением системы земледелия, истощение почв России по этому показателю достигло критического уровня: в Нечерноземной зоне – 1,3-1,5% в пахотном слое, в Центрально-Черноземных областях – 3,5-5,0%. Ежегодные потери гумуса на пашне оцениваются в 0,6-0,7 т/га (до 1,0 т/га – на черноземах), а в целом по стране – примерно 80 млн. т (Зволинский, Хомяков, 1998).

Прогноз гумусного состояния почв и динамика его изменения в областях и республиках страны налажены неудовлетворительно. В этой связи, большой интерес представляют данные Государственного центра агрохимической службы «Московский», где работы по оценке гумусного состояния почв не прекращались в последнее десятилетие. Анализ данных этого центра, полученных для всех пахотных угодий области свидетельствует о том, что за период с 1987 по 1999 г доля почв с низкой обеспеченностью гумусом возросла с 26,4 до 40%, а почв со средней и повышенной обеспеченностью уменьшилась соответственно с 33% до 24% и с 18% до 10%. В итоге средневзвешенное содержание гумуса в пахотных почвах Московской области, будучи стабильным в 1987-1991 гг. (2,43-2,42%) начало снижаться и составило 2,2% в 1999 г. Причина такого падения гумусированности почв аналогичная – резкое снижение применения минеральных и органических удобрений. Достаточно сказать, что если в период 1981-1990 гг. пахотные почвы получали в среднем на га 11,5-12,5 т органических удобрений, 99-105 кг азота, 75-81 кг фосфора и 96-97 кг калия в виде минеральных удобрений и известковались в дозах 5,0-6,7 т/га извести, то к 1999 уровень применения этих удобрительных средств уменьшился до недопустимого уровня. В почву вносилось всего 2,8 т/га органических удобрений, 20 кг азота, 4 кг фосфора и 5 кг калия в расчете на гектар, а известкование практически прекратилось (Курганова,

1999). Прекращение известкования способствует увеличению подвижности гумуса почвы, вмыванию его в нижележащие горизонты и снижению плодородия почв.

Для достижения уравновешенного и положительного баланса гумуса в земледелии важно максимально использовать все виды органических удобрений, с учетом особенностей каждой местности: навоз, навозные стоки, торф и компосты на его основе, солому, сидераты, сапропель, отходы коммунального хозяйства и промышленности.

Последнее десятилетие характеризовалось практически повсеместно экстенсивным использованием земельных ресурсов – вынос основных питательных макро- и микроэлементов с урожаем часто превышал их поступление в почву. В результате недовосполнения выноса питательных веществ, на пашне страны в целом сложился резко отрицательный баланс NPK. При сохранении существующей ситуации с применением удобрений, агрохимические свойства и плодородие почв пашни будут и в дальнейшем ухудшаться, что может привести к необратимым последствиям; связанным с деградацией наиболее ценных в России почв (табл.5.2.2). Аналогичная ситуация с применением удобрений и мелиорантов складывается и в Украине.

Службы химизации земледелия, отвечающие в стране и за агрохимическое картирование традиционно не проводили оценку земель по содержанию валовых запасов азота, что в немалой степени, связано с трудоемкостью анализов, не проводилась оценка обеспеченности почв азотом и расчетными методами (по содержанию органического вещества в почве). Однако нетрудно предположить, что с падением содержания органического вещества в почве, подкислением и снижением применения органических и минеральных удобрений произойдет обеднение почв этим элементов. Обобщенные данные по Московской области, где проводились исследования по азотному режиму почвы показали, что на неудобренных

Таблица 5.2.2.

Баланса питательных веществ в земледелии России с 1986 по 1997 год (кг/га действующего вещества NPK за год) (Агропромышленный комплекс...,1997; Государственный доклад..., 1997)

Годы	1986-1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Внесено в почву, из них:	147	110	70	53	25	24	23	22
с минеральными удобрениями	100	78	43	29	11	12	13	14
с органическими удобрениями	47	32	27	24	14	12	10	8
Вынос всего, в том числе:	138	123	135	139	130	116	118	126
с урожаем	113	90	110	106	90	74	72	78
с сорняками	25	33	25	33	40	42	44	46
Баланс ±	+9	-13	-65	-86	-105	-92	-95	-104

среднесуглинистых дерново-подзолистых почвах растения могут за период вегетации использовать из пахотного слоя от 20 до 100 кг минерального азота. В условиях промывного режима наблюдается вымывание минерального азота в глубокие горизонты почвы. Масштабы этого явления достигают ощутимых размеров и в условиях сельскохозяйственного производства Нечерноземной. В 80-е годы, когда в Подмосковье применялось до 110 кг/га азота, количество вымываемого за пределы корнеобитаемого слоя азота превышало отчуждение его с товарной частью продукции (Шафран, 1995). В последние 5-6 лет такого дисбаланса азота в агроценозах Нечерноземья не наблюдается, и тех небольших поступлений его в почву в составе удобрений лишь едва хватает для того, чтобы компенсировать вынос этого элемента питания урожаями сельскохозяйственных культур.

Одним из важных показателей окультуренности почв является обеспеченность их подвижными формами фосфора. В хозяйствах России имеются почти 39 млн. га пахотных земель с низким и очень низким

содержанием подвижного фосфора. На них применение фосфорных удобрений обеспечивает не менее трети получаемого урожая, повышает эффективность других удобрений и средств химизации. Государственной экспертной комиссией бывшего Госплана СССР в 1988-1989 гг. для российского земледелия на 2000-2005 годы определялись потребности в фосфорных удобрениях в 8,8-10,3 млн. т, причем минимальный вариант учитывал обеспеченность ими только 70% пашни. В Нечерноземье ежегодный недобор зерновых, если не проводить фосфоритование, составляет 3-4 млн. т, а в целом по России – 20-30 млн. т. Например, на дерново-подзолистых почвах прослеживается тесная зависимость урожая зерновых от содержания подвижных форм фосфора в пахотном слое (мг P_2O_5 на кг почвы):

Содержание фосфора	50-70	100-120	140-160	180-200
Средний урожай, ц/га	18-21	25-28	29-32	32 и выше

Наиболее благополучная ситуация по обеспеченности почв фосфором сложилась в Московской области, в республике Татарстан, в некоторых районах Нижегородской области. Так средневзвешенное содержание подвижного фосфора в пахотных землях Подмосковья достигло к 1991 году 210 мг/кг, причем доля почв с высоким и очень высоким их содержанием составила 73,4%. Однако резко снизившийся уровень применения фосфорных удобрений в последние годы (в 1994-97 гг. в почву Московской области вносили по 4-7 кг/га фосфора) и, как следствие дефицитный баланс этого элемента питания в земледелии области в очень скором времени могут создать угрозу фосфатного режима дерново-подзолистых почв, составляющих в области большую часть сельскохозяйственных угодий (Курганова, 1999). В России в период с 1965 по 1989 г калийные удобрения применяли в возрастающих количествах, но

даже в это время баланс калия в целом по республике был дефицитным (табл.5.2.3).

Таблица 5.2.3.

Среднегодовой баланс калия в земледелии России в 1971-1990 гг., кг/га (данные ВНИИПТИХИМ)

Регион	Приход	Вынос с урожаем	Баланс
Россия	34,6	37,5	-2,9
Нечерноземная зона	68,9	34,7	34,2
Центрально-Черноземный район	44,6	55,1	-10,5
Поволжский район	21,0	33,5	-12,5
Северо-Кавказский район	38,1	67,7	-29,6
Южно-Уральский район	19,4	29,6	-10,2
Западно-Сибирский район	16,0	28,1	-12,1
Восточно-Сибирский район	11,6	24,0	-12,4
Дальневосточный район	34,0	25,8	8,2

На дерново-подзолистых и серых лесных почвах баланс был положительным, что повысило содержание обменного калия соответственно в 1,4 и 1,2 раз. Некоторое повышение обменного калия на черноземах объясняется его интенсивной мобилизацией за счет потенциальных запасов. Процесс обеднения каштановых почв обменным калием особенно чстко выражен.

В настоящее время калийные удобрения вносятся явно в недостаточных количествах, что приводит к заметному снижению продуктивности пашни. Особенно бедны калием, как, впрочем, и всеми основными элементами питания, почвы Северо-Запада России. Здесь около 40% пахотных почв относятся к слабоокультуренным и выпаханным, 45% плохо обеспечены подвижным калием. При сложившейся системе финансирования сельского хозяйства, без применения минеральных

удобрений и известкования, земледелие в Северо-Западном регионе становится нецелесообразным (Научные основы..., 1997).

Недооценка роли калия, отнесение его к третьему по дефицитности элементу минерального питания, привела к созданию дефицита этого элемента даже в ранее благополучных районах. Например, снижение уровня применения калийных удобрений существенно отразилось на обеспеченности почв калием в Ставропольском крае. Результаты агрохимического обследования почв 1993-1996 гг. показали, что в 16 из 17 районов содержание подвижного калия в почвах снизилось на 6-82 мг/кг почвы (Подколзин, 1997). Аналогичные данные получены другими исследователями, работающими в Предкавказье (Кцоев, 1997). Тридцатилетние исследования (1963-1993), проведенные в Северной Осетии, выявили тенденцию к уменьшению валового содержания калия в почвах. Сократился как непосредственный – до 12%, так и ближний резерв – до 8% по сравнению с первоначальным содержанием (1963). Наиболее существенные изменения в сторону понижения отмечены в каштановых почвах, черноземе южном и обыкновенном. Подобное падение содержания калия в почвах способствовало существовавшее в течение многих лет мнение некоторых специалистов об отсутствии необходимости применения калийных удобрений на этих почвах.

Снижается содержание обменного калия в почвах Центрально-Черноземной зоны (ЦЧО), особенно при облегчении их гранулометрического состава, эрозии, а также агрогенной деградации. Большая часть типичных черноземов этой зоны не достигает оптимального уровня содержания подвижного калия. Наиболее обеднены обменным калием западные и северные районы ЦЧО, что объясняется не только особенностями почвообразующих пород, но и длительным интенсивным их использованием (Агроэкологическое состояние.., 1996). Ухудшение калийного состояния черноземов ЦЧО требует пересмотра отношения к калийным удобрениям и другим агрохимическим

средствам, улучшающим баланс калия в агроэкосистемах (Минеев, 1999). Неблагополучная ситуация с балансом калия в земледелии в последние годы складывается в Западной и Восточной Сибири, где соответственно внесением минеральных и органических удобрений компенсируется 4% и 9% выноса калия с урожаем. Результаты крупномасштабного агрохимического картирования пахотных почв страны свидетельствуют об остром дефиците микроэлементов в почве и нуждаемости пахотных почв в микроудобрениях (табл.5.2.4) (Аристархов,2000). Результаты этого обследования свидетельствуют о чрезвычайно высокой необеспеченности почв цинком практически во всех регионах страны. Порядка половины почв бедны медью.

Таблица 5.2.4.

Нуждаемость пахотных почв России в применении микроудобрений (на 1.01.93) (по А.Н. Аристархову, 2000)

Экономический район	Обследованная площадь, млн. га	Сумма низко- и среднеобеспеченных микроэлементами почв, % от обследованной площади*					
		B	Co	Cu	Mn	Mo	Zn
РФ	24,7-43,5	33,6	84,7	50,9	65,7	79,8	95,5
Нечерноземная зона	7,9-9,5	62,5	88,3	51,6	56,0	77,7	85,0
Северо-Западный	0,3-0,9	58,9	-	68,3	71,4	92,1	89,7
Центральный	3,2-5,3	67,4	76,4	61,9	57,2	64,0	87,9
Волго-Вятский	2,6-5,9	58,3	96,8	33,9	56,6	97,9	80,5
Центрально-Черноземный	1,0-5,2	7,5	96,1	10,2	68,3	86,5	97,8
Поволжский	3,3-4,9	17,4	85,9	74,9	62,7	87,2	99,8
Северо-Кавказский	2,0-8,6	1,6	94,8	82,2	69,4	87,9	96,9
Уральский	1,7-3,6	33,6	81,2	61,1	62,8	85,7	96,7
Западно-Сибирский	6,4-7,9	16,8	82,4	25,1	80,2	74,5	97,8
Восточно-Сибирский	0,6-2,5	17,1	41,6	35,6	50,9	99,7	98,9
Дальневосточный	0,1-0,8	49,8	47,8	31,7	57,2	76,9	84,5

**- градации утвержденные и принятые агрохимслужбой РФ (вытяжки Пейве-Ринкиса, Крупского-Александровой, Кругловой).*

Актуальность применения марганцевых удобрений с наибольшей остротой проявляется на 20-36% площадей почв в большинстве регионов страны, в том числе и в зоне распространения дерново-подзолистых почв. Кобальтовая недостаточность в почвах установлена повсеместно, но особенно велика доля почв с недостатком этого элемента в Волго-Вятском (54%), Поволжском (72%), Северо-Кавказском (80%) и Уральском (49%) районах.

Ярким примером недостатка микроэлементов в почве, как следствия интенсивной химизации, может служить Московская область в доперестроечный период, когда количество применяемых удобрений и мелиорантов здесь было одним из самых высоких по стране. В настоящее время по данным ЦИНАО 49,7% площадей пашни области не обеспечены бором, 45,% - медью, 94,1% - цинком, 67,2% - кобальтом, 85,4% - молибденом, 16,8% - марганцем. Рассчитанная потребность земледелия страны в микроудобрениях на 2000-2005 гг., в 5 раз превышает фактические поставки сельскому хозяйству за период с 1980 по 1990 гг., но в 10 раз ниже, их ежегодного применения в США (табл.5.2.5).

Средства химизации являются приоритетными факторами воздействия на агроэкосистему в сельскохозяйственных ландшафтах. Известно, что на почву и растения оказывают действие не только питательные вещества удобрений, но и так называемые, балластные элементы. К ним относятся и нежелательные примеси – тяжелые металлы (ТМ). Известно, что ТМ практически всегда входят в состав органических и минеральных удобрений, мелиорантов (табл.5.2.6, 5.2.7).

Значительные количества тяжелых металлов-токсикантов содержат средства химизации, полученные из отходов основных производств – пиритные огарки, фосфогипс, сланцевая зола и, в особенности, осадки сточных вод промышленности и коммунального хозяйства (ОСВ).

Таблица 5.2.5.

Потребность земледелия РФ в микроудобрениях на 2000-2005 годы (в тоннах, в пересчете на элемент)

Экономические районы	B	Mo	Cu	Zn	Mn	Co
В целом по РФ	7537	1558	4974	1710	2766	212
В том числе:						
Северо-Западный	319	67?5	343	2	2,5	12,7
Центральный	826	181	995	490	261	66
Волго-Вятский	407	117	398	-	-	24
Центрально-Черноземный	358	124	482	354	764	18
Поволжский	1694	289	689	448	1098	22
Северо-Кавказский	1131	160	423	393	640	17
Уральский	834	191	539	-	-	16
Западно-Сибирский	725	203	445	-	-	15
Восточно-Сибирский	390	140	366	22	-	14
Дальневосточный	252	85?3	290	-	-	10

Таблица 5.2.6.

Среднее содержание ТМ в удобрениях и мелиорантах, мг/кг

Удобрения	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr
Аммиачная селитра	0,3	0,5	1,0	0,3	0,9	0,6
Сульфат аммония	0,6	0,4	1,0	0,9	4,3	0,6
Мочевина	1,3	6,0	0,8	0,25	7,5	-
Суперфосфат двойной	38,0	14,2	13,0	2,5	17,0	41,0
Суперфосфат простой	42,5	19,3	14,3	3,5	24,8	10,0
Хлористый калий	12,5	12,3	4,5	4,3	19,3	0,5
Азофоска	10,5	31,1	20,0	1,3	11,0	3,2
Нитрофоска	5,0	7,6	10,8	1,0	4,3	3,2
Фосфоритная мука	30,0	81,0	45,0	1,3	73,6	40,0
Известняковая мука	37,5	21,0	5,8	5,5	30,0	37,0
Навоз	11,5	48,5	9,5	4,5	35,0	37,0

Таблица 5.2.7.
Среднее содержание ТМ в отходах основных средств производства, используемых в сельском хозяйстве, мг/кг

Удобрения	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Cr	As	Hg
Зола ТЭЦ	0,1	675,0	862,0	0	108,0	80,0	57,0	0,1
Меловые отходы	45,0	80,0	60,0	2,0	10,0	46,0	63,0	130,0
Фосфогипс	42,0	67,0	49,0	5,0	9,0	69,0	130,0	17,0
Зола углей	77,0	342,0	60,0	16,0	320,0	31,0	880,0	103,0
Пиритные огарки	4500	10000	4000	-	-	-	1500	-

Химический состав весьма разнообразен. При применении их в сельском хозяйстве ОСВ должны отвечать строгим нормам, принятыми в РФ. По данным Государственного доклада (1999 г) масштаб их современного применения в сельском хозяйстве не превышает 1%. Однако, думается, что эта цифра очень занижена, по причине необходимости их утилизации предприятиями, а самым дешевым способом последней является вывоз их в хозяйства.

Внесение удобрений и мелиорантов может оказывать значительное влияние на поведение элементов в почве как за счет пополнения запасов того или иного элемента, так и в результате изменения подвижности элементов в почве и, следовательно, их доступности растениям, которое происходит при изменении реакции среды под воздействием применяемых удобрений (Минеев, 1993). Установлено, что физиологически кислые удобрения повышают подвижность кадмия, никеля, цинка, свинца в почвах, а физиологически щелочные – снижают. Известкование уменьшает подвижность ТМ в почве. Компоненты удобрений могут менять подвижность металлов путем адсорбции, ионного обмена, комплексообразования, не исключено и соосаждение гидроксидов металлов с компонентами удобрений. Как правило, внесение азотных

удобрений способствует увеличению подвижности Mn, Fe, Cd в почвах, но практически при этом не изменяется подвижность Cu и Ni. Органические удобрения и известь способствуют закреплению ТМ в почвах, тем самым, уменьшая их доступность растениям. Калийные удобрения в меньшей степени оказывают влияние на изменение доступности металлов растениям, чем азотные и фосфорные. ТМ с органическим веществом почвы могут образовывать комплексные соединения, которые менее доступны для поглощения растениями. Следовательно, на почвах с высоким содержанием органического вещества опасность накопления избыточного количества ТМ в растениях меньше.

Анализируя данные различных авторов, можно констатировать, что из всех видов удобрений наибольшее количество примесей ТМ поступает с фосфорными удобрениями, наименьшее – с азотными, калийные и сложные удобрения занимают промежуточное положение (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Аристархов, 2000; Минеев, 2000). Сравнение содержания металлов в удобрениях, примененных в длительных стационарных опытах ЦОС ВИУА, показало, что потенциально опасными с точки зрения накопления цинка являются органические удобрения, свинца – фосфорные удобрения и известь, кадмия - фосфорные и калийные, никеля – фосфорные, калийные удобрения и известь, меди - органические и фосфорные удобрения (Минеев, 1993). Этими же исследованиями показано, что основной привнос цинка и меди происходит с атмосферными выпадениями, а поступление этих элементов с удобрениями и известью составляет только 2-10 % от общего количества. Исключение составляет применение органических удобрений, где процент от суммарного поступления составляет для цинка – 61, для меди – 59. Непрерывно возрастающие потребности сельского хозяйства в фосфатных удобрениях ставят весьма серьезную проблему рационального и

экологически безопасного использования как самих удобрений, так и отходов их производства.

Навоз и известь так же содержат тяжелые металлы. Поэтому и к их использованию с точки зрения экологии должно быть определенное внимание. Так, при дозе навоза в 50 т/га в почву поступило в г/га: Pb - 38, Cd - 2.3, Ni - 75, а при дозе извести 5 т/га соответственно - 221; 32 и 177 г/га (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). По-видимому, внесение органических удобрений и извести способствует усилению роли пахотного слоя как активного геохимического барьера, что способствует сдерживанию процесса вертикальной миграции металлов и создает условия для очагов загрязнения. Если учитывать роль ландшафтов, то можно сделать вывод о том, что при интенсивном использовании органических удобрений, фосфоритной муки и извести в условиях расчлененного рельефа образуются очаги загрязнения, приуроченные, как правило, к нижним частям склонов. Снизить дальнейшее загрязнение почв и сельскохозяйственной продукции токсичными элементами можно, предотвратив поверхностный сток и смыв почв.

С целью оценки загрязнения пахотных земель ТМ с 1991 г в нашей стране 100 подразделений агрохимслужбы проводит сплошное крупномасштабное картографирование почв (совмещая его с агрохимическим картированием) с целью их эколого-токсикологической оценки на содержание ТМ, мышьяка и фтора. Обобщение полученных данных по содержанию токсикантов выполняется в соответствии с действующими в РФ ПДК и ОДК этих элементов в почве. Обобщенные в ЦИНАО данные обследований показали, что при общей пока благополучной обстановке по загрязнению почв России ТМ, в ряде регионов имеется достаточно напряженное состояние (табл. 5.2.8). Средние данные по РФ свидетельствуют о том, что загрязнение почв происходит преимущественно медью (3,8% площадей имеют загрязнение

выше ПДК), никелем (2,8%), кобальтом (1,9%), свинцом (1,7%), кадмием и хромом (0,6%). Загрязнение почв цинком, фтором, мышьяком не превышает по площади, соответственно: 0,2; 0,3 и 0,05%, а по ртути – оно в районах обследования вообще не обнаружено. На основании проведенного исследования наиболее «чистые» пахотные почвы (отсутствие превышения ПДК) в РФ находятся в: Владимирской, Тверской, Ярославской, Кировской, тамбовской, Ростовской, Пензенской, Саратовской, Омской, Томской, Тюменской, Читинской, Амурской областях, в республиках Тува, Кабардино-Балкарской, Татарстан, Калмыкия, Краснодарском крае.

Вместе с тем в ряде регионов превышение ПДК наблюдается по 3 и более элементам, это – Астраханская, Брянская, Волгоградская, Воронежская, Иркутская, Калининградская, Костромская, Курганская, Ленинградская, Московская, Нижегородская, Оренбургская, Самарская, Свердловская, Сахалинская, Ульяновская области, республика Бурятия, Мордовия, Красноярский и Приморский край. Даже по перечню регионов нетрудно убедиться, что загрязнение почв больше тяготеет к территориям с наибольшей мощностью промышленного производства.

Агроэкологические обследования также показывают, что площади загрязнения почв РФ различными элементами располагаются в следующем убывающем порядке (по % от обследованной площади почв пашни): Cu(3,8)>Ni(2,8)>Co(1,9)>Pb(1,7)> Cd(0,6)> Cr(0,6)>F(0,3)>Zn(0,2)>As(0,05).

Таким образом, можно констатировать, что на первом месте среди тяжелых металлов на загрязненных почвах страны находится медь, а на последнем – цинк. Свинец и кадмий занимают промежуточное положение, но по свинцу площади загрязнения почв на порядок выше, чем по кадмию.

Известно, что в санитарно-гигиеническом аспекте почвы представляют саморегулируемые системы, обладающие определенной буферностью. Первым сигналом неблагополучия, свидетельствующим о

нарушении нормального функционирования почвы как системы в целом, является выход содержания химических элементов за пределы верхнего уровня естественного содержания. Согласно группировке почв по содержанию ТМ, разработанной ЦИНАО для эколого-токсикологической оценки территории, выделяются 5 групп почв, из которых 3-5 группы содержат ТМ выше ПДК (табл. 5.2.8, 5.2.9) Преобладание почв 3-ей группы позволяет относить территорию к зонам неудовлетворительной экологической ситуации, 4-ой группы – к чрезвычайной и 5-ой группы – к катастрофической с содержанием элемента загрязнителя в пределах соответственно 1-2, 2-3 и выше ПДК – для элементов первого класса опасности, 1-5, 5-10 и выше 10 ПДК – для элементов второго класса опасности. Почвы, относящиеся к зоне с неудовлетворительной экологической ситуацией, пригодны для возделывания сельскохозяйственных культур с ежегодным контролем продукции растениеводства на содержание элементов-загрязнителей. Почвы, относящиеся к зонам с чрезвычайной и катастрофической экологической ситуацией, пригодны только для возделывания технических культур по специальным технологиям.

Исследованиями ЦИНАО установлено, что согласно табл. в настоящее время по большинству токсикантов (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) загрязнение почв РФ следует отнести к наименьшей группе загрязнения, то есть к группе неудовлетворительной экологической ситуации (до 77-100% всех загрязненных площадей). Загрязнение почв кадмием только на 37,5% следует отнести к 3-ей группе, а в основном – 56,3% почв принадлежит к 4-ой группе (чрезвычайная ситуация). Загрязнение почв, соответствующее 5-ой группе – катастрофической ситуации также характерно в наибольшей степени для кадмия (6,2 % площадей), а по остальным элементам доля площадей этого уровня загрязнения не превышает одного процента.

Табл. 5.2.8.

Группировка почв для эколого-токсикологической оценки по содержанию валовых форм элементов-загрязнителей (мг/кг)

Тяжелые металлы	Класс	Группы				
		1	2*	3	4	5
Мышьяк	1	< 1,0	1,0-2,0	2,1-4,0	4,1-6,0	> 6,0
Ртуть	1	< 1,0	1,0-2,1	2,2-4,2	4,2-6,2	> 6,2
Свинец	1	< 16,0	16,0-32,0	32,1-564,0	64,1-96,0	> 100?0
Цинк	1	< 50,0	50,0-100,0	101,0-200,0	201,0-300,0	> 300,0
Кадмий	1	< 1,5	1,5-3,0	3,1-6,0	6,1-9,0	> 9,0
Медь	2	< 20,0	20,0-55,0	56,0-275,0	276,0-550,0	> 550,0
Никель	2	< 42,0	42,0-85,0	85,0-425,0	426,0-850,0	> 850,0
Хром	2	< 50,0	50,0-100,0	101,0-500,0	501,0-1000,0	> 1000,0

** Численное значение верхней границы 2-ой группы почв соответствует ПДК (ОДК).*

Таблица 5.2.9.

Группировка почв для эколого-токсикологической оценки по содержанию подвижных форм элементов-загрязнителей, мг/кг (ацетат-аммонийный буфер, pH 4,8)

Элементы	Класс	Группы				
		1	2*	3	4	5
Свинец	1	< 3,0	3,0-6,0	6,1-12,0	12,1-18,0	> 18,0
Цинк	1	< 10,0	10,0-23,0	23,1-46,0	46,1-69,0	> 69,0
Медь	2	< 1,5	1,5-3,0	3,1-15,0	15,1-30,0	> 30,0
Никель	2	< 2,0	2,0-4,0	4,1-20,0	20,1-40,0	> 40,0
Хром	2	< 3,0	3,0-6,0	6,1-30,0	30,1-60,0	> 60,0
Кобальт	2	< 2,5	2,5-5,0	5,1-25,0	25,1-50,0	> 50,0

** Численное значение верхней границы 2-ой группы почв соответствует ПДК данного элемента в почве*

Площади почв по содержанию свинца, цинка, мышьяка, относящиеся к зоне чрезвычайной экологической ситуации колеблются в пределах 9-22% (Pb – 21,9; Zn – 16,7; As – 9,0), а по остальным элементам (Co, Cu, Cr, Ni) они не превышают 1,8% (Cr – 1,8; Cu – 0,3; Ni – 0,2). Таким образом, на основании экологического обследования почв РФ можно констатировать, что хотя высокое содержание ТМ, особенно Cd, Pb, Zn, а также As в почвах выявлено на небольших площадях, но в ряде регионов оно создает серьезные затруднения в получении экологически безопасной продукции (табл.5.2.10).

Чтобы оценить вклад средств химизации на химическую деградацию почв, рассмотрим агроценозы Московской области. Эта область в наибольшей степени обследована на предмет загрязнения почв. Загрязнение агроценозов Московской области в значительной степени определяется более 200 промышленными предприятиями, которые формируют порядка 50 узлов устойчивого загрязнения. Большое влияние на накопление и трансформацию ТМ в почвах оказывают агрохимические мероприятия. В период интенсивной химизации (1984-1991) в области ежегодно применяли до 300 кг/га д.в. минеральных удобрений, более 1 млн. т извести (известковалось более 200 тыс.га по 5-6 т/га) и 12-14 млн. т органических удобрений (10-12 т/га) В 1991-1994 гг. уровень химизации упал практически в два раза, а в последующие годы (1996-1998) – до критического уровня (NPK – 29-33 кг/га, а органических удобрений – 2,5-3,6 т/га, известкование кислых почв – 1-7 тыс.га). Баланс ТМ в агроценозах Московской области в период интенсивной химизации представлен в табл. 5.2.11. Среди источников загрязнения агроценозов в регионе особое место занимают осадки сточных вод (ОСВ).

Таблица 5.2.10.

Площади почв России неудовлетворительного агроэкологического состояния (на 01.01.96)

Элемент	Площадь (% от общей загрязненной)		
	Экологическая ситуация		
	неудовлетворительная	чрезвычайная	катастрофическая
Свинец	77,1	21,9	1,0
Медь	99,7	0,3	0,01
Кадмий	37,5	56,3	6,2
Цинк	82,9	16,7	0,4
Мышьяк	90,1	9,0	0,9
Никель	99,8	0,2	0,0
Хром	98,8	1,8	0,4
Кобальт	100,0	0,0	0,0

Таблица 5.2.11.

Источники поступления и вынос ТМ в результате применения средств химизации по Московской области, % от суммарного прихода (Овчаренко и др., 1997)

	поступление на поверхность					
	с минеральными удобрениями	с известковыми удобрениями	с органическими удобрениями	с ОСВ	с атмосферными осадками	вынос с урожаем и внутрипочвенный сток
Cd	2.5	14	20.6	54.8	7.5	2.4
Pb	2.7	26.4	14.6	37.5	17.4	10.0
Zn	0.6	3.1	12.9	72.4	8.6	15.5
Cu	1.0	1.9	5.6	88.5	2.3	5.5
Ni	2.2	17.0	35.4	37.2	6.1	4.0
Cr	0.3	9.8	17.4	72.0	-	1.2

Имеется много данных о том, что загрязнение ТМ агроценозов при неконтролируемом применении ОСВ является длительным и имеет трудно предсказуемый характер (Минеев, 1993; Овцов, 2000). Очаги локального

загрязнения почв в несколько тыс. га могут концентрироваться вокруг животноводческих комплексов в связи с бесконтрольным применением жидких навозных стоков. Транспортировка их на большие расстояния нерентабельна, поэтому обычно они систематически применяются вблизи хозяйств с нарушениями допустимых доз. При систематическом использовании высоких доз навозных стоков на одной и той же территории происходит чрезмерное увеличение концентраций нитратного азота, органического и минерального фосфора, калия. Эти элементы мигрируют вниз по профилю, попадая в грунтовые воды. В почве также могут накапливаться одновалентные и двухвалентные катионы, анионы хлора, сульфаты, тяжелые металлы, что приводит как к засолению почв и утрате ими агрономически ценной структуры, так и к загрязнению их ТМ. На загрязненных навозными стоками почвах могут произрастать растения чувствительные к высоким концентрациям почвенного раствора (Овцов, 2000).

Мониторинг почв Московской области на содержание в них ТМ показал, что общая экологическая обстановка в агроценозах региона (несмотря на техногенный прессинг и интенсивное применение средств химизации) остается в рамках относительно меньшей остроты, чем этого можно было ожидать. Наиболее загрязненными ТМ почвами следует признать те, которые находятся в районах непосредственно примыкающих к самой крупной агломерации области – г. Москве, а также в районах, хозяйства которых интенсивно использовали ОСВ и навозные стоки. Анализ поступления ТМ в агроценозы Московской области показал, что их наименьшее количество приходится на минеральные удобрения (2,4-11,2%), а основная часть привносится известковыми материалами (23-62%), органическими удобрениями (23-62%) и атмосферными осадками (10-33%). При этом свинец поступает в основном с известковыми материалами (40-42%) и атмосферными осадками (28-35%), цинк – с

органическими удобрениями (49-61%) и атмосферными осадками (28-35%), кадмий – с органическими удобрениями (46-50%), с известковыми материалами (20-32%) и атмосферными осадками (16-26), медь – с органическими удобрениями (48-49%) и известью (13-16%), никель и хром – с органическими удобрениями (56-63%) и известью (27-36%).

Таким образом, на настоящем этапе развития земледелия особое внимание следует обратить на деградацию почвенного плодородия, связанную со снижением запасов гумуса, питательных макро и микроэлементов, естественным подкислением в зонах с промывным режимом. Все эти проблемы вызваны отсутствием должного уровня применения минеральных и органических удобрений и химических мелиорантов почв, а также нарастанием объемов применения нетрадиционных видов удобрений: отходов отраслей промышленности и коммунального хозяйства. Не малую роль в деградации свойств и плодородия почв агроценозов играет интенсивное использование пахотных земель: насыщение севооборотов пропашными культурами, расширение паров и их интенсивная обработка.

Глава 6.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ДЕТОКСИКАЦИЯ ПОЧВ

6.1. Химическое загрязнение и охрана почв

6.1.1. Источники химического загрязнения почв

К концу XX в. загрязнение окружающей среды отходами, выбросами, сточными водами всех видов промышленного производства, сельского хозяйства, коммунального хозяйства городов приобрело глобальный характер и поставило человечество на грань экологической катастрофы.

Под загрязнением окружающей среды понимают поступление в биосферу любых твердых, жидких и газообразных веществ или видов энергии (теплоты, звука, радиоактивности и т. п.) в количествах, оказывающих вредное влияние на человека, животных и растения как непосредственно, так и косвенным путем.

Загрязнения биосферы подразделяют на локальные, региональные и глобальные.

Локальные загрязнения характерны для городов, крупных промышленных предприятий, районов добычи тех или иных полезных ископаемых, крупных животноводческих комплексов.

Региональные загрязнения охватывают значительные территории и акватории, подверженные влиянию крупных промышленных районов.

Глобальные загрязнения чаще всего вызываются атмосферными выбросами, распространяются на большие расстояния от места своего возникновения и оказывают неблагоприятное воздействие на крупные регионы, а иногда и на всю планету.

Источники загрязняющих веществ разнообразны, также многочисленны виды отходов и характер их воздействия на компоненты биосферы (Аммосова и др., 1989). Биосфера загрязняется твердыми отходами, газовыми выбросами и сточными водами металлургических,

металлообрабатывающих и машиностроительных заводов. Огромный вред наносят водным ресурсам сточные воды целлюлозно-бумажной, пищевой, деревообрабатывающей, нефтехимической промышленности. Интенсивное развитие автомобильного транспорта привело к загрязнению атмосферы городов и транспортных коммуникаций тяжелыми металлами и токсичными углеводородами, а постоянное возрастание масштабов морских перевозок вызвало почти повсеместное загрязнение морей и океанов нефтью и нефтепродуктами. Массовое применение минеральных удобрений и химических средств защиты растений привело к появлению ядохимикатов в атмосфере, почвах и природных водах, загрязнению биогенными элементами водоемов, водотоков и сельскохозяйственной продукции - нитратами, пестицидами (Минеев, 1984).

При горных разработках на поверхность земли извлекаются миллионы тонн разнообразных, зачастую фитотоксичных горных пород, образующих пылящие и горящие терриконы и отвалы. В процессе эксплуатации химических заводов и тепловых электростанций также образуются огромные количества твердых отходов (огарки, шлаки, золы), которые складируются на больших площадях, оказывая негативное влияние на атмосферу, поверхностные и подземные воды, почвенный покров (пыление, выделение газов). В настоящее время антропогенные выбросы в биосферу различных химических элементов и веществ достигли уровней, соизмеримых с естественными биогеохимическими потоками соответствующих элементов; в ряде случаев они превосходят естественные потоки.

В.А. Ковда еще в 1976 г. привел данные о соотношении естественных биогеохимических циклов и антропогенного вклада в природные процессы, а с тех пор техногенные потоки возросли. По его данным биогеохимические и техногенные потоки в биосфере оцениваются следующими величинами:

Биомасса суши, т	$3 \cdot 10^{12}$ —$1 \cdot 10^{13}$
Годичный фотосинтез на суше, т	10^{10} —10^{11}
Годичный оборот зольных органогенов на суше, т.....	10^{8} —10^{9}
с учетом азота –	до 10^{10}
Годичный сток рек, т:	
растворенные вещества	$3 \cdot 10^{9}$
взвешенные вещества	$1{,}6 \cdot 10^{10}$
Годичное производство удобрений (в туках)..	$3 \cdot 10^{8}$
Пыль индустриальная, т/год	$0{,}25 \cdot 10^{9}$
Мусор, отходы, отбросы, т/год	$20 \cdot 10^{9}$
Выемка рудных пород, т/год	$5 \cdot 10^{9}$
Индустриальные и городские воды, $м^3$/год....	до $55 \cdot 10^{11}$
Аэрозоли и газовые выбросы, т/год	о п $\cdot 10^{9}$

Кроме названных прямых источников загрязнения природных вод, загрязняющие вещества содержатся и в атмосферных выпадениях в виде дождя, снега, инея. На поверхности суши кроме перечисленных источников загрязнения большое влияние на наземные биогеоценозы оказывают шахтные отвалы (терриконы), отвалы теплоэлектростанций, сброс отработанных нефтепродуктов, солевых растворов, концентрированных кислот. В лесных регионах скапливаются крупнотоннажные отходы древесной коры, опилок, гидролизного лигнина и многое другое.

О масштабах антропогенного влияния на природные объекты можно судить хотя бы по тому, что выбросы оксидов серы и азота, образующие при взаимодействии с атмосферной влагой серную и азотную кислоты, пересекают вместе с воздушными потоками границы государств, охватывая территории в сотни тысяч квадратных километров.

Очень опасно загрязнение почв и вод углеводородами нефти. При разливе нефти на водной поверхности прекращается доступ кислорода из атмосферы в воду, в результате гибнут обитатели водоемов. Нефть обволакивает перья водоплавающих птиц и без посторонней помощи, а

помочь в этом случае могут только люди, такие птицы очень быстро погибают. Не менее драматично складывается ситуация при загрязнении нефтью почвенного покрова. При высоких дозах нефти почвенная масса становится гидрофобной, механические элементы и структурные агрегаты покрываются нефтяной пленкой, которая изолирует питательные вещества от корневых систем растений. Почвенные частицы слипаются, а при старении и частичном окислении компонентов нефти последняя загустевает, и почвенный слой превращается в асфальтоподобную массу, которая совершенно непригодна для произрастания естественной растительности или возделывания сельскохозяйственных культур. При загрязнении биогеоценозов нефтью или другими углеводородами может проявляться их канцерогенное воздействие на живые организмы, поскольку в их составе нередко содержатся полициклические ароматические углеводороды (Орлов и др., 2001).

Оценивая различные стороны воздействия химических загрязняющих веществ на живые организмы, нельзя не принимать во внимание возможность мутагенного изменения. Различные мутации возможны при поступлении в живые организмы некоторых химических соединений, но особенно вероятны и опасны они при загрязнении радионуклидами.

6.1.2. Пути химического загрязнения

Загрязнение наземных биогеоценозов обычно начинается с частичного угнетения населяющих почвы и поверхностные воды организмов, затем страдает высшая растительность и, наконец, начинаются деградация почв и разрушение почвенного покрова. Наглядный и характерный пример конечного результата - формирование безжизненных, лишенных растительности техногенных ландшафтов вблизи крупных промышленных комбинатов, химических заводов. Такие ландшафты возникают под воздействием промышленных

выбросов, в результате постепенного отмирания растительности, развития процессов эрозии и дефляции почв, приводящих к выходу на дневную поверхность подстилающих почвы пород, во многих случаях – скальных, к частичному или полному разрушению почвенного покрова, которое практически необратимо. Особенно быстро на различные загрязнения реагируют гидробионты, поскольку воды суши наименее буферны по сравнению, например, с почвами. Обычно многие пресноводные реки и озера имеют степень щелочности, характеризующуюся величинами pH около 7,0, иногда до 8,0. Выпадающим кислым дождям свойственны значения pH 3-4, зафиксированы случаи выпадения дождя с pH 2,4. В соответствии с этим в первую очередь под влиянием кислых дождей начинает изменяться кислотность озерных и прудовых вод, преимущественно непроточных (Добровольский, Гришина, 1985).

Американская исследовательница С. Уэст приводит следующую градацию величин pH, влияющих на озерные гидробионты: при снижении pH до 7,0 вода приобретает нейтральную реакцию, в ней снижается содержание кальция, начинается гибель икры некоторых земноводных. При pH 6,6 начинают погибать некоторые улитки, при pH 6,0 исчезают пресноводные креветки, при pH 5,5 - 6,0 сокращаются численность и общее количество видов гидробионтов. Гибнет планктон, на дне начинают скапливаться неразложившиеся органические остатки. Если pH опускается ниже 5,5, развиваются мхи, грибы, нитчатые водоросли, вымирают многие виды рыб. При pH 4,5 рыбы в озере практически не остается, органические остатки поступают на дно практически не разложившимися. В результате жизнь в озере практически замирает. Это, конечно, только образная картина-схема, реальность более сложна и зависит от особенностей почвенно-климатической зоны, видового разнообразия растений и животных, численности популяций (Аммосова и др., 1989).

Загрязнение почв происходит различными путями: в форме

атмосферных выпадений, поступления с почвенно-грунтовыми водами, вследствие химизации сельского и лесного хозяйства, за счет коммунальных отходов, отвалов, свалок, строительного мусора, разливов нефти и т.д. Для оценки возможного уровня загрязнения введено понятие антропогенной нагрузки.

Под антропогенной нагрузкой понимается уровень влияния комплекса источников и факторов воздействия всех видов хозяйственной деятельности на окружающую среду. Выработаны специальные критерии оценки антропогенной нагрузки на природную среду региона, которые можно подразделить на две группы:

Потенциальные или потенциальная возможность отрицательного воздействия на природную среду и фактические, или факторы, вызывающе непосредственное загрязнение природной среды и включающие выбросы вредных веществ в атмосферу, сброс сточных вод, нарушение земель промышленными разработками, деградация сельскохозяйственных земель.

В результате антропогенной деятельности в окружающую среду поступает значительное количество загрязняющих веществ. Загрязняющие вещества подразделяются по агрегатному состоянию на твердые, жидкие и газообразные (парообразные). Твердые вещества в зависимости от размера частиц составляют следующий убывающий ряд:

макрочастицы > сажа (агломераты углеродных частиц) > пыль > летучая зола > дым.

Твердые загрязняющие вещества, за исключением макрочастиц, рассеяны в сплошном потоке газовой или жидкой среды.

По характеру воздействия на живые организмы различают загрязняющие вещества общетоксического действия, мутагенные, результатом действия которых могут быть нарушения в системе воспроизводства потомства и канцерогенные, обусловливающие развитие

злокачественных новообразований.

В практике природоохранной деятельности загрязняющие вещества разделяют с учетом их химических свойств на видовые группы: неорганические, органические; используют и более дробное деление на оксиды, кислоты, щелочи.

В качестве видовых характеристик используют также физические свойства: цвет, запах, содержание и природа твердых частиц, скорость осаждения, температура, плотность, характеристики потоков (расположение, направление и скорость потока и диффузии).

Нередко рассматривают группы веществ по видам отраслей, их выделяющих: загрязняющие вещества химической, нефтеперерабатывающей, целлюлозобумажной промышленности, черной и цветной металлургии, автотранспорта, теплоэнергетики.

Такое деление является нестрогим, так как в разные группы может входить одно и то же вещество. Например, диоксид серы SO_2, поступает в окружающую среду с выбросами предприятий цветной металлургии, заводов химической промышленности, теплоэлектростанций. Но такая классификация удобна при разработке природоохранных мероприятий. Для каждого конкретного предприятия составляют список поллютантов, поступающих в окружающую среду (табл.6.1.1). Общий перечень наиболее важных веществ, загрязняющих окружающую среду, согласован странами системы ООН, участвующими в специальной программе по улучшению охраны окружающей среды (СКОПЕ) и принятой на Стокгольмской конференции (1972). Перечень включает следующие вещества и виды загрязнения:

- сернистый газ;
- хлорированные органические соединения;
- взвешенные частицы;
- нефть;
- оксид углерода;
- микотоксины;

- диоксид углерода;
- нитраты, нитриты, нитрозамины;
- оксиды азота;
- аммиак;
- фотоокислители и реакционноспособные углеводороды;
- отдельные микробные загрязнения;
- ртуть;
- радиоактивные загрязнения
- свинец;

Таблица 6.1.1.

Состав загрязняющих веществ, поступающих в окружающую среду из различных источников

ИСТОЧНИК	ВЕЩЕСТВО
Химические заводы	Аммиак, сернистый газ, сероводород, фосфорный ангидрид, фтористые соединения, оксиды азота, хлор, пары кислот, предельные и непредельные углеводороды, разнообразные продукты сгорания отходов
Автотранспорт	Оксид и диоксид углерода, оксиды азота, углеводороды, альдегиды, сажа, бензпирен, тяжелые металлы
Предприятия цветной металлургии	Тяжелые металлы, мышьяк, фтор, сурьма, остатки флотоагентов (цианиды, ксантогенаты, нефтепродукты), сульфаты, хлориды, оксиды серы, азота
Нефтеперерабатывающие предприятия, разрывы нефтепроводов, аварии скважин	Оксид углерода, диоксид серы, сероводрод, оксиды азота, углеводороды, фенол, аммиак, минеральные соли

Ежегодно на каждого человека в мире в среднем приходится до 5 т органических и минеральных отходов, что составляет для планеты величину порядка $20x10^9$т/год. В их составе много инертных и безвредных соединений, но немало и токсичных, опасных, вызывающих болезни и мутации. В окружающую среду поступают отбросы, отходы и побочные продукты, сбросные воды, шлаки, золы, аэрозоли, газы.

Наиболее токсичными считаются свинец, ртуть, кадмий, цинк, а

также сопутствующие им сероводород, сероуглерод, сернистый ангидрид, фтористоводородная кислота, хлор, силикатная пыль, сажа, оксид углерода, фенолы. Эти вещества образуются и концентрируются в индустриальных центрах и городах, а затем переносятся на расстояния в десятки и сотни километров (Alloway, 1995).

Различные газы, аэрозоли, химикаты, применяемые в сельском, лесном, водном, морском хозяйствах, отходы транспорта имеют тенденцию распространяться на всю сушу и океан. За счет антропогенной деятельности в окружающую среду, т.е. в конечном счете в почвы, воды и пищу, поступает огромное количество различных химических элементов и их соединений в количествах десятков, сотен тысяч и даже миллионов тонн ежегодно. От половины до двух третей этих поступлений остается в шлаках, золе, образуя локальные аномалии в химическом составе почв и вод. Лес задерживает довольно много загрязняющих веществ. Наиболее тонкие частицы уносятся на тысячи километров, выпадая с пылью, дождями, снегом на растения и почвы.

Только в США летучей тонкой золы в атмосферу поступает 38-40 млн.т ежегодно; реакция золы и аэрозолей весьма разнообразна. и pH колеблется от 3 до 9-12. В зависимости от типов почв и их водного режима шлаки, зола, летучие компоненты могут вызывать подкисление или подщелачивание почв. Они могут стать источниками дополнительного питания растений на бедных почвах, средствами нейтрализации крайних уровней реакции, или, напротив, причиной токсикозов и болезней.

При загрязнении тяжелыми металлами необходимы регулярные режимные наблюдения за источниками поступлений этих элементов, уровнем содержания их в почвах, продуктах питания, питьевых водах. Важное значение приобретает сопоставление почвенно-геохимических карт этих элементов с данными о здоровье, болезнях и смертности населения.

Следует отметить, что существенные опасения из солей тяжелых металлов вызывает ртуть (Kabata-Pendias, 1993). В некоторых районах земного шара зарегистрированы серьезные хронические отравления населения в результате попадания ртути в пищевые цепи с водой и различными продуктами. Так, в США при анализе около 1000 проб почвы, отобранных с практически фоновых территорий, ртуть была обнаружена во всех образцах в концентрациях от 0,055 до 4,6 мг/кг. Накопление ртути в некоторых продуктах питания наблюдается на протяжении последних десятилетий XX века, в течение которых интенсивно протекали процессы техногенеза. В 1972 г. (по сравнению с 1941 г.) в США содержание ртути в мясе увеличилось в 5, рыбе - в 20 раз. В настоящее время доля ртути в составе пищевых продуктов, к сожалению, не уменьшилась. Главный источник ртути в окружающей среде - сточные воды химической, электротехнической и лакокрасочной промышленности. Присутствие метилртути на рисовых полях, в питьевой воде, зерне, тканях рыб, обитающих в прибрежных зонах, вызывает тяжелую болезнь минамата, названную по имени японской местности, где она была впервые описана, а затем обнаружена почти во всей Японии и в ряде мест Канады, Скандинавии.

Токсические соединения кадмия и фтора иногда присутствуют в суперфосфате, полученном при переработке некоторых апатитов. Шведские, австралийские, американские фосфорные туки содержат иногда от 20 до 90 мг/кг Cd. Из удобрений через почвы и растительную продукцию кадмий попадает в продукты и фураж. Аналогичные явления наблюдается иногда для стронция, цинка.

Предприятия, строения, городское хозяйство, отходы быта населенных пунктов и промышленных районов не только отчуждают почвенный покров. Они на десятки, сотни и тысячи километров нарушают нормальное функционирование почвенно-экологических систем. Районы

Токио и обширные прилегающие пространства загрязнены огромным числом разнообразных соединений, многие из которых являются вредными. В известной степени каждый город или индустриальный центр, если не приняты соответствующие меры, являются причиной возникновения крупных биогеохимических аномалий, опасных для здоровья человека.

Свинец и цинк активно накапливаются вдоль автострад и в индустриальных центрах. Установлено, что почвы сельской местности содержат свинца в 10-30 раз меньше, чей почвы городских районов. Содержание свинца и цинка в почвах и растительности (особенно в моховом покрове) вдоль дорог на расстоянии 15-20 м резко повышено по сравнению с фоновым содержанием. Это отрицательно сказывается на качестве сельскохозяйственной продукции, полученной вблизи дорог.

Источником тяжелых металлов являются главным образом промышленные выбросы. При этом лесные экосистемы страдают значительно больше, чем почвы сельскохозяйственных угодий и сельскохозяйственные культуры, так как культурные почвы перепахиваются, удобряются, а культуры выращивают, как правило, однолетние. В последние время, правда, некоторые исследователи загрязнения окружающей среды не считают тяжелые металлы причиной гибели лесов, выдвигая на первое место по токсичности опасные оксиды, синтетические углеводороды и пестициды. Однако на основании фактического материала достоверно установлено токсичное влияние тяжелых металлов на растительный покров, а впоследствии, на животных и человека.

Например, в Польше, по данным А. Кабаты-Пендиас (1989) вблизи заводов по переработке меди резко возросло общее содержание меди и свинца. В верхних почвенных горизонтах и хвое сосны, при этом количество органического вещества в подстилке уменьшилось, а

содержание меди и свинца значительно возросло.

Сложные и иногда необратимые последствия влияния тяжелых металлов можно предвидеть на основе ландшафтно-биогеохимического подхода к проблеме токсикантов в биосфере. Уровни загрязнения поллютантами и последующие токсико-экологические ситуации существенно зависят от таких показателей, как

- содержание гумуса в почвах;
- кислотно-основные условия почв и вод;
- окислительно-восстановительные условия;
- концентрация почвенных растворов;
- поглотительная способность почв;
- гранулометрический состав почв;
- тип водного режима.

6.1.3. Миграция загрязняющих веществ в почве

Почва – открытая подсистема в геохимическом ландшафте, потоки вещества и энергии в которой связаны с приземной атмосферой, растительностью, с поверхностными и почвенно-грунтовыми водами. Почвы регулируют процессы миграции веществ в ландшафтах, проявляя буферность в отношении загрязняющих веществ; кислые почвы могут нейтрализовать щелочные соединения, карбонатные – нейтрализовать кислые выпадения (Глазовская, 1981). Значительная часть элементов, поступающих на поверхность почв с техногенными потоками, задерживается верхним горизонтом почвы. Состав и количество удерживаемых элементов зависят от содержания и состава гумуса, кислотно-основных и окислителъно-воостановительных условий, сорбционной способности, интенсивности биологического поглощения. Другая часть элементов проникает внутрь почвенной толщи при нисходящем токе почвенной влаги, а также механическим путем за счет

дсятельности почвенной фауны.

В пределах почвенного профиля техногенный поток веществ встречает ряд почвенно-геохимических барьеров. К ним относятся карбонатные, гипсовые, солонцовые, глеевые, иллювиально-железисто-гумусовые горизонты. Часть высокотоксичных элементов может переходить в труднодоступные для растений соединения, другие элементы, мобильные в данной почвенно-геохимической обстановке, могут мигрировать в почвенной толще, представляя потенциальную опасность для биоты. Часть элементов может выноситься за пределы почвенного профиля, хотя в почвах с водозастойным режимом такие биогеохимически активные, легкодоступные вещества могут представлять наибольшую опасность (Kabata-Pendias, 1993).

Подвижность элементов существенно зависит от кислотно-основных и окислительно-восстановительных условий в почвах. В кислых почвах с преимущественно окислительными условиями (подзолистые с хорошим дренажем) такие элементы, как ртуть и кадмий образуют легкоподвижные соединения, но большая группа элементов в этих условиях слабоподвижна (свинец, мышьяк, селен). В кислых глеевых почвах (тундрово-глеевые, глеево-подзолистые) подвижность большинства элементов уменьшается. Если в составе загрязняющих веществ присутствуют соединения серы, то малоподвижные сульфиды могут образовываться в восстановительных условиях.

В нейтральных почвах подвижны соединения цинка, ванадия, мышьяка, селена, которые могут выщелачиваться при сезонном промывании почв. Накоплению ряда элементов в неподвижных и слабоподвижных соединениях способствуют процессы изоморфного замещения в кристаллических решетках, сорбция, соосаждение с полуторными оксидами, образование слаборастворимых органоминеральных комплексов. Присутствие в составе илистой фракции

монтмориллонита, неокристаллизованных полуторных оксидов, гуминовых кислот усиливает сорбционные барьеры. В табл. 6.1.2 приведены типы почвенно-геохимических барьеров по М.А. Глазовской с нашими дополнениями.

Накопление подвижных, особо опасных для биоты соединений элементов зависит от водного и воздушного режимов почв: Аккумуляция их, наименьшая в водопроницаемых почвах промывного режима, увеличивается в почвах с непромывным режимом и максимальна в почвах с выпотным режимом. При испарительной концентрации и щелочной реакции могут накапливаться селен, мышьяк, ванадий в легкодоступной форме, а в условиях восстановительной среды - ртуть в виде метилированных соединений.

Следует отметить, что, несмотря на общие закономерности поведения поллютантов различной природы в почве, в каждом конкретном случае процессы миграции и дальнейшей трансформация попадающих на поверхность почв загрязняющих веществ (тяжелых металлов, нефтепродуктов, пестицидов, ПАУ) значительно различаются.

Скорость их разложения, миграции и трансформации обусловлена кислотно-основными и окислительно-восстановительными условиями, гидротермическим режимом, активностью микробиологической деятельности и химическими свойствами самих поллютантов. В последующих разделах будут подробно рассмотрены особенности загрязнения отдельными органическими и неорганическими соединениями – металлами, пестицидами, удобрениями, радионуклидами, нефтями и нефтепродуктами.

Таблица 6.1.2.

Типы почвенно-геохимических барьеров

Кислотно-основные условия	Окислительно-восстановительные условия	Тип барьера	Подвижность и накопление химических элементов		
			Слабо подвижны, активно накапливаются	Умеренно подвижны, накапливаются, частично выносятся	Легко подвижны выносятся
Кислые	Окислительные	Окислительный, кислый	Cd Mn	PbAsSe NiCrV	CdHg Cu,Zn
	Восстановительные	Восстановительный, кислый	AsSe MoV	PbCd.Hg NiCrCuZnCo	-
Нейтральные и щелочные	Окислительные	Окислительный, нейтральный и щелочной	Pb Zn	CdHg ZnMoCuCo	AsSe Cu
	Окислительные с испарительной концентрацией	Окислительный, испарительный	Pb ZnCr	CdHg ZnMoCuCoNi Cr	AsSe** Cr
	Восстановительные глеевые	Восстановительный, нейтральный и щелочной	PbCd CuZnCo	AsSe MoVUAg	Hg Ni
	Восстановительные сероводородные	Восстановительный, сероводородный	PbCdHgAsSe CuZnCoNiGaAg	Hg VUMo	—

** В числителе -очень токсичные, в знаменателе - менее токсичные*

***Накапливаются на испарительном барьере*

6.1.4.Контроль за состоянием окружающей среды

Термин «мониторинг» появился в начале 70-х годов. Так называется

система наблюдений за различными элементами природной среды в пространстве и во времени по заранее подготовленной программе. На первом Межправительственном совещании по мониторингу в Кении (1974), созванном Советом управляющих Программы ООН по проблемам окружающей среды (ЮНЕП) были изложены основные цели глобальной системы мониторинга. Особое внимание было уделено контролю изменений в природе, вызываемых ее загрязнением, а также предупреждением об угрозе здоровью людей, стихийных бедствиях и экологических нарушениях.

В наиболее общей форме под мониторингом понимают наблюдение (контроль), оценку и прогноз изменения состояния окружающей среды, позволяющие принимать решения на основе получаемых данных и разрабатывать стратегию оптимальных взаимоотношений между природой и обществом.

В системе глобального мониторинга выделяют наблюдения над загрязнением окружающей среды на импактном (сильное локальное загрязнение), региональном и фоновом уровнях.

Для оценки как современного состояния, так и для прогноза осуществляются наблюдения за абиотической частью биосферы (или по Ю.А.Израэлю, геофизический мониторинг) и биотической (биологический мониторинг). Геофизический мониторинг включает наблюдения за загрязнением атмосферы, за изменениями метеорологических и гидрологических показателей, выявление различных антропогенных изменений.

Главная задача биологического мониторинга – это выявление изменений в биосфере, происходящих в результате воздействий на различные уровни организации живого: молекулярный, клеточный, популяционный, уровень сообщества. В биологическом мониторинге существенное место занимают наблюдения за происходящими или

возможными изменениями наследственных признаков, выявление мутагенных воздействий, наблюдения за жизнедеятельностью легкоранимых популяций – индикаторов загрязнения, например, за лишайниками, (или лихеноиндикация).

Почвенно-химический мониторинг включает контроль за содержанием в почвах и сопредельных средах различных видов загрязняющих веществ, разработку системы показателей загрязнения, прогноз изменения содержания поллютантов в почвах на фоновых и техногенных территориях. Почвенно-химический мониторинг в отношении загрязняющих веществ проводится на локальном (импактном), глобальном (фоновом) и региональном уровнях (Мотузова, 1988).

Фоновый мониторинг.

На земном шаре еще существуют зоны, где непосредственное антропогенное воздействие на природу почти не проявляется. Биогеохимическое состояние таких зон характеризуется фоновыми уровнями, а территории таких зон называют фоновыми. Для фонового мониторинга большое значение имеют наблюдения за ключевыми компонентами экосистем: хищниками, находящимися на вершине трофической пирамиды; доминирующими растениями и животными; верхним слоем почвы; водными источниками; воздухом.

Для изучения фонового (глобального) состояния биосферы используют фоновые, или базовые станции, которые организуются в ряде стран, в частности, в Российской Федерации, на базе биосферных заповедников. В нашей стране биосферные заповедники созданы на Кавказе (Кавказский заповедник), на Дальнем Востоке (Сихотэ-Алинский заповедник), в Европейской части России - Центрально-черноземный заповедник. На территории Белоруссии существует Березинский заповедник, Туркмении - биостанция Репетек, расположенная в пустыне, в Киргизии заповедник создан вблизи оз. Сары-Челек.

Фоновое состояние среды в прошлом можно реконструировать о помощью анализа колец старых или уже погибших деревьев, спорово-пыльцевого анализа, проб годовых слоев ледников и донных отложений, изучения палеопочв или отдельных погребенных горизонтов.

Национальный мониторинг.

Глобальная система мониторинга включает организацию национального мониторинга. Такой мониторинг дает возможность получать оперативную информацию о состоянии биосферы, о степени антропогенного воздействия на природные биогеоценозы и агроценозы конкретных регионов и об источниках антропогенного влияния. При этом главной целью мониторинга является прогноз изменения окружающей среды конкретных регионов. В Российской Федерации в настоящее время функционирует Единая государственная система экологического мониторинга (ЕГСЭМ), созданная на базе Общегосударственной службы наблюдения и контроля загрязнения природной среды (ОГСНК), которая по сути является национальной системой мониторинга. Постоянный контроль за качеством воздуха ведется не менее чем в 450 городах страны. В воздухе измеряют и анализируют количество пыли, сажи, сернистого газа, оксидов углерода и азота.

Состояние поверхностных вод нашей страны контролируется по физическим, химическим и гидробиологическим показателям. Возле места сброса сточных вод организуются створы наблюдений - один выше источника загрязнения, другой - ниже. Такая стационарная сеть состоит более чем из 4000 пунктов, расположенных на 1200 водных объектах. Здесь регулярно следят за температурой и цветом вод, ее минерализованностью, динамикой pH, содержанием кислорода, биогенных веществ, нефтепродуктов, детергентов, фенолов, пестицидов, тяжелых металлов и других вредных примесей.

Таблица 6.1.3.

Химические загрязняющие вещества и свойства почв, подлежащие контролю

Этапы мони-торинга	Загрязняющие вещества		
	Техногенного происхождения	Сельскохозяйственного происхождения	Транспортного происхождения
1	Бензпирен, ртуть, свинец, кадмий, никель, кобальт, молибден, ванадий, медь, цинк, мышьяк, сурьма, селен, фтор	Хлорорганические пестициды, ГХЦГ, гексахлорбензол, полихлорпинен, ПХБ	
2	Соединения серы, кислотность почвы, соединения металлов и неметаллов, нефтепродукты, состояние почвенной биоты	Фосфорорганические пестициды:фозалон, метафос, карбофос, хлорофос, фосфамид. Гербициды: 2,4-Д, абразин, симазин, пропазин. Состояние почвенной биоты	Свинец и бензпирен вблизи автомагистралей (50 м)
3	Состав твердых отходов, органические соединения металлов, другие токсичные органические соединения. Химические свойства почв	Токсичные вещества, поступающие в почву с удобрениями (тяжелые металлы)	

Не меньшее значение имеет контроль поступления в почву и растения токсических и загрязняющих веществ через атмосферу и сточные воды в виде выбросов промышленного производства, отходов коммунального хозяйства, животноводческих ферм.

На 70 станциях ведутся регулярные химические анализы атмосферных осадков. Современное предупреждение о неблагоприятных метеорологических условиях позволяет предпринять конкретные моры по снижению опасного уровня загрязнения (переход на низкосернистое топливо, уменьшение мощности ТЭЦ, ограничение выпуска машин на улицы города).

Одной из главных задач мониторинга является выбор приоритетных (или главных) загрязняющих веществ или элементов (табл.6.1.3), который обусловливается наличием ряда параметров:

- необходимо учитывать степень токсичности поллютантов, их влияние на биоту и человека;
- необходимо учитывать масштабы, размеры и состав выбросов загрязняющих веществ в окружающую среду;
- необходимо сравнивать скорости миграции загрязняющих веществ в почвах и в сопредельных средах (поверхностных и грунтовых водах, воздухе, растениях), а также скорости трансформация в почвах;
- необходимо использовать современные методы и аппаратуру.

6.1.5. Показатели химического загрязнения

Разработка показателей химического загрязнения является одним из звеньев почвенно-химического мониторинга. По Г.В. Добровольскому, Д.С. Орлову и Л.А. Гришиной (1983) почвенный мониторинг должен основываться на трех группах показателей состояния почв:

- показатели сезонных изменений;
- показатели долгосрочных изменений,
- показатели ранней диагностики развития неблагоприятных изменений свойств почв и почвенных режимов

При мониторинге тяжелых металлов в почвах необходимо контролировать общее (валовое) содержание их в почвах, содержание кислоторастворимых (или «техногенных»), а также обменных (или извлекаемых ацетатно-аммонийным буферным раствором) соединений (Зырин, Садовникова, 1985). При загрязнении почв кислыми осадками, выпадающими на поверхность почв вместе с тяжелыми металлами,

обязателен контроль кислотно-основных свойств, показателями которых являются активная и потенциальная кислотности. Кроме того, рекомендуется контролировать ионообменные свойства, показателями которых служат содержание гумуса, емкость катионного обмена, величина удельной поверхности, величина буферной способности почв по отношении к загрязняющим веществам (Мотузова, 1988).

При мониторинге нефтяного загрязнения в качестве показателя высоких уровней загрязнения предложено использовать спектральную отражательную способность почв (Орлов и др.,1988). Выявление различий в спектральной отражательной способности незагрязненных и в разной степени загрязненных нефтью почв является первым этапом исследования, на основе которого могут быть найдены диагностические показатели для почв различных типов.

Например, для серо-бурых почв Апшеронского полуострова были установлены интервалы нефтяного загрязнения, основанные на величинах интегрального отражения R (%):

Почвы	R
незагрязненные	> 27
слабозагрязненные	27-22
среднезагрязненные	22-14
сильнозагрязненные	< 14

Изменение отражательной способности позволяет оперативно оценивать состояние почв в районах добычи, переработки и транспортировки нефти. Достоинством метода является возможность простого и экономически выгодного получения площадных характеристик почв.

6.1.6. Концепция о ПДК

Проблема сохранения окружающей среды в каждой стране решается в

соответствии с особенностями ее социального устройства и уровня развития производства. Даже в экономически развитых странах в подавляющем большинстве современных производственных процессов пока еще используют открытые технологические циклы, при которых возможно поступление выбросов вредных веществ в окружающую среду. В стратегическом плане максимальное внимание отраслевой науки должно быть уделено разработке безотходных технологий с комплексной переработкой сырья в замкнутых производственных циклах. В то же время сохранение качества окружающей среды при использовании технологий сегодняшнего дня требует разработки эффективных сооружений для очистки и обезвреживания промышленных стоков, выбросов и отходов и строгого нормирования поступления в биосферу тех или иных токсикантов.

Для предотвращения негативных последствий воздействия загрязняющих веществ на отдельные компоненты природной среды необходимо знать их предельные уровни, при которых возможна нормальная жизнедеятельность и функционирование организмов. Основной величиной экологического нормирования содержания вредных химических соединений в компонентах природной среды является предельно допустимая концентрация (ПДК).

ПДК – это такое содержание вещества в окружающей среде, которое при постоянном контакте или при воздействии за определенный промежуток времени практически не влияет на здоровье человека и не вызывает неблагоприятных последствий у его потомства.

При определении ПДК учитывают не только влияние загрязняющего вещества на здоровье человека, но и его воздействие на животных, растения, микроорганизмы, а также на природные сообщества в целом. ПДК загрязняющих веществ для воздуха, воды, почвы, пищевых

продуктов и кормов устанавливаются в законодательном порядке или рекомендуются компетентными учреждениями.

Одно из главных условий эффективности мониторинга - разработка точных данных по уровням предельно допустимых концентраций (количеств) различных видов токсикантов в растениях, почве, воде, воздухе, включая содержание тяжелых металлов, фторидов, нитратов, биоцидов, нефтепродуктов. Необходима унификация методики сбора проб для определения степени загрязнения почва, усовершенствования методов анализа почв и растений в этих целях, исследования скорости и путей миграции токсикантов в биогеоценозах и, наконец, усовершенствование единой системы контроля загрязнения почв сельскохозяйственных и лесных угодий.

Для полной оценки состояния природных сред недостаточен контроль только за содержанием токсикантов в поверхностных горизонтах почв, растениях и поверхностных водах. Необходимо знать пути их миграции, области аккумуляции и выноса в биогеоценозах, что дает возможность влиять на эти процессы. С этой целью должны создаваться базовые контрольные станции, хорошо оснащенные современным оборудованием и инструментальной аналитической аппаратурой. На таких станциях изучают баланс соединений и элементов в конкретных биогеоценозах, в том числе токсичных веществ.

Весьма сложным представляется вопрос установления ПДК биоцидов, нефтепродуктов и тяжелых металлов для ведущего компонента экосистемы - почвы. С одной стороны, почва является относительно малоподвижной средой по сравнению с атмосферой или поверхностными водами, в которой накопление химических загрязняющих веществ происходит в течение длительного промежутка времени, и это допустимо. С другой стороны, в почве происходит трансформация загрязняющих веществ под влиянием физико-химических и биологических факторов. В ряде случаев возможно

установление равновесия между поступлением загрязняющих веществ в почву и их разложением (например, загрязнение пестицидами, канцерогенными углеводородами).

В почвах достаточно трудно проследить тенденции изменения уровней загрязнения, так как для этого требуются длительные наблюдения. Исключение составляют только некоторые виды пестицидов, способные быстро разлагаться под воздействием внешних факторов. Влияние химического загрязнения на почвенную биоту осуществляется различными путями и преимущественно косвенным образом. Поллютанты из почвы поступают в растения, сносятся в реки, поступают в воздух, а затем по пищевым цепям в живые организмы. Многообразие возможностей взаимодействия загрязняющих веществ с почвой обусловливает сложности их нормирования в почве с учетом различных факторов. В настоящее время нормативы содержания поллютантов в почве установлены для сравнительно небольшого набора веществ, преимущественно биоцидов и ПАУ. Особое значение при разработке нормативов содержания в почве загрязняющих веществ уделяется установлению ПДК тяжелых металлов. В опытах Н.Г. Зырина с сотрудниками (1985) установлено, что дозы тяжелых металлов, приводящие к патологическим изменениям и гибели растений, неодинаковы в почвах различных генетических типов. Содержание металла в почве не должно приводить к загрязнению выращенной на ней растительной продукции выше установленных величин ПДК.

В ФРГ, например, рекомендуются следующие нормы содержания тяжелых металлов в почве (мг/кг) (Kloke, I980)

Мышьяк	20
Кадмий	3
Кобальт	50
Хром	100
Ртуть	2
Молибден	5
Никель	50

Свинец	100
Медь	100
Стронций	10
Олово	50
Сурьма	5
Ванадий	50
Цинк	300

В Российской Федерации для ряда тяжелых металлов разработаны следующие нормативы (табл. 6.1.4), так называемые ориентировочно-допустимые количества, или ОДК, которые утверждены соответствующими приказами органов здравоохранения и которые используют вместо ПДК.

Таблица 6.1.4.

ОДК (ПДК) тяжелых металлов в почве, мг/кг

Металл	ОДК (ПДК)	Форма элемента
Мышьяк	2,0	Валовое содержание
Ртуть	2,1	То же
Свинец	32,0	То же
Свинец + ртуть	20,1 + 1,0	То же
Хром (6+)	0,05	То же
Марганец	1500	То же
Ванадий	150	То же
Марганец + ванадий	1000 + 100	То же
Сурьма	4,5	То же
Медь	3,0	Подвижные соединения
Никель	4,0	То же
Цинк	23,0	То же
Кобальт	5,0	То же
Хром	6,0	То же

Унифицированные уровни ПДК загрязняющих веществ в почвах не могут быть установлены. Они неизбежно должны сильно варьировать в зависимости от конкретной обстановки, в том числе от свойств почвы, биоклиматических особенностей природной зоны, вида и сорта возделываемой культуры, системы удобрений и агротехники.

6.1.7. Рекультивация нарушенных земель

Охрана почв от загрязняющих веществ предполагает такие превентивные мероприятия, как правильное хранение токсичных отходов различных производств, снижение выбросов вредных веществ в окружающую среду, создание мало- и безотходных технологий, строгий контроль при использовании пестицидов, разумное, экологически оптимальное применение минеральных и органических удобрений. Во многих странах значительные территории разрушаются горнодобывающей промышленностью, при открытом способе добычи полезных ископаемых, На месте плодородных земель возникает обширные пространства, лишенные растительного покрова и плодородного гумусового горизонта – «техногенные пустыни» (Adriano et al., 1998).

Все нарушенные территории подразделяются на две группы (Воронцов, Харитонова, 1977):

- земли с насыпным грунтом (промышленные отходы, отвалы подземных горных разработок)
- территории, поврежденные в результате выемки почвогрунта (карьеры, отвалы).

Восстановление нарушенных территорий проводят в различных целях:

- для дальнейшего сельскохозяйственного использования в земледелии,
- в садоводстве
- под лесные насаждения
- под водоемы
- жилищное и капитальное строительство.

Эффективным способом рекультивации является восстановление нарушенных земель путем посадки древесных пород или выращивания сельскохозяйственных культур на предварительно внесенном плодородном грунте, покрывающем отвалы. Древесные породы подбирают в зависимости от величины кислотности и механического

состава грунта. Перед облесением рекомендуется высевать многолетние травы - люпин и донник белый. Так, на Урале при озеленении терриконов и каменистых россыпей использовано террасирование, посев злаков и бобовых с внесением торфа, с последующей посадкой вяза, ивы, кизильника. На отвалах фосфоритных разработок выращивают сосну и березу; на отвалах бурого угля – дуб, березу, сосну, белую акацию; при рекультивации гравийных и сланцевых карьеров – березу и сосну.

При загрязнении почв тяжелыми металлами эффективными способами их восстановления являются: известкование, внесение органических веществ (навоз, торф, компосты), химическое осаждение. Известкование изменяет подвижность тяжелых металлов, способствуют закреплению их в малоподвижной, недоступной растениям форме. Известкование является наиболее эффективным приемом на кислых почвах. Органическое вещество хорошо поглощает катионы, способствует повышению буферности почв и снижению токсичного действия тяжелых металлов. При химическом осаждении происходит образование труднорастворимых солей, например, ортофосфорной кислоты, угольной кислоты с катионами тяжелых: металлов. Такой прием наиболее эффективен при сильном техногенном загрязнении почв, так как для образования труднорастворимого осадка необходима определенная высокая концентрация иона металла (Алексеев, 1987),

Эффективным способом борьбы с радиоактивным загрязнением является закрепление радионуклидов органическим веществом с образованием нерастворимых комплексов (хелатов). В большинстве почв повышение величины pH, количества обменного калия и кальция способствует сорбции радионуклидов (например, стронция). Глинистые минералы хорошо фиксируют такие радионуклиды, как стронций, цезий (Воронцов, Харитонова. 1977),

Почвы, загрязненные нефтью, нефтепродуктами, канцерогенными

углеводородами, характеризуются повышенным содержанием азотфиксирующих, денитрифицирующих и сульфатредупирующих микроорганизмов. Поэтому одним из эффективных приемов восстановления нефтезагрязненных почв является способ, в основе которого лежит ускорение процесса разложения соединений азота нефти путем внесения органических азотсодержащих удобрений и специфических микроорганизмов. Оптимизация почвенных режимов, создание оптимальных соотношений C : N благоприятствует минерализации нефтяных отходов

6.1.8. Особенности загрязнения почв тяжелыми металлами

Часть техногенных выбросов тяжелых металлов, поступающих в атмосферу в виде тонких аэрозолей, переносится на значительное расстояние и вызывает глобальное загрязнение. Другая часть с гидрохимическим стоком попадает в водоемы, где накапливается в водах и донных отложениях и может стать источником вторичного загрязнения. Основная масса выбросов осаждается в непосредственной близости от источника загрязнения.

Теоретически техногенные аномалии представляют систему концентрических колец, в которых содержание поллютанта убывает от центра к периферии. В реальной природной обстановке форма и размеры зон загрязнения существенно отличаются от теоретических; обычно наблюдается неплохая корреляция формы и размеров зон загрязнения с конфигурацией розы ветров. Вокруг крупных предприятий цветной металлургии образуются сильные техногенные аномалии металлов, например, вокруг медно-никелевого комбината в Садбери (Канада) или Норильского горно-металлургического комбината. Для таких предприятий характерно наличие зоны максимальных концентраций тяжелых металлов на расстоянии до 5 км от источника и зоны повышенных содержаний на

расстоянии до 20 – 50 км. Далее содержание тяжелых металлов убывает до величин местного фона. При этом в малобуферных ландшафтах в зонах максимального загрязнения нередко формируется «техногенная пустыня» - территория сильноэродированная, лишенная растительности и верхнего гумусового горизонта. Вокруг промышленных предприятий меньшей мощности зона максимального загрязнения простирается на расстояние до 1 – 2 км и площадь загрязненных земель значительно меньше.

Локальные техногенные геохимические аномалии образуются также вокруг предприятий, которые перерабатывают сырье, содержащее тяжелые металлы и другие загрязняющие вещества в виде примесей. Геохимические аномалии меди, цинка, свинца, фтора образуются вокруг суперфосфатных заводов. Вокруг крупных тепловых электростанций образуются зоны загрязнения металлами протяженностью 10- 20 км в диаметре. Любые городские территории являются значительным источником загрязнения тяжелыми металлами.

Тяжелые металлы, поступающие на поверхность почвы, накапливаются в почвенной толще, особенно в верхних гумусовых горизонтах, и медленно удаляются при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии и дефляции. Первый период полуудаления (т.е. удаления половины количества от начального содержания) тяжелых металлов значительно варьирует для различных элементов и составляет весьма продолжительные периоды времени:

для Zn – от 70 до 510 лет; для Cd - от 13 до 110 лет; для Cu – от 310 до 1500 лет

и для Pb – от 740 до 5900 лет (по Кабата - Пендиас, 1989).

Характер вертикального распределения тяжелых металлов в естественных и техногенных ландшафтах существенно различается. Для техногенных территорий независимо от типа почвы характерен регрессивно-аккумулятивный тип распределения (в соответствии с

классификацией Б.Г.Розанова), проявляющийся в накоплении металлов в верхнем гумусовом горизонте почвы и резком понижении их содержания в нижележащих горизонтах.

В целом на характер перераспределения тяжелых металлов в профиле почв оказывает влияние комплекс почвенных факторов: гранулометрический состав почв, реакция среды, содержание органического вещества, катионообменная способность, наличие геохимических барьеров, дренаж.

Гранулометрический состав оказывает непосредственное влияние на закрепление тяжелых металлов и их высвобождение. Почвы тяжелого гранулометрического состава прочнее связывают металлы, поэтому они в меньшей степени поступают в растения или грунтовые воды.

Поглощение тяжелых металлов почвами существенно зависит от реакции среды, а также от состава анионов почвенного раствора. В кислой среде преимущественно сорбируются свинец, цинк, медь, в щелочной – кадмий и кобальт.

Тяжелые металлы способны образовывать сложные комплексные соединения *с* органическим веществом почвы, поэтому в почвах с высоким содержанием гумуса они менее доступны для поглощения.

Катионообменная способность зависит от минералогического состава илистой фракции, а также количества органического вещества. Чем выше емкость катионного обмена, тем больше металлов удерживает почва и тем меньше тяжелых металлов поступает в растения и живые организмы.

Избыток влаги в почве способствует переходу тяжелых металлов в низшие степени окисления и в более растворимые формы. Анаэробные условия повышают доступность тяжелых металлов растениям. Поэтому дренажные системы, регулирующие водный режим, способствуют преобладанию окисленных форм тяжелых металлов и тем самым снижению их миграционной способности.

Тяжелые металлы в почвенных компонентах, к числу важнейших из которых, связывающих тяжелые металлы, относятся силикаты и алюмосиликаты, оксиды, гидроксиды и минералы - соли.

Первичные почвенные минералы представлены зернами относительно крупного размера. Многие из них являются источником ряда микроэлементов. Например, микроэлементы, тяжелые металлы поступают в почвы при выветривании полевых шпатов. Карбонаты (кальцит, доломит) и минералы средне- и легкорастворимых солей являются главными компонентами почв в аридной зоне и акцессорными в гумидной. Оксиды и гидроксиды металлов, часто в неокристаллизованной форме, характерны для гумидных регионов.

Сорбционные свойства минеральной части почв обусловлены глинистой фракцией, представленной смесью различных глинистых минералов: слоистые алюмосиликаты, оксиды и гидроксиды различных элементов. К глинистым минералам относят каолиниты, смектиты, иллиты, хлориты, вермикулиты. Поглощение катионов тяжелых металлов может происходить путем изоморфных замещений и закрепления в решетке. Алюминий в решетке монтмориллонита может замещаться на Fe, Mg, Ni, Zr, Cu, Co, в вермикулите - на Mg, Fe^{2+}, Fe^{3+}, Cr^{3+}, V^{3+}. Глинистые минералы способны поглощать анионы (молибдат-ион, например), преимущественно за счет свободных положительных зарядов в ионогенном слое кристаллической решетки.

Оксиды железа обладают высокой сорбционной способностью по отношению к молибдатам и селенатам, которая в значительной мере обусловлена реакцией среды и понижается с увеличением щелочности. Теорстические расчеты показывают, что поглощение различных ионов оксидами железа и соосаждение начинается с величин pH от 5,5 до 7,5. В реальной почвенной среде на теоретические прогнозные расчеты накладывается влияние различных химических процессов, например,

комплексообразования, поэтому в действительности соосаждение ионов может происходить и при более высоких величинах pH.

Поглощение металлов на оксиде железа (гетитс) происходит в следующей последовательности:

Cu>Pb>Zn>Co>Cd,

в зависимости от условий эксперимента (Беус и др., 1976).

Многие элементы могут соосаждаться с карбонатами или сорбироваться на оксидах железа и марганца, которые оседают на поверхности карбонатных частиц. Наибольшее сродство к карбонатам наблюдается у таких элементов, как Co, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, U и Zn. В некоторых фосфорсодержащих породах обнаруживаются довольно большие количества элементов-поллютантов, причем наибольшее накопление отмечено для Cd и F. Также в составе фосфатов обнаружены такие металлы как Cu, Zn, Mn, Pb.

В аридных климатических зонах на миграцию и аккумуляцию химических элементов существенное влияние оказывают хлориды и сульфаты. В кислых или нейтральных условиях при восстановительной среде ионы металлов (Fe^{2+}, Mn^{2+} , Hg^{2+}, Cu^{2+}) образуют относительно устойчивые сульфиды. При этом другие металлы (Cd, Co, Ni, Sn, Ti, Zn) способны легко соосаждаться с сульфидами железа.

6.1.9. Заключение

Почва является универсальным нейтрализатором химических загрязняющих веществ самой различной природы. Но защитная, или протекторная роль почвы не безгранична. При глубоком нарушении биоценотических связей, существенных и длительных отклонениях от нормы физических, химических и биологических свойств почва теряет способность к самовосстановлению, что в значительной мере ослабляет ее протекорные функции. При кратковременных или сравнительно

длительных, но не очень глубоких отклонениях свойств от нормы почва, как любая другая природная система не теряет способности к относительно быстрому самовосстановлению. Поэтому организация четкого контроля за уровнями показателей химического состояния почв, физических и биологических свойств является задачей первостепенной важности при решении вопросов охраны почв. К сожалению, несмотря на многолетние исследования, до сих пор отсутствует четкая система показателей, позволяющая характеризовать пределы устойчивости почв к различным химическим загрязняющим веществам (тяжелым металлам, нефтепродуктам, пестицидам, ПАУ и др.). Влияние токсикантов на различные свойства почв, на процессы гумусообразования изучены недостаточно. Ответные реакции почв могут варьировать в широких пределах в зависимости от свойств токсикантов, почвенно-климатических особенностей, гумусного состояния почв, особенностей почвенной биоты, конкретной экологической обстановки, агротехнических и мелиоративных приемов.

6.2. Деградация почв под влиянием кислых осадков

В настоящей главе развиваются сформулированные в работах отечественных и зарубежных ученых теоретические подходы к оценке чувствительности почв к протонным нагрузкам и предлагается группировка почв России по чувствительности к кислым осадкам с учетом их кислотности и катионо-обменных свойств, содержания органического вещества, гранулометрического и минералогического состава.

Учитывая сочетание в почвенном покрове нечерноземной зоны России подзолистых почв различного гранулометрического состава, приводится и обсуждается экспериментальный материал по изменению свойств песчаных и суглинистых подзолистых почв под влиянием возрастающих протонных нагрузок по данным модельных полевых и

лабораторных опытов, проведенных коллективом авторов на кафедрах общего почвоведения и химии почв факультета почвоведения МГУ.

6.2.1. Введение

Изучение неблагоприятных изменений окружающей среды, происходящих во многих индустриальных регионах и на прилегающих территориях под влиянием кислых осадков, входит в число приоритетных экологических задач.

При взаимодействии биосферы с кислотными выпадениями почвам принадлежит особая роль, т.к. буферные свойства почвы определяют не только степень изменения самих почв под влиянием протонной нагрузки, но и количество протонов, поступающее в другие компоненты экосистем – почвообразующие породы, грунтовые и поверхностные воды, в растения и пищевые цепи наземных и водных систем.

Подкисление почвенных растворов, грунтовых и поверхностных вод приводит к повышению в них концентрации Al, Mn и многих тяжелых металлов до уровня, токсичного для ряда представителей почвенной и водной биоты. Поэтому реакции, протекающие при взаимодействии почв с кислыми осадками, в значительной мере контролируют последствия кислотных выпадений для биосферы в целом.

6.2.2. Теоретические подходы к оценке чувствительности почв к кислотным нагрузкам

Под устойчивостью почв к воздействию кислотных поллютантов понимают их способность противостоять проявлению негативных последствий такого воздействия. Устойчивость почв к кислотной нагрузке зависит от совокупности свойств и процессов, протекающих в почве и экосистеме в целом, особенностей состава атмосферных выпадений и основных закономерностей взаимодействия кислотообразующих поллютантов с почвами и их компонентами. Характер и степень

проявления негативных последствий определяются, прежде всего, особенностями функционирования и емкостью систем буферности в разных почвах. Буферность почв по отношению к кислотам определяется буферностью минеральных, органических и органо-минеральных компонентов их твердой, жидкой и газообразной фаз. Б. Ульрих (Ulrich, 1980, 1983), основываясь на почвенных реакциях с участием протонов, выделил 5 основных буферных зон, каждая их которых приурочена к определенному интервалу значений pH.

Карбонатная буферная зона ($6.2 < pH < 8.6$) характерна для почв, содержащих карбонаты в тонкодисперсных фракциях. Буферная емкость почвы внутри этой зоны обеспечивается реакцией образования бикарбонат-ионов и достигает 150 кмоль H^+ $га^{-1}$ $дм^{-1}$ на 1% карбонатов. В результате этого процесса происходит растворение карбонатов и выщелачивание кальция из почвы. Если карбонаты присутствуют не в мелкоземе, а в скелетной части почвы или распределены в почвенной толще неравномерно, нейтрализующая способность почвы существенно снижается.

Силикатная зона буферности охватывает весь диапазон pH, доминируя в некарбонатных почвах при $pH > 5.0$. Буферность к кислотной нагрузке определяется процессом выветривания первичных силикатов и зависит от минералогического состава почв. В первом приближении буферная емкость составляет 6 кмоль H^+ $га^{-1}$ $дм^{-1}$ на 1% ила (Ulrich, 1980) и может достигать 25-75 кмоль H^+ $га^{-1}$ $дм^{-1}$ на 1% первичных силикатов (Ulrich, Sumner, 1991). Процесс выветривания силикатов является многоступенчатым, связан с высвобождением в почвенный раствор катионов I-II групп, которые на промежуточных стадиях могут связываться в почвенном поглощающем комплексе (ППК) в обменных формах. Большинство почв лесных экосистем в настоящее время находятся в силикатной зоне буферности.

Катионообменная зона буферности (4.2 < pH < 5.0) характерна для многих слабо- и умеренно кислых почв. Утилизация поступающих с атмосферными осадками протонов происходит в реакциях ионного обмена с катионами ППК. При этом обменные основания могут замещаться не только на ионы водорода, но также и на алюминий, который освобождается при выветривании силикатов и обладает большой энергией внедрения в ионообменный комплекс. Буферная способность почв в катионообменной зоне эквивалентна емкости катионного обмена и зависит от содержания гумуса и глинистых минералов, степени насыщенности ППК основаниями. При содержании в почве 1% ила, в составе которого доминируют иллиты, буферная емкость катионообменной зоны равна приблизительно 7 кмоль H^+ $га^{-1}$ $дм^{-1}$. Связывание протонов в пределах катионообменной зоны сопровождается снижением степени насыщенности основаниями от высоких до очень низких (<5%) значений; при этом доминирующим обменным катионом становится Al^{3+}. Одновременно уменьшается эффективная емкость катионного обмена. Это свидетельствует о переходе значительной части постоянных зарядов в pH-зависимые или их блокировании, например, при покрытии поверхности тонкодисперсных минеральных частиц пленками полуторных оксидов.

Действие алюминиевой зоны буферности (3.2 < pH < 4.2) проявляется в сильно кислых почвах при высокой протонной нагрузке. Связывание ионов H^+ происходит при растворении алюмосодержащих минералов с высвобождением в раствор мономеров Al^{3+}. Буферная емкость алюминиевой зоны зависит от содержания алюмосиликатов и полуторных оксидов и достаточно высока (100-150 кмоль H^+ $га^{-1}$ $дм^{-1}$ на 1% ила), чтобы предотвратить дальнейшее подкисление почвы. Однако концентрация ионов Al^{3+} в почвенном растворе может достигать при этом токсичного уровня. В алюминиевой зоне буферности в настоящее время

находятся большинство неизвесткованных бескарбонатных лесных почв центральной Европы, некоторые почвы северо-западной Швеции (Ulrich, 1980; Tamm, Hallbacken,1986).

В железистой зоне буферности (pH < 3.2) свободные ионы водорода поглощаются при образовании ионов Fe^{3+} из оксидов железа. Функционирование этой зоны маловероятно как в полевых условиях, так и в лабораторных экспериментах.

Компоненты буферных систем (за исключением карбонатной) присутствуют в той или иной степени в каждой почве, однако в различных интервалах значений pH одна из зон получает ведущую роль. Поступающие в почву кислотные осадки нейтрализуются в течение времени, определяемого буферной емкостью действующей зоны и скоростью буферных реакций. После исчерпания ресурсов нейтрализации протонов происходит активизация соседней, более кислой зоны буферности. Связывание протонов сопровождается характерным для каждого диапазона буферности изменением химических свойств почв.

При изучении буферности почв к кислотным выпадениям основное внимание традиционно уделяется взаимодействию последних с минеральной частью почвы. Однако наряду с минеральными компонентами весомый вклад в формирование буферности почв к кислотному воздействию вносит органическое вещество. Содержание и состав органического вещества, его участие в реакциях ионного обмена и необменного связывания протонов, взаимодействие с катионами железа, алюминия и их гидроксидами с образованием комплексных и адсорбционных соединений существенно влияют на буферную способность почв. Выявлена тесная корреляция буферной способности почв с содержанием гумуса в поверхностных горизонтах (Bache, 1988). Как показывают результаты модельных экспериментов, основная часть протонов кислотных осадков нейтрализуется в пределах нескольких

верхних сантиметров гумусово-аккумулятивного горизонта почвы (Mowbray, Schlesinger, 1988). Особо следует отметить роль лесных подстилок в связывании поступающих с атмосферными осадками протонов. Именно поверхностные органогенные горизонты лесных почв – лесные подстилки – первыми испытывают кислотный прессинг. Немногочисленные данные свидетельствуют о высокой буферности подстилок, определяющей ее защитную роль по отношению к минеральным горизонтам (Federer, Hornbeck, 1985; James, Riha, 1986; Natscher, Schwertmann, 1991; Соколова и др., 1993; Копцик, Силаева, 1995).

Основы концепции устойчивости геосистем и почв к техногенезу разработаны М.А. Глазовской (1978). В целом степень устойчивости почв к химическому загрязнению определяется содержанием и качественным составом гумуса, мощностью гумусового горизонта, гранулометрическим составом, содержанием карбонатов, составом и содержанием глинистых минералов, емкостью катионного обмена, биологической активностью почв, мощностью почвенного профиля, составом и свойствами почвообразующей породы, уровнем грунтовых вод, содержанием растворимых форм соединений загрязняющих элементов, обусловливающим их доступность растениям и миграционную способность.

Вопрос об устойчивости почв к антропогенному подкислению является одним из наиболее сложных в комплексе разносторонних проблем взаимодействия атмосферных кислотных выпадений и природных экосистем. Не только кислотные осадки с одинаковыми значениями pH вызывают различные ответные реакции в зависимости от степени восприимчивости почв, но и критические для каждой почвы кислотные нагрузки из атмосферы способны привести к целому ряду последствий, отличающихся в разных почвах по интенсивности и

характеру проявления. Поэтому попытки оценки устойчивости почв и создания их классификаций по степени устойчивости (чувствительности) к воздействию поступающих из атмосферы кислотообразующих поллютантов предпринимались в последнее время во многих странах, территории которых подвержены кислотным выпадениям.

В зависимости от условий формирования и свойств почвы обладают разной устойчивостью к действию атмосферных кислотных осадков. Степень проявления негативных процессов определяется характером и емкостью буферных систем почвы в кислой области. Обладающая высокой нейтрализующей способностью карбонатная буферная зона не может служить универсальным показателем для классификации почв по устойчивости к кислотному воздействию в связи с ограниченным распространением. В широком ряду некарбонатных почв связывание протонов и сульфатов происходит, в основном, в реакциях ионного обмена в пределах силикатной и катионообменной буферных зон. При этом негативные изменения в свойствах почв связаны с изменениями в структуре и количественных характеристиках ППК. Поэтому интегральным показателем устойчивости почв может служить величина ЕКО. Основными характеристиками этого показателя, ответственными за обеспечение буферности в кислой области, являются величины суммы обменных оснований и степени насыщенности ППК. Именно эти характеристики, наряду с оценками кислотности и карбонатности, предлагаются большинством исследователей (Wiklander, 1980; Bache, 1980; McFee, 1983 и др.) для определения чувствительности почв к антропогенному кислотному воздействию.

На основе этих принципов путем сопоставления компьютерных карт почвенной кислотности, ЕКО, степени насыщенности ППК основаниями и содержания оснований с картами современных кислотных выпадений создана карта чувствительных и устойчивых к подкислению почв

восточной части США (Klopatek et al., 1980). При этом из 1572 контуров почв 117 отнесено к чувствительным. В соответствии со сходными принципами W.W. McFee (1983) составлены классификация и карта чувствительности почв к кислотным осадкам для той же территории. При этом исследуемые почвы по их чувствительности были разделены на 3 основных класса: нечувствительные (карбонатные; подверженные частому затоплению и перекрытию свежими наносами, сводящими к нулю негативные последствия подкисления; почвы с ЕКО > 15.4 смоль/кг в слое 0-25 см); слабочувствительные (ЕКО верхнего слоя составляет 6.2-15.4 смоль/кг); чувствительные (ЕКО не превышает 6.2 смоль/кг). Примеры оценки чувствительности почв Австралии по величине угла наклона кривой, построенной в координатах: степень насыщенности ППК основаниями (ось абсцисс) и значения pH (ось ординат), даны W.M. Lau, S.J. Mainwaring (1985). Почвы Венгрии были разделены на 6 групп чувствительности на основе кривых потенциометрического титрования с дополнительным использованием признаков гранулометрического состава, содержания карбонатов и гумуса. Составлена детальная карта (М 1:500000) чувствительности почв к подкислению (Varallyay et al., 1989). Величины буферной емкости и кислотности почв были положены в основу их группировки по чувствительности к кислотным осадкам L. Wiklander (1980). При этом максимальной чувствительностью из 5 групп почв отличались некарбонатные песчаные почвы с pH > 5-6, независимо от их типа. К почвам средней чувствительности автором отнесены некарбонатные глинистые с pH > 6 и окультуренные почвы с pH > 5, к слабочувствительным почвам - кислые почвы с pH < 5, к нечувствительным - карбонатные почвы. Следует заметить, что мнение ряда исследователей (Bache, 1980; Ulrich, 1980; Wiklander, 1980) о высокой устойчивости к антропогенному подкислению сильнокислых почв с pH < 4-5 имеет под собой логическое обоснование в виде высокой буферной

емкости алюминиевой зоны, обеспечивающей эффективное связывание большого количества поступающих с осадками протонов. Однако этот процесс сопровождается мобилизацией в почвенный раствор алюминия с внедрением его в ППК, что, наряду с повышением кислотности, является важнейшим диагностическим признаком подкисления почв и чрезвычайно опасно для фитоценозов. Поэтому мнение о высокой устойчивости сильнокислых почв, видимо, неправомерно.

Поскольку качественные и количественные характеристики ЕКО определяются, прежде всего, генезисом почв, то их типовая принадлежность обусловливает, в первом приближении, и принадлежность к разным группам устойчивости почв. Основными факторами, определяющими ЕКО в пределах типа или подтипа почв, являются гранулометрический и минералогический составы, структура и водно-физические свойства почв, остаточная карбонатность почвообразующей или карбонатность подстилающей пород, проявление признаков гидроморфизма (Bache, 1980; Wiklander, 1980; Varallyay et al., 1989).

Следовательно, кислые, ненасыщенные основаниями почвы грубого гранулометрического состава, отличающиеся высокой водопроницаемостью, низким содержанием обменных оснований и гумуса, слабой способностью к связыванию анионов (особенно сульфатов), являются наиболее чувствительными к кислотному воздействию (McFee, 1983; Lau, Mainwaring, 1985). По своим природным свойствам этой характеристике более всего соответствуют песчаные подзолы, которые и выделяются большинством исследователей в качестве наиболее чувствительного типа почв (Hutchinson, 1980; Acidification today ..., 1983). Изменения одного или нескольких признаков из приведенного перечня определяют рост буферной емкости почвы и, следовательно, ее устойчивости к подкислению. Высокобуферные, близкие к нейтральным

или щелочные почвы богатые органическим веществом и насыщенные основаниями, устойчивы к кислотной нагрузке.

В соответствии с вышеизложенным анализ классификационной принадлежности почв может быть положен в основу оценки и картографирования почв по их устойчивости к кислотным выпадениям. Так, чувствительные к кислотным осадкам почвы встречаются в пределах нескольких почвенных групп, включая регосоли, литосоли, камбисоли, лювисоли, акрисоли, подзолы, ферральсоли, ареносоли (Peterson, 1980). В соответствии с составом и свойствами широко распространенных типов почв мира М.А. Глазовской (1990) выделено 5 групп почв по устойчивости к кислотным выпадениям, в пределах которых выделено 23 подгруппы по степени буферности. При этом буферность почв - это их способность противостоять понижению значений pH при воздействии кислот. Под устойчивостью почв автор понимает их способность при понижении значений pH противостоять до определенных пределов разрушению ППК, диспергации коллоидов и суспензий и их выносу из верхних горизонтов и за пределы профиля, появлению в растворах токсичных соединений алюминия, железа, марганца и ряда микроэлементов. Предложенная классификация использована для составления «Прогнозной карты устойчивости почв мира к кислотным воздействиям» (масштаб 1:80000000).

Способ группировки почв равнин нашей страны по характеру ответных реакций на кислотные воздействия на основе разработанных М.А. Глазовской принципов предложен М.Д. Богдановой (1991). По устойчивости комплекса свойств почв к кислотным осадкам все почвы разделены на 3 группы, в пределах которых выделены 6 групп по величине и характеру изменения pH по профилю. На почвенной карте масштаба 1:8000000 выделены ареалы почв с различной устойчивостью к кислотным осадкам. Низкой устойчивостью отличаются почвы таежной и

тундровой зон (за исключением дерново-карбонатных, болотных и др.); для степных и пустынных почв в целом характерна высокая устойчивость (кроме массивов песков и песчаных почв).

В последние годы на основании базы данных о свойствах почв России, контролирующих их эколого-геохимическую устойчивость по отношению к кислотным воздействиям, М.А. Глазовской (1999) выделено 34 типа педобиомов, объединенных в 7 геохимических ассоциаций. Устойчивость почв в самом общем виде подчиняется закону почвенно-географической зональности. Наименее устойчивы к кислотным воздействиям почвы подзолистой зоны, лесотундры и типичной тундры. В южном направлении в зоне широколиственных лесов и луговых степей с серыми лесными почвами и черноземами выщелоченными устойчивость почв возрастает. Еще выше она становится в степной, черноземной и каштановой зонах. В полупустынной зоне с широким распространением сильнощелочных солонцеватых почв и солонцов опасность кислотной деградации исчезает.

Анализ литературы и многочисленные собственные эксперименты по воздействию компонентов кислотных осадков на показатели кислотности и катионообменные свойства почв позволили авторам (Кислотные осадки..., 1999) разработать классификацию групп устойчивости для основных почв лесной зоны европейской территории России (табл. 6.2.1).

К очень чувствительным почвам относятся подзолистые и дерново-подзолистые почвы легкого гранулометрического состава без выраженного влияния карбонатности подстилающей породы и явных признаков гидроморфизма. Они обладают сильно- и среднекислой реакцией, низкой емкостью катионного обмена, ненасыщенным основаниями поглощающим комплексом, высокой долей алюминия в составе обменных катионов. Кислотное воздействие на эти почвы приводит к мобилизации алюминия и к быстрой потере обменных

оснований в условиях промывного водного режима. Очень чувствительные почвы занимают в России обширные площади: в Смоленской и Тверской областях, в восточной части Ленинградской и Новгородской областей, в Карелии, Мурманской области, на юге Архангельской области и республики Коми, в Костромской и Владимирской областях, на севере Рязанской, Горьковской, Кировской, Пермской областей, в восточной части Марийской республики.

Таблица 6.2.1.

Устойчивость основных типов лесных почв к кислотному воздействию

Группа устойчивости (чувствительности)	Тип (подтип) почвы	Параметры устойчивости		
		pH	сумма обменных оснований смоль/кг	Насыщенность ППК, %
Очень чувствительные	Подзолистые, дерново-подзолистые	5.0-5.5	<5	<50
Чувствительные	Дерново-подзолистые	5.0-6.0	5-10	50-70
Слабочувствительные	Бурые лесные, серые лесные	5.5-6.5	10-20	70-85
Устойчивые (нечувствительные)	Серые лесные, дерново-карбонатные и др. с насыщенным основаниями ППК	6.0-7.0	>20	>85

Группа чувствительных почв включает в себя преимущественно дерново-подзолистые почвы или оподзоленные бурые лесные почвы, для которых характерны один или несколько признаков, обусловливающих повышение емкости катионного обмена. Это тяжелый гранулометрический состав, влияние карбонатности подстилающей породы, высокая степень окультуренности, проявление гидроморфизма. Сюда же следует отнести гидроморфные подзолистые почвы. Эти почвы имеют слабо- и среднекислую реакцию, большее содержание обменных оснований и насыщенность ППК (табл. 6.2.1), существенно сниженную

долю алюминия в составе обменных катионов. При кислотном воздействии они медленнее теряют обменные основания, масштаб мобилизации алюминия в них не столь значителен. Чувствительные почвы распространены в Псковской, западной части Новгородской и Ленинградской областей, в Вологодской, Ярославской, Московской, Калужской, Брянской областях, в центральной части Рязанской, Горьковской, Кировской областей, на севере Удмуртии.

Слабочувствительные почвы представлены, в основном, серыми лесными почвами (светло-серые и серые) и буроземами. К этой же группе можно отнести некоторые дерново-подзолистые почвы с близким подстиланием карбонатных пород. Слабочувствительные почвы характеризуются слабокислой реакцией среды, содержат обменные катионы в количестве 10-20 смоль(+)/кг почвы и имеют насыщенный на 70-80% поглощающий комплекс. Кислотное воздействие на эти почвы практически не мобилизует токсичные элементы, а достаточно большой запас обменных оснований обеспечивает сравнительно длительную нейтрализацию кислотности в ходе ионообменных реакций. К слабочувствительным почвам относятся серые лесные почвы Орловской, Тульской, Рязанской, Горьковской областей, Удмуртии, Татарстана, Башкирии и Чувашии. В эту же группу входят и дерново-подзолистые почвы западной части Марийской республики, Татарстана, Удмуртии, юга Кировской и Пермской областей.

Устойчивые (нечувствительные) нейтральные почвы способны в течение длительного времени обеспечивать нейтрализацию антропогенной кислотной нагрузки, не проявляя при этом резких изменений своих свойств. Этому способствуют большой запас обменных катионов, иногда карбонатность верхних горизонтов и, как правило, непромывной или периодически промывной водный режим. В эту группу входят темно-серые лесные почвы, все подтипы черноземов и каштановых почв, а также

дерново-карбонатные почвы севера и северо-запада России.

Поскольку свойства почвы находятся в тесной зависимости от факторов почвообразования, то в самых общих чертах можно считать, что в условиях гумидного климата наиболее чувствительными к подкислению являются относительно бедные и малобуферные почвы элювиальных фаций ландшафта. В транзитных и супераквальных фациях ландшафта почвы, как правило, менее выщелочены, более тонкодисперсны, обогащены органическим веществом и основаниями, имеют дополнительный источник поступления элементов с поверхностным и внутрипочвенным стоком, что обусловливает большую устойчивость их к антропогенному кислотному прессингу.

Все вышеизложенные варианты классификации и картографирования почв по степени их устойчивости к кислотным атмосферным выпадениям основаны исключительно на внутренних почвенных свойствах. Эти варианты не учитывают поступление или потери протонов из почвы в процессах выветривания минералов, биологического круговорота элементов и их геохимической миграции, наконец, не дают возможности прямого сравнения с современной кислотной нагрузкой. В последние годы получил развитие другой подход к систематизации почв и экосистем в целом по степени их устойчивости к кислотным выпадениям, разработанный в рамках «Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния» (1979), - установление предельно допустимых или критических нагрузок поллютантов, которые не вызывают долговременных негативных воздействий на структуру и функционирование экосистем (Critical Loads ..., 1988). В соответствии с Конвенцией выбросы загрязняющих веществ подлежат сокращению до приемлемых (критических) значений выпадений или концентраций. В основе этого подхода лежит количественная оценка баланса элементов и его возможных изменений в результате кислотной нагрузки. Согласно

предварительной оценке, критический уровень поступления протонов из атмосферы не превышает 0.2 кмоль(+)·га$^{-1}$·год$^{-1}$ для наиболее чувствительных почв, лежит в пределах 0.2-0.5 кмоль(+)·га$^{-1}$·год$^{-1}$ в классе чувствительных, 0.5-1.0 кмоль(+)·га$^{-1}$·год$^{-1}$ в классе слабочувствительных, 1.0-2.0 кмоль(+)·га$^{-1}$·год$^{-1}$ в классе нечувствительных почв и может быть чрезвычайно высоким (>100 кмоль(+)·га$^{-1}$·год$^{-1}$) для карбонатных почв (Critical Loads ..., 1988).

Методологические и методические подходы к оценке и картографированию критических кислотных нагрузок детально описаны H. Sverdrup et al. (1990) и кратко изложены в наших прошлых работах (Гришина и др., 1991; Копцик и др., 1998). Полученные для Европы и России результаты рассмотрены в сводных докладах Координационного центра по воздействиям ЕЭК ООН (Calculation and Mapping ..., 1993; Calculation and Mapping ..., 1997) и в наших предыдущих работах (Копцик и др., 1998; Koptsik et al., 1996; 1999). В последние годы концепция критических нагрузок широко используется для оценки устойчивости экосистем к антропогенному подкислению, сравнения ее с современной атмосферной нагрузкой и выработки стратегии сокращения выбросов кислотообразующих загрязняющих веществ в атмосферу не только в Европе, но и в Азии.

В проблеме устойчивости почв к кислотным атмосферным выпадениям важное место занимают временные аспекты изменения состава и свойств почв под воздействием возрастающих или снижающихся нагрузок атмосферных поллютантов. Очевидно, что для возникновения в подкисляющейся почве определяемых аналитическим путем различий с исходным квазиравновесным состоянием, как и для ее восстановления, необходимо какое-то время, тем большее, чем выше емкость действующей в почве системы буферности. В последние годы динамические процесс-ориентированные модели широко используются

для прогноза изменения свойств почв в условиях различных сценариев сокращения выбросов кислотообразующих соединений серы и азота в атмосферу (Regional Acidification Models..., 1991; de Vries, 1994; Копцик и др., 1999).

6.2.3. Изменение иллювиально-железистых подзолов под лесной растительностью под влиянием возрастающих протонных нагрузок

Объектами эксперимента послужили монолиты почв ненарушенного сложения с вегетирующими мхами и растениями травяно-кустарничкового яруса. Пластиковые вегетационные сосуды высотой 25 см и диаметром 10 см включали в себя горизонты О, ОЕ, B_{fh}, В1 подзола сосняка Литовского национального парка. Модельные кислые осадки (МКО) с pH 4.5, 3.5, 3.0, 2.5 создавались на основе серной кислоты. Контролем служил полив дистиллированной водой (pH 5.7). Повторность каждого варианта полива монолитов была двукратной.

Полная доза полива составила пять годовых норм из расчета 720 мм осадков в год. Разовый полив имитировал месячную норму осадков - 60 мм. Его средняя интенсивность была 0.16 мм $мин^{-1}$, что сопоставимо с естественной скоростью выпадения сильных дождей. Промежутки времени между повторными поливами составляли не менее трех суток. Полагали, что за это время до конца протекали ионообменные реакции и происходил полный отток из колонки свободно передвигающихся гравитационных вод. За время эксперимента в течение 7 мес. было выполнено 60 поливов, и протонная нагрузка составила 0.11 моль $м^{-2}$ при pH 4.5, 1.14 моль $м^{-2}$ при pH 3.5, 3.6 моль $м^{-2}$ при pH 3.0 и 11.4 моль $м^{-2}$ при pH 2.5. После окончания эксперимента монолиты были разделены на генетические горизонты, в которых были определены pH в водной и солевой суспензиях, обменная кислотность по Соколову, гидролитическая кислотность по Каппену, содержание обменных Ca, Mg и K в NH_4Cl-вытяжке.

Таблица 6.2.2.

Значения pH_{H2O} (числитель) и pH_{KCl} (знаменатель) в горизонтах подзола после имитации 5-летнего воздействия кислых осадков

Горизонт	Глубина, см	pH МКО				
		5.7	4.5	3.5	3.0	2.5
O	0-5	5.03 3.30	4.80 3.20	4.36 2.86	4.00 2.66	3.43 2.45
OE	5-8	4.70 3.30	4.58 3.40	4.43 3.37	4.10 3.25	3.70 2.75
B_{fh}	8-14	4.85 4.16	5.05 4.18	4.84 4.17	4.54 4.08	4.15 3.92
B1	14-20	5.25 4.48	5.36 4.57	4.96 4.53	4.65 4.46	4.33 4.40

Результаты анализа почв после имитации пятилетнего воздействия МКО с pH 4.5 не выявили существенных изменений кислотности (табл. 6.2.2). Достоверное повышение актуальной кислотности (P=0.99) произошло в лесной подстилке и в элювиальном горизонте в вариантах опыта с pH МКО < 3.5, а в нижележащих минеральных горизонтах - с pH < 3.0.

Поскольку между фазами почвенной среды существует динамическое равновесие, взаимосвязанное снижение величин pH_{H2O} и pH_{KCl} бесспорно. Значения pH водной и солевой суспензий изученной почвы варьируют в тесной взаимозависимости (r=0.92). При усилении протонного прессинга снижаются и значения pH_{KCl}. Усиленная кислотная нагрузка на почву приводит, таким образом, к изменению не только наиболее лабильного по составу почвенного раствора, но, благодаря своему влиянию на процессы выветривания минералов, катионного обмена, протонизации, миграции и осаждения органического вещества, затрагивает и твердую фазу почв. При кислотном воздействии pH солевой суспензии уменьшился в вариантах с pH МКО < 3.5 в лесной подстилке, с pH < 3.0 - в элювиальном горизонте и с pH 2.5 - в нижележащих минеральных горизонтах. Нейтрализация

избыточной кислотности в отдельных горизонтах профиля происходит в результате разных процессов. В относительно богатой обменными основаниями лесной подстилке в нейтрализации участвуют ионообменные реакции в ППК. Замещение катионов оснований на протоны приводит к существенному росту обменной кислотности. В нижележащих горизонтах с очень низкой степенью насыщенности ППК основаниями нейтрализация кислотности происходит за счет действия активной алюминиевой буферной зоны, не приводящей к заметному росту потенциальной кислотности. Так, если pH_{H2O} в минеральных горизонтах при экстремальной кислотной нагрузке возрос на 0.7-1.0, то pH_{KCl} - лишь на 0.08-0.55 единиц.

Более подробное изучение изменения структуры потенциальной кислотности почвы показывает, что под влиянием МКО в почве идет увеличение как обменной, так и гидролитической форм, но проявляется оно в разной степени. В результате пятилетнего кислотного воздействия ярко выраженный рост обменной кислотности в лесной подстилке отмечался при pH МКО 3.5 (табл. 6.2.3). При экстремальной кислотной нагрузке (pH 2.5) в лесной подстилке обменная кислотность возросла в 2.6 раза, в минеральных горизонтах - в 1.8. Значительный вклад в повышение обменной кислотности вносит обменный алюминий. Его содержание в лесной подстилке заметно увеличивается, начиная с pH 4.5, а в результате взаимодействия с модельными осадками с pH 2.5 содержание элемента возрастает более чем в 3 раза. Если в контроле доля алюминия составляла 24% обменной кислотности, то в результате взаимодействия с модельными осадками с pH 2.5 его содержание возрастает до 30%. Известно, что для алюминия характерны высокая интенсивность внедрения и прочность закрепления в ППК. Отмеченное в ряде экспериментов более резкое возрастание содержания обменного алюминия и даже его преобладание в составе обменных катионов в

органогенных горизонтах (например, под воздействием кислотных осадков с pH 3 содержание обменного алюминия в лесных подстилках подзолов возрастало с 30 до 110 ммоль·кг$^{-1}$ (Brown, 1985), а под влиянием осадков с pH 2.5 - с 30 до 180 ммоль·кг$^{-1}$ (Гришина, Баранова, 1990)) свидетельствует, что интенсивность этого процесса сильно варьирует и контролируется, очевидно, запасом легкогидролизуемых соединений алюминия.

Таблица 6.2.3.

Обменная кислотность (числитель) и обменный Al^{3+} (знаменатель) в горизонтах подзола после имитации 5-летнего воздействия кислых осадков,
(ммоль(+) кг$^{-1}$)

Горизонт	pH МКО				
	5.7	4.5	3.5	3.0	2.5
O	76 / 18	76 / 22	130 / 32	157 / 53	195 / 58
OE	13 / 11	16 / 12	19 / 15	21 / 13	23 / 17
B_{th}	12 / 10	11 / 10	12 / 12	13 / 112	18 / 13
B1	5 / 4	5 / 4	6 / 5	8 / 8	9 / 9

В естественных условиях алюминий часто контролирует состав ППК, являясь основным обменным катионом в минеральных горизонтах кислых почв, где степень насыщенности основаниями не превышает 15% (Haun et al., 1988). Как результат отсутствия достаточного количества свободных позиций для внедрения и закрепления алюминия рост содержания обменной формы элемента при антропогенном подкислении минеральных горизонтов подзола выражен в значительно меньшей степени. Алюминий наиболее активно внедряется в ППК и доминирует среди обменных катионов при pH 4.0-4.3, т.е. в тех же условиях, при которых возрастает содержание мономерных форм алюминия в почвенном растворе. Поэтому разумно считать, что общим источником увеличения

запасов подвижного алюминия является растворение в кислой среде алюмосиликатов и слабоокристаллизованных гидроксидов в минеральных горизонтах и разрушение алюмоорганичеких комплексов в гумусовых горизонтах профиля с переходом алюминия в раствор и последующим поглощением его в обменной форме.

Гидролитическая кислотность так же, как и обменная, возрастает при кислотном воздействии, начиная с pH 3.5 для лесной подстилки и с pH 3.0 для нижних минеральных горизонтов. При экстремальном воздействии величина гидролитической кислотности в профиле подзола в среднем увеличивается в 1.2 раза (табл. 6.2.4)

Таблица 6.2.4.

Гидролитическая кислотность в горизонтах подзола после имитации 5-летнего воздействия кислых осадков, ммоль $кг^{-1}$

Горизонт	pH МКО				
	5.7	4.5	3.5	3.0	2.5
O	73.9	70.6	82.7	93.2	99.3
OE	2.3	2.5	2.5	2.9	3.4
B_{fh}	4.1	4.0	4.0	4.3	5.3
B1	1.9	1.8	2.4	2.6	2.3

Усиление роли алюминия и водорода в составе обменных катионов ведет к соответствующему вытеснению из ППК обменных оснований с последующим выщелачиванием их из почвы в условиях промывного водного режима. Многие исследователи видят в этом процессе главную причину негативного влияния на почву кислотных выпадений (Glass et al., 1979; Abrahamsen, 1984; Hutterman, Ulrich, 1984 и др.).

В результате воздействия раствора с pH < 3.5 выщелачивание обменных оснований происходит из всего исследованного слоя почвы (табл. 6.2.5). В итоге при наибольшей кислотной нагрузке (pH 2.5) из профиля за пять имитируемых лет вынесено 76% обменного Ca, 79% Mg и

44% К. Подобные данные о столь катастрофических объемах потери обменных оснований были получены в модельных опытах и другими исследователями (Brown, 1985; Moore, 1987).

Уменьшение содержания обменных оснований особенно резко проявляется в поверхностных горизонтах, которые первыми взаимодействуют с кислыми растворами и имеют относительно высокую степень насыщенности. В них создаются условия для наиболее интенсивного протекания ионообменных реакций и трансформации состава поглощенных катионов. Так, вынесенные из лесной подстилки вследствие имитации пятилетнего кислотного воздействия осадков с pH 2.5 93% обменного Ca, 83% Mg и 56% калия составили соответственно 87, 75 и 54% от суммарной потери их обменных форм из всего профиля почвы. Подобный интенсивный вынос важных элементов минерального питания растений из корнеобитаемой зоны, очевидно, может иметь негативные экологические последствия. Чрезвычайно неблагоприятным процессом является интенсивная потеря элементов из лесной подстилки, которая в бедных лесных почвах служит одним из основных резервов и источников минерального питания растений.

В более глубоких горизонтах обеднение ППК щелочными и щелочно-земельными элементами выражено в значительно меньшей степени. Так, при pH модельных осадков 2.5 из иллювиального горизонта выносится только 10% обменного Ca и 50% обменного Mg (табл. 6.2.5). В ряде же случаев в иллювиальных горизонтах профильно-дифференцированных почв может происходить даже некоторое увеличение содержания обменных Ca, Mg и K, видимо, вследствие переноса их из вышележащих горизонтов (Bergkvist, 1986; James, Riha,1989).

Таблица 6.2.5.

Содержание обменных оснований в горизонтах подзола после имитации 5-летнего воздействия кислых осадков, (числитель - ммоль $кг^{-1}$, знаменатель - % от контроля)

Горизонт	pH МКО				
	5.7	4.5	3.5	3.0	2.5
Кальций					
O	106.3	97.8	37.2 / 35	24.3 / 23	7.2 / 7
OE	3.0	2.3	2.5 / 83	2.0 / 67	1.2 / 40
B_{fh}	1.3	1.2	1.2 / 92	1.0 / 77	0.9 / 69
B1	1.0	1.0	0.8 / 80	0.9 / 90	0.9 / 90
Весь профиль			/ 50	/ 39	/ 24
Магний					
O	34.8	31.4	14.9 / 46	11.5 / 33	5.8 / 17
OE	1.0	1.0	0.6 / 60	0.4 / 40	0.3 / 30
B_{fh}	0.3	0.2	0.2 / 67	0.1 / 33	0.1 / 33
B1	0.2	0.2	0.2 / 100	0.1 / 50	0.1 / 50
Весь профиль			/ 44	/ 33	/ 21
Калий					
O	11.5	8.5	5.6 / 49	5.8 / 50	5.1 / 44
OE	1.0	0.9	0.8 /80	0.5 / 50	0.4 /40
B_{fh}	0.5	0.4	0.5 /100	0.3 / 60	0.3 / 60
B1	0.3	0.3	0.4 /100	0.3 / 100	0.3 / 100
Весь профиль			/ 79	/ 60	/ 56

Проведенные по результатам лабораторных экспериментов балансовые расчеты показывают превышение суммы выщелоченных из почвы элементов над потерей их обменных форм в отдельных горизонтах (Skeffington, Brown, 1986; Макаров, Исдбаев, 1994). Результаты нашего моделирования кислотного воздействия на почву также свидетельствуют, что процесс выщелачивания катионов может затрагивать необменные

формы элементов (табл. 6.2.6). Вероятность выщелачивания из почвы необменных форм зависит как от свойств самой почвы, так и от интенсивности кислотного воздействия. В подзоле, обладающем низкой буферной способностью, при воздействии раствора с pH 3.5 катионы оснований выносятся преимущественно из обменных позиций. При усилении кислотного воздействия резко возрастает вынос необменных кальция и магния из верхних горизонтов профиля. Общая потеря этих элементов из элювиального и верхней части иллювиального горизонтов в 10 раз превышает вынос из них обменных форм. В лесной подстилке, где обменные основания составляют большую часть их общего содержания, процесс выноса элементов в значительной степени контролируется потерей именно обменных форм. В результате, несмотря на резкое обеднение основаниями лесной подстилки, абсолютный вклад органогенной и минеральной частей профиля в процесс выщелачивания кальция и магния практически равен, а при усилении кислотного воздействия роль минеральных горизонтов как поставщиков элементов в почвенный раствор возрастает. Калий при всех уровнях кислотного воздействия выносится только из обменных позиций (табл. 6.2.6).

Таким образом, помимо прямого обмена оснований ППК на протоны и алюминий, преобладающего в катионообменной зоне буферности, в почвах происходит переход необменных форм элементов в обменные с последующим их выносом из почвы. Возможность этого процесса была доказана экспериментальным путем, когда под влиянием растворов с pH 3.7 в слабокислых ненасыщенных почвах наблюдалось растворение слюд и смектитов (Lilicholm, Feagley, 1988), а при снижении pH < 3.0 шло ускоренное выветривание плагиоклазов, оливина, авгита и каолинита (Li et al., 1988).

Таблица 6.2.6.

Баланс кальция, магния и калия в подзоле при моделировании кислотного воздействия - изменения относительно контроля, мг монолит$^{-1}$
(числитель - обменная форма, знаменатель - валовое содержание)

Элемент	Статья баланса	pH МКО		
		3.5	3.0	2.5
Ca	Уменьшение содержания в:			
	O	49	82 / 98	99 / 117
	OE	23	4.7 / 48	8.6 / 71
	B_{fh}	1.2	3.7	5.0 /62
	B1	2.6	1.3	1.3
	Весь профиль	55	92 / 146	114 / 250
	Вынос с промывными водами	46	139	244
Mg	Уменьшение содержания в:			
	O	12 / 12	14 / 15	17 / 20
	OE	1.2 / 8	1.8 / 24	2.0 / 24
	B_{fh}	2.2	2.9	2.9 / 25
	B1	0.8	0.8	0.8
	Весь профиль	16 / 20	20 / 39	23 / 69
	Вынос с промывными водами	21	44	75
K	Уменьшение содержания в:			
	O	5.5	10	13
	OE	-	4.6	5.6
	B_{fh}	-	-	4.9
	B1	-	-	-
	Весь профиль	5.5	15	23
	Вынос с промывными водами	4.6	12	25

В результате выщелачивания катионов из ППК существенно снижается величина суммы обменных оснований. В некоторых экспериментах она уменьшалась на 41-79% (Mantylahti, Niskanen, 1986). Степень насыщенности ППК основаниями в случае пятилетнего воздействиия на подзол МКО с pH 3.0 может уменьшиться с 25 до 5% (Brown, 1985), а при повышении кислотности модельных осадков до pH 2.5 подобное снижение степени насыщенности ППК происходит при двухлетней норме осадков (Гришина, Баранова, 1990).

Имитация пятилетнего кислотного воздействия в нашем эксперименте привела к существенному изменению суммарного

содержания обменных оснований и насыщенности ППК основаниями (табл. 6.2.7). Снижение суммы обменных оснований и степени насыщенности в лесной подстилке и в верхних минеральных горизонтах как следствие вымывания щелочных и щелочноземельных элементов отмечены при обработке растворами с pH < 4.5. При экстремальном подкислении (pH 2.5) сумма обменных оснований в лесной подстилке уменьшается приблизительно в 8 раз, а степень насыщенности - почти в 10 раз; в минеральных горизонтах эти величины уменьшаются в 2-3 раза.

Таблица 6.2.7.

Сумма обменных оснований, ммоль $кг^{-1}$ (числитель) и степень насыщенности основаниями, % (знаменатель) в горизонтах подзола после имитации 5-летнего воздействия кислых осадков

Горизонт	pH МКО				
	5.7	4.5	3.5	3.0	2.5
O	152.6 / 17.1	137.7 / 16.3	61.0 / 6.9	41.6 / 4.3	18.1 / 1.8
OE	5.0 / 17.9	3.9 / 13.5	3.6 / 12.5	2.9 / 9.1	1.9 / 5.3
B_{fh}	2.1 / 5.1	1.8 / 4.3	1.9 / 4.5	1.4 / 3.2	1.3 / 2.4
B1	1.5 / 7.3	1.5 / 8.3	1.4 / 5.8	1.3 / 4.8	1.2 / 5.0

Для диагностики антропогенного подкисления почв удобно использовать коэффициент эквивалентных отношений обменных Ca^{2+} и Al^{3+}, поскольку эти ионы доминируют в ППК в различных интервалах значений pH, а также являются антагонистами в физиологии корневого питания растений (Haun et al., 1988). Резкое, в 15-30 раз, уменьшение значения показателя $Ca^{2+}:Al^{3+}$ или $Ca^{2+}:(Ca^{2+}+Al^{3+}+Fe^{3+})$ говорит о переходе почвы в алюминиевую зону буферности, в которой создается реальная угроза для нормального функционирования корневых систем растений (Ulrich, 1983). В проведенном нами эксперименте процесс замещения Ca^{2+} на Al^{3+} наиболее активно шел в поверхностном органогенном горизонте, для которого и характерно максимальное

уменьшение отношения Ca^{2+}:Al^{3+} (табл. 6.2.8).

Таблица 6.2.8.

Изменение отношения Ca^{2+}/Al^{3+} под воздействием кислотных осадков

Горизонт	pH МКО				
	5.7	4.5	3.5	3.0	2.5
O	5.91	4.45	1.16	0.46	0.12
OE	0.27	0.19	0.17	0.15	0.07
B_{fh}	0.13	0.12	0.10	0.08	0.07
B1	0.25	0.25	0.16	0.11	0.10

Таким образом, кислотные осадки способны оказать существенное влияние на ионообменные свойства чувствительных к подкислению почв, коренным образом изменяя состав и структуру обменных катионов ППК. Как правило, эти изменения четко фиксируются только при жестком протонном прессинге, а при снижении кислотных нагрузок проявляются лишь как тенденции. Однако, поскольку общее количества катионов, адсорбированных в ППК, в несколько раз превышает их концентрации в почвенном растворе, даже небольшие трансформации в составе ионообменного комплекса способны привести к значительным изменениям в химии жидкой фазы почвы (McFee, 1983; Макаров и др., 1993). Неблагоприятные изменения в свойствах почв наиболее ярко проявляются в поверхностных горизонтах, где сосредоточена основная масса корней травяно-кустарничкового яруса и значительная доля тонких корней деревьев. Изменение параметров состояния почвенной среды может, следовательно, негативно отражаться на росте и развитии лесной растительности и, в особенности, на прорастании семян. При оценке чувствительности или устойчивости почв к кислотным осадкам необходимо учитывать не только свойства почв, но и совокупность конкретных условий почвообразования.

6.2.4. Изменение суглинистых подзолистых почв под лесной растительностью под влиянием возрастающих протонных нагрузок

Изменение суглинистых подзолистых почв под влиянием кислых осадков в отличие от иллювиально-железистых подзолов исследовано сравнительно мало. В одной из немногочисленных работ на эту тему немецких исследователей (Reiter et all, 1986) представлены результаты модельного полевого опыта, в котором на суглинистую почву, близкую к дерново-подзолистой, в течение двух лет воздействовали МКО с pH 2,7, обеспечив протонную нагрузку, эквивалентную 6,7 кмоль га$^{-1}$. Благодаря сильному буферному действию органогенных горизонтов в нижележащих минеральных горизонтах значения pH_{H2O} снизились только на 0,1-0,2 единицы, а изменений в составе ППК не наблюдалось; снижение ЕКО произошло только в верхней части органогенного горизонта. Американские исследователи (Lilieholm, Feagly, 1988) в условиях лабораторного опыта в колонках промывали образец верхнего горизонта суглинистой почвы, близкой к дерново-подзолистой, различными дозами МКО с разным значением pH. В том варианте опыта, где значение pH МКО было 3,7, а общее количество МКО, поступившее в почву, соответствовало 80-летней сумме осадков, наблюдалось достоверное увеличение обменной кислотности за счет обменного Al, а величина pH_{KCl} снизилась на 0,3 единицы, причем изменение указанных характеристик происходило не по линейному закону.

Ниже рассматриваются результаты пятилетнего модельного полевого опыта, проведенного на лесных суглинистых подзолистых почвах Центрального Лесного Государственного Биосферного Заповедника (Нелидовский р-н, Тверская обл.). Основной целью было изучение изменений, происходящих в этих почвах под влиянием возрастающих кислотных нагрузок.

Объекты и методы исследования. В 1993 году на слабонаклоненной водораздельной поверхности на палево-подзолистых почвах, развитых на легких покровных суглинках, подстилаемых мореной, под смешанным лесом с преобладанием ели и осины было заложено 2 экспериментальные и 2 контрольные площадки размером 1 $м^2$. Экспериментальные площадки поливали МКО в течение вегетационного сезона, а контрольные - водой из реки Межа, имеющей значения pH 6,0-7,0 и содержащих до 6 мг $л^{-1}$ Ca и до 3 мг $л^{-1}$ Mg.

МКО, имеющие значение pH 3,0 $\pm$ 0,1, готовили на той же воде из смеси H_2SO_4 и HNO_3 в соотношении 3:1. Полив проводили равномерно по всей поверхности площадок. Всего за летний сезон 1993 года на контрольную площадку было вылито 1200 литров воды, а на экспериментальную площадку - 1200 литров МКО, что соответствует примерно двум годовым нормам осадков в районе исследований. Протонная нагрузка при этом на экспериментальной площадке была эквивалентна 1,2 моль $м^{-2}$, т.е. 12 кмоль $га^{-1}$. После окончания полива в августе 1993 года одна экспериментальная и одна контрольная площадки были размонтированы, и из них были взяты образцы из горизонтов L, F, H, AE и E в трехкратной повторности. Перед началом опыта на расстоянии 3 м от экспериментальной площадки был заложен разрез, и из него из тех же горизонтов были взяты образцы в трехкратной повторности, по которым характеризовали исходную почву.

Две оставшиеся площадки - экспериментальную и контрольную продолжали поливать в том же режиме в течение 1994 и 1995 годов, что обеспечило кислотную нагрузку на экспериментальной площадке, эквивалентную 36 кмоль $га^{-1}$. Каждый год полив осуществляли в течение одного месяца, причем в период между поливами и экспериментальная, и контрольная площадки были закрыты полиэтиленовой пленкой. В июле 1996 года половина экспериментальной и половина контрольной

площадок были разобраны, и из них были взяты образцы в трехкратной повторности. Разбор площадок и взятие образцов проводили таким образом, чтобы в минимальной степени нарушить вторую половину площадок.

Вторую половину экспериментальной и контрольной площадок продолжали поливать в том же режиме в течение 1996 и 1997 годов, обеспечив таким образом протонную нагрузку на экспериментальной площадке, эквивалентную 60 кмоль га$^{-1}$. В июле 1998 года оставшиеся половины экспериментальной и контрольной площадок были размонтированы, и из них были взяты образцы из тех же горизонтов.

Во всех взятых образцах определяли величину pH в водной и солевой суспензиях, обменную кислотность по Соколову, содержание обменных Ca, Mg и K в NH_4Cl-вытяжке (Воробьева, 1998).

Для всех показателей осуществляли проверку гипотезы на нормальность распределения по критерию Уилка-Шапиро. Поскольку эта гипотеза не отвергалась ни для одного из показателей, рассчитывали средние величины (Дмитриев, 1995).

Результаты анализов выражали двумя различными способами: в пересчете на навеску почвы и в пересчете на определенный объем почвы с учетом мощности горизонтов и их объемной массы. Последний способ дает возможность более объективно сопоставлять содержание и запасы тех или иных компонентов в исходной почве с соответствующими данными для почв после полива водой и МКО. При оценке запасов компонентов учитывали изменения, произошедшие в массах органогенных горизонтов вследствие обработок водой и МКО.

Актуальная кислотность. В исходной почве (табл. 6.2.9) профильный ход значений pH достаточно типичен для подзолистых почв под лесной растительностью. Обращает на себя внимание высокое значение pH в горизонте *L*, что можно объяснить засушливостью климатических условий

года взятия образцов из исходной почвы (Абрамова, 1947; Коробова, 1996). Наиболее кислой реакцией характеризуется горизонт *AE*, куда поступают из вышележащих горизонтов и где продуцируются *in situ* органические кислоты, и где меньше оснований для их нейтрализации, чем в горизонтах *L*, *F* и *H* подстилки. По сравнению с почвой на контрольной площадке, на экспериментальной площадке кислотная нагрузка, эквивалентная 12 и 36 кмоль га$^{-1}$, привела к близким изменениям величины pH водной суспензии почвы (табл. 6.2.9): Это изменение охватило только органогенные горизонты и оказалось равным 1,1 -1,3 единицы pH в горизонте *L* и 0,3-0,9 единицы pH в нижележащих горизонтах *F* и *H*. В подзолистом горизонте E достоверного при P=0,95 снижения величины pH водной суспензии не наблюдалось.

Таблица 6.2.9.

Значения pH водной суспензии в исходной почве и разница между средними величинами pH водной суспензии почвы после полива водой и кислотой (средние значения из трех повторностей)

Горизонт	Исходная почва	Разница между средними величинами pH водной суспензии		
		2 нормы	6 норм	10 норм
L	6.24	-1.22	-1.12	-1.69
F	5.02	-0.43	-1.10	-1.09
H	4.73	-0.31	-0.30	-1.01
A1E	4.34	*	*	-0.67
E	5.06	*	*	-0.46

** разница между величинами pH в опыте с поливом водой и кислотой незначима при P=0.90*

Отсутствие изменения в величинах pH минеральных горизонтах при обработке МКО при протонной нагрузке, эквивалентной 36 кмоль га$^{-1}$, по сравнению с нагрузкой, эквивалентной 12 кмоль га$^{-1}$, можно объяснить следующим образом. Снижению pH в этих горизонтах в обоих случаях может препятствовать поглощение сульфат-иона несиликатными соединениями Fe и Al, содержание которых в горизонте *E* составляет 1-1,5

% (Васенев, Таргульян, 1995). Это поглощение обычно происходит по типу лигандного обмена и сопровождается вытеснением в раствор гидроксильных групп, находящихся на поверхности частиц гидроксидов Fe и Al (Singh, 1984). Аналогичное явление наблюдали и другие исследователи на первых стадиях взаимодействия почв с кислыми осадками (см. например, Shibata et al., 1995, и др.).

При кислотной нагрузке, эквивалентной 60 кмоль га$^{-1}$, происходило дальнейшее достоверное снижение pH не только в органогенной части профиля, но и в минеральных горизонтах *AE*, и *E*, где оно измерялось величинами, равными 0,4-0,5 единицы pH. Возможно, что при этом способность верхних минеральных горизонтов к поглощению сульфат-иона оказывается уже исчерпанной, и во всей исследованной толще наблюдается снижение pH под влиянием кислотной нагрузки.

Полученные результаты по изменению актуальной кислотности под влиянием различных протонных нагрузок в целом находятся в соответствии с литературными данными для большинства автоморфных лесных почв бореального пояса (см., например, Кислотные осадки ..., 1999; Klimo, 1986; Brown, 1987; Eriksson, 1992; и др.) Можно отметить лишь более сильное, чем наблюдаемое другими авторами, снижение pH в горизонте *L* при кислотной нагрузке, эквивалентной 60 кмоль га$^{-1}$, которое составляет 1,7 единицы pH. Это различие можно объяснить тем, что горизонт *L* представляет собой только самую верхнюю часть подстилки мощностью 1-2 см, в первую очередь испытывающую влияние протонной нагрузки, в то время как во многих работах других авторов лесная подстилка исследовалась целиком, без разделения на подгоризонты.

Содержание и запасы обменных оснований. В исходной почве содержание обменных оснований (табл. 6.2.10) максимально в органогенных горизонтах

L, *F* и *H*, где оно измеряется десятками смоль(+)·кг$^{-1}$, и резко снижается в минеральных горизонтах до десятых долей смоль(+)·кг$^{-1}$. Среди обменных оснований преобладает Ca, количество которого во всех горизонтах в 2-7 раз выше содержания обменных Mg и K, что приблизительно соответствует мольным пропорциям Ca, Mg и K в древесном опаде лесов с преобладанием ели (Ремезов, 1989; Лукина, Никонов, 1996). В пределах органогенной толщи содержание обменных Ca, Mg и K примерно в равной мере снижается с увеличением степени разложенности органического вещества, т. е. от горизонта *L* к горизонту *H*, за счет возрастания доли минеральных компонентов и потребления оснований биотой; для Ca возможен также его переход в трудно-растворимые соединения.

Ранее было показано (Лукьянова и др., 2000), что во всех горизонтах количество переходящего в водную вытяжку Ca составляет примерно 10 % от содержания его в обменной форме. Для Mg и калия аналогичная картина наблюдается в минеральных горизонтах. В органогенных горизонтах *L* и *F* доля экстрагируемого водой Mg от обменного возрастает до 20-30%, а содержание водорастворимого калия близко к содержанию обменного, т.е. переходящего в NH_4Cl-вытяжку. Соли, образованные калием и частично магнием с анионами неспецифических органических кислот, преобладающих в лесных подзолистых почвах - щавелевой, лимонной, муравьиной и некоторыми другими – характеризуются высокой растворимостью (Справочник химика, 1965). Поэтому при обработке образцов из органогенных горизонтов раствором NH_4Cl в отношении Mg и K осуществляется не столько реакция вытеснения этих металлов с обменных позиций, сколько растворение солей, образованных калием и магнием с анионами органических кислот.

---

* В отношении органогенных горизонтов термин "обменные основания" используется весьма условно, т.к. при приготовлении NH_4Cl-вытяжки катионы переходят в раствор не столько с собственно обменных позиций на функциональных группах гумусовых кислот или на глинистых минералах, сколько из плохо разложившихся растительных тканей или при растворении солей Ca, Mg и K с анионами органических кислот

Табл. 6.2.10.

Содержание и запасы обменных оснований и обменных кислотных компонентов в исходной почве (средние значения из трех повторностей, при составлении таблицы использованы данные Лукьяновой и др., 2001)

Гори-зонт	Обменные						
	Ca	Mg	K	∑ обм. осн.	H	Al	∑ H+Al
Содержание, смоль(+)/кг							
L	27.00	4.30	4.28	35.58	2.10	0.40	2.50
F	22.50	3.20	2.74	28.44	2.20	0.80	3.00
H	8.60	1.30	1.69	15.21	1.10	4.60	5.70
A1E	1.20	0.30	0.19	1.69	0.20	4.40	4.60
E	0.60	0.20	0.12	0.92	0.10	1.50	1.60
Запасы. ммоль(+)/м^2							
L	162	26	26	214	13	2	15
F	270	38	33	341	26	10	36
H	172	26	34	232	22	22	114
A1E	744	186	118	1048	124	2737	2861
E	2358	786	472	3616	393	5895	6288
∑	3706	1062	683	5451	578	8666	9314

Суммарные запасы обменных оснований составляют 5400 ммоль(+)·м$^{-2}$ (т.е. 54 кмоль(+) га$^{-1}$) в толще профиля, включающей горизонты (*L+F+H+AE+E*). При этом на долю подзолистого горизонта приходится 60-70% общих запасов обменных Ca, Mg и K, несмотря на то, что содержание обменных оснований в этом горизонте на два порядка ниже, чем в горизонтах *L* и *F*. Это объясняется значительно большей массой горизонта *E* по сравнению с органогенными горизонтами.

Анализ данных по изменению запасов обменного Ca (табл. 6.2.11) при воздействии двухлетней нормы МКО (протонная нагрузка эквивалентна 12 кмоль га$^{-1}$) показывает, что органогенные горизонты обедняются обменным Ca, а в минеральных горизонтах наблюдается его накопление при обработке МКО по сравнению с поливом водой. При этом увеличение

запасов обменного Са в минеральных горизонтах значительно превышает его потерю из горизонтов *L, F* и *H*, что приводит к абсолютному накоплению обменного Са в пределах исследованной толщи в целом на 700 ммоль(+) $м^2$. При обработке почв МКО в количестве шести годовых норм указанная закономерность сохраняется. При поливе МКО в количестве 10 годовых норм наблюдалось существенное снижение запасов обменного Са в каждом из горизонтов и в исследованной толще в целом.

Полученные результаты можно объяснить следующим образом. Полив кислотой приводит к понижению значений pH в органогенных горизонтах *L, F* и *H* (табл. 6.2.9) даже при минимальной протонной нагрузке, равной 12 кмоль $га^{-1}$. При больших протонных нагрузках наблюдается дальнейшее снижение pH, причем оно распространяется во все более глубокие горизонты. Снижение pH приводит к смещению катинно-обменных равновесий и замещению кальция протоном на обменных позициях, т.е. к осуществлению реакции катионного обмена. Совершенно очевидно, что если бы воздействие МКО сводилось только к этой реакции, в исследованной толще в целом с учетом промывного типа водного режима следовало бы ожидать отрицательный баланс обменного Са при любых протонных нагрузках. В действительности, снижение pH вызывает, кроме реакций катионного обмена, увеличение растворимости Са-содержащих соединений. В органогенных горизонтах эти соединения могут быть представлены оксалатами (Cromack, 1979), фосфатами и другими солями Са, а в минеральных горизонтах могут также присутствовать фосфаты Са (апатит) и Са-содержащие плагиоклазы, растворимость которых при снижении pH заметно возрастает (Van Breemen; Wielemaker, 1974). Увеличение растворимости этих соединений приводит к увеличению концентрации Са в почвенном растворе и накоплению Са, переходящего в водную вытяжку (Лукьянова и др., 2000).

Таблица 6.2.11.

Разница в запасах обменных Са, Mg и К в почве между вариантами опыта

с поливом водой и кислотой, ммоль(+)/м^2 (средние значения из трех повторностей; при составлении таблицы использованы данные Лукьяновой и др., 2001 г.)

Горизонт	Ca			Mg			K			Σ		
	2 норм	6 норм	10 норм	2 норм	6 норм	10 норм	2 норм	6 норм	10 норм	2 норм	6 норм	10 норм
L	-185	-83	-103	-19	-12	-10	-5	-3	-4	-209	-98	-117
F	-96	-147	-231	-14	-13	-30	-6	0	-4	-116	-160	-265
H	-136	-94	-271	-20	-39	-7	-3	-1	+1	-159	-134	-277
A1E	-62	-161	-1042	0	-229	+205	-19	-31	+12	-81	-421	-825
E	+1179	+1258	0	0	+118	0	0	-39	-236	+1179	+1337	-236
Σ	+700	+773	-1647	-54	-175	+158	-33	-74	-230	+614	+524	-1719

Поскольку одновременно осуществляется нисходящий ток почвенных растворов и продолжается поступление МКО на поверхность почвы, заметная доля мобилизованного в раствор Са оказывается вынесенной в подзолистый горизонт *E*, где Са участвует в реакциях катионного обмена, вытесняя из ППК обменные Al и H. Этому способствует относительно длительный контакт твердой и жидкой фаз в подзолистом горизонте вследствие застаивания влаги над нижележащими горизонтами с низкой водопроницаемостью.

В результате органогенные горизонты обедняются, а минеральные - в еще большей степени обогащаются обменным Са при кислотных нагрузках, эквивалентных 12 и 36 кмоль га$^{-1}$, что подтверждается статистической обработкой полученных данных (Лукьянова и др., 2000; 2001). При этом в пределах всей исследованной толщи в целом имеет место существенное превышение запасов обменного Са при поливе кислотой по сравнению с контролем (+700 и + 773 ммоль(+) м$^{-2}$ при

кислотных нагрузках 12 и 36 кмоль га$^{-1}$ соответственно). По полученным данным нельзя дифференцированно оценить вклад каждого из горизонтов в мобилизацию Са и в накопление обменного Са в горизонте *Е* при поливе кислотой по сравнению с поливом водой, поскольку в этот горизонт поступаст Са из всех вышележащих горизонтов, и в нем самом может осуществляться растворение Са-содержащих соединений с последующем вытеснением обменных Al и Н.

При кислотной нагрузке, эквивалентной 60 кмоль га$^{-1}$, резерв Са-содержащих соединений, способных растворяться при данных значениях pH, в исследованной части профиля, существенно снижается, и вытеснение кальция с обменных позиций и последующий вынос осуществляется с большей скоростью, чем поступление Са в раствор и в ППК. В результате наблюдается снижение содержания обменного Са во всех горизонтах, и его баланс в пределах исследованной толщи в целом по сравнению с контролем становится отрицательным (-1647 ммоль(+) м$^{-2}$, т.е. 16,5 кмоль га$^{-1}$). При этом наиболее сильное уменьшение запасов обменного Са происходит в горизонте *АЕ* (-1042 ммоль(+) м$^{-2}$).

Содержание и запасы обменного Mg, также как и обменного Са, в органогенных горизонтах под влиянием полива МКО в количестве двух и шести годовых норм снижаются по сравнению с контрольным вариантом опыта (табл. 6.2.12). В подзолистом горизонте наблюдается некоторое увеличение количества обменного Mg при кислотной нагрузке, эквивалентной 36 кмоль га$^{-1}$, очевидно, за счет поступления Mg из вышележащих горизонтов с последующим замещением обменных Н и Al в ППК горизонта *Е*. Поскольку это увеличение количества обменного Mg не компенсирует его потерю из органогенной толщи, баланс в пределах исследованной части профиля остается отрицательным. Более того - абсолютное уменьшение запасов обменного Mg по сравнению с контролем в исследованной части профиля возрастает от -54 до -175 ммоль(+) м$^{-2}$ при

увеличении кислотной нагрузки от 12 до 36 кмоль га$^{-1}$.

При воздействии протонной нагрузки, эквивалентной 60 кмоль га$^{-1}$, продолжается процесс вытеснения обменного Mg из органогенных горизонтов, но одновременно наблюдается отчетливая его аккумуляция в горизонте *AE*. Можно предполагать, что при подкислении в этом горизонте начинают растворяться Mg-содержащие глинистые минералы - иллиты, хлориты, разбухающие минералы монтмориллонитовой группы. Глинистые минералы в этом горизонте обладают худшей окристаллизованностью по сравнению с подзолистым горизонтом, вероятно, за счет более кислой реакции и более высокого содержания агрессивного органического вещества. Поэтому логично предположить, что при понижении pH именно в этом горизонте под влиянием МКО в первую очередь начнется процесс растворения глинистого материала.

Табл. 6.2.12.

Разница в запасах обменных кислотных компонентов между вариантами опыта с поливом водой и кислотой, ммоль(+)/м^2
(средние значения из трех повторностей; при составлении таблицы использованы данные О.Н. Лукьяновой и др., 2000 г)

Горизонты	Обменный H			Обменный Al			∑ обменных H и Al		
	2 нормы	6 норм	10 норм	2 нормы	6 норм	10 норм	2 нормы	6 норм	10 норм
L	0	+1	-2	+7	+8	+17	+7	+9	+15
F	-1	+8	-4	+37	+91	+70	+36	+99	+66
H	0	+5	-6	+110	+113	+126	+110	+118	+120
A1E	+62	-211	+62	-560	+1804	+1076	-498	+1593	+1138
E	+393	-982	+78	-1572	+3223	+3891	-1179	+2241	+3969
∑	+454	-1179	+128	-1978	+5239	+5180	-1524	+4066	+5308

Магний, освобождающийся при выветривании и растворении минералов, переходит в почвенный раствор, что сопровождается

заметным увеличением содержания Mg, переходящего в водную вытяжку в горизонте *AE* (Лукьянова и др., 2000). В соответствии с ростом концентрации Mg в растворе, возрастает и содержание этого элемента в ППК. Поскольку пополнение резервов обменного Mg в горизонте *AE* за счет растворения Mg-содержащих минералов осуществляется с большей скоростью, чем его вытеснение протоном и последующий вынос, имеет место эффект его аккумуляции в этом горизонте. При этом абсолютное накопление обменного Mg превышает его потерю из вышележащих органогенных горизонтов, и при отсутствии изменений в содержании обменного Mg в горизонте *E* наблюдается его положительный баланс (+158 ммоль(+) $м^{-2}$) в пределах всей исследованной толщи.

В отношении обменного калия при протонных нагрузках 12 и 36 кмоль $га^{-1}$ наблюдается та же закономерность, что и в отношении обменного Mg - его содержание и запасы во всех горизонтах снижаются по сравнению с контролем, причем в исследованной части профиля в целом разница в запасах обменного калия составляет -33 и -74 ммоль(+) $м^{-2}$ при кислотных нагрузках 12 и 36 кмоль $га^{-1}$ соответственно.

При протонной нагрузке, эквивалентной 60 кмоль $га^{-1}$, происходит дальнейшее снижение запасов обменного калия до величины -230 ммоль(+) $м^{-2}$. Вместе с тем, при такой протонной нагрузке наблюдается положительный баланс обменного калия в горизонте *AE*. Это накопление не компенсирует потерю обменного калия из остальных горизонтов, и поэтому баланс обменного калия в пределах исследованной толщи оказывается отрицательным (-230 ммоль(+) $м^{-2}$).

Аккумуляцию обменного калия в горизонте *AE* можно объяснить той же причиной, что и аккумуляцию в этом горизонте обменного Mg, а именно – увеличением растворимости калий-содержащих минералов, прежде всего слюд и иллитов, под влиянием подкисления с освобождением калия в раствор с его последующим вхождением в ППК.

Ранее было показано, что в горизонте *AE* при воздействии протонной нагрузки, эквивалентной 60 кмоль га$^{-1}$, наблюдается накопление переходящего в водную вытяжку калия по сравнению с контролем, что рассматривалось как следствие увеличения растворимости калий-содержащих минералов при снижении pH (Лукьянова и др., 2000).

Запасы суммы обменных (Ca+Mg+K) и их изменение под влиянием разных протонных нагрузок в целом контролируются соответствующими величинами для обменного Ca, поскольку во всех горизонтах его количество в несколько раз выше по сравнению с количеством обменных Mg и K.

При протонных нагрузках, эквивалентных 12 и 36 кмоль м$^{-2}$, запасы суммы обменных оснований превышают эту величину в контрольных вариантах опыта соответственно на 614 и 524 ммоль(+) м$^{-2}$ именно за счет накопления обменного Ca, несмотря на отрицательный баланс Mg и K. При протонной нагрузке, эквивалентной 60 кмоль га$^{-1}$, отрицательный баланс запаса суммы обменных оснований складывается в основном из потерь обменного Ca, несмотря на увеличение содержания обменного Mg в горизонте *AE* и в исследованной толще в целом.

Сопоставление полученных результатов с приведенными выше результатами исследования влияния протонных нагрузок на иллювиально-железистые подзолы и с литературными данными позволяет заключить, что в исследованных подзолистых почвах на суглинках наблюдаются несколько иные закономерности в изменении содержания и запасов обменных оснований по сравнению с большинством почв, служивших объектом исследования других авторов и имеющих преимущественно легкий гранулометрический состав (Кислотные осадки ..., 1999; Abrahamsen, 1984; Skeffington, Brown, 1986; Brown, 1987; и др.).

Основная особенность, отличающая суглинистые подзолистые почвы, заключается в том, что при протонных нагрузках (эквивалентных 12 и 36

кмоль га$^{-1}$) в толще профиля, включающей органогенный и подзолистый горизонты, несмотря на выщелачивание Са из органогенных горизонтов регистрируется абсолютное накопление обменного Са за счет его аккумуляции в горизонте *E*, которое превышает вынос обменного Са из органогенных горизонтов. В почвах более легкого гранулометрического состава, исследованных другими авторами, при таких же примерно уровнях протонной нагрузки наблюдается не только вынос обменного Са из органогенных горизонтов, но и снижение его запасов пределах почвенного профиля в целом. При этом увеличение содержания обменного Са в минеральных горизонтах за счет его привноса из органогенных отмечается крайне редко.

Указанные различия между подзолистыми почвами разного гранулометрического состава связаны с совместным влиянием нескольких факторов. Во-первых, песчаные отложения, особенно кварцевые пески, обеднены Са-содержащими минералами - потенциальными источниками водорастворимого и обменного Са в почве. Во-вторых, в почвах легкого гранулометрического состава Са, поступающий из органогенной толщи, не может в больших количествах закрепиться в минеральных горизонтах из-за низкой ЕКО. В третьих, высокая водопроницаемость песков и отсутствие водоупора, всегда имеющего место на границе подзолистого и иллювиального горизонтов в суглинистых подзолистых почвах, способствуют быстрому выносу вытесненного в раствор Са за пределы почвенного профиля. Что касается данных по изменению содержания и запасов обменных Mg и K под влиянием различных протонных нагрузок, то они принципиально не отличаются от опубликованных материалов (Ulrich et al., 1980 и др.). Максимальные значения обменной кислотности наблюдаются в горизонтах *H* и *AE*, вверх и вниз по профилю они уменьшаются (табл. 6.2.12) – соответственно за счет увеличения содержания обменных оснований в горизонтах *L*, *F* и *H* и за счет снижения

ЕКО в подзолистом горизонте при меньшем количестве поступающих в этот горизонт органических кислот. В горизонтах *L* и *F* обменная кислотность формируется преимущественно обменным H, в нижележащих горизонтах - обменным Al, что свойственно большинству кислых почв (Чернов, 1947).

Общие запасы обменных кислотных компонентов в толще профиля исходной почвы, включающей горизонты L, F, H, AE и E, составляют ~10000 ммоль $м^2$, т.е. ~100 кмоль(+) $га^{-1}$, что вдвое превышает запасы обменных оснований в той же толще . При этом основные запасы обменных кислотных компонентов приурочены к минеральным горизонтам за счет их несопоставимо большей массы по сравнению с органогенными горизонтами.

При обработке МКО в органогенных горизонтах запасы кислотных компонентов прогрессивно увеличивались при возрастании кислотной нагрузки, причем это увеличение происходило только за счет обменного Al; запасы обменного H при этом изменялись незначительно и незакономерно. Эта закономерность была выявлена также и для иллювиально-железистых подзолов (Гришина, Баранова, 1991). Очевидно, под влиянием кислых осадков одной из важнейших буферных реакций в органогенных горизонтах является диссоциация алюмоорганических комплексов с последующим протонированием органических лигандов и освобождением алюминия. Это предположение подтверждается экспериментальными данными Джеймса и Риха, которые наблюдали заметное увеличение содержания наиболее подвижных форм Al после обработки органогенных горизонтов лесных почв МКО, приготовленными на основе азотной кислоты (James, Riha, 1984).

В минеральных горизонтах увеличение запасов кислотных компонентов происходило при протонных нагрузках, эквивалентных 36 и 60 кмоль $га^{-1}$. Известно, что при подкислении растворяются прослойки

гидроксида Al в минералах группы почвенных хлоритов (Malcolm et al., 1969), которые составляют существенную долю тонкодисперсных фракций в исследованных почвах (Соколова и др., 1994). Возможна также мобилизация Al и из других источников - за счет диссоциации при подкислении Al-органических соединений, растворения наиболее тонкодисперсных частиц аморфных гидроксидов Al и др. Освободившийся Al вступает в реакции гидролиза с образованием протонов, которые оттитровывают в ходе определения обменной кислотности.

При воздействии МКО в количестве двух годовых норм (протонная нагрузка эквивалентна 12 кмоль га$^{-1}$) наблюдается сильное снижение запасов обменных кислотных компонентов в минеральных горизонтах *AE* и *E*, имеющих несопоставимо большую массу по сравнению со всей ограниченной толщей (табл. 6.2.12). В результате в исследованной части профиля в целом также регистрируется заметное снижение запасов кислотных компонентов по сравнению с соответствующими контрольными вариантами опыта. Выше уже указывалось, что поступающие из вышележащих горизонтов Ca, Mg и K вступают в реакции катионного обмена, замещая обменные Al и H в ППК.

В этом отношении полученные данные несколько отличаются от результатов большинства других исследователей, которые фиксировали увеличение обменной кислотности под влиянием практически любых протонных нагрузок. Указанные различия можно объяснить двумя причинами. Во-первых, при сравнительно небольших протонных нагрузках в минеральных горизонтах могло происходить поглощение сульфат-иона гидроксидами Fe и Al по типу лигандного обмена с соответствующим освобождение в раствор гидроксильных групп и снижением обменной кислотности на зависимых от pH обменных позициях. Это предположение косвенно подтверждается

экспериментальными данными по обработке тонкодисперсных фракций из исследованных почв МКО того же состава, что и в полевом опыте: после такой обработки значения pH водных суспензий илистой фракции были выше, чем до обработки (Козлова и др., 1999). Во-вторых, значительная часть опубликованных исследований относится к почвам под лесами более бореального типа и соответственно - с меньшим содержанием оснований в опаде и подстилке.

При увеличении протонных нагрузок до 36 и 60 кмоль га$^{-1}$ увеличение запасов кислотных компонентов происходит уже во всех исследованных горизонтах и соответственно - во всей исследованной части профиля в целом, которая содержит по сравнению с контролем на ~4000 и ~5000 ммоль(+) м$^{-2}$ больше этих компонентов соответственно при кислотных нагрузках 36 и 60 кмоль га$^{-1}$. Важно подчеркнуть, что в этом случае прибавка запасов обменных кислотных компонентов становится практически равной количеству поступивших в процессе эксперимента протонов (соответственно 40 и 50 кмоль га$^{-1}$). Такое соответствие в целом свидетельствует о том, что реакции катионного обмена являются одним из важнейших буферных механизмов при взаимодействии лесных суглинистых подзолистых почв с кислыми осадками.

6.3. Загрязнение почв гербицидами*

Сокращение объема применения гербицидов и нарушения в комплексе противосорняковых мероприятий, связанные с экономическими трудностями страны, привели к тому, что почти повсеместно наблюдается увеличение засоренности посевов сельскохозяйственных культур, причем 50-70% посевных площадей засорено в сильной или очень сильной степени. Потенциальные потери урожая в земледелии России от сорных растений за последние годы составляют от 15.5 до 26.6% для основных возделываемых культур. Суммарные потенциальные потери от сорняков

* Грант РФФИ

составляют в пересчете на зерно ежегодно 41 млн. т (Захаренко, 2000). Каждый год на засоренных землях сорными растениями отчуждается около 12 млн. т питательных веществ, что соответствует уровню производства минеральных удобрений в нашей стране и намного выше объема удобрений, вносимых на поля (в 1999 г. в сельскохозяйственных предприятиях было внесено всего 1.1 млн. т минеральных удобрений).

В 1998 г гербицидами в Российской Федерации было обработано 15.6 млн. га, что в два раза меньше по сравнению с применением гербицидов в 1986-90 гг. Следует отметить, что в мире производство, применение и ассортимент пестицидов, в том числе и гербицидов, с каждым годом увеличивается. Несомненно, что и в нашей стране с укреплением экономики возрастет применение средств защиты растений, что потребует еще более пристального внимания к проблеме экологической приемлемости применения гербицидов и реабилитации почв, загрязненных остатками ядохимикатов.

Применение гербицидов в нашей стране неравномерно по видам сельскохозяйственных культур, регионам и отдельным хозяйствам. При выращивании основных зерновых культур используется значительно меньше пестицидов, чем при возделывании риса, сахарной свеклы, картофеля, сои. За последнее 10-летие пестицидная нагрузка на гектар пашни была заметно выше в Астраханской, Ленинградской, Московской, Ростовской областях и Краснодарском крае по сравнению с другими регионами. Передовые хозяйства, получающие высокие урожаи, и в настоящее время применяют пестициды в значительных количествах, что может привести к загрязнению почв остатками токсикантов. Особенно опасно загрязнение почвы остатками гербицидов, так как они, в отличие от инсектицидов и фунгицидов обладают фитотоксичностью и могут значительно снизить урожай последующих культур севооборота.

Применяемые в земледелии гербициды должны быть высоко

эффективными, экономически приемлемыми и экологически безопасными. Более 80% гербицидов, прошедших регистрацию в Российской Федерации, малотоксичны и по степени безопасности для человека и теплокровных животных превосходят гербициды первых поколений. При соблюдении регламента применения современные гербициды в большинстве случаев не должны загрязнять почву и оказывать негативного действия на почвенные процессы и окружающую среду. Однако загрязнение почв гербицидами может наблюдаться при внесении завышенных доз препаратов, длительном применении на одном и том же участке (особенно в случае использования персистентных гербицидов), нарушении сроков и технологии внесения (неисправность опрыскивателя, перекрытии соседних полос при прохождении опрыскивателя и т.д.), при аварийных ситуациях.

Охрана почв от загрязнения гербицидами и восстановление плодородия уже загрязненных токсикантами почв требует знания основных аспектов поведения гербицидов в почве, осуществления контроля за остаточными количествами. В настоящее время накоплена значительная информация о поведении гербицидов в почве. Однако постоянное совершенствование ассортимента препаратов, появление высокоэффективных гербицидов нового поколения предполагает проведение исследований по изучению особенностей поведения гербицидов в конкретных почвенно-климатических условиях страны.

6.3.1. Поведение гербицидов в почве

Обычно гербициды вносят с водой путем опрыскивания вегетирующих растений или почвы. В первом случае на растения попадает только 5-30% гербицида, в то время как 70-95% ядохимиката поступает в почву. Во втором случае (при предпосевном или довсходовом опрыскивании) все 100% гербицида попадает в почву. Другие технологии

использования – разбрасывание гранулированных препаратов или их внесение с поливной водой – также приводят к тому, что в почву поступает весь примененный гербицид. В дальнейшем гербициды могут претерпевать в почве различные превращения (рис. 6.3.1).

Несмотря на разнообразие возможных превращений, основными процессами, определяющими поведение гербицидов в почве, являются их адсорбция, разложение и миграция, приводящие к инактивации (детоксикации) гербицида. В природных условиях указанные процессы протекают одновременно, а их разделение возможно только при проведении лабораторных экспериментов. В зависимости от конкретных почвенно-климатических условий и свойств гербицида может наблюдаться преимущественное протекание адсорбции, разложения или миграции гербицида. Тем не менее, инактивация гербицида всегда является суммарным результатом протекания всех указанных процессов.

Адсорбция. При попадании в почву гербициды связываются с органическим веществом почвы или ее глинистой фракцией (Bailey, White, 1964). Оценить отдельный вклад органической и минеральной фракций, образующих единый глино-гумусовый комплекс, черезвычайно трудно. Кроме того, при содержании в почве нескольких процентов органического вещества органические коллоиды эффективно блокируют минеральные и последние не функционируют как адсорбенты (Келдербенк, 1993). Так как адсорбция гербицида приводит к уменьшению его концентрации в почвенном растворе, то следствием адсорбции гербицида является снижение уровня его токсичности. С другой стороны, связывание гербицида почвенными коллоидами заметно снижает скорость его разложения. В экспериментах с меченным атразином через девять лет после внесения 83% метки ^{14}C все еще находилось в почве, а 50% этого остатка, включая исходное соединение, представляло собой связанное вещество (Capriel et al., 1985). Показано, что сорбированный атразин

становится менее доступным для микроорганизмов (Соколов, Галиулин, 1987).

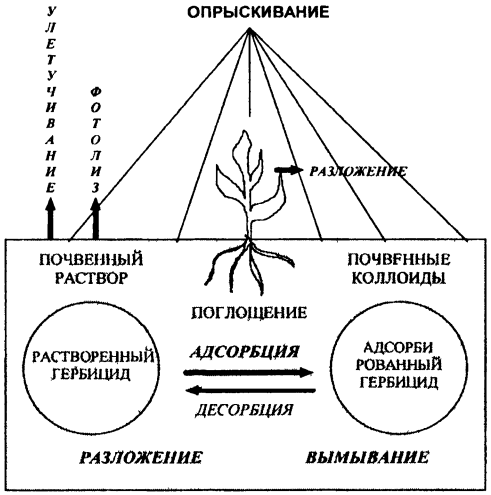


Рис. 6.3.1. Судьба гербицидов в почве

Степень адсорбции гербицида почвой определяется как его собственными свойствами, так и почвенными условиями. Как правило, гербициды со свойствами сильных оснований или с низкой растворимостью связываются почвой в больших, по сравнению с другими гербицидами, количествах. Гербициды со слабоосновными свойствами адсорбируются в умеренных количествах, а со свойствами слабых кислот – незначительно.

Основными почвенными свойствами, определяющими их адсорбционную способность по отношению к гербицидам, являются гранулометрический и минералогический состав, а также содержание органического вещества. Поэтому высокая обеспеченность черноземов, черноземно-луговых почв гумусом (4-12%) с очень высокой степенью

гумификации (содержание углерода ГК от общего содержания углерода составляет более 40%) обусловливает высокую инактивирующую способность этих почв по отношению к гербицидам. С другой стороны увеличение содержания в почве тонкодисперсных минералов, обладающих большой площадью поверхности, также приводит к значительной адсорбции гербицидов. Поэтому для получения одинакового гербицидного действия на почвах тяжелого механического состава требуются большие нормы расхода препаратов.

В адсорбции гербицидов участвуют органическая и минеральная части почвы, однако в большинстве случаев основная роль принадлежит органическому веществу, содержащему большое количество компонентов, способных к различным химическим и физическим взаимодействиям с гербицидами. По данным Соколова и Стрекозова (1970), обладая одинаковой удельной поверхностью в 500-800 $м^2/г$ верховой торф сорбировал 92 мг атразина на 1 кг торфа, а монтмориллонит только 4.3 мг/кг. Следует отметить также, что адсорбция гербицидов может зависеть не только от общего содержания органического вещества, но и от доли ГК, ФК и гумина в составе гумуса, т.к. эти компоненты обладают различной адсорбционной способностью. К сожалению, роль отдельных компонентов гумуса в адсорбции и разложении гербицидов изучена недостаточно и данные различных авторов весьма противоречивы. По некоторым данным (Hayes, 1970; Хлебникова, 1974, 1977; Орлов, 1990; Maqueta et al., 1990; Piccolo et al., 1992), наиболее реакционноспособную часть органического вещества почв во взаимодействии с веществами органической природы представляют гуминовые кислоты. Уанг с соавт. (Wang et al., 1990) в своих исследованиях также пришли к выводу, ведущую роль в связывании гербицидов играет высокомолекулярная фракция гумусовых кислот. С другой стороны, Сизов и др. (1990) приводит данные о том, что гербициды сорбируются в первую очередь

мобильными фульвокислотами и лишь затем – остальными фракциями органического вещества.

Адсорбция гербицидов почвой в значительной мере зависит также и от внешних условий, таких как pH, температура, влажность. Так, сухая почва адсорбирует большие количества гербицида по сравнению с влажной. При этом недостаток влаги способствует более прочному поглощению гербицидов. Влияние температуры обусловлено тем, что адсорбция является экзотермическим процессом и поэтому при повышении температуры адсорбция уменьшается. Влияние pH сказывается в том, что в зависимости от уровня кислотности среды могут меняться свойства гербицида. Например, при снижении pH происходит протонирование сим-триазиновых гербицидов, что приводит к увеличению их адсорбции почвой. Известкование, напротив, снижает степень связывания этих гербицидов почвой (Цимбалист, Ладонин, 1979).

Часть сорбированного почвой гербицида может быть необратимо связана компонентами почвы и не экстрагируется обычными методами, используемыми при определении – это так называемые связанные остатки. По данным различных исследователей связанные остатки, например, триазинов составляют 47-57% от примененного количества, содержание связанных остатков глифосата может колебаться от 12 до 95%. Прочно связанные остатки могут быть биологически неактивными, недоступными для растений и биологически активными – способными поглощаться растениями или почвенными микроорганизмами и быть фитотоксичными для чувствительных культур (Khan, 1982).

Существенным количеством связанных остатков гербицидов в почве считают любое количество не экстрагируемых остатков, превышающее 10% от исходного соединения, которые остаются спустя год после внесения препарата. Связанные остатки в почве представлены как исходным гербицидом, так и его метаболитами. Поскольку связные

остатки не экстрагируются обычными методами, результаты анализов могут показать отсутствие остаточных количеств гербицидов в почве или их следовые количества, в то время как последующие чувствительные культуры испытывают фитотоксическое воздействие. Дело в том, что связанные остатки в почве могут высвобождаться, переходить в подвижные формы становиться доступными для растений, оказывая токсическое действие. Высвобождение связанных остатков происходит под действием деятельности почвенных микроорганизмов, при выпадении значительных количеств осадков и других факторов. Вследствие недостаточной еще изученности особенностей поведения связанных остатков, длительности их сохранения и накопления в почве, могут возникнуть непредвиденные негативные последствия.

Разложение. Разложение гербицидов в почве может происходить как химическим, так и биологическим путем. На поверхности почвы гербициды могут подвергаться разложению под действием ультрафиолета солнечных лучей – фотолизу. Скорость разложения гербицидов в почве зависит от многих факторов, прежде всего, биологической активности почвы, так как большинство гербицидов разлагаются в почве преимущественно биологическим путем. Поэтому все факторы, влияющие на биологическую активность (температура, влажность, содержание органического вещества и др.), в значительной мере определяют скорость разложения гербицидов. Биологическое разложение гербицидов происходит главным образом за счет почвенных микроорганизмов и ферментов; пути биологической деградации многих гербицидов к настоящему времени хорошо изучены. Например, разложение хлорсодержащих алифатических кислот (ТХА, далапон, суффикс, пропанид) под действием микроорганизмов осуществляется с помощью ферментативного катализа – происходит гидролиз и отщепление атома хлора. Разложение феноксиарилкарбоновых кислот (2,4-Д, 2М-4Х)

происходит путем гидрокислирования ароматического ядра и разрушения боковых цепочек (Захаренко, 1990).

В случаях, когда для гербицидов характерна преимущественно химическая деградация, его первой стадией обычно является гидролиз (Сюняев, 1984; Лунев, 1992), приводящий к образованию нефитотоксичной гидроксиформы гербицида. Гидролиз гербицидов ускоряется с повышением температуры и влажности почвы (Лунев, 1992). Повышение уровня кислотности, как правило, также приводит в увеличению скорости гидролиза (там же). В качестве катализаторов гидролиза могут выступать некоторые неорганические катионы (например Al^{3+}), а также гумусовые кислоты почв (Khan, 1978; Овчинникова, 1987).

Среди почвенных факторов, в наибольшей степени определяющих скорость деградации гербицидов, особую роль играет почвенный гумус. Согласно Соколову и Галиулину (1987), роль почвенного гумуса в разложении пестицидов неоднозначна:

- вблизи органоминеральных почвенных частиц наблюдается локальное повышение концентрации микроорганизмов, что способствует разложению пестицида;
- гумусовые кислоты могут выступать в качестве катализаторов химического гидролиза пестицида;
- гумусовые кислоты могут выступать в качестве косубстратов при биодеградации пестицидов;
- связывание пестицида гуминовые веществами приводит к снижению доли доступного для микроорганизмов пестицида, то есть к снижению скорости биологического разложения;
- химическая трансформация пестицида не происходит, если он адсорбирован органическим веществом;
- комплекс гумус-пестицид может быть более устойчив в окружающей среде, чем свободная форма пестицида.

Овчинникова (1987) также отмечает двойственную роль почвенного гумуса в разложении гербицидов: если на первоначальных стадиях он способствует ускорению деградации, то впоследствии – замедлению.

Длительность сохранения остаточных количеств гербицидов в почве и связанное с этим фитотоксическое действие на последующие культуры севооборота и загрязнение продукции зависит от свойств самого гербицида, почвенно-климатических условий региона и погодных особенностей данного вегетационного сезона, влияния растений и агротехники. Многолетние данные агрохимической службы России (Лунев, 1992) показывают, что период разложения гербицида на 95% (T_{95}) для 2,4-Д в среднем составлял 87 сут. при колебаниях от 10 до 270 сут.; для симазина аналогичные показатели были 270 и 43-570 сут., соответственно.

На длительность сохранения остаточных количеств гербицидов в значительной мере влияет доза его внесения. В опытах кафедры земледелия (Лебедева и др., 1990) было показано, что при норме расхода, рекомендуемой для дерново-подзолистых почв (2 кг/га), длительность сохранения симазина в изучаемой почве на уровне фитотоксической ПДК (0.01 мг/кг) составляла 13-16 месяцев, при внесении тройной дозы гербицида (6 кг/га) – 37 месяцев. В случае повторных внесений симазина в дозе 2 кг/га содержание остатков симазина в эти же сроки было несколько большим по сравнению с однократным внесением, но не превышало ПДК по общесанитарному показателю (0.2 мг/кг). При повторном применении симазина в дозе 6 кг/га остаточные количества гербицида в почве превышали ПДК в 2-6 раз. Аналогичные данные были получены для атразина. Таким образом, норма расхода изучаемых триазинов 2 кг/га оказалась предельно допустимой для применения на дерново-подзолистой почве, так как при этой дозе почва за один вегетационный период самоочищается от внесенных токсикантов до уровня ПДК. Однако после применения симазина или атразина на этих почвах в севообороте следует на следующий год высевать культуры, устойчивые с к триазинам, так как уровень фитотоксической ПДК еще не достигнут.

Приведенные выше данные свидетельствуют, что превышение норм расхода выше рекомендуемых, а также систематическое внесение гербицидов может привести к загрязнению почвы. Тем не менее на почвах с высокой самоочищающей способностью (например красноземы) и в определенных гидрометеорологических условиях (влажные субтропики) инактивация стойких гербицидов, даже примененных в повышенных дозах, может происходить в течение одного вегетационного периода.

Содержание органического вещества, гранулометрический состав почвы, ее окультуренность оказывают влияние на длительность токсического действия гербицидов. В опытах кафедры земледелия (Лебедева и др., 1990) в Подмосковье на дерново-подзолистой легкосуглинистой сильноокультуренной почве (гумус 3.65, pH 5.8) симазин, внесенный в дозе 3 кг/га спустя 10-12 месяцев оказывал лишь небольшое токсическое действие, в то время как на слабоокультуренной (гумус 1.85, pH 4.2) спустя 12-14 месяцев растения-биоиндикаторы полностью погибли и только через 17-20 месяцев токсичность этой почвы начала заметно снижаться. В вегетационных опытах на торфяной почве токсическое действие симазина (3 кг/га) продолжалось всего 1 месяц, на дерново-подзолистой суглинистой сильноокультуренной почве (гумус 4.31%) – 6 месяцев, слабоокультуренной (гумус 2.91%) – 12 месяцев, а в опыте с песчаными культурами – 20 и более месяцев.

Продолжительность токсического действия гербицидов зависит также от обработки почвы: на вариантах с глубокой вспашкой токсичность была более низкой по сравнению с вариантами, где проводилась поверхностная культивация на глубину 10-12 см. Различия в скорости детоксикации при глубокой вспашке и культивации объясняются тем, что при пахоте гербициды перемешиваются с большим объемом почвы, их концентрация снижается (эффект разбавления) и токсическое действие ослабевает (Лебедева, Шустрова, 1971). Применяя различную обработку почвы,

можно в известной мере регулировать продолжительность токсического действия гербицидов в нужном направлении – несколько сокращая его, либо, наоборот, продлевая (в последнем случае, для борьбы с сорными растениями).

В лабораторно-вегетационных опытах (Лебедева, Шустрова, 1971) было выявлено, что в сухой или стерилизованной почве, а также при низких температурах токсичность гербицидов (симазин, атразин, пропазин и прометрин) сохранялась значительно дольше, чем в нестерилизованной почве при оптимальных влажности и температуре. Кроме того, авторами было показано, что продолжительность токсического действия гербицидов может быть уменьшена путем посева растений на загрязненную почву. Было установлено, что быстрее всего потеря токсичности происходила в почве вариантов, где неоднократно высевалась устойчивая к действию триазинов кукуруза, тогда как в вариантах с посевами чувствительной культуры пшеницы токсичность снижалась значительно медленнее.

Обобщая данные по динамике содержания гербицидов в почве, необходимо отметить, что характер инактивации гербицидов определяется не просто влиянием отдельных метеорологических факторов, а зависит от суммарного совокупного воздействия всех экологических воздействий. При этом почва в течение вегетационного периода по разному реагирует на одно и туже дозу внесенного гербицида, т.е. почва в данном случае ведет себя как нелинейная нестационарная система, обладающая «памятью» к предшествующим воздействиям (Лебедева и др., 1990).

Как уже говорилось выше, адсорбция и разложение гербицида приводят к детоксикации гербицида, т.е. снижению его фитотоксичности. При этом интенсивность протекания адсорбции и разложения гербицида оценить априорно, опираясь только на данные о почвенных свойствах, практически невозможно. Поэтому оценку токсичности гербицида на конкретной почве обычно проводят с помощью биотестирования.

Полученные результаты служат основой для разработки рекомендаций по применению гербицида на почвах различных типов и выявления почвенных факторов, определяющих уровень токсичности конкретного гербицида.

Нами были проведены исследования токсичности гербицидов атразина, трефлана и харнеса на 9 почвах различных почвенно-географических зон и сельскохозяйственного использования (Анисимова, 1997; Anisimova et al., 1997; Холодов и др., 2000). Биотестирование проводили с помощью экспрессного метода проростков продолжительностью 3 дня (трефлан и харнес) или путем выращивания растений на почве, загрязненной гербицидом, в течение 30 дней (атразин). В качестве тест-культуры использовали растения мягкой пшеницы *Triticum aestivum* (атразин и харнес) и кукурузы *Zea mays* (трефлан). Уровень токсичности гербицидов характеризовали с помощью величины ED50 – концентрации гербицида, вызывающей 50% снижение величины тест-отклика (табл. 6.3.1).

На основании полученных результатов можно сделать вывод, что из изученных гербицидов наиболее токсичным является атразин, ED50 которого составлял 0.3-2.0 мг/кг почвы; наименее токсичным – харнес, аналогичный показатель для которого колебался в пределах 3-12 мг/кг почвы. Следует отметить также, что единого ряда почв по уровню проявляемой на них токсичности гербицидов составить нельзя, что свидетельствует о том, что токсичность для разных гербицидов определяется различными почвенными факторами. Так, минимальный уровень токсичности атразина был отмечен на черноземах и целинной дерново-подзолистой почве. В то же время, на черноземе обыкновенном и черноземно-луговой почве наблюдали максимальный уровень токсичности харнеса, а на черноземе типичном – трефлана.

Таблица 6.3.1.
Токсичность гербицидов атразина, трефлана и харнеса на различных почвах по данным биотестирования

Почва	ED50, мг/кг почвы		
	атразин	трефлан	харнес
Целинная дерново-подзолистая ($П^{Д}$цел)	0.6	8.0	8
Окультуренная дерново-подзолистая($П^{Д}$ок)	0.3	6.0	5
Культурная дерново-подзолистая($П^{Д}$к)	0.4	1.0	12
Целинная серая лесная (СЛцел)	0.3	5.0	15
Освоенная серая лесная(СЛосв)	0.3	2.5	3
Целинная темно-серая лесная($СЛ^{Т}$цел)	1.1	1.0	10
Чернозем типичный ($Ч^{Т}$)	0.7	3.9	10
Чернозем обыкновенный ($Ч^{О}$)	0.9	5.0	3
Черноземно-луговая (Чл)	2.0	6.9	3

Для выявления почвенных факторов, определяющих уровень токсичность изучаемых гербицидов, нами было проведено сопоставление данных по ED50 атразина, трефлана и харнеса с основными свойствами почв (содержание и групповой состав органического вещества, гранулометрический состав, ЕКО, содержание подвижного алюминия и др.). Было установлено, что уровень токсичности атразина определялся главным образом типовой принадлежностью почв и снижался с ростом содержания в почве органического вещества и гуминовых кислот в его составе. В то же время типовая принадлежность почв в целом не играла существенной роли в определении уровня токсичности трефлана. При этом наблюдалось снижение показателя ED50 на почвах, вовлеченных в сельскохозяйственное использование, по сравнению с их целинными вариантами. Сопоставление данных по ED50 харнеса с почвенным характеристиками также показало, что для всего ряда исследуемых почв какой-либо зависимости между уровнем токсичности гербицида и свойствами почв установить не удается. Однако для почв сходного

гранулометрического состава была отмечена тенденция увеличения ED50 с увеличением содержания органического углерода. При этом наиболее ярко эта тенденция была выражена в ряду почв легкого гранулометрического состава. По всей видимости, это свидетельствует о том, что в почвах тяжелого гранулометрического состава связывание харнеса происходит преимущественно с минеральной частью почвы, тогда как для легких почв определяющую роль в этом процессе играет органическое вещество.

В условиях лабораторных экспериментов миграции гербицида за пределы вегетационных сосудов не происходит, поэтому процессами, определяющими уровень его токсичности, являются адсорбция и разложение. Биотестирование по методу проростков продолжительностью не более 3 дней позволяет также не учитывать разложение как процесс, существенно влияющий на детоксикацию гербицида, которая в данном случае определяется адсорбцией. Таким образом, полученные нами данные по токсичности трефлана и харнеса косвенно характеризуют связывающую способность исследуемых почв по отношению к гербицидам. Однако для корректной интерпретации данных, полученных при проведении долгосрочных опытов (атразин) необходимо также контролировать разложение гербицида. Поэтому после завершения эксперимента по изучению токсичности атразина был проведен анализ всех исследованных почв на содержание гербицида и его метаболитов. Как показали результаты, в большинстве случаев в почве после проведения биотестирования обнаруживались остаточные количества только атразина, а его метаболиты практически полностью отсутствовали. Незначительные количества дезизопропил-атразина и дезэтил-атразина были обнаружены только в варианте окультуренной дерново-подзолистой почвы.

Наибольшее содержание атразина (21-35% от внесенного) было

обнаружено в черноземных почвах, наименьшее – в целинной дерново-подзолистой почве (12% от внесенного) (рис. 6.3.2).

Сопоставление высокого содержания атразина в типичном и обыкновенном черноземах и в темно-серой лесной почве с наблюдаемым в этих почвах минимальным уровнем токсичности гербицида может свидетельствовать о переходе атразина в нетоксичную форму в результате связывания почв. С другой стороны, низкий уровень токсичности атразина на целинной дерново-подзолистой почве, характеризующейся самой кислой реакцией среды среди всех исследованных почв и самым низким содержанием гербицида после проведения биотестирования, свидетельствует о том, что детоксикация атразина в значительной степени обусловлена его разложением. Это согласуется с результатами предыдущих исследований, показавших, что в почвах с понижением значения pH происходит усиление кислотного гидролиза атразина с образованием нефитотоксичных производных (Керни, Кауфман, 1971).

Перемещение. Перемещение гербицидов по профилю почвы тесно связано с их свойствами, свойствами почвы, условиями увлажнения (осадки, поливы). Чем более растворим гербицид, чем меньше он адсорбируется, тем выше скорость его перемещения в почве и тем больше вероятность его попадания в поверхностные и грунтовые воды и загрязнение последних. Растворимость гербицидов влияет на характер его выноса: соединения, растворимость которых в воде превышает 10 мг/л выносятся в основном с водной фазой стока, менее растворимые гербициды сорбируются на почвенных частицах и выносятся преимущественно с твердым стоком.

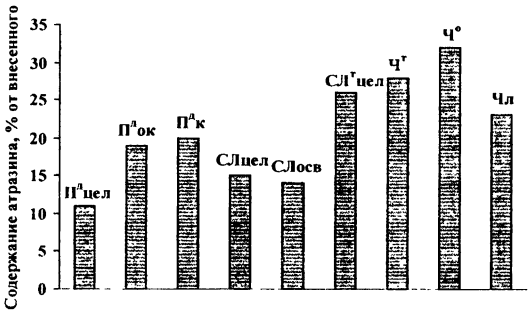


Рис. 6.3.2. Содержание атразина в различных почвах после проведения биотестирования (30 дней) при дозе внесения 0.5 мг/кг. (обозначения почв см. в табл. 6.3.1.)

При изучении миграции 12-ти гербицидов, существенно отличающихся по свойствам друг от друга, в различных почвенно-климатических условиях, максимальное содержание ксенобиотиков обнаружено в верхнем 0-5 (10)- см слое почвы практически во все сроки взятия образцов (Сметник, Спиридонов, 2000). Авторы указывают, что только микроколичества некоторых, наиболее растворимых гербицидов (пиклорам, дикамба), проникли к концу эксперимента на глубину до 70-80 см.

В наших полевых исследованиях (Лебедева и др., 1990) с различными триазиновыми препаратами на дерново-луговой легкосуглинистой почве (гумус 1.2%) наиболее высокое содержание гербицидов отмечено в верхнем (0-5 см) слое почвы (табл. 6.3.2).

В первой половине вегетационного периода миграция гербицида по профилю почвы была незначительной и несколько увеличилась к концу второго месяца после внесения препарата. Но во все сроки наблюдений при норме расхода 2 кг/га гербицид не мигрировал глубже 15 см, а при увеличенной дозе перемещался и в более глубокие слои. Аналогичные результаты получены также в опытах с атразином и прометрином.

Следует отметить, однако, что при высоких нормах расхода, в

случаях многолетнего применения персистентных препаратов, при поливах и в определенных почвенных (песчаные или малогумусные почвы) и гидрометеорологических условиях возможно проникновение даже сравнительно малоподвижных гербицидов в глубокие горизонты и подземные воды (Овчинникова, 1987; Лебедева и др., 1990). В наших опытах (Лебедева, Шустрова, 1971) во влажный 1980 г. атразин вымывался из верхнего слоя настолько интенсивно, что в слоях 5-10 и 10-15 см его концентрация спустя три месяца после внесения была выше, чем в слое 0-5 см.

Таблица 6.3.2.

Средние многолетние данные по динамике и перемещению симазина в дерново-луговой легкосуглинистой почве.
Звенигородская биостанция МГУ, 1978-1982 гг.

Симазин, кг/га	Глубина взятия образца, см	Содержание симазина, мг/кг воздушно-сухой почвы						
		Время после внесения гербицида, дни						
		5	15	30	60	90	120	365
2 кг/га	0-5	1.59	1.96	1.27	0.54	0.40	0.12	0.12
	5-10	0.01	0.08	0.05	0.22	0.16	0.19	0.02
	10-15	0.02	0.01	0.01	0.03	0.05	0.07	0.04
	15-20	0	0	0	0	0	0	0
6 кг/га	0-5	4.44	6.25	5.66	4.36	3.65	2.07	0.24
	5-10	0.07	0.20	0.13	0.41	0.53	0.66	0.28
	10-15	0.05	0.06	0.04	0.11	0.47	0.38	0.58
	15-20	0	0	0.03	0.07	0.19	0.20	0.24

Так как в более глубоких слоях почвы гербициды разлагаются значительно медленнее, нежели в верхних горизонтах, что связано с меньшим содержанием гумуса и более низким уровнем микробиологической деятельности, то случаях миграции гербицидов в глубокие слои возможно нежелательное накопление их остатков в почве.

В колоночных опытах (Лебедева, Шустрова, 1971) было установлено, что при имитации 200 мм осадков (примерная норма за вегетационный период) симазин на торфе и глине не перемещался ниже 5 см, в дерново-подзолистой среднесуглинистой почве проникал на глубину до 15 см, а в песке гербицид полностью вымывался ниже 20 см и промывные воды были токсичными для растений-биотестов. В таком же опыте с прометрином гербицид на торфе и глине мигрировал до глубины 7 см, в дерново-подзолистой почве до 20 см, а в песке глубже 20 см. Более интенсивное перемещение прометрина, по-видимому, связано с его большей растворимостью (48 мг/л) по сравнению с симазином (5 мг/л). В то же время при имитации 100 мм осадков симазин в дерново-подзолистой почве перемещался до глубины 10 см, а при режиме увлажнения 50, 25 и 12.5 мм осадков, токсикант не перемещался ниже 5 см.

Свойства почвы даже в пределах небольшого участка могут существенно различаться в разных точках (Дмитриев, 1983). Изучение пространственной неравномерности перемещения гербицидов, показало, что миграция триазинов происходит в разных точках делянки очень неравномерно. Спустя 15 дней после внесения содержание симазина в слое 5-10 см колебалось от 0.27 до 2.17, при среднем арифметическом индивидуальных образцов 0.87 мг/кг (20 точек). Значительная неравномерность миграции токсиканта наблюдалась также в сроки 30, 60 и 90 дней после внесения препарата. Неравномерность перемещения гербицидов по профилю почвы в разных точках поля может создать угрозу загрязнения грунтовых вод за счет локального проникновения токсиканта в глубокие слои почвы.

На склонах, подверженных эрозии может наблюдаться смыв гербицидов и аккумуляция их в нижних частях склона (Atkinson, Allan, 1976; Либерштейн и др., 1979; Браукила, Риликшене, 1983; Лебедева и др., 1990). Это обстоятельство является важной экологической проблемой, так

как смытый гербицид может попасть в водоемы и далее включиться в биологический круговорот.

Изучение смыва гербицидов по склону было проведено нами в Молдавии (Лебедева и др., 1990) на южном черноземе среднесуглинистом на лессовидных породах (гумус 5.5) на склонах различной крутизны. На полях с крутизной склона 1°, 3.5°, 6-7° и 8.5-9° был внесен симазин 3.6кг/га; на склоне крутизной 4° внесен прометрин 2 кг/га. Как видно из данных, приведенных в табл. 6.3.3, на участке с очень незначительным уклоном (0.5-1°) смыв симазина практически отсутствует. Некоторую пестроту распределения симазина по участку можно объяснить неравномерностью внесения препарата и факторами микрорельефа.

На склонах с крутизной 3.5° и более наблюдался значительный смыв гербицида. В средней части склона в шести случаев из восьми наблюдали более высокое (в 1.8-3.1 раза) содержание симазина в слое 0-10 см по сравнению с верхней частью склонов. И только в двух случаях содержание симазина в верхней и средней частях склона были близкими по значению.

Содержание симазина в нижней части склона через 60 дней после внесения гербицида было в 4-8 раз, а в срок 120 дней в 4-20 раз большим по сравнению с содержанием симазина в верхней части склона. Причем наибольший смыв гербицида наблюдался на самом крутом склоне (8.5-9°). В опыте с прометрином в нижней части склона содержание гербицида в эти сроки было в 1.8-5.5 раз более высоким по сравнению с верхней частью склона.

Содержание симазина в слое 10-20 см к концу вегетационного периода составляло не более 7-10% от содержания гербицида в верхнем 0-10 см слое. Таким образом, миграция по профилю почвы была незначительной, но абсолютные значения содержания гербицида в слое 10-20 см также увеличивалась в средней и нижней части склона.

Таблица 6.3.3.

Содержание гербицидов в почве на склонах различной крутизны (мг/кг)

Время после внесения гербицида, дни	Часть склона	Симазин				Прометрин
		Крутизна склона, град.				
		0.5-1	3.5	6-7	8.5-9	4
60	Верхняя	2.02	1.00	0.40	1.16	0.55
	Средняя	1.79	1.83	1.06	1.05	0.44
	Нижняя	2.01	4.09	3.56	5.45	1.01
130	Верхняя	0.78	0.40	0.04	0.11	0.02
	Средняя	0.83	0.80	0.11	0.35	0.04
	Нижняя	0.66	1.63	0.37	2.20	0.11

У подножья склона крутизной 3.5° было русло пересохшего к концу вегетационного периода ручейка, по которому происходил сток талых и дождевых вод со всего поля в расположенный ниже небольшой пруд. По всему руслу ручейка обнаружено высокое содержание симазина, особенно в нижней, ближайшей к пруду части (9.14 и даже 13.08 мг/кг), а пруд используется как место водопоя для сельскохозяйственных животных.

Таким образом, даже гербициды, имеющие низкую растворимость, достаточно интенсивно передвигаются вниз по склону, накапливаясь у подножья, и могут попадать в водоемы. Важнейшим фактором, определяющим интенсивность смыва, является крутизна склона, а также количество и характер выпадения осадков, норма расхода препарата.

6.3.2. Охрана почвы от загрязнения гербицидами

Эффективность гербицидов в борьбе с сорной растительностью подтверждена отечественной и мировой практикой земледелия. Так, сокращение объема применения гербицидов в России за последние 7 лет с 32 до 17 млн. га привело к удвоению потерь от сорняков (Захаренко, 1998). Однако в настоящее время все большее внимание уделяется недостаткам данного метода борьбы с сорняками, наиболее серьезным из которых является накопление гербицидных остатков в почве вследствие

их персистентности. Для предотвращения возможного загрязнения почв гербицидами в настоящее время рекомендуются следующие предупредительные меры:

- Строгое соблюдение регламентов применения препаратов (норма расхода, сроки, технология внесения).
- Совершенствование ассортимента гербицидов – применение менее опасных, с низкой степенью токсичности препаратов, замена персистентных гербицидов на быстро разлагающиеся в почве.
- Чередование гербицидов различных по длительности токсического действия и механизмам действия на сорные растения.
- Совершенствование технологии внесения (ленточное, точечное внесение и др.).
- Правильное обустройство мест заправки, мойки и стоянок опрыскивателей; строгое соблюдение мер безопасности при транспортировке и хранении гербицидов.
- Контроль за остаточными количествами гербицидов в почве и сельскохозяйственной продукции.
- Применение интегрированных систем защиты растений, предусматривающих сочетание химических и агротехнических мер борьбы с сорняками.
- Повышение квалификации специалистов по защите растений и охране окружающей среды от загрязнения.

Несоблюдение указанных мер (завышение норм расхода, использование неисправных опрыскивателей, неучет погодных условий и рельефа местности и др.) при применении гербицидов может приводить к загрязнению почв. В результате, повреждение культурных растений, возделываемых на поле, где применялись гербициды, может происходить

через один или более вегетационных периодов после непосредственного их внесения. Описанное явление обусловило возникновение проблемы детоксикации остаточных количеств гербицидов, которая по мере возрастания масштаба и ассортимента применяемых гербицидов приобретает все большую актуальность и важность. Решение данной проблемы требует интенсивного поиска эффективных и надежных способов детоксикации почвы, которые позволили бы устранить фитотоксичность гербицидных остатков. При этом результативность такого поиска будет во многом определяться уровнем знаний о процессах миграции, трансформации гербицидов в почвенной среде и их возможных способах поступления в растения.

В настоящее время применяют следующие способы по восстановлению загрязненных гербицидами почв:

I. Снижение концентрации свободного гербицида в пахотном слое.

- Внесение высоких доз органических удобрений, торфа и других органических материалов с высокой степенью поглотительной способности.
- Применение активированных углей (АУ), цеолитов и препаратов на их основе.
- Использование химических соединений, являющихся катализаторами или индукторами различных процессов разложения гербицидов.
- Глубокая вспашка с оборотом пласта, снижающая концентрацию остатков гербицидов в пахотном слое.
- Проведение промывных поливов на загрязненных участках; особое внимание в этом случае должно уделяться мерам, направленным на предотвращение загрязнения грунтовых вод.

II. Защита культурных растений.

- Применение антидотов – химических соединений, способных обезвреживать попавшие в растения токсические вещества.
- Инкрустация семян культурных растений комплексными полифункциональными препаратами (копранги), содержащих набор фунгицидов, инсектицидов, физиологически активных веществ и антидотов. Антидоты добавляются для предотвращения фитотоксического действия остатков гербицидов на семена и проростки культурных растений.
- Правильный подбор культур севооборота, размещение на загрязненных участках культурных растений, устойчивых к данному гербициду.

Среди указанных способов по восстановлению загрязненных гербицидами почв путем снижения концентрации последних наиболее распространенными и доступными являются методы, основанные на внесении различных сорбентов. Многочисленными исследователями доказана эффективность использования с этой целью АУ, цеолитов, торфов, и сорбентов на их основе. Спиридонов с соавт. (2000) сообщили, что разработанные ими сорбенты-детоксиканты Агросорб-1Г (препарат на основе чистого промышленного АУ) и Агросорб ЦГ (препарат аналогичного типа с включением в его состав цеолита) в дозах 100-200 кг/га эффективно восстанавливали плодородие дерново-подзолистых почв, загрязненных остатками гербицидов различных классов (хлорсульфурон, имазетапир, дикамба, трифлуралин, ацетохлор).

В трехлетних опытах кафедры земледелия МГУ (Пильщикова и др., 1991) на дерново-подзолистой почве на вариантах, где для имитации загрязнения почвы был внесен симазин в дозе 1 кг/га, часть растений белокочанной капусты полностью погибла, уцелевшие растения имели

угнетенный вид и мелкие кочаны. Урожай на этих вариантах колебался в пределах 140-154 ц/га, в то время, как на контроле урожай достигал 386-441 ц/га. Внесение АУ в дозе 100-200 кг/га полностью снимало токсическое действие симазина и приводило к повышению урожая капусты до 398-446 ц/га. При этом концентрация симазина была примерно одинакова на вариантах без АУ и с его внесением, т. е. уровень токсичности симазина уменьшался за счет его сорбции АУ, а не разложения гербицида.

В лабораторных и полевых опытах (Старостина, Лебедева, 1994) было изучена возможность использования природных цеолитов для детоксикации почв, загрязненных атразином, симазином и пропазином. Установлено, что цеолит обладает высокой сорбционной способностью: 83-93% от общего количества сорбированных триазинов закрепляется цеолитом и становится недоступным для растений. Внесение 10-20 т цеолита на дерново-подзолистой почве обеспечивало защиту чувствительных культурных растений при достаточно высоком содержании триазинов в почве (1 кг/га). Использование цеолита для детоксикации почв ограничено необходимостью внесения высоких доз и дороговизной перевозок. Однако на полях вблизи цеолитных месторождений, а также на небольших особо ценных участках (сады, питомники) использование цеолита для восстановления плодородия загрязненных почв вполне возможно.

Нами также была исследована возможность использования различных торфов для восстановления почв, загрязненных атразином и хлорсульфуроном (Филиппова и др., 1997). Внесение торфов осуществляли в дозах 10-80 т/га. Было показано, что при концентрациях гербицидов, вызывающих снижение биомассы тест-культуры не более, чем на 20%, внесение торфа в дозе 40 т/га приводит к полному снятию токсического эффекта гербицидов. Для атразина было установлено, что

даже при его экстремально высоких концентрациях (снижение биомассы растений в варианте с внесением гербицида составляло 80% по сравнению с контролем), его токсическое действие может быть полностью нивелировано путем внесения торфа в дозе 80 т/га. На основании проведенных экспериментов были выявлены свойства торфов, определяющие их детоксицирующую способность по отношению к изученным гербицидам. Было показано, что для детоксикации почв, загрязненных атразином и хлорсульфуроном, предпочтительнее использовать торфа высокой степени разложения (более 50%) с низким содержанием зольных элементов (менее 10%). При этом инактивация атразина более интенсивно происходит при внесении кислых торфов, что объясняется, по-видимому, оптимизацией условий для связывания и разложения атразина при снижении уровня pH в почве. При проведении детоксикации почв, загрязненных хлорсульфуроном, следует использовать более влажные торфа с целью улучшения условий для физической адсорбции хлорсульфурона поверхностью торфа.

Возможность использования препарата активированных гумусовых кислот (АГК) – продажного препарата гумусовых кислот угля («Спецбиотех», Москва) исследовали на примере гербицидов атразина и диурона на трех дерново-подзолистых почвах, различающихся главным образом содержанием органического вещества и pH (Холодов, 1998; Куликова, 1999). Результаты экспериментов показали, что дозы препарата 100-150 мг/кг почвы приводили к практически полному снятию токсического эффекта атразина и диурона на всех почвах. Исключение составила дерново-подзолистая почва, характеризующаяся щелочной реакцией почвенного раствора. В условиях этой почвы наблюдали лишь незначительное снижение уровня токсичности диурона. По-видимому, это связано с тем, что степень связывания диурона с гумусовыми кислотами существенно снижается при повышении pH среды. Необходимо также

отметить, что наименьшая эффективность препарата АГК как детоксиканта атразина отмечалась на дерново-подзолистой почве с максимальным содержанием органического вещества. Таким образом, проведенные эксперименты свидетельствуют о том, что внесение препарата АГК способствует снижению уровня токсичности атразина и диурона, однако величина наблюдаемого эффекта детоксикации может в существенной степени зависеть от почвенных условий, прежде всего, от исходного содержания органического вещества и pH почвы.

В связи с тем, что вопрос о дальнейших превращениях обратимо связанных токсикантов в природе до сих пор остается нерешенным, чрезвычайно перспективным являются методы, направленные на усиление процеса разрушения гербицидов или их ковалентное связывание с органическим веществом почв с потерей химической индивидуальности и полной инактивацией. Существует гипотеза, что различные ксенобиотики, имеющие в своем составе ароматические соединения, могут включаться в структуру гумуса по механизму окислительного связывания (Bollag, Mayers, 1992) – одному из наиболее важных процессов гумусообразования. (Кононова, 1967; Александрова, 1980; Орлов, 1992). Этот процесс катализируется ферментами-оксидоредуктазами – пероксидазой и полифенолоксидазой (Гулько, Хазиев, 1992). Таким образом, внося в почву вещества, являющиеся субстратами для оксидоредуктаз, можно ускорить процесс вовлечения ряда гербицидов в окислительное связывание. Для проверки данного предположения нами была исследована возможность использования пирокатехина, являющегося субстратом одновременно для пероксидазы и полифенолоксидазы (Bertu, Boyd, 1985), для детоксикации дерново-подзолистой почвы, загрязненной диуроном (Холодов и др., 1998). Результаты эксперимента показали, что внесение пирокатехина в дозе 1.65 мг/г почвы, снимает токсическое действие диурона в дозе 0.2 кг/га. Это

свидетельствует, по-видимому, о том, что данный способ детоксикации является перспективным и нуждается в дальнейшей разработке.

Таким образом, используя существующие методы восстановления почв можно снизить или полностью устранить негативное действие гербицидов для последующих культур севооборота и предотвратить поступление токсикантов в сельскохозяйственную продукцию. Однако очевидно, что оптимальным решением проблемы загрязнения почв гербицидами является их грамотное применение, позволяющее избежать отрицательных последствий для окружающей среды. С этой точки зрения наиболее перспективным является их точечное применение, предусматривающее дифференцированное внесение с учетом уровня засоренности конкретного участка посевов.

6.4. Изменение свойств почв под влиянием нефтяного загрязнения

В районах интенсивной нефтедобычи в течение последних десятилетий произошло значительное ухудшение состояния окружающей природной среды, обусловленное в том числе и деградацией почвенного покрова. В значительной мере это связано с загрязнением почв, которое происходит практически на всех стадиях технологического процесса нефтедобычи в результате разливов нефти и нефтесодержащих продуктов (подтоварной воды, промывочной жидкости), сильно минерализованных пластовых вод, химреагентов, выбросов продуктов сгорания. Негативное воздействие нефтедобычи обусловлено как непосредственной деградацией почвенного покрова на участках разлива нефти, так и воздействием ее компонентов на сопредельные среды (растительность покров, поверхностные и грунтовые воды, животный мир), вследствие чего продукты трансформации нефти обнаруживаются в различных объектах биосферы (Hostettler et al., 1992; Ganster, Bonnevie, Gillis, Wenning, 1993). Между тем, несмотря на чрезвычайную остроту

рассматриваемой проблемы, многие вопросы, связанные с оценкой воздействия нефтяного загрязнения на почвенный покров до сих пор остаются нерешенными и вызывают многочисленные дискуссии. В частности, до сих пор нет единства в вопросе о методах определения нефти в почве, не существует и научно обоснованных критериев допустимого содержания нефти в почвах, учитывающих многообразие их строения, происхождения и функций. По-видимому, во многом такая ситуация обусловлена многоплановым воздействием нефти на почвенную систему, что и создает трудности в выработке критериев ее допустимого содержания.

Следует подчеркнуть, что загрязнение почв нефтью – совершенно особый вид загрязнения, который приводит к глубокому изменению практически всех основных характеристик почвы, а нередко и к формированию новых свойств, совершенно не характерных для исходной незагрязненной почвы. Можно выделить следующие основные причины этого феномена: особенность химического состава нефти, которая представляет собой смесь нескольких сотен индивидуальных веществ (этим нефтяное загрязнение отличается от многих других видов химического загрязнения). Поскольку в нефти всегда содержится некоторое количество тяжелых металлов, ртути, радиоактивных элементов, то влияние нефтяного загрязнения на окружающую среду является комплексным; особенности поступления нефти в почву – как правило, в результате аварийных разливов в почву единовременно поступает значительное количество нефти, определяемое нефтеемкостью почвы, поэтому в ряде случаев, например, в торфяных почвах, имеет место ситуация, когда масса нефти в образце превышает массу собственно почвенного материала, при этом нефть может проникать на значительную глубину. Заметим, что при других видах химического загрязнения поступление загрязняющих веществ происходит, как правило, постепенно

и в относительно небольших количествах; 3) во многих случаях в результате аварийных разливов в почву поступает не только нефть, но и сильно минерализованные пластовые воды, которые сами по себе оказывают больший негативный эффект, чем собственно нефть. Поэтому оценить воздействие нефтяного загрязнения в такой ситуации еще сложнее.

В работах Н.П. Солнцевой (Солнцева,1988, 1998) обстоятельно показано воздействие сильно минерализованных пластовых вод на почвенный покров, обусловливающего развитие техногенного галогенеза, поэтому в настоящей статье мы не будет останавливаться на этом аспекте загрязнения, сосредоточась преимущественно на т.н. углеводородном загрязнении почв. Следует отметить, что спецификой нефтедобывающих районов является наличие региональных геохимических полей с относительно высоким содержанием углеводородов. Региональный геохимический фон может изменяться в широких пределах - от 10 до 500 углеводородов мг/кг сухого веса почвы (Пиковский, 1993), при этом основной причиной повышенного содержания углеводородов считается диффузия легких фракций из нефтяной залежи. Однако при таком количестве углеводородов, как правило, не отмечается заметного негативного влияния на почвенную биоту и растения, если они не содержат много ароматических углеводородов и токсических примесей (Алиев, Гаджиев, 1977; Ellis, Adams, 1961). Поэтому ниже будут рассмотрены ситуации, когда нефть поступает в почву вследствие деятельности человека.

Попадая в почву, нефть может находиться в следующих состояниях:

- в жидком подвижном состоянии в свободной, растворенной водной или водно-эмульсионной фазе в порах;
- в свободном неподвижном состоянии в порах и трещинах, выполняя роль цемента между почвенными частицами и агрегатами,
- в сорбированном состоянии, связанном с органической и/или органо-

минеральной массой;

- в виде сплошного слоя на поверхности почвы.*

После разлива нефти на поверхность почвы с течением времени происходит испарение летучих фракций и просачивание вглубь почвенного профиля жидких фракций. В результате на поверхности почвы и в самой верхней части профиля остаются в основном высокомолекулярные компоненты (твердые парафины, смолы, асфальтены), а также продукты деградации нефти. Все вмести они образуют на поверхности почвы весьма устойчивые к разложению корочки, а при многократных разливах тяжелой нефти - твердые покровы. Такое «запечатывание» почвенного профиля ухудшает водно-воздушные свойства почв, нередко приводит к заболачиванию и смене окислительно-восстановительные условий (Солнцева, Пиковский, Никифорова, 1985) и, кроме того, замедляет разложение нефти, проникшей в нижележащие горизонты.

Н.П. Солнцева (1982) указывает на существование двух типов миграции нефти по профилю:

- фронтальное просачивание;
- гравитационное стекание по каналам миграции.

Для верхней части почвенного профиля характерно фронтальное просачивание нефти, что приводит к равномерному пропитыванию нефтью почвенной толщи. Для верхних загрязненных горизонтов характерен более темный цвет по сравнению с фоновыми аналогами с преобладанием черных и серо-коричневых тонов. В более глубокие горизонты нефть в большей мере проникает уже по ходам корней, трещинам и другим ослабленным зонам. Этим горизонтам свойственно неравномерное распределение нефти. Если же почвы характеризуются легким гранулометрическим составом, то обычно наблюдается

* При составлении главы использованы материалы работ по проектам

фронтальное просачивание нефти на глубину до 1м и более, при этом нефть подвергается своеобразному фракционированию. Поэтому, к примеру, элювиальные горизонты подзолов окрашиваются в желтовато-палевые тона, характерные и для естественных почв, и в таких случаях обнаружить глубину проникновения компонентов нефти по профилю можно с помощью почвенного ножа, на поверхности которого после взаимодействия с почвой остается маслянистая пленка.

Н.П.Солнцева (1982) отмечает следующие наиболее важные особенности, характерные для морфологиии дерново-подзолистых почв, загрязненных нефтью:

- Резкая фрагментарность изменений морфологических признаков почв на самых близких расстояниях из-за неравномерности распределения загрязнителя в почвенной массе.
- Увеличение общего числа железистых новообразований, начиная с самых верхних горизонтов. Наиболее морфологически выражено ожелезнение горизонта В.
- Заметное увеличение плотных новообразований органо-минеральной природы. Количество их на 1 $см^2$ в элювиальных горизонтах загрязненных почв составляет 14-20 при 4-6 в незагрязненных аналогах. Состав этих новообразований закономерно меняется вниз по профилю: увеличивается минеральная составляющая и уменьшается количество битуминозных веществ.

Имеет место усиление суспензионного переноса – потечность глинисто-органической массы и микропедотурбация материала, создающая характерный рисунок этих натечных образований.

Степень изменения морфологических признаков почвы вследствие нефтяного загрязнения, как правило, отражает масштабы изменений ее свойств. Стоит отметить, что под воздействием загрязнения нефтью,

помимо морфологических, существенно изменяются физические, химические, биологические свойства почвы, что еще раз подчеркивает совершенно особый характер этого вида загрязнения.

Вследствие образования на поверхности почвенных частиц нефтяной пленки, почвы в значительной мере теряют способность впитывать и удерживать влагу, для них характерны более низкие значения гигроскопической влажности, водопроницаемости, влагоемкости и влаговместимости по сравнению с фоновыми аналогами. При этом уменьшается влажность верхнего горизонта нефтезагрязненных почв, увеличивается влажность подповерхностных горизонтов, затрудняется транспирация влаги через загрязненные нефтью горизонты почвы с высокими гидрофобными свойствами. Вследствие вытеснения воздуха нефтью изменяется воздушный режим почв. Изменяется структура почвы в результате склеивания механических частиц (в органогенных горизонтах склеиваются, образуя трудно разделяемую массу, растительные остатки), вплоть до образования твердых покровов. Таким образом, в результате нефтяного загрязнения кардинально изменяется водно-воздушный режим почв.

Следствием нарушения аэрации и возникновения анаэробных условий в нефтезагрязненных почвах является снижение окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) (Савкина и др., 1970).

Благодаря нейтральной и слабощелочной реакции нефти в процессе загрязнения происходит подщелачивание почвенного раствора, pH среды увеличивается (Гилязов, 1989).

В загрязненных почвах наблюдается уменьшение емкости поглощения (Гайнутдинов и др., 1988), утрата поглотительной способности связана с обволакиванием почвенных коллоидов нефтяной пленкой.

В почвах, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, изменяется содержание и состав гумуса, при этом обычно увеличивается общее содержание органического углерода. Качественный состав гумуса также

претерпевает изменения: уменьшается относительное содержание гуминовых кислот и фульвокислот, увеличивается содержание негидролизуемого остатка. В почвах, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, происходит изменение содержания и состава гумуса. При загрязнении наблюдается увеличение общего содержания углерода. Качественный состав гумуса также претерпевает изменения: уменьшается относительное содержание гуминовых и фульвокислот, в 1,5-3 раза увеличивается содержание негидролизуемого остатка (Славнина и др., 1984). Последний подвергается очень медленному разложению и надолго выпадает из биологического круговорота, что является одной из причин ухудшения плодородия почв.

По другим данным (Андерсон, Мукатанов, Бойко, 1980) доля фульвокислот возрастает. Большое значение в данном случае играет состав нефти.

Загрязнение нефтью и нефтепродуктами приводит к росту соотношения C:N. По данным C.T.Odu (1978) в загрязненной почве отношение C:N может достигать 400-420 по сравнению с 17 для незагрязненной почвы.

Для изучения влияния нефтяного загрязнения на гумусное состояние почв был проведен ряд модельных экспериментов. В качестве объектов исследования были выбраны серая лесная почва (Тульская область), чернозем выщелоченный и чернозем оподзоленный (Липецкая область). В качестве контроля был использован кварцевый песок, в который было внесено 10 г нефти на 100 г песка. В почву вносили нефть в количестве 2 г нефти на 100 г почвы и 10 г нефти на 100 г почвы. После инкубирования почвы с нефтью и кварцевого песка с нефтью при периодическом помешивании в течение 60 дней, из почвы нефть экстрагировали хлороформом в течение 6 часов при температуре 70°. После этого в почве определяли групповой и фракционный состав органического вещества методом Тюрина в модификации Плотниковой и Пономаревой (Орлов, Гришина, 1980). Эти же определения проводились для

загрязненной нефтью почвы (без экстрагирования нефти) и исходной незагрязненной почвы.

Проведенные опыты с кварцевым песком, загрязненным нефтью, показали, что с нефтью не происходит взаимодействия химических растворителей, используемых для выделения различных групп и фракций почвенного органического вещества. Нефть, внесенная в кварцевый песок, не переходит в кислые и щелочные вытяжки, и определяется как негидролизуемый остаток. Следовательно, обрабатывая почву, загрязненную нефтью, кислотой или щелочью, мы выделяем фракции и группы органического вещества почвы, а не нефти.

Исследования показали, что нефтяное загрязнение вызывает значительное увеличение содержания органического углерода в почве, что происходит за счет углерода нефти. Невозможно удалить или выделить всю нефть, внесенную в почву, так как часть летучих углеводородов легких фракций нефти испаряется. В составе растворимых фракций органического вещества почвы происходит некоторое уменьшение фракций гуминовых кислот, предположительно связанных с кальцием (ГК-2), а также фракций свободных фульвокислот (ФК-1). Происходит значительное увеличение негидролизуемого остатка в составе органического вещества. Изменяются показатели гумусного состояния почв. Увеличивается гуматность гумуса, уменьшается степень гумификации органического вещества, это происходит за счет увеличения негидролизуемого остатка и, соответственно, уменьшения доли растворимых фракций в составе органического вещества почв (рис. 6.4.1 – 6.4.3).

Нефтяное загрязнение значительно влияет на показатели спектральной отражательной способности почв. Спектральные коэффициенты отражения сильно уменьшаются, уменьшается угол наклона спектральной кривой в целом.

В результате загрязнения почв нефтью, несмотря на увеличение

содержания углерода, ухудшаются свойства почв как питательного субстрата для растений.

В почве нарушаются азотный режим вследствие подавления процессов нитрификации и аммонификации, что вызывает, в свою очередь, азотное голодание (Исмаилов, 1988). Интенсивное развитие нефтеокисляющих микроорганизмов сопряжено с активным потреблением ими элементов минерального питания, из-за чего может наблюдаться ухудшение пищевого режима растений.

Исследованиями ряда авторов установлено, что главными причинами торможения развития растений или их гибели в результате загрязнения нефтью являются нарушение поступления воды, питательных веществ и кислородное голодание (Кабиров, Минибаев, 1982).

Рядом авторов (Шилова, Макаров, 1985) показано, что относительно слабое загрязнение почвы нефтью (до 8 л/м^2) спустя год не сказывается на фотосинтетической активности высших растений (злаков), тогда как при высоких дозах (более 20 л/м^2) в условиях южной тайги даже год спустя растения не могут еще нормально развиваться на загрязненной почве.

Исследования по влиянию нефтезагрязнения на лесорастительные свойства дерново-боровой связнопесчаной малогумусированной почвы (Невзоров, 1976) показали, что нефть оказала столь мощное негативное воздействие на почву, что в течение пяти лет она была непригодной для прорастания семян даже при внесении 4 л нефти на 1 м^2. Это обусловлено не столько токсичностью нефти, сколько гидрофобным характером нефтезагрязненных горизонтов, что подтверждается сохранением жизнеспособности семенами, пролежавшими 2-3 месяца и даже перезимовавшими в загрязненной почве. Анализ воздействия нефтезагрязнения на подрост сосны в том же эксперименте показал, что губительное действие нефти на подрост сосны проявляется не сразу.

Рис. 6.4.1. Групповой и фракционный состав гумуса серой лесной почвы (Сорг фракций % от суммы фракций)

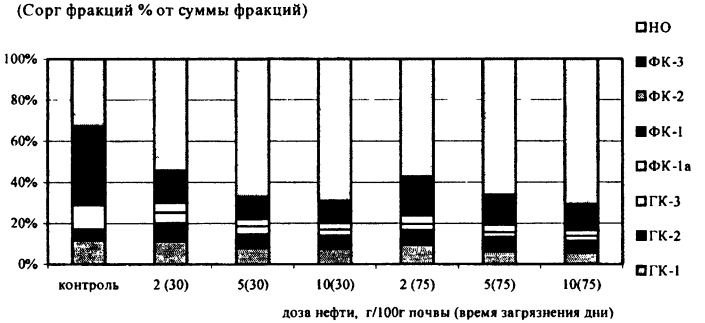


Рис. 6.4.2. Групповой и фракционный состав гумуса чернозема оподзоленного (Сорг фракций, % от суммы фракций)

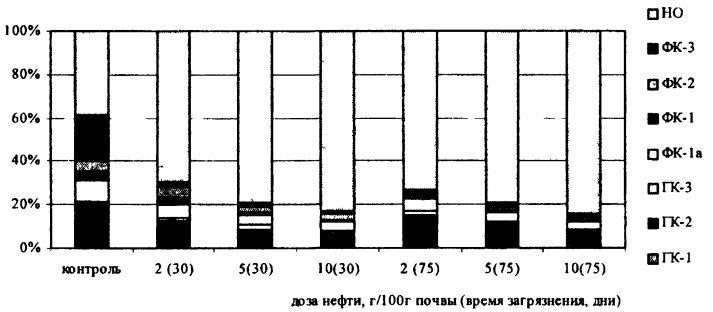
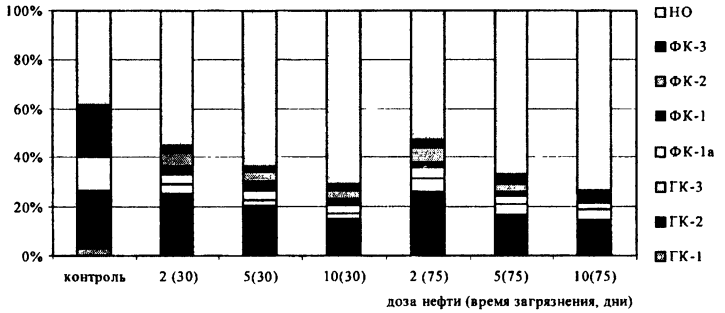


Рис. 6.4.3. Групповой и фракционный состав гумуса чернозема выщелоченного (Сорг фракций,% от суммы фракций)



Вначале бледнеет хвоя и усыхают ее кончики, затем опадает хвоя старших возрастов, снижается прирост в высоту, в дальнейшем появляется суховершинность, сосенки отмирают.

В зависимости от количества нефти и размеров подроста этот процесс может продолжаться 1-3 и более лет. Губительное действие нефти на подрост сосенок высотой до 75 см проявляется уже при дозе 5 л/м^2, для сосенок высотой 110-130 см - при дозе 10 л/м^2, т.е. чем крупнее подрост и чем глубже расположены его корни, тем большую дозу нефти он может выдержать. Тем не менее, очень часто отмечаются случаи гибели взрослых деревьев разных под влиянием загрязнения нефтью.

Одной из актуальных проблем природоохранной практики является разработка научно-обоснованных нормативов допустимого содержания нефти в почве. В нашей стране, несмотря на длительную историю этого вопроса, официально утвержденных нормативов до сих пор не существует.

В инструкции по рекультивации земель, загрязненных нефтью, введенной на предприятиях Миннефтепрома в 1987 г., разработаны следующие ориентировочные уровни загрязненности почв нефтью, при превышении которых необходимо проведение, для разных ландшафтно-геохимических районов (табл. 6.4.1).

Однако приводимые цифры нельзя рассматривать как допустимый уровень содержания нефти, поскольку при этом не выполняются требования, отвечающие понятию «допустимый уровень содержания».

По-видимому, допустимым уровнем содержания нефти в почве следует считать такой, при котором обеспечивается выполнение почвой своих экологических функций и не происходит негативного воздействию на сопредельные среды (воздух, воду), растения и человека.

Следовательно, почвы следует считать загрязненными нефтью и нефтепродуктами, если концентрация последних достигает уровня, при котором:

- начинается угнетение или деградация растительного покрова или существенная перестройка структуры растительного сообщества;
- нарушается функционирование почвенного биоценоза: происходит резкое упрощение структуры комплекса почвенной биоты, снижается интегральная биологическая активность и др.
- падает продуктивность сельскохозяйственных земель;
- происходит вымывание нефтепродуктов из почв в подземные и поверхностные воды.

Таблица 6.4.1.

Показатели загрязненности земель нефтью до начала рекультивационных мероприятий (РД 39-0147103-365-86)

Группа ландшафтно-геохимических районов (по М.А.Глазовской)	Степень загрязнения	Содержание остаточной нефти, мг/кг	Степень отмирания растительности в следующем вегетационном периоде	
			травянистая	древесная
Мерзлотно-тундрово-таежные	умеренная	меньше 5000-10000	неполное	<50%
	сильная	больше 10000	полное	>50%
таежно-лесные	умеренная	меньше 30000	неполное	<75%
	сильная	больше 30000	полное	>75%

Несмотря на наличие общих черт внутрипочвенной деградации нефти в почвах различных типов и биоклиматических зон (снижение содержания нефти в результате физико-химических и микробиологических процессов ее минерализации, перевода в нерастворимые или малоподвижные формы), скорость естественного самоочищения почв сильно различается в зависимости от конкретного сочетания факторов почвообразования, а также состава нефти или нефтепродуктов. В связи с этим, при разработке нормативов допустимого содержания нефти представляется необходимым учитывать следующие факторы:

- зонально-климатические особенности, определяющие скорость процессов трансформации компонентов нефти в почве и предельный

потенциал самоочищения (ППС);

- ландшафтно-литолого-геоморфологические условия, которые определяют возможность и скорость миграции нефти и сопутствующих загрязнителей по ландшафту и переход в сопределельные среды, модифицируют особенности физико-химических и биологических свойств почв в пределах данной почвенно-биоклиматической зоны, обусловливая интенсивность трансформации или накопления компонентов нефти в почве и существенно влияя на величину ППС;
- хозяйственный и экологический статус территории, которые определяют возможность перехода токсичных веществ в сельскохозяйственную продукцию и организм человека;
- возможность очистки почв от нефтяного загрязнения до допустимого уровня без нанесения большего ущерба окружающей среде;
- совместное негативное воздействие нефтепродуктов и сопутствующих загрязнителей (солей, тяжелых металлов и других ксенобиотиков);
- состав нефти и характер загрязнения (постепенный или «залповый») (Пиковский, 1993).

Конкретное значение допустимого уровня содержания нефти в почвах, с учетом отмеченных выше факторов, может быть установлено, по всей видимости, только опытным путем.

В связи с вышесказанным, не может быть предложено единого уровня загрязнения почв для всей территории России.

Большой интерес представляет опыт зарубежных исследователей по выявлению допустимого содержания нефти в почвах.

Мак Джил (Mcgill, 1977) обобщил результаты исследователей разных стран по установлению безопасных пределов содержания нефти и нефтепродуктов в почвах (табл. 6.4.1).

Таблица 6.4.1.

Относительная степень повреждения почв, содержащих различные количества нефти (Mcgill, 1977)

Степень повреждения	Содержание нефти в почве, мг/кг сухой почвы	
	минеральная часть почвы	органическая часть почвы
Легкая - умеренная: некоторое уменьшение роста растительности, если не принимать никаких мер; временное повреждение	5000-20000	40000-150000
Умеренная - высокая: только некоторые растения нормально развиваются, при осторожном регулировании они остаются зелеными; можно восстановить почву в течение трех лет; без рекультивации восстановление займет в 2-3 раза больше времени	20000-50000	150000-750000
Высокая - очень высокая: нефть пропитывает почву на глубину 10 см, только очень немногие растения выживают; при правильной рекультивации почва может быть восстановлена за 3-5 лет; без этого восстановление занимает 20 лет и более	больше 50000	больше 750000

В Нидерландах, Германии для оценки загрязнения почв химическими веществами, в том числе и минеральными маслами, приняты три уровня, в зависимости от которых необходимо проведение тех или иных мероприятий по охране природной среды (Рачевский, 1980). В качестве исходного, первого уровня для оценки загрязненности почв принята система «фоновых показателей», т.е. отражают региональный фон содержания токсичных элементов и веществ, характерный для территории страны. Второй уровень соответствует повышенному

загрязнению, который требует наблюдения за динамикой загрязнения и устранения причины загрязнения. Почвы, загрязненные выше этого уровня можно считать «грязными». При сигнальном уровне 3 требуется очистка почв и грунтов. Таким образом, согласно этой классификации, проведение мероприятий по очистке почв и грунтов от нефтепродуктов предусматривается при концентрации нефтепродуктов от 5 г/кг и выше (табл. 6.4.2).

Таблица 6.4.2.

Сигнальные уровни содержания нефтепродуктов в почвах Нидерландов, содержащих 10% органического вещества в пересчете на сухую почву (VROM, 1988)

Сигнальный уровень	Содержание нефтепродуктов, мг/кг
1	50
2	1000
3	5000

Нормативные акты Нидерландов предусматривают проведение мероприятий по очистке почв и грунтов от нефтепродуктов при концентрации от 5000 мг/кг (выше 0,5% по массе на сухое вещество) и по очистке грунтовых вод при концентрациях нефтепродуктов выше 0,6 мг/л.

Подводя итог краткому обзору проблемы разработки системы нормирования воздействия нефтяного загрязнения на почвенный покров, следует еще раз подчеркнуть, что в России эта проблема требует скорейшего решения, поскольку отсутствие официально утвержденной нормативной базы сильно затрудняет деятельность природоохранных органов.

6.5. Радиоактивное загрязнение почв

С началом развития атомной энергетики и массового испытания ядерного оружия в атмосфере (50-60 гг. XX в.) особую актуальность приобрела проблема радиоактивного загрязнения. Под радиоактивным загрязнением почв понимается увеличение концентрации радиоактивных

веществ в почвенной толще вследствие антропогенной деятельности.

В отличие от химического радиоактивное загрязнение не оказывает токсического действия на объекты живой природы; оно не вызывает никаких существенных изменений свойств почв, в частности pH, емкости ППК, уровня минерального питания и т.п. В связи с тем, что массовая концентрация радионуклидов в почве чрезвычайно мала, пороговый эффект их накопления в растениях отсутствует. Исключением являются тяжелые естественные радионуклиды урано-ториевого ряда, для которых характерен пороговый эффект. В зависимости от состава и свойств почв пороговые концентрации урана колеблются в интервале $n*10^{-3} - n*10^{-2}$ г/г. За пределами этих величин дальнейший рост концентрации урана и тория в почвах приводит к уменьшению коэффициентов их биологического накопления.

Негативными последствиями радиоактивного загрязнения являются: прямое воздействие ионизирующего излучения на компоненты почвенно-растительного покрова, животных и человека; ограничение возможности использования загрязненных почв в народнохозяйственной деятельности, поскольку получаемая с таких земель продукция, как правило, имеет высокие, превышающие допустимые уровни концентрации радионуклидов. Таким образом, очевидно, что основным лимитирующим фактором при радиоактивном загрязнении почв являются дозовые нагрузки на объекты живой природы, которые складываются из внешнего и внутреннего облучения. Внешнее облучение происходит непосредственно от источника излучения (в данном случае – почвы); внутреннее облучение – вследствие потребления загрязненной радионуклидами продукции, получаемой на данных территориях, а также при вдыхании пылеватых частиц, обогащенных радиоактивными элементами (ингаляционным путем).

При поступлении в биосферу больших количеств радиоактивных

веществ возможно формирование дозовых нагрузок на биоту, приводящих к радиационному поражению природных и агроэкосистем. Однако следует отметить, что существенное радиационное поражение биоты в естественных условиях, включая полную гибель популяций и биогеоценозов, происходит при достаточно высоких плотностях загрязнения (более 1000 Ки/км^2). Такие плотности загрязнения, как правило, фиксируются в пределах локальных территорий, расположенных в непосредственной близости от источника выброса. На большей части загрязненной территории основным лимитирующим фактором является превышение дозы внешнего и внутреннего облучения человека. В качестве такого норматива Международная Комиссия Радиационной защиты (МКРЗ) рассматривает среднегодовую дозу, равную 0,001 Зв* (Ядерная энциклопедия, 1996). Данный норматив несравнимо ниже, чем величина так называемой летальной дозы, которая вызывает гибель биообъектов в 50% случаев за 30 дней (ЛД $_{50/30}$), для человека приблизительно на 3 математических порядка (табл. 6.5.1).

Таким образом, ареал радиационного поражения биоты на различных уровнях (популяционном, экосистемном) при радиоактивном загрязнении значительно меньше, чем зона, где проживание человека и ведение сельскохозяйственной деятельности невозможно (Алексахин, 2000).

Радиоактивное загрязнение почв обусловливают две большие группы радионуклидов: естественные (или природные) и искусственные (или техногенные). Концентрация естественных радионуклидов в почвах существенно увеличивается за счет технологических процессов, связанных с добычей, переработкой и складированием природного сырья, производством и внесением удобрений; сжигания угля на тепловых и электростанциях и т. п.

Добыча и переработка урана. Содержание урана в промышленных ураново-содержащих рудах составляет в среднем 0.1-0.2%, в

разработанных месторождениях на территории СНГ - 0.05-0.1%, то есть более 99,9% составляют радиоактивные отходы. Результатом этого является поступление и концентрирование на дневной поверхности огромного количества естественных радионуклидов.

Таблица 6.5.1.

Радиочувствительность биообъектов

Биологический вид	ЛД $_{50/30}$, Гр**	Источник
Бактерии	52-2500	Соколов и др., 1989
Амебы	1000-6000	- " - "
Дождевые черви	600-1600	- " - "
Нематоды	100-1000	- " - "
Многоножки	100-1100	- " - "
Мокрицы	20-1000	- " - "
Амфибии	7-14	- " - "
Рептилии	10-200	- " - "
Рыбы	8-20	Ярмоненко, 1988
Птицы	8-20	- " - "
Млекопитающие:	2-15	Соколов и др., 1989
Мыши	6-15	Ярмоненко, 1988
Овца	1,5-2,5	- " - "
Крысы	7-9	- " - "
Собака	2,5-3,0	- " - "
Обезьяны	2,5-6,0	- " - "
Человек	2,5-3,5	- " - "
Растения	10-1500	- " - "
Хвойный лес	10-20	Козубов, Таскаев, 1994
Смешанный лес	50-100	- " - "
Дождевой тропический лес	100-400	- " - "
Кустарничковые сообщества	50-200	- " - "
Мохово-лишайниковые сообщества	500-5000	- " - "
Лишайниковые сообщества	1000-2000	- " - "

** - Зв – Зиверт, в системе СИ единица эквивалентной поглощенной дозы (1Зв = 1 Дж/кг *КК; КК – коэффициент качества, табличная величина);*

*** - Гр – Грей, в системе СИ единица поглощенной дозы (1Гр = 1 Дж/кг)*

Наибольшую опасность в этом случае представляют элементы 3-х радиоактивных семейств ^{235}U, ^{238}U, ^{232}Th и продукты их распада. Источниками загрязнения территории радиоактивными элементами на

этапах добычи урана являются:

- карьеры, шахты, хвостохранилища;
- выделение радиоактивных газов, в первую очередь, радона (1.3-34*1013 Бк/год) из руд и отходов;
- твердые рудные остатки, гидратные осадки и пульпы, которые образуют хвостохранилища;
- применение рудных пород в качестве местных строительных материалов, в частности при строительстве дорог.
- уровень излучения в некоторых районах, населенных пунктах, прилегающих к рудникам, достигает 500-700 мкР/ч, а на хвостохранилищах 400- 1500 мкР/ч, что в 30 -100 раз превышает фоновые значения.

Загрязнение почв естественными радионуклидами происходит также в процессе эксплуатации ТЭС, работающих на угле. При этом возможны следующие пути поступления радионуклидов в почву:

- аэрозольные выпадения;
- при утилизации золоотвалов.

По некоторым данным, за 20 лет работы ТЭС содержание радионуклидов в почве на прилегающей территории, радиусом 5-10 км, повышается в 1.5-3 раза по сравнению с фоновым (Ядерная энциклопедия, 1996). Использование шлаков золы для производства различных строительных материалов (цемента, кирпича, строительных блоков), а также в качестве удобрений приводит к значительному повышению концентрации радона в помещениях, а ^{40}K, $^{223\text{-}226}$Ra, $^{210\text{-}212}$Pb, $^{210\text{-}218}$Po, ^{232}Th в почвах.

Неизбежно радиоактивное загрязнение почв естественными радионуклидами в результате производства и применения удобрений. Калийные удобрения являются источником дополнительного поступления ^{40}K в почву (содержание ^{40}K-40 в почве составляет 37-1100 Бк/кг, в удобрениях примерно 6000 Бк/кг), фосфорные - ^{238}U и продуктов его

деления. Природные фосфориты, как правило, содержат в 10-100 раз больше урана , чем его среднее содержание в земной коре. Иногда концентрация урана в фосфоритах достигает промышленных величин. Длительное использование фосфорных удобрений приводит к значительному увеличению содержания урана и продуктов его деления в почвах. При этом в наибольшей степени возрастает количество доступных для растений форм радионуклидов: воднорастворимой - в 10 раз, кислоторастворимой - в 4 раза по сравнению с исходной. Наряду с этим при добыче фосфоритов и их переработке образуются огромные отвалы из фосфогипса с содержанием радионуклидов в них выше ПДК. Это создает проблемы, связанные с переработкой и захоронением таких отходов, а также рекультивацией данных территорий.

Загрязнение почв естественными радионуклидами отмечается при добыче нефти и газа. Источником загрязнения в этом случае являются пластовые воды, в которых содержание изотопов Ra и Th в 100- 1000 раз выше фоновых значений. Радиоактивность пластовых вод может вызывать загрязнение оборудования, скважин и почв вокруг этих скважин. При сбросе же пластовых вод могут создаваться прочные радиохимические аномалии.

В отличие от естественных искусственные радионуклиды в биосфере не распространены, они поступают туда в результате ядерных взрывов, технологических и аварийных выбросов на объектах ядерно-топливного цикла (ЯТЦ). Испытания ядерного оружия в атмосфере привели к глобальному загрязнению Земного шара искусственными радионуклидами. На поверхность Земли выпало до 40 МКи ^{137}Cs и около 25 МКи ^{90}Sr , не считая других радионуклидов.

К настоящему времени в мире на АЭС и предприятиях ЯТЦ произошло уже 294 радиационные аварии.

В России крупномасштабное радиоактивное загрязнение в ряде

областей на Южном Урале связано с деятельностью радиохимического предприятия по переработке ядерного топлива и получению плутония - ПО «Маяк». Загрязнение в этом регионе определяют последствия 3-х аварийных ситуаций, связанных со значительным накоплением РАО и несовершенством технологии их хранения.

Первая аварийная ситуация (1949-1956 гг.). До 1956 года сбросы средне и высокоактивных отходов этого предприятия производились в открытую систему рек Теча - Тобол. Всего за эти годы было сброшено 76 млн. $м^3$ сточных вод общей активностью свыше 2.54 млн. Ки. Территория, прилегающая к этим рекам, подверглась радиоактивному загрязнению ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{95}Zr и некоторыми другими радионуклидами. Радиационному воздействию подверглись около 124 тыс. жителей побережья этих рек, из 20 населенных пунктов было произведено отселение населения. Вторая аварийная ситуация известна как Кыштымская авария. Она явилась одной из наиболее тяжелых в мировой практике на тот период времени. 27 сентября 1957 года в результате технических неисправностей взорвалась одна из емкостей-хранилищ высокоактивных отходов. Взрыв полностью разрушил емкость, содержащую 70-80 т отходов. В окружающую среду поступила смесь радионуклидов общей активностью 20 млн. Ки Большая часть осела вокруг хранилища, а жидкая взвесь (пульпа), активность которой составляла 2 млн. Ки, была поднята на высоту 1-2 км и образовала радиоактивное облако, состоящее из жидких и твердых аэрозолей. В основном общую активность выброса формировали: ^{144}Ce (66%), ^{95}Zr+ ^{95}Nb (24,9%), ^{90}Sr (5,4%), ^{106}Ru, ^{137}Cs составлял небольшую величину (около 0.04%). Радиоактивные вещества в этих аэрозолях находились в хорошо растворимых соединениях - нитратах. При выпадениях радионуклидов из облака образовался радиоактивный след (т.н. Восточно-уральский). Территория с плотностью загрязнения ^{90}Sr более 100 Ки/$км^2$

составляла 117 км^2; более 10 Ки/км^2 достигала 400 км^2; более 0.1 Ки/км^2 составила 23 тыс. км^2. Оказались загрязненными 217 населенных пунктов с общей численностью жителей 272 тыс. человек.

Третья аварийная ситуация имела место весной 1967 года, когда произошел пылевой перенос радионуклидов с пересохшей береговой линии озера Карачай (открытого хранилища радиоактивных отходов) ПО «Маяк». Радиоактивные вещества активностью около 600 Ки, состоящие преимущественно из частиц иловых отложений, рассеялись на расстояние 50-75 км, усилив загрязнение от аварии 1957 года. В выпавшей смеси содержался в основном ^{137}Cs и ^{90}Sr. Радиоактивный след охватил территорию 2700 км^2, в том числе 63 населенных пункта с численностью жителей 41,5 тыс. чел. Таким образом, в результате 3-х радиационных ситуаций на Южном Урале подверглось облучению 473 тыс. человек, около 18 тыс. из них были переселены. Самая крупная глобальная мировая радиационная авария, повлекшая за собой тяжелые последствия для людей и природной среды, произошла на Чернобыльской АЭС (Украина) 26 апреля 1986 года. Причинами аварии явились грубые технологические ошибки при проведении проектных испытаний одной из систем обеспечения безопасности на 4 блоке АЭС (реактор типа РБМК-1000). По официальным оценкам, суммарная активность выброса составила около 4% общей активности топлива в реакторе. При этой аварии в атмосферу поступило без учета радиоактивных газов 1.9 ЭБк активности (Израэль и др., 1987). Состав выброса в целом соответствовал изотопной структуре топлива в реакторе, в котором преобладали короткоживущие радионуклиды, в первую очередь ^{131}I. Из долгоживущих радионуклидов в выпадениях преобладал ^{137}Cs (активность около 2.4 МКи), ^{90}Sr было значительно меньше, чем при Кыштымской аварии (0.11 МКи); присутствовали изотопы плутония (активность около 0.003 МКи). Большая высота выброса (до 2-х км) и изменчивость метеоусловий

(прежде всего резкие изменения направления ветров) определили особенности последующего выпадения радиоактивных веществ и характер загрязнения территории. В целом радиоактивному загрязнению в той или иной степени подверглось практически все Северное полушарие. В странах СНГ загрязнение свыше 5 Ки/км^2, при котором необходимы ограничения на ведение народнохозяйственной деятельности, отмечается на территории около 25 тыс. км^2. Прямой материальный ущерб от катастрофы оценивается специалистами в 10 млрд. руб., косвенный - до 250 млрд. руб. (в ценах 1987 г.). От лучевой болезни, последствий облучения при проведении различного рода работ в районе аварии за период 1986-1995 г.г., по некоторым оценкам, умерло от 3-х до 10 тыс. человек. На территории примерно 600 га полностью погибли сосновые леса (т.н. «рыжий лес»). Создана 30-км зона отселения, откуда произведена эвакуация около 400 тыс. человек; эта территория выведена из народнохозяйственной деятельности. Современные уровни и масштабы радиоактивного загрязнения. На современном этапе радиоактивное загрязнение почв России в большей части обусловлено глобальными выпадениями в результате испытаний ядерного оружия, а также аварийными выбросами предприятий ЯТЦ, крупнейшими из которых явились радиоактивные выбросы Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий (табл. 6.5.2)

Таблица 6.5.2.

Содержание ^{137}Cs в почвах России, тыс. Ки (Израэль и др., 2000)

Источники загрязнения	Европейская часть РФ, 3,8 млн. км^2	Азиатская часть РФ, 13 млн. км^2
Глобальные выпадения в результате ядерных испытаний	260	627
Чернобыль	520	65
ПО «Маяк» (Юж.Урал)	-	55
Красноярск-26	-	3
Суммарное	780	750

Основным дозообразующим биологически значимым радионуклидом на большей части территории загрязнения является ^{137}Cs , а в зоне Уральского радиационного следа (пойма р. Теча) – ^{90}Sr.

Подробная информация о масштабах загрязнения ^{137}Cs различных природных зон Восточно-Европейской равнины и ограничения на ведение народнохозяйственной деятельности в зависимости от плотности загрязнения представлены в таблице 6.5.3 .

В настоящее время в России наиболее значимое загрязнение отмечается на территории 4-х областей (Тульской, Калужской, Брянской, Орловской), при этом максимальные плотности загрязнения зафиксированы в Брянской области. В этих областях следствием радиоактивного загрязнения явилось изменение структуры производства. Например, в Новозыбковском районе Брянской области произошло сокращение посевов бобовых более чем в 2 раза, корнеплодов – почти в 5 раз, картофеля в 3 раза (Владимиров, 2000). То есть в структуре севооборотов неизбежно снижается доля культур, накапливающих радионуклиды. Это следует расценивать как положительный момент. Однако известно, что нарушения в структуре севооборотов приводит к ухудшению плодородия почв агроценозов.

Нельзя также забывать, что выведение определенных культур из севооборотов приводит к нарушению потребительского рынка, разрыву традиционных экономических связей с другими регионами и т.п. Все это в целом предопределяет сокращение производства сельскохозяйственной продукции и, в конечном счете, потерю посевных площадей, как результат перехода ранее высокопродуктивных земель в разряд «бросовых».

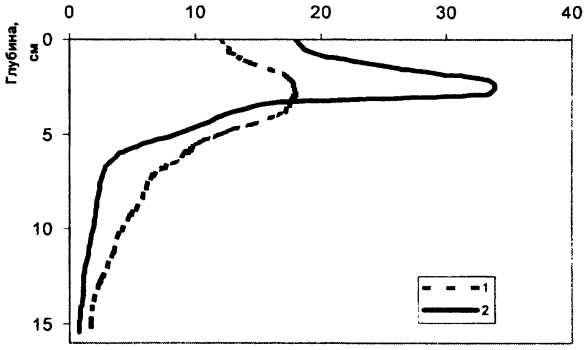


Рис. 6.5.1. Распределение в различных типах автоморфных почв лесных биогеоценозов:
1 – чернозем оподзоленный тяжелосуглинистый (Тульская обл.)
2 – дерново-подзолистая супесчаная (Брянская обл.)

Особенности поведения и распределения радионуклидов в почвах.

Почвы являются одним из основных компонентов биосферы, где происходит локализация техногенных радионуклидов. Обладая ППК, они сорбируют радионуклиды и в последующем являются долговременным депозитарием радиоактивных выпадений. Поведение радионуклидов в почвах в значительной степени определяет поступление в растения и их миграцию по пищевым цепям. В свою очередь, поведение радионуклидов в почвах - очень сложный и неоднозначный процесс. Оно неодинаково и определяется целым комплексом факторов (Куликов и др., 1990; Щеглов, 1999):

- химической природой и химическими свойствами радиоактивных элементов;
- физико-химическими формами соединений радионуклидов в выпадениях;
- составом и свойствами почв;
- ландшафтными особенностями территории загрязнения;
- климатическими показателями.

Таблица 6.5.3. Загрязнение ^{137}Cs геосистем Восточно-Европейской равнины, тыс. км^2 (Израэль, 2000)

Природная зона	Основной тип землепользования	^{137}Cs						
		> 40	15-40	5-15	1-5	0,5-1	0,2-0,5	0,1-0,2
		Землеп. запрещ.		Землеп. ограничено	Контроль за с/х прод.			
Зона смешенных лесов	Леса (до 80% по площади), используемые под сбор продукции (грибы, ягоды); лесные пастбища (молочное животноводство); пашня (картофель, лен, рожь)	0,03	6,99	15,9	58,1	83,5	147	86,1
Зона лиственных лесов	Пашня (до 60%) – рожь, гречиха, картофель; луговые пастбища (мясомолочное животноводство); леса рекреационного значения	-	-	2,3	30,7	42,6	85,6	23,5
Лесостепная зона	Пашня (до 80%) – рожь, гречиха, картофель; луговые пастбища (мясомолочное животноводство); леса полезащитного и рекреационного значения	-	-	0,53	24,1	60,5	233,8	26,9
Зона типичных степей	Пашня (до 80%) – пшеница, свекла, кукуруза, подсолнечник; степные и луговые пастбища (мясо-молочное животноводство)	-	-	-	3,04	23,6	83,9	61,2
Сухостепная зона	Пашня (до 80%) – частично орошаемые пшеница, свекла, кукуруза, подсолн.; пастбища (шерстяно-мясное овцеводство и мясо-молочное животноводство)	-	-	-	0,15	0,24	11,6	33,7
Сумма		*0,03*	*6,99*	*2,83*	*116,1*	*240,4*	*561,9*	*231,4*

Влияние химической природы и химических свойств радиоактивных элементов. В ряду биологически значимых искусственных радионуклидов поглощение одной и той же почвой возрастает в ряду: $^{106}Ru < ^{90}Sr < ^{144}Ce < ^{137}Cs$. Практически в этом же ряду нарастает и прочность связи радионуклидов с твердой фазой почв. По сравнению с неизотопными стабильными аналогами у радионуклидов прочность связи с твердой фазой почв выше: $K < Rb < ^{137}Cs$; $Mg < Ca < ^{90}Sr$.

Причиной этого являются различия в заряде, атомной массе, размерах атомов и гидратных оболочек этих катионов.

Механизм поглощения различных радионуклидов почвой неодинаков. Для изотопов стронция в наибольшей степени характерно поглощение по обменному типу. Для редкоземельных радионуклидов таких, как ^{144}Ce, ^{106}Ru, ^{95}Zr обменное поглощение имеет второстепенное значение. Они обычно образуют трудно растворимые гуматы, фосфаты, карбонаты, сульфаты, которые отличаются меньшей растворимостью, чем соответствующие соединения Ca. Вследствие этого данные радионуклиды могут легко замещать Ca в указанных соединениях. Для ^{137}Cs в наибольшей степени характерно необменное поглощение, которое, как правило, идет по типу изоморфного замещения калия радиоцезием в решетках глинистых минералов.

Нужно помнить, что по сравнению с изотопными и неизотопными аналогами радионуклиды находятся в почвах в ультра малых количествах. Например, массовая концентрация ^{90}Sr в глобальных выпадениях в среднем составляет $n*10^{-14}\%$. Это примерно в $n*10^{11}$ ниже концентрации стабильного Sr в почвах. Поэтому можно говорить, что величина ЕКО по отношению к радионуклидам во всех почвах бесконечно велика.

Влияние физико-химических форм соединений радионуклидов в выпадениях. Радионуклиды поступают на поверхность почвы в составе аэрозолей, частиц диспергированного топлива, оплавленных частиц

почвы, минералов, а также конструкционных материалов и т.п. Все это сказывается на растворимости радиоактивных выпадений. Максимальная доля растворимой фракции отмечается в составе глобальных выпадений, от 30 до 90% в зависимости от химической природы радионуклида. В ряду же радионуклидов она максимальна у ^{137}Cs и ^{90}Sr и минимальна у ^{144}Ce. В составе топливных частиц доля растворимой фракции не превышает единиц %, поэтому поведение радионуклидов в первые годы после поступления их на поверхность почвы очень сильно отличается от поведения стабильных изотопов, и лишь со временем в процессе разрушения частиц и включения радионуклидов в биогеохимические циклы они достигают состояния, близкого к состоянию изотопных аналогов. То есть на поведение радионуклидов большое влияние оказывает и фактор времени.

Период достижения т.н. динамического квазиравновесия нарастает по мере снижения растворимости радиоактивных выпадений.

Особое место среди техногенных радионуклидов занимают трансурановые элементы: Pu, Am, Cm, Np и другие. Они не имеют стабильных изотопных и неизотопных аналогов в природе. Это сказывается на их поведении в почве (Хэнсон, 1985).

Плутоний в почве малоподвижен, даже в тех случаях, когда поступает туда в форме растворимых соединений. Его поведение определяется в основном гидролизом. Почти весь способный к миграции плутоний в почве находится в форме гидрооксидов. Считается, что доступный для растений плутоний может также находиться в форме бикарбонатных и карбонатных комплексов и органических соединений (Павлоцкая и др., 1993). Реакция гидролиза определяет поведение и других трансурановых элементов: Am, Cm, Np. Однако по отношению к плутонию гидрооксиды этих элементов более подвижны и доступны для растений. Это определяет их большую экологическую опасность по сравнению с плутонием.

По прочности сорбции твердой фазой почв трансурановые элементы располагаются в ряд: Pu > Am > Cm >> Np.

Влияние состава и свойств почвы на поведение радионуклидов. В зависимости от этих факторов меняется механизм поглощения, прочность связи, миграционная подвижность и биологическая доступность радионуклидов для растений. Так, для одного и того же радионуклида поглощение почвой возрастает в ряду: подзолы > дерново- подзолистые песчаные > дерново- подзолистые суглинистые > серые лесные > черноземы. Такая последовательность обусловлена увеличением в данном ряду содержания илистой фракции и минералов группы монтморилонита, а также образованием малорастворимых гуматов. Важное значение в поглощении радионуклидов имеет наличие и состав коллоидных пленок на почвенных структурных отдельностях. Поглощение радионуклидов почвой растет параллельно числу частиц, обогащенных оксидами Fe, Mn, Al и органическим веществом. С ними радионуклиды образуют малорастворимые соединения.

Существует прямая взаимосвязь между миграционной подвижностью радионуклидов и содержанием растворимых органических веществ (РОВ). Основным механизмом в этом случае является образование органо-минеральных комплексов. Изотопы плутония и ^{241}Am образуют ассоциаты преимущественно с относительно высокомолекулярной фракцией (MMw > 2000). Cs-137 с фракциями средних и высоких молекулярных масс (MMw = 1000 и более), а ^{90}Sr - с наиболее низкомолекулярной фракцией органического вещества (MMw = 350-500) (Agapkina et al., 1995).

Поглощение радионуклидов существенно зависит и от других химических свойств почв. Например, подкисление среды приводит к усилению их миграционной подвижности. Большое влияние на поведение радионуклидов в почвах оказывает концентрация их изотопных и неизотопных аналогов. Причина заключается в том, что массовая

концентрация радионуклидов чрезвычайно мала и их осаждение, миграция и поглощение протекают совместно с изотопными и неизотопными аналогами, выступающими в качестве носителей. На основе этого разработан ряд контрмер по снижению поступления радионуклидов в растения.

Таким образом, подвижность радионуклидов в почвенном блоке находится в зависимости от реакции среды, содержания пылеватых и илистых фракций, их минералогического состава, наличия геохимических барьеров в профиле почв и коррелирует с органической составляющей.

Перераспределение радионуклидов в почвах. Радиоактивные вещества, поступившие на поверхность Земли, в той или иной мере включаются в геохимические потоки и подвергаются процессам вторичного перераспределения в горизонтальном и вертикальном направлениях.

Горизонтальная миграция. При атмосферных радиоактивных выпадениях наиболее интенсивно процессы горизонтальной миграции радионуклидов происходят в начальный период после осаждения, когда частицы лежат на поверхности растений и почв. В этот период они легко смываются дождем и сдуваются ветром. В первые недели после выпадений наибольшее значение имеет эоловый перенос. Источником вторичного загрязнения являются только открытые участки поверхности почв, в особенности песчаных, а также лесные массивы, в древесном ярусе которых аккумулируется до 90% радиоактивных выпадений (Щеглов, 1999). Миграция радионуклидов с поверхностным стоком более вероятна при выпадениях в зимне-весенний период и на территориях с выраженным рельефом и сформированным снежным покровом.

Важной геохимической проблемой, значение которой нарастает со временем, является горизонтальная миграция радионуклидов из мест захоронения РАО, отвалов и хвостохранилищ отходов. Наиболее

интенсивно ветровая и водная эрозия происходит на хвостохранилищах, в особенности при отсутствии или нарушении дезактивирующего покрытия. Она также может возникать при стечении ряда обстоятельств в открытых хранилищах РАО. Примером может служить аварийная ситуация на Южном Урале в 1967 г., когда в результате пылевого подъема радионуклидов с пересохшей береговой линии озера Карачай (используемого для сброса и хранения жидких РАО), радиоактивные вещества активностью около 600 Ки были перемещены на расстояние 50-75 км. В результате этого значимому загрязнению подверглось площадь около 3 тыс. км^2.

Таким образом, наиболее значимое влияние горизонтальная миграция имеет в первый период после выпадений, а также на открытых хранилищах РАО. В последующем ее роль в перераспределении радионуклидов в почвах снижается, а интенсивность стабилизируется на уровне 0.01-0.1 долей % в год. Минимальна она в лесных ценозах и максимальна в агроценозах с песчаными почвами. В то же время опасность горизонтального переноса может резко возрасти при пожарах (Огородников, 2000).

Вертикальная миграция. Вертикальное перераспределение радионуклидов во всех почвах, в том числе и песчаных, идет очень медленно с линейной скоростью от десятых долей до 1-2-х см в год. То есть почвенный покров является биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов. Как показано результатами исследований на территории загрязнения Кыштымской и Чернобыльской аварий, основная часть радионуклидов в течение длительного времени остается в пределах 10-см толщи, а в лесных почвах при наличии подстилки - радионуклиды аккумулируются в ней и в верхнем 1-2 см подподстилочном слое (Тихомиров, 1993; Щеглов, 1999). Выраженность барьерных функций почв меняется в зависимости от их состава и свойств,

а также особенностей строения почвенного профиля. По интенсивности миграции радионуклидов почвы располагаются в следующий убывающий ряд: гидроморфные лесных БГЦ > пойменный аллювиальные луговых БГЦ > автоморфные лесных БГЦ > автоморфные залежные.

В целом процессами, обусловливающими вертикальную миграции радионуклидов, являются:

- диффузия свободных и сорбированных ионов;
- конвективный перенос с током влаги;
- перенос корневыми системами растений;
- перенос с коллоидными частицами, т.н. лессиваж;
- влияние роющей деятельности почвенной мезофауны;
- влияние хозяйственной деятельности человека.

Влияние перечисленных факторов на миграцию радионуклидов неравнозначно. Оно меняется в зависимости от времени после выпадений, почвенно-климатических и биоценотических факторов.

В большинстве случаев наиболее важную роль в вертикальной миграции играет диффузия и конвективный перенос. Количественные показатели этих процессов тесно связаны со свойствами почв, которые обусловливают поглощение и прочность закрепления радионуклидов твердой фазой. Величины коэффициентов диффузии в 0-20 см однородном слое различных почв колеблются в пределах 2-х математических порядков от $n*10^{-7}$до $n*10^{-9}$ от $см^2$/сек. Максимальные значения отмечаются в подзолистых песчаных автоморфных почвах, минимальные – в органогенных торфяных и торфянисто-болотных почвах. При неоднородном сложении на границе раздела лесной подстилки и минеральной толщи величины коэффициента диффузии падает до $n*10^{-10}$ (Щеглов, 1999).

Конвективный перенос в целом занимает подчиненное положение по отношению к диффузии, но его роль в перераспределении радионуклидов

нарастает с глубиной и максимальна в нижних слоях почвенного профиля. Так, если интегральный показатель годового поступления радионуклидов из подстилки составляет в среднем около 1.5%, то с инфильтрационным стоком - около 0.1%. В нижних слоях профиля эти различия практически полностью сглаживаются. Среди радионуклидов влияние инфильтрационного стока наиболее значимо для ^{90}Sr и ^{106}Ru. (Кляшторин и др., 1999, Щеглов, 1999).

Определенное значение в перераспределении радионуклидов в почвенном профиле играют корневые системы растений (табл. 6.5.4) .

Концентрация радионуклидов в корнях выше, чем в окружающей почве, причем с глубиной в профиле эти различия нарастают. Отсюда очевидно, что значимость переноса радионуклидов корневыми системами зависит от глубины их распространения, густоты корней в почве, а также физико-химических свойств радионуклидов и биологических особенностей растений.

Наличие лессиважа, то есть влияние этого процесса на перенос радионуклидов подтверждается данными прямой авторадиографии в профиле почв выпавших «горячих» частиц топливной компоненты (Гудзенко и др., 1996).

Таблица 6.5.4.

Содержание и распределение ^{137}Cs в корнях сосны обыкновенной и корнеобитаемых слоях почвы, кБк/кг сухой массы (Щеглов, 1999)

Слой, см	Содержание ^{137}Cs	
	В корнях	В почве
0-10	5,0	2,93
10-20	3,5	0,04
20-30	2,4	0,02
30-70	2,0	0,01

Анализ взвесей при фильтрации лизиметрических вод также свидетельствует о миграции радионуклидов в составе илистых частиц (Кляшторин и др., 1999).

Влияние роющей деятельности почвенной мезофауны меняется в зависимости от типов почв и почвенно-климатической зоны. Она четко видна при сравнении распределения радионуклидов в песчаных и черноземных почвах (рис.6.5.1).

В черноземах под лесом интенсивность перераспределения радионуклидов максимальна среди других почв, несмотря на то, что физико-химические и химические свойства черноземов предопределяют минимальную скорость вертикального перераспределения радионуклидов. Основным фактором, определяющим эти различия, является роющая деятельность дождевых червей (Щеглов и др., 1992)..

Влияние хозяйственной деятельности человека на вертикальное перераспределение радионуклидов наиболее ярко проявляется в агроландшафтах. Перепашка приводит к интенсивному перемешиванию почвы и равномерному распределению радионуклидов в пахотном слое. Внесение удобрений, подщелачивание или подкисление среды также способствует изменению скорости вертикальной миграции радионуклидов в почвах.

При общих закономерностях характер и интенсивность перераспределения радионуклидов, а также процессы, их обусловливающие, особенно на начальных этапах после радиоактивных выпадений, заметно различаются в почвах лесных, луговых и агроэкосистем.

В почвах лесных экосистем вертикальное перераспределение радионуклидов характеризуется следующими общими закономерностями. Первоначально радиоактивные выпадения аккумулируются в верхнем листовом слое лесной подстилки. В последующем их общее содержание в подстилке изменяется не столь значительно, но происходит интенсивное перераспределение радионуклидов внутри ее подгоризонтов. Верхний листовой слой O1 активно очищается, а абсолютный максимум

заглубляется сначала в слой О2, а затем О3 (рис. 6.5.2). Очевидно, что перераспределение радионуклидов в подстилке обусловлено не столько миграционными процессами, сколько заглублением радиоактивных выпадений в результате ежегодного поступления по поверхность почвы относительно чистого растительного опада. Данный процесс является основным в перераспределении элементов аэрозольных выпадений в подстилке и значимо влияет на их миграцию в нижележащих слоях почвы. С течением времени это приводит к смещению максимума активности в подстилке и профиле почв в целом. Максимальная удерживающая способность в подстилке приурочена к ее ферментативному и гумифицированному слоям.

В целом же подстилка является первым биогеохимическим барьером на пути вертикальной миграции радионуклидов и длительное время удерживает в себе основную часть радиоактивных выпадений. Вместе с тем аккумулирующая роль лесной подстилки сильно варьирует в зависимости от ее типа, мощности, строения, а также наличия (или отсутствия) мохового покрова. Наибольшей удерживающей способностью характеризуются полнопрофильные, мощные подстилки хвойных лесов; минимальной – маломощные, неполнопрофильные подстилки лиственных лесов. Наличие мохового покрова резко увеличивает аккумулирующую роль лесных подстилок всех типов (Щеглов и др., 1996; Щеглов, 1999).

Наибольшее влияние на интенсивность миграции радионуклидов в почвенном профиле оказывает их гидрологический режим. В почвах гидроморфного ряда интенсивность миграции радионуклидов почти на математический порядок выше, аккумулятивный эффект подподстилочного горизонта здесь практически не выражен, распределение радионуклидов в профиле более равномерное, и они проникают на большую глубину.

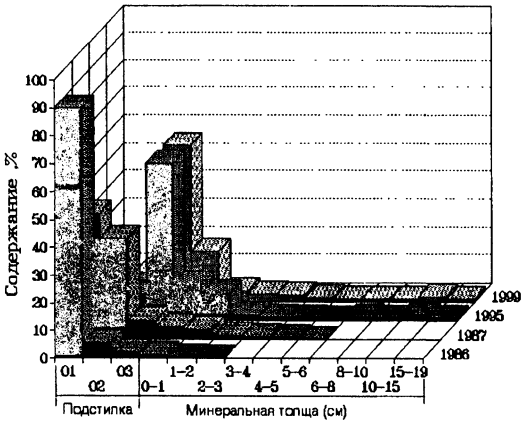


Рис. 6.5.2. Многолетняя динамика перераспределения ^{137}Cs профиле почв автоморфных ландшафтов (широколиственно-сосновый лес, 28 км на юг от ЧАЭС. За 100% принято содержание ^{137}Cs в профиле почв в целом)

Несколько иной характер имеет вертикальное перераспределение радионуклидов в почвах лиственных лесов с невыраженной или фрагментарно выраженной подстилкой, в том числе и черноземных почвах под лесом лесостепной зоны. В этих почвах, как показали постчернобыльские исследования, отмечается наибольшая интенсивность миграции радионуклидов, что в большей степени, как уже указывалось (рис. 6.5.1), связано с зоогенным фактором, в частности деятельностью дождевых червей (Щеглов и др., 1992; Щеглов, 1999).

В сравнении с лесными почвами миграция радионуклидов в почвах залежи и заболоченных лугов выражена заметно слабее. В этих почвах повышенное количество радионуклидов отмечается в верхней двух - трехсантиметровой толщи.

В почвах агроценозов основное количество радионуклидов сосредоточено в пахотном слое, где оно распределено достаточно равномерно, в подпахотной толще оно резко падает.

Доступность радионуклидов для растений. К важным характеристикам радиоактивного загрязнения относятся также биологическая доступность радионуклидов для растений и, соответственно, интенсивность их миграции по трофическим цепям к человеку.

Биологическая доступность радионуклидов оценивается на основании таких количественных показателей как коэффициент накопления (КН) и коэффициент перехода (КП). Эти коэффициенты рассчитываются по формулам:

$$КН = \frac{\text{удельная активность растений (Бк/кг)}}{\text{удельная активность почв (Бк/кг)}}$$

$$КП = \frac{\text{удельная активность растений (Бк/кг)}}{\text{плотность загрязнения почв (Бк/м}^2\text{)}}$$

При широком диапазоне плотностей загрязнения и значительном разнообразии почвенных условий на загрязненной территории в целом наиболее удобно пользоваться таким показателем, как коэффициент перехода радионуклидов в растения. Как видно из формулы, при расчете КП концентрация радионуклида в фитомассе приводится в единице плотности загрязнения почв, что нивелирует влияние этого фактора и позволяет выявить колебания доступности, а соответственно, накопления радионуклидов растениями в зависимости от других факторов, степень влияния которых неодинакова.

Наибольшее влияние на накопление радионуклидов растениями оказывает тип почвы и ее гидрологический режим, затем тип фитоценоза и

возраст древостоя; меньшее значение имеет видовая принадлежность растений. Кратность различий в накоплении радионуклидов (на примере ^{137}Cs) в зависимости от этих факторов составляет в среднем 100 - 10 - 4 - 1.5 раза, соответственно.

В ряду типов почв на загрязненной территории наибольшей доступностью радионуклидов характеризуются торфяно-глеевые разности, затем (по мере убывания величин КП ^{137}Cs) торфянисто-подзолистые оглеенные, дерново-подзолистые, серые лесные и черноземы, у которых отмечаются минимальные значения КП ^{137}Cs .

В почвах гидроморфного ряда доступность ^{137}Cs растениям увеличивается параллельно с ростом мощности и выраженности органогенного горизонта. Особое место среди этих почв занимают аллювиальные-торфяно-болотные и иловато-перегнойно-глеевые разновидности, в которых отмечаются значительно меньшие (в 2-3 раза) величины КП ^{137}Cs в растения, чем у других гидроморфных почв. Указанные различия объясняются тем, что аллювиальные почвы, имея по режиму увлажнения и содержанию органического вещества сходство с другими почвами болотного ряда, более насыщены основаниями и калием и отличаются менее кислой реакцией среды, что связано со спецификой процессов почвообразования, протекающих в поймах.

Минимальный КП ^{137}Cs в растения в целом наблюдается на черноземных почвах. Это связано с тем, что данные почвы в основном характеризуются тяжелым гранулометрическим составом, обогащены глинистыми минералами, т.е. минералами, способными к необменному закреплению радионуклидов. Кроме того, активное биогенное перемешивание почвенной массы мезофауной, населяющей черноземы, приводит к снижению удельной активности наиболее насыщенных корнями верхних слоев этих почв.

Другим не менее значимым фактором, определяющим величины коэффициентов перехода ^{137}Cs в растения, является тип фитоценоза. В хвойных фитоценозах (сосняках, ельниках), как правило, наблюдаются в 5-10 раз большие КП ^{137}Cs во все структурные компоненты древостоя, чем в лиственных лесах, где коэффициенты перехода ^{137}Cs в структурные компоненты древесной растительности минимальны. Объясняется это тем, что почвы данных лесов в относительно большей степени насыщены основаниями, больше содержат обменного калия, а также характеризуются менее кислой реакцией среды. В лиственных лесах с маломощной подстилкой отмечается более быстрая миграция ^{137}Cs в минеральную толщу почв. В этих условиях вероятность необменного закрепления радиоцезия значительно возрастает и, следовательно, снижается его доступность для растений.

Контрмеры на загрязненных территориях. Индивидуальные дозы облучения и уровни загрязнения продукции считаются главными критериями для определения уровня вмешательства или контрмер, направленных на снижение негативных последствий радиоактивного загрязнения. Они делятся на три категории (Тихомиров, Кучма, 1996; Тихомиров, Щеглов, 1997):

- ограничение обычной деятельности;
- применение мелиорантов или мелиоративных мер;
- стратегия использования загрязненной территории и продукции .

Ограничения. Данные контрмеры являются в основном административными и включают комплекс запретов или ограничений на различные виды народнохозяйственной деятельности в зависимости от величины плотности загрязнения. Ограничения широко применяются на практике. В лесах и парках: налагается запрет на посещение загрязненных

насаждений. Период налагаемых ограничений зависит от плотности загрязнения и мощности экспозиционной дозы. Он может варьировать от нескольких недель до десятков лет. Ограничения вводятся на лесоводство и использование продукции леса. Эти меры базируются на национальных стандартах, регулирующих пределы допустимых уровней загрязнения продукции лесного хозяйства и на КП радионуклидов в эту продукцию. В частности, в России были введены ограничения по принципу зонирования территории. В 1 зоне с плотностью радиоактивного загрязнения по ^{137}Cs до 75 кБк/м^2 (< 5 Ки/км^2) ограничения на промышленное лесоводство и на потребление продукции леса не вводилось. Во 2 зоне с плотностью загрязнения 75 – 180 кБк/м^2 (5-15 Ки/км^2) деятельность не ограничивалась, но сбор съедобных грибов и использование хвойной лапки на корм рогатому скоту были запрещены. В 3 –ей зоне 185 – 550 кБк/м^2 (15 –40 Ки/км^2) разрешались зимние рубки, предупреждение пожаров и обработка насаждений против вредителей. В 4-ой зоне с плотностью загрязнения свыше 550 кБк/м^2 (> 40 Ки/км^2) вся лесохозяйственная деятельность, за исключением контроля и противопожарных мероприятий, запрещалась.

Агропромышленное производство на загрязненных территориях также организуется с соответствие с плотностью загрязнения угодий и разбивкой территории по вышеуказанному принципу зонирования. В последующем происходит переход в стратегии ведения сельского хозяйства на этих землях в зависимости не от плотности радиоактивного загрязнения, а от формирующихся дозовых нагрузок на счет внутреннего облучения.

К числу наиболее эффективных контрмер в растениеводстве относится подбор видов и сортов растений с минимальным уровнем накопления радионуклидов. В животноводстве важную роль играет откорм животных

чистыми кормами, а также использование специальных добавок сорбентов (ферроцинов), подавляющих переход радионуклидов в молоко. Контрмерой считается также переработка загрязненной продукции.

Применение мелиорантов и мелиоративные мероприятия являются более активной формой контрмер. Многие из этих мероприятий применяются совместно, в частности, внесение органических и минеральных удобрений, извести, различного рода сорбентов и т.п. Известкование почвы, внесение цеолитов, вермикулита, органики, калийных и других удобрений предпринимается с целью насыщения почвы химическими аналогами радиоактивных элементов и уменьшения потенциала связывания радионуклидов, т.е. снижения коэффициентов их перехода в растения.

В земледелии существенное снижение их накопления растениями достигается путем агротехнических приемов: вспашки с оборотом пласта, плантажной вспашки, т.е. при значительном заглублении радиоактивных веществ. Эффективность многих этих приемов позволяет снизить концентрацию радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в 2 –4 раза, а при коренной мелиорации лугов (перепашка, внесение удобрений, высев трав) - до 5 – 8 раз (Алексахин и др., 2000).

Альтернативной стратегией использования загрязненных территорий и продукции являются контрмеры без применения специфического воздействия. Например, альтернативное использование загрязненных лесных территорий предусматривает создание специальных заповедников (примером может служить Полесский радиоэкологический заповедник). Создание новых лесных плантаций очень эффективно на сильно загрязненных пахотных угодьях, которые длительное время не могут быть использованы в сельском хозяйстве. В сельском хозяйстве альтернативными являются меры по изменению структуры севооборотов и, как уже указывалось, выведение сортов, проявляющих дискриминационные по отношению к радионуклидам свойства,

а также выращивание технических культур, которые в пищевых цепях напрямую не связаны с человеком.

В последнее время широкое развитие получают альтернативные контрмеры пропагандистко - информационного характера, направленные на обучение населения, проживающего на загрязненных территориях, действиям и приемам, приводящим к снижению доз внешнего и внутреннего облучения, и соответственно возможному использованию получаемой с этих территорий продукции (Памятка, 1999).

Глава 7

МИКРОБНЫЕ СООБЩЕСТВА И ИХ ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ В ПРОЦЕССАХ ДЕГРАДАЦИИ И САМОВОССТАНОВЛЕНИЯ ПОЧВ

7.1. Синэкологические показатели состояния микробных сообществ при деградации почв

Систематика и диагностика почв строится главным образом на основе морфологических, химических и минералогических признаков. Эти признаки весьма консервативны и отражают в основном накопившиеся в ходе почвообразования свойства почвы (в том числе и реликтовые). Однако значительно более чуткими индикаторами современных изменений режима и свойств почв являются почвообитающие организмы и вызываемые ими процессы. Поэтому биологические критерии обязательно должны учитываться при контроле за состоянием почв, при определении степени их деградации.

Разнообразные антропогенные воздействия на почву, такие как интенсивное сельскохозяйственное использование, применение удобрений, загрязнение ксенобиотиками, рекреация и т.д., могут приводить к принципиальному изменению всей почвенной экосистемы. Естественно, при этом происходят существенные перестройки в структуре почвенных микробных сообществ, изменяются состав и относительное обилие различных групп микроорганизмов, меняется характер вызываемых ими процессов. Но даже сильно преобразованные и полностью разрушенные (в морфологическом смысле) почвы населены различными микроорганизмами. Отсюда возникает методологическая проблема интерпретации наблюдаемых антропогенных изменений в почвенной микробной системе: представляют ли они собой очевидное разрушение, деградацию микробного сообщества, или их правильней трактовать как направленную адаптивную перестройку.

Под деградацией любой системы понимают ее упрощение, которое выражается прежде всего в уменьшении разнообразия. В случае биологического сообщества о деградации в наиболее очевидном смысле можно говорить в случае сокращения его таксономического разнообразия при сохранении, тем не менее, ряда общих видов. Поэтому при оценке характера антропогенного воздействия на почвенные микробные сообщества особое значение приобретают генеральные показатели, отражающие степень его дифференциации, таксономической сложности и разнообразия. Такие показатели, позволяющие измерять различия в самых разных нюансах разнообразия и внутренней дифференциации систем, получили особенно широкое распространение в современной количественной синэкологии. Разработка новых показателей и чисто математическая сторона дела приобрели даже самостоятельную ценность. Выпущен ряд монографий, в которых подробно рассматриваются многочисленные способы измерения самых разных аспектов разнообразия, структурной сложности, нумерической классификации сообществ на основе их структурного сходства. (например: Андреев, 1980; Песенко, 1982; Мэгарран; 1992).

В почвенной микробиологии наблюдается значительное отставание в этой области. Прежде всего, это связано со сложностями таксономической дифференциации микроорганизмов. Поэтому для микробной экологии более характерна разработка таких методов анализа микробных сообществ, которые избегают процедуры видовой идентификации. Так, многократно предпринимались попытки изучения физиологических “паттернов” микробных сообществ с помощью формального анализа физиологических характеристик чистых культур методами многомерной статистики. В последние годы чрезвычайно бурно развиваются молекулярно-биологические методы изучения структуры микробных сообществ, такие как прямой анализ разнообразия ДНК. Очень

перспективным представляется подход, базирующийся на оценке функциональных возможностей микробного сообщества, в частности метод мультсубстратного тестирования. (Горленко, 2001). Подобные подходы и методы имеют огромные преимущества перед классическим методом посева прежде всего при практическом экспресс анализе, мониторинге и контроле за состоянием почвенной микробиоты. Они значительно более технологичны, не требуют наличия у специалиста большого таксономического опыта, знания исследуемой группы микроорганизмов "в лицо". Увлечение новыми технологиями породило среди микробиологов скептическое отношение к традиционным методам исследования. В первую очередь это относится к оценкам структурных особенностей микробных сообществ почв методом посева.

В то же время, использование молекулярно-биологических методов для изучения микробных сообществ - это не столько решение традиционных проблем микробной экологии, сколько подмена объекта исследования. В теоретическом плане при этом возникают еще большие сложности, так как получаемые характеристики микробных сообществ невозможно обсуждать в тех же терминах, которые используются в общей синэкологии. Основные концептуальные положения экологии сообществ становятся неприменимы к микробным комплексам и микробная экология, таким образом, превращается в "вещь в себе", что хорошо заметно по тематике публикаций последних лет.

В этой связи особенный интерес представляют попытки характеристики микробных сообществ в тех же терминах и с помощью тех же подходов, которые развились в общей синэкологии. В качестве основного структурного элемента микробных сообществ при этом рассматривается вид (или надвидовой таксон), выделяемый на приблизительно той же концептуальной основе, что и виды растений и животных. Для разделения видов при этом используется не формальный

уровень различия (даже в нуклеотидных последовательностях семантид), а идея таксономического хиатуса, представление о виде, как целостной системе, естественным образом отграниченной от других таких же систем, что выражается в понятии экологической ниши.

Для оценки относительного обилия таких видов внутри достаточно однородных групп микроорганизмов наиболее простым и удобным остается классический метод посева на плотные питательные среды с последующим дифференцированным учетом колоний. В то же время общепринято скептическое отношение к посеву как количественному методу определения относительного обилия таксонов. Из-за селективности любой питательной среды и принципиальных различий в морфологической организации видов (одноклеточные – мицелиальные) всегда остаются сомнения в том, что соотношение количества колоний разных видов на чашке действительно отражает их реальное обилие в природном субстрате. Понятно, что достоверность подобных оценок неодинакова для разных групп микроорганизмов, и чем она выше, тем более пригодна данная группа микроорганизмов как модель для синэкологических исследований. Показано, что одной из наиболее удобных групп для этих целей могут служить дрожжевые грибы (Чернов, 1997).

В последнее время предприняты попытки использования таких синэкологических характеристик для количественного описания сообществ почвенных грибов (Марфенина, 1999), дрожжей (Чернов и др., 1997), группы сапротрофных бактерий (Добровольская и др., 1997). В том числе и для демонстрации изменений, происходящих в микробном сообществе при деградации почв. Среди множества возможных показателей, мы рассмотрим наиболее важные из них, которые, на наш взгляд наиболее пригодны для характеристики микробных сообществ по

результатам метода посева, и претерпевают особенно сильные изменения при антропогенной деградации почв и почвенных микробных сообществ.

Ранговые распределения относительного обилия видов.

Ни в одном сообществе слагающие его виды не бывают одинаково обильны. В наиболее тривиальном случае исследуемая группировка может состоять из одного единственного вида (относительное обилие - 100%). Любой метод учета имеет нижний предел обнаружения видов. На практике число колоний на чашке чаще всего колеблется в пределах 100-1000 и оцениваемое относительное обилие видов - от 0.1 до 100%. В среднем в любой группировке больше всего малочисленных видов, относительное обилие которых не превышает 1-5% и лишь несколько видов очень обильны. Такой тип распределения числа видов по градациям относительного обилия хорошо известен и неоднократно демонстрировался для различных сообществ растений и животных.

Распределение обилия видов представляет собой наиболее полное математическое описание всей полученной о сообществе информации. Возникает закономерный вопрос: подчиняется ли это распределение определенному математическому закону? Если да, то как зависят параметры распределения видов по обилию от различных факторов? В частности, что происходит с ранговым распределением видов в микробном сообществе почвы при деградации последней?

Для характеристики сообществ растений и животных был предложен ряд математических моделей, описывающих ранговое распределение видов по обилию. После периода увлечения математическим описанием структуры сообществ, стали появляться работы, в которых высказывался скептический взгляд на эвристическую ценность подобных моделей. Подобный скепсис был вызван тем, что ряд моделей претендовали не только на математическое описание «морфологии сообщества», но и на

объяснение биологических механизмов приводящих к эмпирически наблюдаемому распределению относительного обилия видов.

Среди таких «биологических» моделей наиболее популярны распределение разломанного стержня и геометрическое распределение. Математически распределение разломанного стержня предполагает случайное распределение общего обилия между видами. Таким образом, число видов - единственный параметр этого распределения. Модель геометрического распределения включает некий параметр *k*; так что на долю первого вида приходится *k*-*я* часть общего обилия, на долю второго - *k*-*я* часть обилия, оставшегося от первого и т.д. «Биологический» смысл этим моделям можно придать, привлекая к их объяснению понятия экологической ниши и конкуренции. При этом предполагается, что при распределении разломанного стержня границы гиперобъемов (ресурсов) ниши для разных видов расположены в гиперпространстве случайным образом. При распределении разломанного стержня нет четко выраженных доминантов и в идеальном случае оно должно быть характерным для конкретных сообществ, формирующихся в оптимальных условий обитания большинства рассматриваемых видов. Геометрическое распределение интерпретирует различия в относительном обилии видов как результат их острой конкуренции за одни и те же ограниченные ресурсы и считается более типичным для экстремальных ситуаций. При этом доминирование выражено очень сильно (при достаточно высоком значении параметра *k*). В определенном смысле эти модели представляют собой достаточно полярные ситуации.

В почвенной микробиологии также предпринимались попытки анализа рангового распределения относительного обилия видов на примере группировок дрожжей (Чернов, 1997) и микромицетов. Они показали, что тип распределения действительно можно рассматривать в качестве характеристики «процветания» или «угнетения» микробного

сообщества. Так, в группировках типичных сахаролитиков – аскомицетовых дрожжевых грибов - отмечается выраженное распределение МакАртура при их развитии на живых частых растений, в то время как для группировок в минеральных горизонтах почв, бедных легкодоступными питательными веществами, характерно геометрическое распределение (Bab'eva, Chernov, 1995). Для сообществ мицелиальных микромицетов характерна обратная тенденция. Характер рангового распределения относительного обилия видов вполне может служить информативным критерием состояния микробной группировки при оценке степени влияния неблагоприятных факторов при загрязнении и деградации почв.

Распределение относительного обилия видов в сложных сообществах, полученных в результате объединения большого количества элементарных группировок, идеально описывается особым типом распределения, получившим название логнормального. Логнормальная модель предполагает, что распределение числа видов по октавам (классам обилия, каждый из которых вдвое больше предыдущего) описывается нормальным законом. Показано, что этот тип распределения вообще характерен для многовидовых сообществ, когда относительное обилие видов определяется не непосредственным анализом пробы, а вычисляется как средняя доля видов в большом количестве элементарных группировок (Hughes, 1986). Прекрасный пример дают также и дрожжевые грибы: средние значения относительного обилия по всем проанализированным образцам для любого типа почвы хорошо аппроксимируются логнормальным распределением.

Измерение разнообразия микробного сообщества.

В микробиологии редко обсуждаются количественные аспекты разнообразия микробных сообществ. Как правило, термин «микробное разнообразие» интерпретируется в конкретном, описательном смысле, как

перечень различных таксономических или функциональных групп микроорганизмов. В то же время, в современной количественной синэкологии под «разнообразием» понимается достаточно абстрактная величина, позволяющая сравнивать изменения в структуре таксономически разнородных сообществ. В таком понимании разнообразие включает два компонента: видовое обилие и выравненность относительной значимости видов. Разработана иерархия форм разнообразия, в частности представление об инвентаризационном и дифференцирующем аспектах разнообразия (Уиттекер, 1980). Инвентаризационное разнообразие определяется числом выделенных элементов в изучаемой системе и их относительным обилием. Дифференцирующее разнообразие – понятие менее однозначное и основывается на сравнении различных частей системы. Эти идеи получили наибольшее развитие в экологии растений и животных. Особенно развита формальная сторона проблемы, способы математической оценки разных аспектов разнообразия. Предложено множество математических индексов для оценки компонентов разнообразия, а также параметрических распределений относительного обилия видов в группировке (Песенко, 1982; Мэгарран, 1992). Наиболее популярный показатель α-разнообразия - индекс Шеннона, основанный на теории информации, определяется двумя параметрами: видовым обилием (число видов, отнесенное к единице обилия) и выравненностью значений относительного обилия. Теоретически эти компоненты могут быть независимыми и их целесообразно рассматривать отдельно.

Микробная экология существенно отстает в области количественной оценки разнообразия, и главная причина этого заключается в методических трудностях, связанных с определением таксономического состава сообщества и особенно относительной значимости видов микроорганизмов. Тем не менее, индекс Шеннона довольно часто

фигурирует в работах по почвенной микологии и даже бактериологии. Многочисленные сравнения показали, что в сообществах почвенных грибов и бактерий, формирующихся в экстремальных условиях, в том числе при загрязнениях и других видах антропогенного нарушения, α-разнообразие снижается.

Дифференцирующее разнообразие сообщества (β-разнообразие) – термин, предложенный (Уиттекер, 1980), для обозначения того аспекта разнообразия, который возникает, когда сообщество полагается внутренне неоднородным, состоящим из различных частей. Степень несходства (дифференциации) этих частей или скорость изменения α-разнообразия по градиентам среды – представляют собой различные аспекты дифференцирующего разнообразия. В нашем представлении понятие дифференцирующего разнообразия включает, по крайней мере, три независимых компонента: уровень сходства между элементарными группировками, число объективных кластеров, в которые объединяются элементарные группировки и степень дискретности этих кластеров. Другими словами, величина дифференцирующего разнообразия сообщества отражает возможность его структурирования. Закономерности изменения дифференцирующего разнообразия несколько сложнее интерпретировать, чем в случае α-разнообразия. Обычно с увеличением экстремальности среды градиенты показателей структуры растительных и животных сообществ становятся более напряженными, то есть типы сообществ более резко дифференцируются. С другой стороны, количество различных вариантов сообщества уменьшается. Предложенные индексы β-разнообразия основываются в основном на сравнении списков видов в различных местообитаниях (Wilson, Shmida, 1984).

В качестве достаточно очевидного показателя дифференцирующего разнообразия можно принять среднее из значений всех попарных индексов сходства между элементарными группировками (отдельными

образцами, повторностями). Для определения уровня сходства можно использовать известный коэффициент Серенсена, расширенный для количественных данных.

Другой аспект дифференцирующего разнообразия – сложность самой синтипологической структуры (хорошая интерпретация – количество типов группировок, которые удается выделить нумерическими методами независимо от четкости их границ). Очевидно, что чем больше количество «центроидов», или типов, к которым тяготеют элементарные группировки, тем больше оснований говорить о высоком дифференцирующем разнообразии. Для количественного выражения этой характеристики можно использовать число потенциальных доминантов или, лучше, индекс Шеннона, рассчитанный по вероятностям доминирования видов (Чернов, 1997). Анализ состава дрожжевых группировок в многочисленных образцах природных субстратов показывает, что для субстрата определенного типа состав группировок может варьировать очень широко. Однако, набор видов, которые могут выступать в качестве доминантов в каждом конкретном образце, взятом для анализа, достаточно ограничен. Таким образом, микробные сообщества могут быть охарактеризованы набором видов, которые могут выступать в качестве доминантов в каждой элементарной группировке. Методами посева такие доминанты выявляются достаточно легко, что дает возможность проводить массовые анализы и получать статистически достоверные результаты. Проанализировав достаточно большое количество образцов, можно составить список таких потенциальных доминантов и определить вероятности их доминирования. Формально при определении вероятности доминирования возможны два подхода. Первый - отнесение к доминантом тех видов, относительное обилие которых превышает некоторую принятую величину (например 30%). При этом в элементарной группировке теоретически могут быть несколько доминантов (в

маловидовых группировках) или не быть доминантов вовсе (при большом количестве видов и достаточно равномерном распределении относительного обилия). Второй вариант: доминантом в элементарной группировке считается единственный вид с максимальным относительным обилием.

Чем шире спектр таких потенциальных доминантов, и чем более выровнены значения вероятностей их доминирования, тем большее количество типов группировок удается выделить с применением формальных методов нумерической классификации. Количество и представленность типов группировок в рассматриваемой системе (другими словами, сложность синтипологической структуры) можно рассматривать, как один из аспектов дифференцирующего, или β-разнообразия. Коэффициент Шеннона, рассчитанный по вероятностям доминирования видов будет отражать величину этого аспекта β-разнообразия.

Число видов в сообществе.

Число обнаруженных видов зависит от величины выборки. Поэтому в случае оценки разнообразия дрожжевых сообществ методом посева с дифференцированным учетом колоний видовое обилие следовало бы определять как отношение числа выделенных видов к общему количеству просмотренных колоний на чашке. Проведенные нами оценки показали, что эта зависимость действительно очень существенна в том случае, если количество учтенных колоний измерялось всего несколькими десятками. В тех случаях, когда среднее количество колоний на чашках превышало 10^2, зависимость числа выявленных видов от числа просчитанных колоний практически отсутствовала.

Как правило, в работах по анализу таксономической структуры микробных сообществ методом посева для оценки относительного обилия таксонов используется значение встречаемости. В то же время, почти все

предложенные меры разнообразия были разработаны для аддитивных величин обилия видов (доля от общей численности). В качестве интегральной меры разнообразия при использовании качественных данных (присутствие-отсутствие вида в образце) можно использовать коэффициент регрессии кумуляты числа выделенных видов. В качестве иллюстрации полноты изученности таксономического состава конкретного сообщества часто используются графики, показывающие приращение числа обнаруженных видов в зависимости от числа исследованных выборок. При этом создается впечатление, что после анализа достаточной выборки, кумулятивная кривая числа видов «выходит на плато», свидетельствуя о существенном исчерпании видового разнообразия. Очевидно, что только после достижения такого «перегиба» на кривой корректно делать заключения о видовом составе и относительном обилии видов в изучаемом сообществе.

Тем не менее, в случае микробных сообществ кумуляты числа видов не образуют видимого «перелома» и окончательно не выходят на плато даже после многолетних анализов сотен образцов. Показано, что для сообществ дрожжевых грибов они идеально описываются логарифмическим законом: $S = \alpha \log N$, где S - число обнаруженных видов, N - число проанализированных образцов.

Коэффициент регрессии α можно использовать, как весьма интегральный показатель, отражающий скорость увеличения числа видов при повторных анализах. Конечно, он будет существенно зависеть от конкретной последовательности, в которой рассматриваются образцы, особенно при небольшом их количестве. Для более точного его расчета исходная матрица, описывающая распределение видов по образцам последовательно пересортировывается случайным образом. После каждой сортировки строится кумулята числа видов в зависимости от числа образцов и с помощью регрессионного анализа определяется значение

параметра α. Процедура повторяется до тех пор, пока не будет достигнута заданная точность вычисления. Показано, что для сообществ дрожжевых грибов определенная таким образом скорость приращения числа видов хорошо воспроизводится для одних и тех же условий и существенно меняется в зависимости от экологических факторов.

Рассмотренный показатель интегральный и зависит как от среднего числа видов в образце (инвентаризационное разнообразие), так и характера их распределения по образцам, то есть от сходства образцов (дифференцирующее разнообразие). В то же время он дает легко интерпретируемую величину, позволяя определить среднее число видов, которое выделяется из заданного количества образцов. Эту величину необходимо учитывать, когда ставится задача корректного сравнения таксономических списков, полученных для различных типов местообитаний в том случае, когда нет уверенности в достаточной полноте изучения видового состава. Например, если в одной почве скорость выделения видов дрожжей втрое превышает скорость их выделения из другой почвы, то это означает, что для сравнительного анализа таксономических списков дрожжей в этих почвах необходимо брать примерно в три раза больше образцов второй почвы. Таким образом, рассмотренный индекс может служить чисто прагматическим целям, например, при мониторинговых исследованиях или при разработке стратегии направленного поиска заданных видов в природных субстратах.

7.2. Негативные изменения микробных комплексов при деградации почв

Почвенно-биологические исследования последних десятилетий XX века ясно продемонстрировали, что деградация почвенного покрова всегда сопровождается серьезными нарушениями природной структуры и функционирования почвенных микробоценозов (Звягинцев, 1989). Кроме того, почвенные микроорганизмы находятся в постоянной взаимосвязи и

взаимодействии с другими организмами наземных экосистем, а антропогенные изменения микробных комплексов в почвах могут приводить к изменению этих взаимоотношений и оказывать негативное воздействие на растения, животных и человека. Что может, например, проявляться: для растений – в увеличении присутствия фитотоксичных видов микроорганизмов; для беспозвоночных животных – в нарушении их трофических цепей и создании неблагоприятных условий обитания при изменении микробных комплексов; для человека – в увеличении присутствия потенциально патогенных, микотоксичных и аллергенных видов микроорганизмов.

Негативные изменения структуры микробных комплексов проявляются как в нарушении зонального соотношения содержания различных групп почвенных микроорганизмов (грибов, бактерий, актиномицетов), изменении их биоморфологической структуры (например, соотношения мицелия и спор), а также, в первую очередь, в снижении их видового разнообразия, изменении состава, пространственной и временной структуры видов почвенных микробов.

Нарушение функций микробных сообществ проявляется в изменении интенсивности проводимых ими процессов (трансформации органических веществ, соединений азота, ряда минеральных элементов и т.д.). Формулировка общих закономерностей негативных функциональных изменений почвенных микробных комплексов может быть дана в ближайшие годы. На настоящий момент в большей степени определены возможные негативные изменения структуры микробоценозов при деградации почв.

Центральное место в биологических исследованиях XX века занимала проблема оценки биологического разнообразия в биосфере. Одним из важнейших последствий антропогенного воздействия на природные экосистемы может быть снижение в них видового разнообразия, что

многократно показано для сообществ животных и растений. Результаты исследований выполненных на кафедре биологии почв МГУ продемонстрировали, что антропогенные факторы влияют и на разнообразие почвенных микроорганизмов и, в условиях возрастающих антропогенных воздействий, можно ожидать определенных потерь микробного разнообразия в педосфере (Звягинцев, 1989). К настоящему моменту наиболее полно эти антропогенные трансформации почвенной микробиоты изучены для микроскопических грибов (Марфенина, 1999).

Обеднение комплексов почвенных микробов при антропогенной деградации почв регистрируются различными экологическими показателями (индексами разнообразия, сходства, кривыми рангового распределения встречаемости и относительного обилия видов) и в наибольшей степени проявляются: на бедных почвах, при высоких уровнях воздействий и, особенно, под влиянием стойких загрязнителей. Чаще всего это прослеживается смещением индексов разнообразия микробных комплексов в сторону более низких значений.

На примере почвенных грибов было установлено, что упрощение разнообразия почвенной микробиоты при стрессовых антропогенных воздействиях может проявляться на разных экосистемных уровнях:

- локальном уровне, что проявляется например, в тенденциях большего сходства комплексов грибов в индивидуальных образцах почв на сильно нарушенных участках по сравнению с контрольными, т.е. в уменьшении мозаичности распределения видов в местообитании;
- региональном уровне, когда на определенной территории, в антропогенно нарушенных почвах прослеживается снижение разнообразия грибных комплексов по сравнению с фоновыми биогеоценозами и происходит увеличение числа доминирующих

видов (с встречаемостью >30%) при уменьшении числа редких, т.е. снижение регионального разнообразия;

- зональном уровне, когда в разных почвах и/или в почвах одного типа, но в весьма удаленных друг от друга регионах, под влиянием одинаковых антропогенных воздействий могут формироваться более сходные между собой грибные комплексы, чем в аналогичных ненарушенных почвах. Таким образом, может происходить потеря зональной специфики почвенных микробиоты (Марфенина, 1999).

При антропогенной деградации почвенного покрова наблюдаются тенденции снижения и инвентаризационного и дифференцирующего разнообразия почвенных микробных комплексов.

При низких уровнях воздействий или сочетании действия нескольких антропогенных факторов микробное биоразнообразие в почвах может несколько увеличиваться (Марфенина, 1994; Зенова, Звягинцев, 1998; Лысак и др., 2000). Это определяется: частичным сохранением видов из зональных комплексов, возможностью развития минорных видов в новых условиях среды, а также внедрением видов, нетипичных для данной зоны.

Наряду с обеднением общих форм микробного разнообразия, при антропогенных воздействиях, могут происходить негативные, с точки зрения сохранения природных зональных комплексов, изменения состава почвенной микробиоты. Например, под влиянием некоторых антропогенных факторов, было обнаружено формирование комплексов почвенных организмов с более «южными чертами», чем в зональных сообществах. Эти тенденции прослеживаются: *1)* по общему видовому составу организмов, *2)* внутриродовому составу, *3)* температурному диапазону развития видов отдельных родов. Так, среди бактерий рода *Bacillus* было установлено снижение доли типичного обитателя зональных серых почв *B.cereus* в урбанизированных почвах и увеличение доли более характерного для южных почв вида *B.megaterium* (Лысак и др., 2000). В

почвах северных и умеренных широт, при ряде антропогенных нарушений (загрязнении тяжелыми металлами, урбанизации) часто наблюдается изменение внутриродовой структуры рода *Penicillium,* аналогичное продвижению «с севера на юг». И если в фоновых подзолистых почвах преимущественно встречаются виды этого рода, принадлежащие к секциям *Assymmetrica* и *Monoverticillata*, то в антропогенно нарушенных почвах увеличивается представленность видов секции *Biverticillata*, более характерных для южных широт. Анализ температурных требований грибов рода *Penicillium,* типичного для подзолистых почв, указывает на уменьшение доли в антропогенно нарушенных почвах умеренных широт видов микроскопических грибов, способных расти при низких температурах - 5°С и увеличение представленности видов *Penicillium*, способных расти при повышенных температурах - 37°С (Марфенина, 1999).

Под давлением антропогенных факторов в почвах, может происходить элиминация видов, которые можно считать характерными для определенных зональных условий. И микробный комплекс отчасти «теряет» этот типичный для зональных почв вид, так как его встречаемость и обилие снижается. Для почвенных грибов примером такого вида может быть *Mortierella ramanniana,* которая известна как типичный вид для ненарушенных зональных подзолистых почв. При высоких уровнях антропогенной нагрузки в серых лесных почвах значительно снижается относительное обилие артробактерий, их типичных обитателей, и увеличивается представленность бацилл, устойчивых к различным загрязнителям (Лысак и др., 2000). Одновременно в антропогенно нарушенных местообитаниях часто увеличивается (в несколько раз) относительное присутствие широко распространенных (эвритопных) микроорганизмов (Марфенина, 1999). Известно, что одним из аспектов антропогенных потерь природного

разнообразия является «тривиализация» флоры и фауны, т.е. повышение в сообществах удельного веса широко распространенных, так называемых, «сорных» видов. Такие негативные тенденции проявляются не только для высших организмов, но и для почвенных микробных сообществ.

Нарушение зонального распределения микробных комплексов может проявляться и в накоплении целых групп видов, которые, в силу определенных свойств, более устойчивы к антропогенным воздействиям. Один из наиболее четких примеров этого является увеличение количества грибов, содержащих меланиновые пигменты, которые обладают протекторными свойствами к ряду естественных (высокий уровень инсоляции, низкая влажность) и антропогенных (радиационное загрязнение) экстремальных воздействий. Наибольшее возрастание обилия и встречаемости меланинсодержащих грибов отмечалось при урбанизации. Причем подобная тенденция прослеживалась в разных природных зонах и в различных компонентах внешней среды города – в почвах, приземных слоях воздуха, снеговом покрове, на поверхности растений (Марфенина, 1999). Наблюдаемое явление дает основание говорить о наличии феномена «аккумуляции меланинсодержащих грибов в городских условиях».

В городских местообитаниях при высоком уровне промышленного загрязнения существенно возрастает относительное обилие пигментированных коринеподобных бактерий родов *Rhodococcus*, *Micrococcus* и *Arthrobacter* в почве, опаде и филлоплане деревьев и кустарников. Для бактериальных комплексов всех изученных городских почв общими доминантами были бациллы - бактерии наиболее устойчивые ко всем неблагоприятным воздействиям внешней среды. При этом, если в контроле доминировали артробактерии и стрептомицеты - типичные обитатели серых лесных почв, то в почвах, загрязненных нефтью и мазутом, в бактериальном комплексе доминировали родококки.

При загрязнении почвы цементной пылью повышалась частота доминирования грамотрицательных бактерий родов *Pseudomonas, Spirillum, Aquaspirillum* (Лысак и др., 2000).

Деградационные изменения могут проявляться и в нарушении сезонной динамики почвенных микроорганизмов, а также природного соотношения их основных групп и жизнеспособных клеток. Так, в загрязненных городских почвах сезонные колебания численности бактерий выражены сильнее, чем в зональных серых лесных почвах (Лысак и др., 1998). Сезонная динамика состава микроскопических грибов также более выражена в городских почвах и существенно различается с фоновой. Подобное явление следует рассматривать с позиций возможной потери такого важного свойства как буферность при деградации почв.

В антропогенно нарушенных почвах может снижаться доля активных микробов и увеличиваться доля покоящихся клеток. Так, характерная особенность бактериального комплекса загрязненных почв - низкая доля метаболитически активных клеток. Например, в ненарушенных серых лесных почвах доля метаболитически активных клеток составляла около 60%, а в загрязненных образцах в среднем около 20% (Лысак и др., 1998). В городских, почвах зон транспортного загрязнения содержание мицелия очень мало, но увеличена доля грибных спор.

Известно, что почвенные микроорганизмы, находясь в тесном взаимодействии с другими биологическими компонентами наземных экосистем, могут оказывать на них как положительное, так и отрицательное воздействие. Отрицательное воздействие на растения, животных и человека могут оказывать обитающие в почвах патогенные, потенциально патогенные микроорганизмы и микробы, продуцирующие токсичные для них вещества. К настоящему времени установлено, что ряд антропогенных факторов, вызывающих разные формы деградации

почвенного покрова, могут способствовать и накоплению потенциально патогенных микроорганизмов (Марфенина, 1999).

В первую очередь, это было показано в случае длительного применения азотных удобрений на дерново-подзолистых почвах, что приводило к накоплению фитотоксичных грибов, ингибирующих прорастание семян, рост и развитие растений. Имеются сведения и о возможном накоплении фитопатогенных видов грибов, например, представителей рода *Fusarium* в антропогенно деградированных почвах.

С другой стороны в антропогенных экосистемах может происходить увеличение содержания видов грибов известных как зоо- и микотоксичные, т.е. продуцентов токсинов, вызывающих токсикозы человека и животных. Такие тенденции отмечены, например, для гриба *Aspergillus flavus,* продуцента наиболее опасных зоо- и микотоксинов (так называемых афлатоксинов). Одновременно для ряда выделенных из антропогенных местообитаний штаммов, например, некоторых грибов рода *Penicillium,* показана возможность продуцировать значительные количества микотоксинов, в частности алкалоидов. Эти данные дают основания полагать, что накопление токсичных микробов в нарушенных почвах может иметь экотоксикологическое значение.

Антропогенные факторы, вызывающие деградацию почв и изменяющие состав почвенной микробиоты, могут нарушать функционирование зоо-микробных комплексов и сложившихся в них связей. Установлено, что антропогенные факторы могут: *а)* приводить к развитию токсичных и реппелентных для почвенных беспозвоночных животных видов микробов, *б)* нарушать трофические цепи беспозвоночных и *в)* неблагоприятно влиять на развитие популяций этих животных. На примере микроскопических грибов выявлены следующие механизмы: репеллентный эффект при развитии определенных видов, невозможность использования животными сохранившихся в почве видов

как пищи, токсичное воздействие метаболитов грибов на животных, нарушение популяционных процессов у животных при питании «некачественным грибным кормом» (Марфенина, 1999). Так, например, для важнейшей группы почвенных беспозвоночных – дождевых червей, это может прослеживаться при развитии в антропогенно нарушенных почвах грибов рода *Aspergillus* (*A.niger, A. flavus*), которые *1)* не используются животными как пища, *2)* метаболиты которых отпугивают червей и *3)* даже вызывают гибель молоди животных. Показано, что многие почвенные амилолитические микроорганизмы, которые могут развиваться в сильно загрязненных почвах не используются как пища почвенными клещами. При скармливании почвенным коллемболам мицелия грибов, выращенного на субстратах загрязненных пестицидами происходило нарушение развития популяций этих животных (Марфенина, 1999).

Антропогенные трансформации комплексов почвенных микроорганизмов, которые приводят к изменению их состава, могут приводить и к накоплению в почвах микробов опасных для здоровья человека. В последние годы пристальное внимание медиков привлекает рост количества заболеваний людей оппортунистическими инфекциями, например, микозами, которые вызываются потенциально патогенными грибами, большинство видов которых известно как почвообитающие (Hoog de, 1996). При антропогенной деградации почв может увеличиваться доля потенциально опасных для человека видов и, следовательно, повышаться риск заболеваний людей, находящихся в данной местности (Marfenina, 1996). Так, многие из исследованных антропогенных факторов (загрязнение тяжелыми металлами, рекреационное использование, урбанизация и др.) могли способствовать накоплению в окружающей среде потенциально патогенных грибов, что проявлялось как в увеличении числа видов, так и уровня их присутствия

(обилия, встречаемости). Наиболее четко тенденция накопления потенциально патогенных грибов прослеживалась в условиях урбанизации. В городских почвах, особенно в сильно загрязненных почвах мегаполисов, промышленных городов число таких видов практически всегда было выше, чем в фоновых почвах и могло составлять до 50% от всех видов. А обилие выделяемых потенциально патогенных грибов достигать до 60% от общего.

Уровень патогенности для человека различных видов потенциально патогенных грибов существенно различается. Поэтому особо важно, что в городских экосистемах, т.е. в местах компактного проживания людей, наиболее часто и в наибольшем количестве по сравнению с другими местообитаниями из почв выделялись виды, относимые к наиболее опасной группе грибов «BSL2», а именно, «группе видов потенциальных возбудителей глубоких, (т.е. поражающих внутренние органы) микозов человека». В сильно загрязненных урбаноземах Москвы число таких видов составляло до 25% от выделенных. Как наиболее частые представители группы BSL2 выделялись виды родов *Aspergillus (A.flavus, A.fumigatus, A.terreus), Fusarium (F.moniliforme, F.oxysporum), Paecilomyces variotii.*

В городских загрязненных почвах наблюдалось также повышение уровня присутствия и других потенциально опасных микроорганизмов, например, бактерий семейства Enterobacteriaceae и рода *Rhodococcus*. Это является неблагоприятным для человека изменением структуры бактериального комплекса, так как среди этих таксономических группировок много потенциально патогенных, токсигенных и аллергенных для человека видов (Лысак и др., 2000).

Возможность оценки изменения присутствия при деградации почв аллергенных для человека видов пока в наибольшей степени условно в связи с индивидуальной чувствительностью людей к аллергенам. Однако, если проанализировать представленность микроскопических грибов,

наиболее часто проявляющих аллергенные свойства, то в умеренных широтах содержание таких видов в нарушенных почвах часто выше, чем в фоновых. Городская среда является местообитанием, в котором по сравнению с фоновыми территориями наблюдается наиболее высокий уровень таких видов грибов. Это отмечается не только в почвах, а особенно в приземных слоях воздуха и также на поверхности растений, в снеговом покрове. Как аллергенные для человека часто рассматривают споры темноокрашенных грибов. Аккумуляция таких видов, как было указано выше, отчетливо выявляется в городских экосистемах и в наибольшей степени регистрируется в зонах автомагистралей, где постоянно имеется активный пылеперенос частиц, а, следовательно, и выше вероятность попадания грибных спор в организм человека.

Итак, трансформация микробных сообществ при антропогенной деградации почв таит в себе опасность не только потери природного видового разнообразия, но и формирования биологических условий среды, имеющих неблагоприятные и даже опасные для человека свойства. Роль почвы и почвенной биоты в формировании этих свойств до сих пор оценивалась недостаточно, а чаще даже игнорировалась. Мы полагаем, что уже полученные данные могут служить основанием для дальнейших, более широких работ с целью прогнозирования опасных ситуаций, связанных с развитием и функционированием почвенной микробиоты в условиях антропогенной деградации почвенного покрова.

7.3. Деградация и восстановление нефтезагрязненных почв

Аварийные разливы нефти превращают почвы в техногенные пустыни. Согласно устоявшемуся мнению, процесс самоочищения нефтезагрязненных почв идет не менее 10-25 лет (Оборин и др., 1988; Пиковский, 1993). Вследствие того, что масштабы нефтяных загрязнений огромны, исключительную важность приобретает проблема

рекультивации почв. При этом, несмотря на значительные интеллектуальные усилия, финансовые инвестиции и некоторые успехи в области моделирования очистки нефтезагрязненных почв (Atlas, Bartha, 1992) эта проблема по-прежнему далека от своего окончательного решения. Развитие данного направления станет более эффективным, если поиск и оптимизация рекультивационных воздействий будет базироваться на знании основных закономерностей деградации почв при нефтяном загрязнении и учете особенностей почвы как среды обитания.

Путем обобщения собственных экспериментальных исследований и литературных материалов с экологических позиций определяли общие принципы оптимизации комплекса рекультивационных мероприятий на нефтезагрязненных почвах.

Деградация основных свойств почв. Нефть представляет собой сложный конгломерат, состоящий из более 1000 индивидуальных углеводородов, обладающих различным спектром воздействия на почву. Одни из них обладают прямым ингибирующим действием на почвенную биоту, тогда как другие - выступают как модификаторы свойств почвы.

Наибольшим ингибирующим эффектом по отношению к высшим растениям обладают низкомолекулярные ароматические соединения, например толуол (LD_{50}. - 30 мл/кг). Бензин, дизельное топливо обнаруживают среднюю активность (LD_{50} - около 250 мл/кг), близкую самой нефти. Более тяжелые фракции, такие как моторное масло и гудрон, не оказывают прямого ингибирующего воздействия на прорастание семян и развитие проростков тест-растений (Халимов и др., 1996).

В общем виде активно функционирующие в почве сапротрофные микроорганизмы отвечают на действие возрастающих доз нефти 4-х ступенчатой адаптационной реакцией. Первоначально, в интервале концентраций нефти, соответствующей зоне гомеостаза (до 1 мл/кг), она выступает как биологический стимулятор. Более высокие дозы (1-50

мл/кг) приводят к перераспределению доминантного состава активно функционирующего микробного сообщества (зона стресса). Организмы, занимающие минорные позиции в исходной почве, становятся доминирующими, и наоборот. Затем, в зоне резистентности (5-300 мл/кг) активными остаются лишь высокоустойчивые микроорганизмы. Наконец, при еще больших дозах (выше 300 мл/кг), в зоне репрессии, нефть выступает как комплексный ингибитор биологической активности почвы по отношению ко всей почвенной биоте (Гузев и др., 1989). На том основании, что низкомолекулярные ароматические углеводороды, бензин и дизельное топливо проявляют тормозящее воздействие на почвенную биоту, а нефтепродукты, содержащие тяжелые фракции (моторное масло и гудрон), не оказывают прямого негативного действия на тест-растения даже при очень высоких дозах, сделан вывод о том, что ингибирующее действие нефти определяется ее легкими фракциями (Халимов и др., 1996).

Модифицирующее воздействие нефти на почвенную микробиоту может проявляться за счет стимуляции активности и увеличении на порядок численности углеводородокисляющих микроорганизмов, для которых углеводороды нефти представляют собой трофический субстрат (Квасников, Клюшникова, 1981; Гузев и др., 1989). Как следствие этого в нефтезагрязненных почвах имеет место перераспределение ресурсов среди многих сапротрофных микроорганизмов и нарушение динамического равновесия между процессами синтеза и распада органических веществ в почве. Важно отметить, что лишь легкие фракции нефти, составляющие бензин и дизельное топливо, содержат углеводороды, сравнительно легко метаболизируемые углеводородокисляющими микроорганизмами. Тяжелые фракции не стимулируют развитие этой группы микроорганизмов.

Нефть, попадая в почву, существенным образом изменяет ее физические характеристики. Она обладает ярко выраженными гидрофобными свойствами, которые передаются почвенным частицам. Это приводит к тому, что в почвах при дозах нефти 150 мл/кг и выше резко изменяется водно-воздушный режим. С одной стороны, сокращается впитывание воды, и за счет этого увеличивается ее поверхностный сток. С другой, гидрофобность верхнего нефтезагрязненного слоя сокращает транспирацию воды из нижележаших горизонтов и за счет уплотнения ограничивает их газовый обмен. Вследствие этого в нижних горизонтах почва часто избыточно увлажнена и проявляет признаки заболачиваемости. Гидрофобные свойства изменяются при загрязнении лишь тяжелыми фракциями нефти, тогда как легкие - в широком диапазоне доз практически не влияют на физические свойства почвы. При этом гудрон оказывается в 35 раз активнее нефти и в 70 раз моторного масла (Халимов и др., 1996). Важно отметить, что опосредованное воздействие нефти на макро- и микроорганизмы за счет изменения водно-воздушного баланса в зависимости от степени выраженности может приводить даже к полному подавлению их жизнедеятельности (Гузев и др., 1989).

Модифицирующее воздействие нефтяного загрязнения на химические свойства почв, как правило, связаны с сопутствующими поллютантами, а не собственно с нефтью. Так, сопутствующие воды часто содержат высокие концентрации солей натрия, которые, воздействуя на почвенный поглощающий комплекс, могут значительно подщелачивать почву (Солнцева, 1988). В ряде случаев за счет изменения окислительно-восстановительных условий происходит сокращение доступных форм микроэлементов. Изменение агрохимических свойств почвы связывается с частичной иммобилизацией биогенных элементов углеводородокисляющими микроорганизмами.

Таким образом, комплексный эффект нефтяного загрязнения на почвенную биоту связан с различными механизмами повреждающего действия основных составляющих нефти. Легкие фракции оказывают прямое ингибирующее воздействие на почвенную биоту и обогащают почву легко метаболизируемыми углеводородами. Тяжелые фракции нефти, хотя и не токсичны, резко увеличивают гидрофобность почв, что при высоких дозах полностью лимитирует активность почвенной биоты. Кроме того, возможно дополнительное влияние сопутствующих нефти поллютантов. Из изложенного становится понятным, что в процессе рекультивации нефтезагрязненных почв необходимо ликвидировать последствия деградации почвы, связанные с нарушениями ее биологических, физических, химических и агрохимических свойств. Так как восстановление каждого требует специального воздействия, то комплекс рекультивационных мероприятий должен состоять из ряда технологических операций, четко нацеленных на восстановление отдельного свойства почвы, в той или иной степени поврежденного при нефтяном загрязнении. Поэтому строгая направленность отдельных операций и составляет один из основных принципов оптимизации рекультивационного комплекса.

Этапы естественного разрушения нефти в почве. В процессе добычи нефть из литосферы попадает в биосферу, условия которых резко различаются. При этом за счет фотохимической активности солнечного излучения, более низкого давления атмосферы и высокого содержания в ней кислорода, а также жизнедеятельности биоты происходят существенные изменения ее свойств и состава во времени. В настоящее время выделяют три основных этапа естественной деградации нефти в почве (Солнцева, 1988). На первом этапе в результате процессов физико-химического выветривания происходит удаление из почвы наиболее низкомолекулярных ее составляющих - газообразных и легколетучих

соединений. Именно с этими фракциями нефти в большой степени связаны ее ингибирующие свойства по отношению к почвенной биоте.

Второй этап естественной микробиологической деградации ксенобиотика занимает более длительный промежуток времени и сопровождается постепенным снижением количества остаточной нефти в почве. Каждый следующий вегетационный период характеризуется в среднем потерей около 20% нефти. В итоге через четыре вегетационных периода ее общее количество в почве составляет 40-45% от обнаруженного через месяц после внесения (Оборин и др., 1988). На данном этапе процессы биодеградации поллютанта идут в двух противоположных направлениях. С одной стороны, окисление нефти приводит к упрощению ее структуры, что связано с деятельностью углеводородокисляющих микроорганизмов. Благодаря их активности происходит микробное разложение, главным образом, нормальных алканов и простых ароматических углеводородов. С другой стороны, в этот период в почве могут конденсироваться различные промежуточные продукты. Например, в дерново-подзолистой почве в течение первых 16 месяцев наблюдали заметное снижение содержания компонентов метанонафтеновой фракции (с 78 до 58%) и возрастание доли ее более тяжелых компонентов, относящихся к нафтеноароматической фракции (с 12,2 до 18%) и смолисто-асфальтеновой (с 10 до 27%). То есть, на втором этапе естественной деградации ксенобиотика в почве исчезают низкомолекулярные составляющие нефти, и почва дополнительно обогащается полициклическими ароматическими углеводородами, смолами и асфальтенами (Гузев и др., 1989).

Третий этап деградации является наиболее длительным и малоизученным. В почве в этот период присутствуют в основном самые сложные компоненты нефти, трудно разлагаемые микроорганизмами. Для

большинства из этих соединений известны главным образом кометаболические пути биодеградации (Atlas, Bartha, 1992).

Таким образом, естественная деградация нефти в природных условиях протекает в течение длительного периода времени и включает последовательное разложение компонентов возрастающей сложности и конденсацию промежуточных продуктов. На разных этапах разложения нефти ведущую роль играют различные процессы: физико-химическое выветривание, разрушение нефти в результате микробного метаболизма и, наконец, кометаболические процессы деструкции ксенобиотика. Данная последовательность строго детерминирует очередность и определяет своевременность применения тех или иных технологических операций. В этом и состоит один из основных принципов оптимизации рекультивационного комплекса для нефтезагрязненных почв.

Еще одним принципом оптимизации восстановительных мероприятий на почвах, загрязненных нефтью, является их минимизация, то есть воздействия не следует проводить без необходимости. Начало рекультивационных работ в реальных условиях не всегда отвечает моменту загрязнения. Ко времени их проведения за счет естественного процесса может произойти частичное восстановление свойств загрязненной почвы и в ряде операций уже не будет надобности. Кроме того, так как переход к следующему рекультивационному воздействию следует проводить лишь после завершения предыдущего этапа, возникает потребность в биоиндикационных методах, которые позволили бы определить состояние нефтезагрязненной почвы. Важно, чтобы они были достаточно просты, не требовали бы дорогостоящего оборудования и были бы выполнимы в условиях, близких к полевым. Для этого предлагается о прохождении первого этапа естественного восстановления почв судить по возобновлению всхожести семян тест-растений в лабораторных условиях и увеличению плотности популяции

углеводородокисляющих микроорганизмов. О прохождении микробиологического этапа - по сокращению численности углеводородокисляющих микроорганизмов и активизации сапротрофной микрофлоры. А степень выраженности нарушения гидрофобности нефтезагрязненной почвы может косвенно свидетельствовать о прохождении третьего этапа восстановления.

Особенности почвы как среды обитания. Оптимизация рекультивационного комплекса нефтезагрязненных почв должна базироваться на учете особенностей почвы как среды обитания. В настоящее время установлено, что почва коренным образом отличается от других сред, и прежде всего от гидросферы. Поэтому оценку перспективности того или иного мероприятия надо соотносить с особенностями почвы. Необходимость учета одних особенностей почвы очевидна и широко применяется при рекультивации. Значение других - не представляется столь бесспорным и до сих пор не нашло должного осмысления.

На этапе экстренной локализации последствий аварийных разливов нефти одним из основных свойств почвенного покрова, определяющим рекультивационные работы, является наличие в разной степени выраженности макро- и мезорельефа. С учетом этого, вполне обоснованно рекомендуется применять разнообразные дренажные траншеи и ловушки, контролирующие направление нефтяного потока и позволяющие осуществлять сбор и удаление нефти (Atlas, Bartha, 1992).

При загрязнении педосферы нефть, проникая в толщу почвы, прочно адсорбируется почвенными частицами, тогда как в водной среде она локализуется на ее поверхности. Поэтому если для сбора нефти с водной поверхности широко используются различные адсорбенты, то для очистки нефтезагрязненной почвы более оправдано применение флотации. В литературе имеются лишь отдельные упоминания об эффективности

использования поверхностно-активных веществ для десорбции нефти с поверхности почвенных частиц (Пиковский, 1993). В ряде экспериментов, проведенных в нашей лаборатории, было показано, что поверхностно-активные вещества интенсивно адсорбируются нефтезагрязненной почвой и существенным образом снижают прочность связи между углеводородами и почвенными частицами. Благодаря этому оказывается возможным собрать до 80% поллютанта. Оптимизация условий очистки за счет многократного использования раствора детергента показала, что можно собрать до 200 мл нефти из 1 кг загрязненной почвы, содержащей 25% нефти, расходуя при этом 16 г детергента и 1,6 л воды.

На этапе физико-химического выветривания токсичные легкие фракции нефти легко элиминируется из природных сред за счет летучести. В ряде натурных экспериментов установлено, что за первые несколько суток путем испарения из загрязненной почвы улетучивается около 15% нефти, содержащей до 80% фракции технического бензина, 22% керосина и лишь 0,3% - мазута (Квасников, Клюшникова, 1981). В лабораторных экспериментах показано, что для ликвидации токсичности нефтезагрязненных почв эффективными оказались термическая сушка при 80° С. Поэтому, учитывая особенности локализации загрязнителя, следует признать целесообразным проведение многократной вспашки, рыхления и дискования почвы. Распашку нефтезагрязненных территорий рекомендуется проводить сразу же после поверхностного сбора нефти. Сроки проведения физико-химического этапа восстановления могут колебаться от нескольких дней до нескольких месяцев в зависимости от выбора способа рекультивации, дозы загрязнителя и почвенно-климатических условий (Atlas, Bartha, 1992).

На следующем этапе основной нефтяной фракцией, претерпевающей изменения, выступает метаново-нафтеновая (Оборин и др., 1988). Компоненты данной фракции, являясь очень энергоемкими трофическими

субстратами, создают в почве повышенную биогенность. При этом происходит избирательное увеличение численности углеводородокисляющих микроорганизмов и ингибирование роста и развития многих других организмов и почвенных ферментов (Гузев и др., 1989; Коронелли, 1996). Именно на данном этапе рекомендуется внесение концентрированных доз нефтеокисляющих микроорганизмов в виде промышленных биопрепаратов таких, как «Путидойл», «Деворойл», «Экойл», «Олеоворин», а также многие зарубежные аналоги «Hydrobac», «Noggies», «Biocrack».

Одной из особенностей почвы как среды обитания, которая должна учитываться при ее рекультивации на данном этапе, является повсеместное распространение микроорганизмов, относящихся к группе углеводородокисляющих. Их численность даже в незагрязненных почвах может достигать 10 млн. кл/г и более (Гузев и др., 1989). Тогда как в аналогичных условиях водной среды они обнаруживаются лишь в небольшом количестве: от нескольких единиц до 100 кл/мл (Коронелли, 1996; Atlas, Bartha 1992). По нашему мнению, это связано с сходством механизма утилизации ксенобиотических углеводородов и природных липидов. Обе группы органических соединений разлагаются по пути, извсстному как β-окисление, при котором за каждый цикл длина цепочки укорачивается на два углеродных атома. Как правило, ферменты, участвующие в этом процессе обладают низкой специфичностью, и могут участвовать при утилизации соединений с различным числом углеродных атомов. Ежегодно липиды в большом количестве поступают в почву с растительным опадом и отмирающими клетками организмов, и способствуют широкому распространению микроорганизмов, использующих данный механизм потребления субстрата, обеспечивая их энергией. Поступления же этих соединений в поверхностные слои гидросферы не столь значительны. Поэтому на данном этапе

рекультивационных мероприятий в водную среду оправдано внесение углеводородокисляющих микроорганизмов, тогда как в почве будет более эффективна активизация аборигенной микробиоты, приспособленной к конкретным условиям почвы. В подтверждение этого в литературе приводятся сведения о том, что использование высокоактивных культур углеводородокисляющих микроорганизмов даже в очень высоких дозах не дает положительного эффекта. В лабораторных опытах с использованием углеводородокисляющих микроорганизмов нам удалось получить лишь кратковременный положительный эффект за счет небольшого увеличения скорости разложения углеводородов в почве по сравнению с аборигенной микробиотой.

Еще одной особенностью почвы как среды обитания является то, что доминирующий в ней детритный путь разложения обогащает почву различными промежуточными соединениями. Показано, что разложение углеводов в почве может существенным образом влиять на активность углеводородокисляющих микроорганизмов. Глюкоза, образующаяся в процессе минерализации природных полимеров, выступает в качестве дополнительного трофического субстрата и, увеличивая их численность, стимулирует активность популяции этих бактерий. Если в почве в условиях недостатка кислорода процесс ее полного окисления сменяется брожением, то масляная кислота, как один из продуктов неполного окисления углеводов, существенным образом ингибирует активность углеводородокисляющих микроорганизмов, переводя их в покоящееся состояние (Гузев и др., 2001). В связи с этим в качестве рекультивационных мероприятий на нефтезагрязненных почвах вполне целесообразно внесение различных органических веществ: отходов пищевой промышленности и сельского хозяйства (Amadi et al., 1993). При этом следует контролировать плотность популяций клостридий и продуктов их жизнедеятельности. Поэтому для предотвращения

образования анаэробных условий в загрязненных почвах может быть оправдано применение закачки воздуха или даже раствора перекиси водорода (Atlas, Bartha, 1992).

Еще одной особенностью почвы как среды обитания, отличающей ее от гидросферы, является то, что в ней имеется уникальный механизм, позволяющий длительное время поддерживать, по крайней мере, на 3 порядка более высокую концентрацию биогенных элементов, чем в водоемах. Если в водной среде обеспечение элементами минерального питания происходит в основном за счет простой диффузии, то в почве - за счет динамического равновесия между адсорбированными катионами почвенно-поглощающего комплекса и свободными ионами почвенного раствора. Благодаря этому в нефтезагрязненных почвах использование минеральных удобрений намного более эффективно, чем в водных средах (Коронелли, 1996). В нашей лаборатории было показано, что углеводороды нефти могут сильно интенсифицировать процессы денитрификации, поэтому можно считать вполне оправданным, что для избежания потерь азота предпочтение отдается его аммонийным формам (Atlas, Bartha, 1992).

На завершающем этапе восстановления нефтезагрязненных почв имеется принципиальное отличие в способах естественной ликвидации негативных последствий от действия ее тяжелых фракций в гидросфере и педосфере. В водной среде тяжелые компоненты нефти под действием волн и ветров образуют устойчивую эмульсию, которая оседает и консервируется в донных отложениях (Квасников, Клюшникова, 1981). В противоположность этому, при впитывании нефти в почву в поверхностных слоях прочно закрепляются ее самые тяжелые компоненты (Пиковский, 1993), естественная биодеградация которых происходит очень медленно и может растягиваться на несколько десятилетий (Оборин и др., 1988). Поэтому для рекультивации необходимо использовать

агротехнические мероприятия, которые не могут быть заимствованы из биотехнологии очистки вод. Исходя из того, что углеводороды, входящие в состав тяжелых фракций нефти, утилизируются в процессе кометаболизма, то есть в присутствии легко метаболизируемых субстратов не отдельными видами организмов, а сложноорганизованным микробным сообществом (Atlas, Bartha 1992), основным агротехническим приемом на данном этапе рекультивации считается посев многолетних трав, устойчивых к нефтяному загрязнению (Солнцева, 1988). Экскреторная деятельность фитомелиорантов создает центры повышенной активности микробного сообщества и тем самым способствует деструкции тяжелых фракций нефти за счет сопряженного метаболизма. Контролем, свидетельствующим об окончании рекультивации нефтезагрязненных почв, могут служить как снижение концентрации поли- и гетероциклических соединений, так и восстановление гидрофильных свойств почвы и нормальное развитие фитомелиорантов.

Таким образом, оптимизация мероприятий по восстановлению нефтезагрязненных почв включает: правильный выбор последовательности применения отдельных технологических операций, определяемых этапами разрушения нефти в почве, их строгую направленность на восстановление нарушенных поллютантом свойств почвы и учет специфики особенностей почвы как среды обитания.

7.4. Загрязнение тяжелыми металлами и почвенная биота

Насыщение тяжелыми металлами биосферы крайне опасно, т.к. они обладают сильным токсическим действием на живые организмы, неограниченной устойчивостью во времени и передаются по трофическим цепям с выраженным кумулятивным эффектом. Соотношение концентраций металлов в живых организмах выработалось на протяжении всего хода эволюции органического мира, и значительные отклонения от

этих соотношений вызывают для них губительные последствия. Острая токсичность для человека проявляется уже при дозе свинца 150 мкг в день.

Тяжелые металлы в высоких концентрациях (1% в среде и более) действуют как общеплазматические яды, вызывая денатурацию белков. Они разрушают мембраны клеточной стенки и внутриклеточных структур (митохондрий, ядра, вакуолей), нарушают функции цитоплазматической мембраны. В более низких концентрациях токсический эффект тяжелых металлов связан прежде всего с их взаимодействием с сульгидрильными и, в меньшей степени, с амино-, фосфат-, имидазол- и гидроксильными радикалами ферментов, что ведет к их инактивации и, соответственно, подавлению процессов катаболизма и синтеза жизненно важных веществ (Илялетдинов, 1984).

Тяжелые металлы обладают мутагенной активностью в отношении микроорганизмов (Скворцова и др., 1989). При концентрации 10 мг/л кадмий оказывает мутагенное действие на клубеньковые бактерии. Число одноцепочечных разрывов ДНК *E. coli* коррелирует с концентрацией кадмия в среде.

Известно, что Cu, Zn, Co, Mo, Fe и некоторые другие элементы, относящиеся к тяжелым металлам, входят в состав ферментов и добавка их в среды в малых количествах стимулирует рост и метаболическую активность микроорганизмов (Евдокимова, 1995).

Наиболее значимый механизм адаптации микроорганизмов к тяжелым металлам связан с наличием в плазмидах генов, обусловливающих резистентность к этому фактору. У таких микроорганизмов может быть понижена активность сорбции металлов и проницаемость для них клеточной стенки, ускорен процесс их выведения из клетки, исключены из метаболизма звенья, наиболее чувствительные к повреждающему агенту. В присутствии металлов у микроорганизмов индуцируется синтез специфических металл-связывающих белков.

Устойчивость *Saccharomyces cerevisiae* к меди обусловливают богатые серином полипептиды, в детоксикацию металлов у водорослей, растений, некоторых мицелиальных и дрожжевых грибов вовлечены γ-глутамилпептиды. Микроорганизмы снижают отрицательное действие металлов, трансформируя их в реакциях окисления-восстановления в менее токсичные формы (Hg^{2+}в Hg^0, Au^{3+} в Au^0, Ag^+ в Ag^0, Fe^{2+} в Fe^{3+}, As^{3+} в As^{5+}), осаждая в виде труднорастворимых соединений (фосфатов, оксалатов, сульфидов) и связывая в хелатные комплексы, за счет продукции органических кислот и сидерофоров. Резистентность микроорганизмов к металлам может быть обусловлена внеклеточными веществами капсул и муцигеля (полисахаридами, гликопротеидами, липополисахаридами), соединениями, содержащими сульфгидрильные группы (тиогликолевая кислота, цистеин, глютатион, сероводород) и меланиновыми пигментами. Метилирование металлов микроорганизмов приводит к образованию часто более токсичных, но летучих соединений, которые легко удаляемы из среды (Илялетдинов, 1984, Gadd, White, 1993).

Некоторые резистентные микроорганизмы способны аккумулировать тяжелые металлы в значительных количествах. Это происходит путем их быстрой адсорбции на поверхности клеточной стенки из-за наличия карбоксильных, фосфатных и других металл-связывающих групп и более медленного поглощения за счет активного транспорта и диффузии внутрь клетки. Концентрироваться металлы могут в клеточной стенке, внешних и внутренних мембранах митохондрий, оболочке ядра, цитоплазме. Масштабы аккумуляции меди в мицелии *Penicillium notatum* достигают 8% от сухой массы, накопление свинца составляет от 4 до 36% от сухой массы клеток микроорганизмов, выделенных из загрязненной промышленными отходами почвы (Илялетдинову, 1984).

В последние три десятилетия убедительно показано, что при загрязнении почв тяжелыми металлами снижается численность

колониеобразующих единиц (КОЕ) микроорганизмов (клеточных и мицелиальных бактерий и грибов), биомасса, качественное разнообразие микроорганизмов, популяционная плотность отдельных видов и физиологических групп микроорганизмов (целлюлозолитиков, нитрификаторов, азотфиксаторов), подавляется интенсивность разрушения растительных остатков и трансформации азота (азотфиксации, денитрификации, нитрификации, аммонификации), активность почвенных ферментов (каталазы, дегидрогеназы, уреазы, инвертазы, фосфатазы и многих других) (Левин и др., 1989, Евдокимова, 1995, Kurakov et al., 1998).

Картина воздействия тяжелых металлов на комплекс почвенных микроорганизмов представляется следующей. В почвах, где содержание тяжелых металлов превышает фоновое в несколько (до 5-10) раз изменения в запасах биомассы, активности микробиологических процессов и видовой структуре микробных сообществ четко не выражены. Можно обнаружить как некоторое снижение, так и стимуляцию интенсивности биохимических процессов и повышение численности КОЕ микроорганизмов. Диапазон этих изменений, как правило, не превышает их варьирование в почвах под влиянием естественных экологических факторов. Дальнейшее повышение содержания тяжелых металлов приводит к достоверному снижению активности многих микробиологических процессов (азотфиксации, нитрификации, денитрификации, дыхания), разложения различных органических соединений и ферментативной активности почв. Начинает меняться видовая структура активно-функционирующих микробных сообществ. Высокую чувствительность к загрязнению почвы тяжелыми металлами проявляют часто актиномицеты, олиготрофные микроорганизмы, азотобактер и липомицеты. Возрастает доля закиси азота, одного из парниковых газов, среди продуктов восстановления нитратов у денитрификаторов.

При контаминации металлами на два порядка выше фонового происходит нарастание негативных изменений в функционировании и структуре микробного комплекса почв. Снижаются запасы микробной биомассы, дыхание почвы, резко сокращается спектр утилизируемых микроорганизмами субстратов, упрощается структура комплексов бактерий, актиномицетов, грибов и микробных сообществ, возрастает количество пигментированных форм и преимущественное развитие часто получают токсинообразующие виды. Отмечается, усиление фитотоксической активности у микромицетов, изолированных из загрязненных тяжелыми металлами (свинцом) почв в сравнении с штаммами, выделенными из контрольной почвы.

При содержании тяжелых металлов на три порядка выше по сравнению с фоном ингибируется развития типичных для этой почвы микроорганизмов и активность многих биологических процессов. Функционировать в почвах способно только ограниченное число микроорганизмов, резистентных к данному поллютанту. Среди микроорганизмов повышенную устойчивость к тяжелым металлам наиболее часто наблюдали у грамм-положительных бактерий (бацилл) и микроскопических грибов. Более высокие концентрации тяжелых металлов приводят к полной блокировке микробиологической активности почв и гибели микроорганизмов. Следует отметить, что верхние пороговые концентрации металлов, подавляющие рост микроорганизмов в почве, во много раз выше, чем на питательных средах. Так, грибы рода *Penicillium* были обнаружены в почве, содержащей 3% меди и 5% никеля, хотя летальные дозы для них 50-5000 мг Cu/л и 50-20000 мг Ni/л среды (Евдокимова, 1995).

Тяжелые металлы проявляют мутагенную активность в отношении микроорганизмов и в почве. Уровень их активности при этом ниже, чем в случае с микроорганизмами, растущими на питательных средах.

Мутагенное действие кадмия на микроорганизмы обнаруживается в почве при концентрациях на два порядка более высоких, чем на средах (Скворцова и др., 1989).

Итак, можно выделить три типа адаптивных реакций микробного комплекса на загрязнение почвы тяжелыми металлами (Левин и др., 1989). Зона гомеостаза - диапазон концентраций поллютанта, при которых существенно не меняется структура сообществ и функционирование микробиоты; зона стресса, соответствует тем концентрациям металла, когда меняется структура сообществ, снижается активность микробиологических процессов, и нарушаются цепи первичного и вторичного метаболизма; зона резистентности, диапазон концентраций металла в почве, когда развиваются только устойчивые к данному поллютанту микроорганизмы и зона репрессии, содержание металла столь высоко, что ведет к подавлению жизнедеятельности микроорганизмов в почве и их гибели.

Степень ингибирования микробиологических процессов и характер реакции комплекса микроорганизмов на загрязнение тяжелыми металлами зависит от концентрации и формы конкретного элемента и физико-химических свойств почвы. По силе воздействия на инициированные амилолитические микробные сообщества почв металлы располагаются в следующий ряд: Hg>Cd>Ni>Cu>Pb, на численность КОЕ бактерий: Hg>Cd>Pb>Cu>Zn. Сравнительная токсичность металлов по отношению к почвенным ферментам и микробиологическим процессам, как правило, убывает от Hg и Cd, к Zn, Cu и Pb. Подвижные формы металлов обладают большим токсическим эффектом на почвенную биоту, чем слаборастворимые. Снижение подвижности тяжелых металлов связано напрямую с буферностью почв, зависящей от содержания и состава органических веществ и глинистых минералов. Устойчивость микробных сообществ почв зонального ряда к этим загрязнителям соответствует их

буферным возможностям – максимальна в черноземах, затем следует серозем обыкновенный, дерново-подзолистая и сильноподзолистая почва. Выше стабильность к воздействию металлов у микробиоты тяжелосуглинистых и торфяных почв по сравнению с легкими, песчаными почвами.

Самовосстановление загрязненных тяжелыми металлами почв процесс крайне медленный, который даже при низком и среднем уровне контаминации металлами составляет многие десятки-сотни лет. При восстановлении почв, загрязненных различными органическими веществами, микроорганизмы разлагают большинство из них до простых нетоксичных соединений. В случаях загрязнения почв тяжелыми металлами активность микроорганизмов меняет их подвижность, может привести к образованию их летучих соединений, временному исключению из миграционных потоков за счет сорбции на поверхности клеточной стенки и аккумуляции в микробных клетках.

Деятельность микроорганизмов, в результате которой повышается подвижность металлов в почвенном растворе или образуются газообразные вещества, ускоряет восстановления почв, но одновременно ведет к загрязнению атмосферы, подпочвенных слоев пород и грунтовых вод, делает металлы более доступными для растений и других организмов. Микроорганизмы почвы проводят метилирование тяжелых металлов с образованием газообразных соединений - метил- и диметилртути, метил- и диметиларсина, метиларсиновой и диметиларсиновой кислот, диметилселенида, тетраметилсвинца, ди- и триметилолова, метил- и диметилпалладия и также летучих алкилированных производных ртути и мышьяка. Эти процессы наиболее активны в аэробных условиях, при нейтральной реакции среды и повышенных температурах (Babich, Stotzky, 1980, Илялетдинов, 1984). Микроорганизмы способны также разрушать металлорганические соединения (цианиды и метилированные металлы) и

менять окислительно-восстановительный статус металлов (например, восстанавливая Hg^{2+} до Hg^{0}) и тем самым снижать проявления металлотоксикоза почвы.

Антимутагенная активность почв по отношению к тяжелым металлам во многом также определяется микробиологическими факторами. При микробном разложении растительных остатков образуются антимутагенные соединения (галловая и таннииовая кислоты). Обезвреживание в почве такого мутагена как Fe^{2+} и снижение мутагенной активности Cr^{6+} происходит, соответственно, за счет окисления и редукции этих ионов микроорганизмами (Скворцова и др., 1989).

Образование хелатных соединений металлов с микробными метаболитами (сидерофорами, лимонной, молочной, уксусной кислотами, аминокислотами), продуктами разложения растительных остатков повышает их подвижность и возможность постепенной миграции с водными токами и усиление аккумуляции растениями. Стойкость комплексного соединения органического вещества с металлом во многом определяется свойствами последнего и установлен следующий порядок устойчивости хелатов металлов: Pb, Cu, Ni, Co, Zn, Cd, Fe, Mn, Mg.

Временное закрепление тяжелых металлов микроорганизмами и перевод в малоподвижные соединения снижает металлотоксикоз почвы, но процесс освобождения почв от металлов при этом замедляется. Одним из таких процессов является соосаждение гидроксидов металлов с гидрооксидами железа и марганца, что осуществляется при активизации железомарганцевых бактерий. Осаждение ионов металлов в виде сульфидов связано с деятельностью сульфатредуцирующих бактерий.

Аккумуляция тяжелых металлов в микробных клетках несет также угрозу вовлечения металлов в трофические цепи, так как микробы - источник питания для простейших, многих почвенных беспозвоночных животных. В биомассе микроорганизмов почв различных геохимических

провинций единовременно закреплено марганца от 0,4 до 4,4 кг, меди до 0,6 кг, молибдена до 0,143 кг, ванадия до 0,124 кг, свинца до 0,075 кг. Аккумуляция металлов в биомассе резко возрастает при увеличении их содержания в почве. Так, в биохимической провинции, обогащенной молибденом, медью и ванадием в биомассу включено в десятки раз больше этих элементов по сравнению с обедненной провинцией (Летунова, Ковальский, 1984).

Технологически реализуемым биологическим путем постепенного удаления тяжелых металлов из почв без загрязнения сопредельных сред является фиторемедиация - использование растений-акумуляторов металлов, биомассу которых необходимо удалять с рекультивируемого участка. При фиторемедиации важное значение имеет активизация микробиты и формирование микоризы, что повышает толерантность растений к тяжелым металлам. Проведение микоризации улучшает приживаемость растений на загрязненных тяжелыми металлами отвалах горных пород.

Учитывая сложность и длительность ремедиации загрязненных тяжелыми металлами почв, особую актуальность приобретает разработка приемов ранней индикации их деградации.

При выборе метода для биоиндикации техногенно нарушенных почв необходимо исходить из следующих критериев - его чувствительности, вариабельности получаемых результатов, сложности метода и длительности анализа, возможности его применения на различных почвах (универсальность) только в лабораторных условиях или также и в поле, селективности в детекции различных загрязнителей, типов деградации почв. Принципиальным моментом является экологическая важность исследуемого показателя (активность процесса круговорота С, N, токсичность почвы и т.д.), необходимо знание естественного диапазона вариации значений этого свойства и его взаимосвязь с другими параметрами почвы. Следует учитывать, что эффективность метода в

оценке степени деградации почв может меняться в зависимости от времени года, что связано с влажностью, температурой почвы, поступлением растительных остатков (Kurakov et al., 1998).

Микробиологические показатели почв, в соответствии с принципиально различной информацией даваемой ими, можно объединить в несколько групп: общая численность выделяемых на среды микроорганизмов, плотность популяций отдельных видов/родов, физиологических групп, состав и разнообразие микробных сообществ/комплекса, биомасса грибов и бактерий, активность ферментов и микробиологических процессов. В качестве примера в таблице 7.4.1 приведены данные тестирования биологических методов для индикации загрязнения свинцом дерново-подзолистой почвы. Установлено, что активность азотфиксации, дегидрогеназы, выделения двуокиси углерода, уреазы, денитрификации, численность свободноживущих азотфиксирующих и олиготрофных бактерий, структура микробных сообществ, активность и специфика в потреблении микроорганизмами различных субстратов (метод Биолога/Эколога - мультисубстратного тестирования) наиболее чувствительные и надежные микробиологические критерии для индикации загрязнения свинцом дерново-подзолистых почв (табл. 7.4.1).

В целом, из широкого арсенала традиционных подходов для индикации контаминированных металлами почв наиболее адекватны предъявляемым требованиям - биохимические и физиологические методы. Данные, получаемые этими методами, имеют низкие коэффициенты вариации (5-10%), чувствительные и не требуют специальных знаний в области систематики микроорганизмов. Перспективным направлением развития биоиндикации почв представляется использование молекулярно-генетических подходов и изучение функциональных профилей микробных сообществ на основе приемов Биолога/Эколога, в сочетании с методами многомерного статистического анализа для формализации алгоритмов нахождения различий, позволяющих дифференцировать загрязненные и фоновые объекты.

Таблица 7.4.1.

Оценка методов для индикации загрязнения свинцом дерново-подзолистой почвы

Метод/ биологический показатель почвы	Вариабельность*, %		Чувствительность метода/показателя**
	Среднее	Пределы	
Общая численность (КОЕ) на средах:			
Бактерии	30	10-50	низкая/средняя
Микроскопические грибы	30	15-60	низкая/средняя
Актиномицеты	40	15-100	низкая/средняя
Различные группы бактерий:			
Спорообразующие	35	10-80	очень низкая
Коринеформные	30	20-40	низкая/средняя
Целлюлозолитические	40	8-10	низкая
Свободноживущие азотфиксаторы	25	5-60	средняя/высокая
Олиготрофные	30	14-60	средняя
Популяции отдельных видов и родов:			
Bacillus megaterium	35	30-40	различия не выявлены
Bacillus cereus var.mycoides	37	25-57	различия не выявлены
Azotobacter spp.	45	10-100	высокая
Pseudomonas	35	10-100	низкая
Pseudomonas fluorescens	60	40-75	низкая
Pseudomonas lemonnieri	75	50-100	очень низкая
Биомасса:			
Микробная биомасса (фумигация-экстракция)	8	3-36	низкая
Люминесцентная микроскопия:			
Общая микробная биомасса	6	2-15	низкая
Бактерии	40	10-100	низкая
Грибной мицелий	6	3-22	низкая
Споры грибов	20	7-30	очень низкая
Актиномицетный мицелий	25	5-80	различия не выявлены

Биохимические процессы и ферментативная активность почвы:			
Дегидрогеназа	7	5-17	высокая
Уреаза	8	4-15	средняя/высокая
Потенциальная активность денитрификации	12	3-25	средняя/высокая
Потенциальная активность азотфиксации	6	4-20	высокая
Аммонификация/нитрификация (накопление мин. N/NO_3^- в почве за месяц)	-	-	различия не выявлены
Гумификация (накопление орг. С за месяц инкуб. почвы с люцерн. соломой)	-	-	очень низкая
Дыхание ($C\text{-}CO_2$ за месяц)	8	2-20	средняя/высокая
Функциональное разнообразие и активность микроорганизмов:			
Активность использования 95 различных субстратов (Биолог)	7	2-20	высокая
Биоразнообразие сообществ/групп микроорганизмов:			
Состав секций стрептомицетов	-	-	низкая
Структура комплекса стрептомицетов			средняя
Состав микроскопических грибов			низкая
Структура комплекса микромицетов			средняя
Структура инициированных добавкой в почву легкодоступных органических субстратов микробных сообществ			средняя/высокая
Численность и соотношение бактериоядных и грибоядных нематод	20	5-50	низкая/ средняя

**- вариабельность данных базируется на расчете коэффициентов вариации,*

*** - чувствительность метода или показателя дана на основе возможности получения достоверных ($p<0,05$) различий между контрольной и загрязненными в различной степени свинцом (125, 500 и 2000 мг Pb/кг) дерново-подзолистой почвы (слабокультуренная среднесуглинистая почва, последние 10 лет под естественной травянистой растительностью)*

Экологически важной является оценка устойчивости микробного комплекса к металлам по характеру реакции амилолитических микробных сообществ на их дополнительное внесение в почву, что позволяет диагносцировать средний уровень загрязнения этими поллютантами почв (Левин и др., 1989, Гузев, Левин, 2001).

Важным индикационным показателем является повышение плотности микробных популяций в почве, резистентных к тяжелым металлам, что свидетельствует о длительном или существенном уровне загрязнения (Летунова, Ковальский, 1984, Евдокимова, 1995).

Более осторожно следует подходить к проблеме выявления индикаторных видов для оценки степени деградации и восстановления почв. Установление индикаторных видов микроорганизмов на загрязнение почвы тяжелыми металлами требует многократных сравнительных анализов, большой работы по идентификации микроорганизмов и количественной оценке обилия видов, знание их функциональной роли и распространения в почвах разных типов и при различных экологических условиях. В отдельные сроки анализа почвы возможно снижение популяционной плотности микроорганизма в незагрязненной почве до уровня, который не позволяет оценить эффект загрязнения почвы на его численность. Индикаторные организмы более надежно использовать в качестве биотестов. Для этих целей рекомендованы люминесцентные бактерии, представители простейших, дождевых червей, водорослей и других организмов по подавлению роста, деления, метаболической активности (люминесценции, дыхания) оценивается токсичность почв или почвенных растворов (Яковлев, Решетников, 1989).

В заключении важно акцентировать о необходимости комплексного подхода в индикации антропогенно загрязненных почвах, включающем физико-химические анализы основных свойств почв, содержания поллютантов и оценки биологических показателей в сравнении с фоновыми почвами. В отличие от химических методов, которые незаменимы для определения превышения содержания тяжелых металлов в почвах по сравнению с их кларком, выявление уровней загрязнения, при которых происходят негативные изменения в комплексе почвенных микроорганизмов и подавление почвенно-биологических процессов,

свидетельствует о невозможности такой почвы полноценно выполнять свои функции как компонента биосферы. В связи с невозможностью живых организмов адаптироваться к загрязнению тяжелыми металлами и проводить их полную детоксикацию в природных средах единственной альтернативой может быть только резкое ограничение и в дальнейшем прекращение загрязнения биосферы металлами при одновременной ремедиации уже нарушенных земель и водоемов.

7.5. Деградация почв и микробное образование газов

Деградация почвенного покрова планеты сопровождается глубокими изменениями структуры комплекса почвенных микроорганизмов, нарушением процессов разложения органического вещества в почвах; изменением интенсивности биогеохимических циклов биофильных элементов в почвах, прежде всего углерода и азота, продукты микробной трансформации которых – CO_2, CH_4 и N_2O (так называемые «парниковые» газы), принимают активное участие в биосферных процессах, например, глобальном изменении климата.

Наиболее существенных изменений следует ожидать под влиянием антропогенных воздействий на почвы - при внесении минеральных удобрений и средств защиты растений (пестицидов); вследствие аккумуляции в почвах тяжелых металлов и радионуклидов; искусственном орошении и, часто связанных с этим, засолением и избыточным переувлажнением почв, разрушением структуры почвенных агрегатов, а также других воздействиях.

Так, в агроценозах эмиссия парниковых газов (CO_2, CH_4 и N_2O) увеличивается пропорционально дозе вносимого азота, достигая наибольшей величины при использовании минеральных азотных удобрений в аммонийной и амидной формах, причем использование медленнодействующих удобрений, синтезированных на основе органического вещества (МФУ - мочевино-формальдегидных удобрений)

приводит к возрастанию газообразных потерь азота за счет денитрификации.

Особый характер эмиссии парниковых газов (закиси азота) обнаружен в интразональных засоленных почвах (солончаки сульфатно-хлоридного типа засоления). Установлено, что в этих почвах денитрификация протекает преимущественно до стадии образования закиси азота. Это приводит к ее повышенной эмиссии из почв в атмосферу.

Нарушение технологии применения гербицидов и загрязнение почв тяжелыми металлами сопровождается снижением скорости восстановления закиси азота в почвах и, следовательно, ростом потока N_2O из почв в атмосферу (Степанов и др., 1998).

Однако наиболее значимое влияние на процессы образования и поглощения парниковых газов оказывает деградация агрегатного состава почв.

Интенсивная сельскохозяйственная эксплуатация земель, процессы ветровой и водной эрозии вызывают разрушение почвенных агрегатов, которые рассматриваются как место сопряжения аэробных и анаэробных процессов трансформации органического вещества почв.

Считается, что анаэробные условия формируются внутри почвенных агрегатов за счет активного поглощения кислорода на их поверхности в результате окисления органического вещества. Этот процесс должен сопровождаться значительной эмиссией диоксида углерода. Результаты наших исследований свидетельствуют о том, что с ростом удельной поверхности агрегатов (т.е. уменьшением их диаметра) наблюдается возрастание концентрации CO_2 в газовой фазе (для агрегатов размером 2, 6 и 10 мм - 17,7; 14,72; 9,8 мг/г почвы, соответственно). Следовательно, можно заключить, что окисление органического вещества в почвах наиболее интенсивно протекает на поверхности почвенных агрегатов.

Результатом этого процесса может быть формирование анаэробных зон внутри агрегатов, вследствие поглощения кислорода в их периферической части.

Поскольку разложение органического вещества сопровождается еще и выделением закиси азота, то изучение эмиссии N_2O показало, что существует пропорциональная зависимость между потоком закиси азота и размерами почвенных агрегатов, внутри которых активно протекает процесс денитрификации. Для агрегатов диаметром 2; 4; 8 и 10 мм концентрация N_2O достигала 0,026; 0,72; 6,7; 7,2 мкг/г, соответственно. Одновременно с выделением закиси азота наблюдалась эмиссия метана из почвенных агрегатов всех исследуемых размеров (включая агрегаты наименьшего диаметра - 2 мм), даже в присутствии атмосферного кислорода во внешней среде. Количество метана, выделившегося из почвенных агрегатов за время эксперимента, оказалось пропорциональным их диаметру (2; 4; 8 мм) и составило 3,14; 3,37 и 3,7 нг $C\text{-}CH_4$/г.

Полученные результаты указывают на возможность функционирования внутри почвенных агрегатов от 2 до 10 мм в диаметре строго анаэробных бактерий, таких как метаногены, даже в присутствии кислорода в окружающем агрегаты пространстве. Это подтверждается данными, полученными нами ранее, а именно, с быстрым падением окислительно-восстановительного потенциала и созданием анаэробных условий в агрегатах диаметром менее 10 мм (Манучарова и др., 1999).

Как известно, почвенные агрегаты делятся на водопрочные и неводопрочные, разрушающиеся под действием воды, например, при переувлажнении. При этом агрегаты большого диаметра, как правило, состоят из водопрочных агрегатов меньшего размера, которые в течение длительного времени сохраняют свою форму и являются одним из диагностических признаков почв. Весьма вероятно, что именно

водопрочные агрегаты являются основными центрами в почве, где осуществляется процесс денитрификации. С целью выяснения их роли в образовании и потреблении N_2O в почвах нами были выделены водопрочные агрегаты из почв разных типов.

Изучение образования конечных продуктов денитрификации в водопрочных агрегатах показало, что сразу после внесения доступного органического вещества (глюкозы) основным продуктом денитрификации является закись азота, и лишь через 3-6 суток, в зависимости от типа почвы, содержание ее начинало снижаться и возрастала доля молекулярного азота. Так, концентрация N_2O достигала минимального уровня в черноземе и серой лесной почве к 3-5-м суткам, а в дерново-подзолистой почве - лишь к 23-м суткам. В буроземе закись азота оставалась доминирующим продуктом денитрификации на протяжении всего эксперимента, где на ее долю приходилось не менее 40% от общей величины газообразных потерь азота в процессе денитрификации даже к 25 суткам опыта.

Динамика выделения молекулярного азота из почвенных агрегатов носила иной характер. Так, выделение N_2 в течение первых двух-трех суток не наблюдалось ни в одном варианте опыта. Затем, по мере восстановления закиси азота денитрифицирующими бактериями, происходило накопление молекулярного азота в газовой фазе. В черноземе, серой лесной и дерново-подзолистой почвах закись азота полностью восстанавливалась в N_2 на 3, 5 и 25-е сутки, соответственно. Исключение составили образцы бурозема, где закись азота не восстанавливалась до конца и постоянно присутствовала в газовой фазе.

Изучение соотношения продуктов денитрификации - закиси азота и молекулярного азота, выделяющихся из водопрочных агрегатов, показало, что прослеживается четкая зависимость между диаметром агрегатов и составом газообразных потерь азота за счет денитрификации. Так, с

увеличением размера агрегатов возрастала доля молекулярного азота, и сокращалось количество закиси азота в конечных продуктах денитрификации.

В целом, для водопрочных агрегатов диаметром 0,25-3,0 мм основным продуктом денитрификации была закись азота, в то время как для агрегатов 3-5 мм в диаметре - молекулярный азот (за исключением бурозема). Вероятно, это обусловлено низким значением pH (4.2), при котором происходит ингибирование редуктазы закиси азота, осуществляющей восстановление N_2O до молекулярного азота.

Характерно, что кислая реакция этой почвы, по всей видимости, обусловила и особый характер выделения окиси азота (NO). Как отмечалось, в силу своей высокой активности, окись азота является соединением, регулирующим многие жизненно важные процессы метаболизма микроорганизмов, растений и животных (Ogden, Moore,1995). Считается, что в почве она быстро перехватывается микробным сообществом почв и поэтому почти не выделяется в атмосферу (Kester,1997). Результаты наших исследований указывают на то, что выделение NO происходит только из кислых почв - бурозема, причем с увеличением размера агрегатов доля окиси азота сокращалась В то же время в почвах других типов эмиссию окиси азота нам обнаружить не удалось, даже с использованием очень чувствительного хемилюминесцентного детектора.

Таким образом, разрушение почвенной структуры или распыление почв будет сопровождаться возрастанием доли закиси азота, а в некоторых случаях и окиси азота в газообразных продуктах денитрификации.

Объяснение этому явлению может состоять в следующем: в мелких агрегатах размер анаэробной зоны настолько мал, что, проходя через нее, закись азота не успевает восстановиться в молекулярную форму и выделяется в атмосферу.

Этот вывод, основанный на данных лабораторных экспериментов, был подтвержден в лизиметрических опытах. Исследуемая дерново-подзолистая почва, засеянная кукурузой, на 66% состояла из агрегатов диаметром менее 0.25 мм, в то время как агрономически ценной структурой являются агрегаты диаметром 1-3 мм (Воронин, 1986). Наши исследования показали, что процесс денитрификации в этой почве проходил преимущественно до закиси азота, причем внесение азотных удобрений приводило лишь к возрастанию общей активности денитрификации, в то время как соотношение газообразных продуктов этого процесса оставалось постоянным.

Таким образом, впервые удалось выявить зависимость конечных продуктов денитрификации от размера водопрочных агрегатов основных типов почв - с уменьшением диаметра агрегата сокращается количество молекулярного азота и возрастает доля промежуточных продуктов денитрификации (закиси азота).

Из сказанного можно заключить, что поток парниковых газов из почв в атмосферу является следствием нарушения динамического равновесия между процессами их образования и поглощения под влиянием факторов внешней среды и антропогенных воздействий на почву.

Многие факторы, приводящие к деградации почвенного покрова – неправильная ирригация, ветровая эрозия, водная эрозия почв, приводящая к разрушению структуры почв и почвенных агрегатов; засоление почв; аккумуляция тяжелых металлов; использование минеральных удобрений, средств защиты растений (гербицидов) и некоторые другие, - вызывают торможение процесса восстановления закиси азота в почвах и сопровождаются ее повышенной эмиссией из почв в атмосферу.

Таким образом, деградация почв приводит к изменению биогеохимических циклов биофильных элементов в почвах и часто сопровождается повышенной эмиссией парниковых газов из почв в атмосферу. Рост концентрации этих газов в современной атмосфере Земли может служить конкретным примером глобального характера угрозы современной деградации почвенного покрова планеты.

Глава 8.
ЭРОЗИЯ КАК ОСНОВНОЙ ФАКТОР ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ

8.1. Распространение эрозии почв

Эрозия почв является наиболее распространенной из всех видов их деградации. Она приносит громадный экономический и экологический ущерб, так как угрожает самому существованию почвы как основному средству сельскохозяйственного производства и незаменимому компоненту биосферы (Добровольский, 1997). Эрозии почв подвержены все континенты за исключением Антарктиды. Схемы распространения ущерба от антропогенной водной и ветровой эрозии (рис.8.1.1. и 8.1.2.) опубликованы GLASOD (Global Assesment of Human – induced Soil Degradation) (Precious Earth, 1996).

Эрозии подвержены почвы на площади в 1,643 млрд. га (табл. 8.2.1.), из них в чрезмерной степени – на площади в 250 млн.га. Водная эрозия распространена на площади 1094 млн.га, а ветровая – на площади в 549 млн.га. Ареалы пораженных этими двумя видами эрозии почв совпадают лишь частично. На долю эрозии приходится 83% площади территории деградированных почв. В наибольшей степени эрозии подвержены почвы наиболее густо заселенных регионов земного шара. Особенно угрожающим является то, что эти же регионы являются и основными источниками продовольствия. В наибольшей степени эрозии подвержены почвы в самых развитых и в самых отсталых в промышленном отношении странах (State of the World..., 1994).

Распространение эродированных почв в целом на территории нашей страны впервые было показано на Почвенно-эрозионной карте СССР (масштаб 1 : 5млн.), изданной в 1968 г. под редакцией С.С. Соболева. В настоящее время Почвенным институтом им. В.В. Докучаева при участии МГУ, Института географии АН ССР и Росземпроекта подготовлена к изданию Почвенно-эрозионная карта СНГ (масштаб 1 : 2.5 млн.), а также

составлен авторский оригинал Карты эрозионного районирования России (масштаб 1 : 8 млн.). Новая почвенно- эрозионная карта, базирующаяся на материалах крупномасштабных обследований, данных космических съемок и новейших сведений по эрозиоведению, насыщена глубоким содержанием. На ней помимо районов доминирования водной и ветровой эрозии выделены территории совместного распространения этих типов эрозии, показаны массивы термокарстовой, ирригационной и овражной эрозии. Важнейшим аспектом карты является отображение не только фактически существующих эрозии и дефляции, но и выделение массивов их потенциально возможного развития, показ карста, солифлюкции, селевой и пирогенной деградации

Для территориальной оценки эродированности и планирования мероприятий по устранению деградации очень важны показанные на карте интенсивность проявления плоскостной эрозии (по шести градациям, соответствующим процентному участию площади средне- и сильноэродированных и дефлированных почв от площади сельскохозяйственных угодий административных районов) и т.д. Карта в силу своей большой информативности становится важным документом для природоохранных и других организаций по учету эродированности почв, решению проблем повышения плодородия почв по регионам страны. Очевидно, в практическом отношении наибольшую ценность будет иметь электронная версия этой карты, позволяющая использовать информацию в методологии ГИС-технологий (Каштанов, Шишов., Кузнецов и др., 1999).

Хотя карта еще не издана полностью, однако некоторые результаты ее анализа уже нашли отражение в Государственном (национальном) докладе о состоянии и использовании земель Российской Федерации (1993). В частности, отмечено, что 2/3 территории России являются потенциально опасными в отношении водной и ветровой эрозии. Эрозия почв талыми водами велика в областях Центрально-черноземного района,

в Среднем Поволжье и ряде областей Центрального района (Орловской, Калужской, Тульской, Московской и Рязанской). В части областей Поволжья и в Южной части Центрально-черноземного района роль эрозии почв при снеготаянии и дождях примерно одинакова. Дождевая (ливневая) эрозия преобладает на Черноморском побережье, в республиках Северного Кавказа и на Дальнем Востоке. В степных районах европейской части России (северный Кавказ, Поволжье) наблюдается совместное проявление эрозии при снеготаянии и дефляции. Ветровая эрозия почв преобладает в Нижнем Поволжье, ряде районов Предкавказья, в засушливых и сухих степях Ишим-Иртышского и Обь-Иртышского междуречий, в Хакасии и Туве.

Важно отметить, что эрозия почв расширяет зону своего распространения, захватывая даже область вечной мерзлоты. Строительные работы и прокладка коммуникаций приводят здесь к катастрофическому росту оврагов при размерзании многолетнемерзлых пород – так называемой термоэрозии. В районе Большеземельской тундры, Ямала, Таймыра, Центральной Якутии отмечено также появление дефлированных массивов.

8.2. Влияние эрозии на основные функции почвы

Почва – основа существования человеческой цивилизации. Эта идея занимает центральное положение в новом, развиваемом трудами Г.В. Добровольского (1999), учении об экологических функциях почвы. Главными, наиболее быстро текущими и часто принимающими характер катастрофы факторами их нарушения в глобальном масштабе Г.В. Добровольский называет водную и ветровую эрозии. Важнейшая из функций почвы, обеспечение человека пищей, в наибольшей степени нарушается именно в результате эрозии почвы. Об этом свидетельствует динамика самого информативного показателя обеспеченности людей продовольствием, объема производства зерна на душу населения.

Рис. 8.1.1. Распространение ущерба от антропогенной водной эрозии. (Материалы GLASOD. 1990)



Рис. 8.1.2. Распространение ущерба от антропогенной ветровой эрозии. (Материалы GLASOD. 1990)



Исторический максимум этого показателя, 346 кг, был достигнут в 1984 году. С тех пор и производство зерна и степень обеспеченности землян продовольствием продолжают неуклонно снижаться. Согласно прогнозам, при условии сохранения современного уровня усилий, направленных на производство зерна, этот показатель к 2030 году опустится до 248 кг, то есть, до уровня пятидесятых годов двадцатого столетия. Среди главных причин такого положения, наряду с ростом самого населения, – эрозия почвы. Механизмы ее влияния весьма многообразны. Это и снижение плодородия эродированных почв, и уменьшение площади пашни в результате образования оврагов, и надвигания песков, и загрязнение почв сельскохозяйственных угодий вредными веществами, в том числе токсичными солями, приносимыми ветром с поверхности солончаков и отвалов горных пород, а также снижение фотосинтеза в результате загрязнения листовой поверхности пылью (State of the World..., 1994).

Почва – регулятор вещественного состава атмосферы. Эрозионные процессы оказывают прямое и весьма сильное влияние на эту функцию почвенного покрова планеты, в первую очередь через ускорение минерализации почвенного органического вещества, приводящее, в конечном счете, к увеличению содержания в атмосфере углекислого газа и связанному с ним усилению парникового эффекта. Ветровая эрозия почвы является главной причиной наполнения атмосферы почвенной пылью. Причем масштабы ее поступления в атмосферу столь велики, что она начинает влиять на тепловой баланс планеты (Marticorena, Bergametti, Aumont et al., 1997).

Почва – важнейший регулятор биогенного углерода на Земле. Расчетное содержание его в метровом слое почвы составляет $2,5 \cdot 10^{12}$т, что в три раза превышает содержание в атмосфере и в 4,5 раза – в живых организмах. Ускоренная эрозия почв сопровождается утратой почвой углерода вследствие смыва и сдувания почвы, а также в результате

ускорения минерализации остающегося в эродированной почве органического вещества (табл.8.2.1). Процессы, приводящие к этому, требуют углубленного изучения, но уже теперь не подлежит сомнению, что одним из немногих возможных способов изъятия избытка углерода из атмосферы является запасание его в виде специфического органического вещества почвы. Известен и метод достижения этой цели – использование почвозащитных систем земледелия.

Таблица 8.2.1.

Утрата углерода почвой вследствие ускоренной эрозии в мировом масштабе.

Категория эрозии	Водная эрозия			Ветровая эрозия			Общие Потери млрд. т
	Площадь млн. га	Утрачено т/га	Всего млрд. т	Площадь млн. га	Утрачено т/га	Всего млрд. т	
Слабая	343	5	1,7	269	2,5	0,7	2,4
Умеренная	527	20	10,5	254	10,0	2,5	13,0
Ускоренная	224	40	9,0	26	20,0	0,5	9,5
Всего	1094		21,2	549		3,7	24,9

Почва – среда обитания человека и ее эрозия приводит к нарушению этой средообразующей функции. Обыкновенная почвенная пыль, поднятая в воздух во время пыльных бурь, часто становится причиной увеличения заболеваемости астмой (State of the World..., 1994), а при большом ее количестве в атмосфере, как это было 8-9 апреля 2001 года в Пекине, нарушает жизнедеятельность огромного мегаполиса. Ситуация столь серьезна, что во многих странах законодательно вводятся пределы допустимого содержания пыли в атмосфере (State of the World..., 1994). Кроме того, пыль может служить причиной возникновения эпидемий, так как содержит повышенное количество спороносных аэробных бактерий (Акимович, 1960). Еще большую опасность несет радиоактивная пыль, источниками которой являются эродируемые ветром почвы загрязненных территорий (Приотер, Омельяненко, Перепелятникова и др., 1991).

8.3. Математическое моделирование процессов эрозии почв

8.3.1. Эмпирические модели эрозионных процессов

Математическое моделирование является одним из наиболее быстро развивающихся направлений в исследовании эрозионных процессов. В практике для целей проектирования противоэрозионных мероприятий значительное распространение получили сравнительно простые и удобные для практического использования эмпирические модели эрозии почв, имеющие, однако, региональные ограничения в их применимости, т.к. они справедливы лишь для тех условий, при которых получены. К ним следует отнести хорошо известную модель USLE (Wischmeier, Smith, 1965) и ее модификацию RUSLE (Renard, Foster, Weesies et al., 1991), модели ГГИ (Инструкция …., 1979), ВНИИЗиЗПЭ (Методические рекомендации …, 1987) и другие, а также серия моделей для предсказания потерь почвы от ветровой эрозии (Woodruff, Siddoway, 1965; Долгилевич, Васильев, Сажин, 1981; Шиятый, 1981; Hagen, 1991).

В последнее время эмпирические модели достигли весьма высокой степени совершенства, обусловленной как целенаправленностью и концентрированностью многолетних исследований по унифицированным методикам, так и обеспеченностью надежным опытным материалом, ограниченным, правда, в географическом плане. Возросла и практическая применимость громоздких эмпирических моделей, включающих сотни уравнений, что обусловлено применением компьютеров. В то же время общеизвестна принципиальная ограниченность эмпирических моделей, состоящая в том, что они применимы только там, где их апробировали, а адаптация эмпирических моделей эрозии к новым почвенным и климатическим условиям требует затрат и времени (Potter et al., 1998). К этой проблеме прибавилась проблема динамики почвенных и климатических "констант" эмпирических моделей эрозии, обусловленная наблюдаемой динамикой климата (Касимов, Горшков, Евсеева и др., 2000).

Все это свидетельствует о необходимости создания экспериментально-теоретических моделей эрозионных процессов, которые могли бы дать объяснение существу происходящих явлений, обеспечить способ адекватного и доступного их описания и, в этом смысле, стать основой проектирования практических мер по охране почв.

8.3.2. Новый подход к анализу эродирующего действия водных потоков на почву

Экспериментально-теоретическое направление моделирования водной эрозии почв, основано на изучении механизма формирования жидкого и твердого стока (Мирцхулава, 1970; Foster, 1982; Morgan, 1994). Экспериментально-теоретические модели не содержат препятствий к применению в любых физико-географических условиях.. В их основе лежат уравнения смыва почвы, основным аргументом которых является соотношение скорости движения воды по склону и критической для данной почвы скорости (Мирцхулава, 1970), либо касательного напряжения потока и критического касательного напряжения в модели WEPP (Foster, 1982; Лейн и др., 1997; Фланаган и др., 1997). Нетрудно видеть, что нет принципиальных различий между последними двумя подходами к разработке экспериментально-теоретических моделей эрозии почв, т.к. основные аргументы– скорость и касательное напряжение потока тесно связаны друг с другом, а именно: касательное напряжение пропорционально квадрату донной скорости потока (Мирцхулава, 1988). В обоих случаях в основе уравнений отрыва частиц потоком воды лежит гидромеханическая теория взаимодействия частиц несвязного грунта (песка, галечника) с потоком воды. Поэтому связные грунты и почвы представляются как совокупность частиц одинакового размера в равной степени связанных друг с другом. При таком допущении смыв почвы окажется равным нулю при скоростях потока меньших так называемой «неразмывающей» скорости (в уравнении Мирцхулавы) или при

касательных напряжениях потока, меньших критического (в модели WEPP). Опыты, однако, показывают, что смыв почвы наблюдается при любой, даже самой малой скорости потока за счет выноса частиц почвы, потерявших связь с поверхностным слоем, прежде всего, благодаря процессу набухания. В связи с этим понятие «неразмывающая скорость» лишается смысла при переходе от несвязного грунта к почве. Все это привело к заключению, что для вывода теоретического уравнения смыва почвы следует исходить из более общих законов механики многофазных сред, охватывающих такую полидисперсную и гетерогенную систему как «почва-поток воды».

На основе использования закона сохранения потока массы, закона подобия и π-теоремы недавно нам удалось вывести теоретическое уравнение смыва частиц почвы под действием потока воды (Гендугов, Кузнецов, Халилов и др., 1997).

$$q = \frac{\tau}{V}\left[\exp\left(-\alpha\frac{V_p^{\,2}}{V^2} - b\right) - \frac{k}{\alpha}\right].$$

Далее оно было модифицировано и приведено к следующему виду (Kuznetsov, Gendugov, Fless, 1998):

$$q = e^{\alpha}\,\frac{\tau}{V}\,B_p\,\exp\left(-\alpha\frac{V_p^{\,2}}{V^2}\right) \qquad (1)$$

где q – интенсивность смыва почвы, кг·м$^{-2}$·с$^{-1}$; τ - касательное напряжение у дна потока, Н·м$^{-2}$; V- средняя скорость потока, м·с$^{-1}$; α, b, k – безразмерные параметры, определяемые экспериментально; B_p – безразмерный параметр массообмена при скорости потока, равной размывающей, т.е. $B_p = \left(\frac{qV}{\tau}\right)_p$.

Верификация уравнения (1) по результатам опытов с искусственным дождеванием в лабораторных и полевых условиях показала, что величина α оказывается разной при скоростях потока меньших и больших

размывающей. При малых скоростях потока величина α получена не более 0,4, а при больших – не менее 2,4. Следовательно, характер отрыва частиц почвы потоком изменяется при переходе через размывающую скорость. Это следует из самого определения размывающей скорости как той наименьшей скорости потока, при которой вторая производная от интенсивности смыва по скорости потока (ускорение процесса) начинает расти при дальнейшем увеличении скорости движения воды (Кузнецов, 1981а). Очевидно, что при скорости потока меньшей или равной размывающей, отрываются частицы почвы, слабосвязанные с поверхностью, и их количество на единице поверхности ограничено. Тогда как при скорости потока большей размывающей, происходит смыв основной массы частиц. Значения безразмерного параметра имеют порядок 10^{-6} – 10^{-5}, причем при воздействии дождя наблюдается многократное увеличение значения этого параметра по сравнению с опытами по смыву почвы потоком воды без дождевания. Кроме того, удары капель дождя приводят к резкому уменьшению размывающей скорости потока (V_p) за счет разрушения почвенных агрегатов и взмучивающего действия самих капель.

Теоретический анализ процесса смыва почвы талым стоком привел к более сложному уравнению (Кузнецов, Гендугов, Косоножкин , 1999):

$$q\left[\frac{\gamma h_L}{\beta(t-t_к)}+(1-\gamma)^n\frac{V}{\tau}\right]=\exp\left[-\alpha\frac{V_p^{\,2}}{V^2}(1-\gamma)\right] \qquad (2)$$

где обозначения q, τ, V, α, B_p те же, что и в уравнении (1); γ - объемная льдистость почвы, h_L –скрытая теплота плавления льда, β - коэффициент теплообмена в законе Ньютона; t - температура воды, град; $t_к$- критическая температура образования наледи на поверхности почвы, град.; V_p – размывающая скорость потока для водонасыщенной почвы при нулевой льдистости, м·с$^{-1}$; n – эмпирический коэффициент.

Верификация этого уравнения для предельно-термоэрозионного типа смыва почвы (по Ершову, 1982), когда поток контактирует с мерзлым основанием и мгновенно сносит оттаивающий слой почвы, дала возможность получить следующее простое уравнение, описывающее смыв почвы в этой фазе снеготаяния в условиях плоской задачи (в эрозионном лотке):

$$\boxed{q = \frac{K(t - t_*)}{\gamma}}, \qquad \boxed{K = \frac{\beta}{h_L}}.$$

Как видно, при этом типе смыва почвы его интенсивность не зависит от скорости потока, что следует из уравнения (2) при $\gamma > 0{,}5$, достаточно высоком значении n и $V >> V_p$.

Анализ результатов полевых наблюдений за стоком воды и смывом почвы, проведенных в весенний период 1986 и 1996 г.г. в окрестностях г. Пущино Серпуховского района Московской области показал, что в условиях трехмерной задачи, когда поток контактирует не только с дном, но и с берегами русел временных водотоков при среднесуточной температуре $+3{,}5^0$C и $+4{,}4^0$C, с увеличением скорости потока интенсивность смыва также увеличивается. Это свидетельствует о том, что поток контактирует с протаявшей с поверхности почвой, т.е. наблюдается термоэрозионный тип смыва (по Ершову, 1982). В этом случае при нулевой льдистости смываемого оттаявшего слоя (γ) уравнение (2) превращается в уравнение (1), полученное ранее для непромороженных водонасыщенных почв. При этом величина параметра B_p зависела от среднесуточной температуры воздуха и составляла $3{,}5 \cdot 10^{-6}$ в марте 1986 года при $+3{,}5^0$C, и $22{,}5 \cdot 10^{-6}$ при $+4{,}4^0$C в апреле 1996 года, а донная размывающая скорость, соответственно, 0,159 м·с$^{-1}$ и 0,100 м·с$^{-1}$.

Интересно отметить, что изложенный выше подход к анализу эрозионного процесса, заключающийся в исследовании зависимости параметра массообмена $\left(\frac{qV}{\tau}\right)$ от энергетического параметра $\left(\frac{V_p^2}{V^2}\right)$ был

успешно применен, как будет показано ниже, и в целях моделирования ветровой эрозии почв, что свидетельствуетоб его универсальности.

8.3.3. Скорости движения воды по склону, касательные напряжения и критические (размывающие) скорости потоков при дождях и снеготаянии

Вынесенные в название раздела параметры являются основными аргументами уравнения (1). Рассмотрим методы их определения.

Для расчета скорости потока (V, м/с), глубины (Н,м) и касательного напряжения у дна (τ, Н/м^2) были использованы известные в гидравлике уравнения (Мирцхулава, 1988; Кузнецов, Григорьев., Хан, 1990):

$$V = \frac{H^{1,5\sqrt{n}+0,5}}{n}, \qquad H = \left(\frac{m'\sigma r x n}{\sqrt{I}}\right)^{\frac{1}{1,5(\sqrt{n}+1)}}, \qquad \tau = \rho_o g H I,$$

где I – уклон склона, n – коэффициент шероховатости русла (по Павловскому), m' – коэффициент микрорасчлененности поверхности, σ-коэффициент стока, r – интенсивность дождя (м/с), x – длина склона, м; ρ_o – плотность воды (кг/м^3); g – ускорение силы тяжести (м/с^2).

Расчет скорости и глубины потока осложняется тем обстоятельством, что при малых скоростях и переходном типе движения потока величина коэффициента шероховатости (n) сама зависит от средней скорости потока. Впервые это было показано М.С. Кузнецовым (1978) для потоков в поливных бороздах. Для дождевых склоновых потоков эта зависимость выражается следующим уравнением (Кузнецов, Григорьев, Хан, 1990):

$$n = 0,05\Delta^{0,17} + 0,0637\exp(-13,3V), \qquad (3)$$

где Δ - высота выступов геометрической шероховатости (м), которая связана со средневзвешенным диаметром водопрочных агрегатов почвы, слагающих русло потоков $(\bar{d})$, следующей зависимостью:

$$\Delta = 0,7\ \bar{d}.$$

В связи с этим обстоятельством расчет H и V производится методом итерации при разных значениях n с целью получить по приведенным выше уравнениям такие значения H, а затем и V, которые удовлетворяли бы уравнению (3).

Схема расчета средневзвешенного диаметра водопрочных агрегатов почвы, испытавших разрушающее действие дождевых капель $(\bar{d})$ приведена в работе (Кузнецов, Григорьев, Хан, 1990). Главные параметры этой схемы следующие: интенсивность дождя, скорость падения и диаметр капель, показатели водопрочности почвенной структуры воздушно-сухой почвы и после ее предварительного увлажнения. Коэффициент микрорасчлененности поверхности (m'), представляющий собой отношение площади склона к площади, занятой водой, рассчитывается по следующей формуле (Кузнецов, Григорьев, Хан, 1990):

$$m' = 0{,}0316\mathrm{I}^{0,25}\mathrm{Q}^{-0,5},$$

где Q – удельный расход склонового стока (м/с^2):

$$\mathrm{Q} = \sigma r x.$$

Для расчета донной размывающей скорости потока было использовано уравнение, предложенное нами (Кузнецов, 1981) и имеющее для рыхлых почв, не связанных корнями растений, следующий вид:

$$V_{\Delta p} = 1{,}55\sqrt{\frac{g}{\rho_o n'}(\rho - \rho_o)\bar{d}\left(1 - \frac{P}{100}\right)(\cos\alpha - \sin\alpha)},$$

где $V_{\Delta p}$ – донная размывающая скорость, м/с; g – ускорение силы тяжести, м/с^2; ρ_o – плотность воды (кг/м^3); n' – коэффициент, зависящий от характера пульсации скорости потока (n'= 2,28); ρ - удельный вес твердой фазы почвы (ρ = 2640 кг/м^3); $\bar{d}$ - средневзвешенный диаметр водопрочных агрегатов на поверхности почвы, м; P – порозность агрегатов (36%); α - крутизна склона, град.

Таблица 8.3.1.

Максимальные размывающие скорости потока глубиной 1 см для разных почв и угодий (м/с)

Почва	Угодье, культура			
	Чистый пар и пропашные культуры (почва рыхлая)	Яровые культуры сплошного сева	Озимые культуры и травы 1-го года пользования	Многолетние травы 2-го и последующих лет пользования
Дерново-подзолистая на моренном суглинке	0,19	0,27	0,30	0,30-0,70
Дерново-подзолистая на лессовидном суглинке	0,16	0,22	0,36	
Серая лесная	0,17	0,24	0,27	
Чернозем типичный мощный	0,19	0,27	0,30	
Чернозем обыкновенный	0,19	0,27	0,30	
Каштановая	0,17	0,24	0,27	
Светло-каштановая	0,15	0,21	0,24	

В табл.8.3.1. приведены полученные нами максимальные размывающие скорости потока, характерные для уплотнившихся почв, связанных корнями растений и не испытывающих влияния ударов капель дождя. Видно, что на чистом пару и в междурядьях пропашных культур, размывающие скорости для черноземов несколько выше, чем для других почв, обладающих меньшей водопрочностью структуры. Для почв под яровыми культурами сплошного сева, озимыми и многолетними травами определяющим фактором является связывающее действие корней растений, возрастающее в этом ряду. Для перехода от максимальных величин размывающей скорости к реальным учтена динамика развития надземной части растений, защищающей поверхность от ударов дождевых капель (табл. 8.3.1.). При этом использовались данные М.Н. Заславского (1983) о проективном покрытии поверхности на разных угодьях по месяцам (с мая по октябрь) и результаты исследований В.В. Сластихина и А.О. Гаврилицы (1981) по влиянию надземной части различных культур на

кинетическую энергию падающих капель дождя. Невысокие и постоянные во времени значения поправочного коэффициента получены для чистого пара, не защищенного растительностью; более высокие значения, увеличивающиеся по мере роста растений до уборки урожая, получены для озимых, яровых культур сплошного сева и пропашных. Высокие и мало изменяющиеся во времени значения поправочного коэффициента характерны для многолетних трав. Совместное использование данных таблиц 8.3.1. и 8.3.2. дает возможность получить величину критической (размывающей) скорости при дождях для определенной почвы под данной культурой и в заданный период времени (Кузнецов, Гендугов, 1996).

Таблица 8.3.2.

Коэффициенты для перехода от максимальной к реальной размывающей скорости потока по месяцам

Зона	Угодье, культура	Месяцы					
		V	VI	VII	VIII	IX	X
Лесная	Чистый пар (почва рыхлая)	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
	Озимые	0,50	0,70	0,82	0,37	0,41	0,50
	Яровые зерновые	0,50	0,84	0,82	0,77	0,43	0,43
	Кукуруза	0,61	0,64	0,68	0,78	0,64	0,60
	Многолетние травы	0,84	0,84	0,79	0,78	0,84	0,79
Степная	Чистый пар (почва рыхлая)	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
	Озимые	0,60	0,82	0,76	0,37	0,41	0,50
	Яровые зерновые	0,54	0,77	0,82	0,54	0,43	0,43
	Кукуруза	0,62	0,66	0,70	0,74	0,74	0,60
	Многолетние травы	0,84	0,79	0,84	0,79	0,84	0,79

Анализ имеющихся в литературе данных показывает, что вопрос о критических для почв скоростях потоков талых вод также не был решен до сих пор. В табл.8.3.3. приведены величины средних по глубине потока размывающих скоростей при толщине слоя воды 1 см для оттаявших

водонасыщенных почв разного генезиса, под разными угодьями, но одного гранулометрического состава – тяжелосуглинистого. Для перехода к легко- и среднесуглинистым почвам эти величины следует умеиьшить в 1, 06 раза (Кузнецов, Гендугов, 1997).

Таблица 8.3.3.

Средние по глубине потока (при H =1 см) размывающие скорости (V_p) для пахотных горизонтов тяжелосуглинистых почв при весеннем снеготаянии

Угодье, почва	V_p, м/с
Зябь. Дерново-подзолистая	
на моренном суглинке	0,19
на лессовидном суглинке	0,16
Серая лесная	0,17
Темно-серая лесная	0,17
Чернозем мощный	0,19
обыкновенный	0,19
предкавказский	0,17
Каштановая	0,17
Светло-каштановая	0,15
Озимые и травы 1-го года пользования	0,21-0,27
Травы последующих лет пользования	0,23-0,54

Мало разработанным является вопрос распределения скоростей склоновых потоков по вертикали. Можно предположить, что при глубине потока, сравнимой с диаметром капель дождя, скорости потока выравниваются по всему сечению, поэтому среднюю скорость потока можно принять равной донной. Для потоков большей глубины тормозящее действие ударов дождевых капель не так сильно выражено, особенно в придонной области. Значительный вклад в решение этой проблемы внесли исследования Ю.П. Сухановского (2000), однако теоретически обоснованного уравнения распределения скоростей дождевых потоков по вертикали до сих пор не получено. В связи с этим соотношение средней и донной скорости таких потоков принимается в соответствии с известными

степенными зависимостями или логарифмической зависимостью Гончарова.

8.3.4. Экспериментально-теоретическое направление моделирования ветровой эрозии почв.

В первом приближении можно считать, что эрозия почвы есть явление физического мира, которое подчиняется законам сохранения механики, и которое может быть описано в рамках этих законов. Для решения этой задачи следует воспользоваться достижениями механики сплошной среды (Нигматулин, 1978). Но прежде необходимо было выявить то главное, что мешает теоретическому исследованию явления ветровой эрозии почв. Таким препятствием оказалось характерное для большинства работ использование единого механизма при исследовании разномасштабных природных явлений, в совокупности составляющих ветровую эрозию почв, и последующее навязывание его при объяснении опытных данных. Исходя из того, что явления «микромира» не тождественны явлениям «макромира», при исследовании разномасштабных процессов ветровой эрозии почв необходимо применять соответствующие им методы. В основе явления ветровой эрозии почв лежат: отрыв, перенос, преобразование и отложение почвы воздушными потоками, то есть физические процессы, для описания которых в рамках законов механики многофазных сред имеются вполне адекватные методы (Нигматулин, 1978).

Первоначально было получено уравнение выдувания на основе экспериментально установленного закона выдувания с использованием методов теории подобия и анализа размерностей, а затем оно было выведено аналитически (Глазунов, Гендугов, 2001). Оно имеет вид:

$$B = B_к \, e^{-\alpha\left(\frac{U^2_{кр.}}{U^2_e} - 1\right)},$$

где $B = qU_e/\tau$, а q – интенсивность выдувания почвы [кг/м^{2}с]. Его справедливость была проверена по результатам опытов в лабораторных

аэродинамических установках и по результатам пока немногочисленных полевых измерений потерь почвы от ветровой эрозии.

Уравнение выдувания – это ядро модели ветровой эрозии почв. В нем неявно, через критическое значение параметра массообмена, $B_{кр.}$, почвенную постоянную выдувания, α, и критическую скорость ветра, $U_{кр.2}$, учитываются свойства почвы, определяющие ее противодефляционную стойкость. До сих пор эти величины можно найти лишь основываясь на зависимости интенсивности выдувания почвы от скорости воздушного потока, получаемой либо методом физического моделирования с использованием аэродинамических труб, полевых или лабораторных, либо методом прямого измерения во время пыльных бурь. Величины $B_{кр.}$ и α, получаемые при этом, пригодны для математического моделирования, если опытный участок или почвенный образец, для которого они получены, был, во-первых, представительным применительно к моделируемой поверхности, во-вторых, пренебрежимо малым по сравнению с ней.

Из уравнения выдувания было получено уравнение потерь почвы от ветровой эрозии с ограниченного участка, S, бесконечного поля при постоянной скорости ветра, U, (Глазунов, Гендугов, 2001). Для этого рассмотрели закон сохранения массы потока почвенных частиц через ее поверхность. Потоки, один из которых, q, движется от почвенной поверхности в атмосферу, а второй – в обратном направлении, возникают при $U_e > U_{кр.}$. Если при этом для всех вылетающих с поверхности частиц выполняется условие $U_e > U_{кр.2}$, то обратный поток, из атмосферы в сторону почвы, не формируется, поскольку все вылетающие с поверхности частицы унесятся ветром «безвозвратно». В этом частном случае, в соответствии с законом сохранения массы, потеря почвы от ветровой эрозии, Q, с произвольного участка бесконечного поля за время t может быть рассчитана по формуле

$$\boxed{Q = q_Б S t}.$$

Однако рассмотренная ситуация маловероятна. В силу непрерывности распределения частиц по размерам в составе агрегатов, слагающих поверхностный слой почвы, наряду с безвозвратно уносимыми всегда имеются и перемещаемые скачками. Применительно к такой ситуации указанная формула сохраняет свою актуальность, но возникает задача нахождения выражения для $q_Б$. При рассматриваемых условиях поток почвенных частиц, покидающих поверхность, q, состоит из двух потоков: $q_Б$, потока частиц, уносимых безвозвратно, и $q_С$, потока частиц, которые переносятся скачками. Для них справедливо выражение

$$q = q_Б + q_С.$$

Каждый из этих потоков можно выразить через концентрацию составляющих его почвенных частиц, что и было сделано в работе (Глазунов, Гендугов, 2001). В результате было получено уравнение потерь почвы

$$Q = qSt\sum_{i=1}^{m} c_{iБ} \Big/ \left(\sum_{i=1}^{m} c_{iБ} + \sum_{i=1}^{m} c_{ic}\right).$$

Прямое использование уравнения потерь в такой форме невозможно, так как нет простого способа нахождения требуемых концентраций. Покажем возможность их замены легко определяемыми величинами. Выше было установлено, что концентрации почвенных частиц сортов, r_i, вдоль их траекторий в потоке постоянны, то есть, они постоянны во всех точках траекторий, включая начальные. Несмотря на то, что начальные точки траекторий расположены на почвенной поверхности, концентрации частиц r_i на поверхности не равны концентрациям этих частиц в потоке, здесь концентрации терпят разрыв. В то же время, опираясь на представление о вихревом характере подъемной силы, можно утверждать, что соотношения концентраций частиц разного размера и в потоке и на поверхности одинаковы. Это объясняется тем, что вихревая подъемная сила не отличается избирательностью по отношению к размерам частиц. Кроме того, доказано (Нигматулин, 1978), что в многофазных

полидисперсных системах в представительных объемах и на представительных поверхностях около некоторой точки среднеобъемные и среднеповерхностные по фазам свойства совпадают между собой. Представительными считаются доли целого, обладающие всеми свойствами целого. Имея в виду получение уравнения потерь почвы со всей выдуваемой поверхности, всегда можно брать объемы и поверхности достаточно большие, чтобы быть представительными. Применение указанной теоремы к почве позволяет утверждать, что концентрации частиц разного размера, r_i, в почве и на ее поверхности одинаковы. Все сказанное позволяет заменить в выведенном уравнении потерь отношение концентраций частиц в потоке отношением концентраций этих частиц в почве. Тогда уравнение потерь примет вид

$$Q = \frac{p_1}{p_1 + p_2} qSt,$$

где p_1 – суммарная среднеобъемная концентрация в почве частиц, относящихся к категории уносимых безвозвратно при скорости ветра U, p_2 – суммарная среднеобъемная концентрация в почве частиц, относящихся к категории уносимых скачкообразно при скорости ветра U. Для нахождения p_2 и p_1 необходимы результаты сухого просеивания на почвенных ситах образца, взятого из поверхностного слоя почвы, по общепринятой методике. В результате ряда преобразований уравнение потерь принимает окончательный вид

$$Q = \frac{p_1}{p_1 + p_2} S t \tau B_к U^{-1} e^{-\alpha\left(\frac{U_*^2}{U^2}-1\right)}.$$

В этом уравнении все величины выражены в системе СИ: Q – потеря почвы от ветровой эрозии [кг] за время t [с] с площади S [м^2] при скорости ветра за пределами слоя шероховатости U [м/с]; p_2 и p_1 – концентрации почвенных частиц [кг/кг]; τ – касательное напряжение на почвенной поверхности [Н/м^2], возникающее вследствие воздействия на нее ветра, имеющего скорость U; $B_к$ – параметр массообмена [кг/кг]

характеризующий данную почву при $U = U_{кр.}$, где $U_{кр.}$– критическая скорость ветра для данной почвы [м/с], по физическому смыслу аналогичная размывающей скорости водного потока, взятая на той же высоте над поверхностью, что и U; α – безразмерная почвенная константа; e – основание натуральных логарифмов.

В результате выполнения цикла работ выведено уравнение выдувания почвы; выявлен физический смысл параметра массообмена в уравнении выдувания; решена задача о скорости вылета почвенной частицы с поверхности под действием ветра и о концентрации почвенных частиц, утративших межагрегатное сцепление под действием ветра в поверхностном слое почвы; выведено теоретическое уравнение траектории почвенных частиц в воздухе во время пыльных бурь; определены понятие и способ нахождения критической скорости ветра, при которой начинается горизонтальный полет почвенной частицы; выяснена структура почво-воздушного потока; решена задача о возможных потерях почвы от ветровой эрозии с бесконечного и полуограниченного полей (Глазунов, Гендугов, 1997; 2001), в том числе и в условиях применения противоэрозионных мероприятий, в частности, почвенного кондиционера (Глазунов, Гендугов, Михейкин и др., 1999).

Дальнейшее развитие теории было направлено на решение задачи глобального переноса в результате ветровой эрозии. В связи с этим исследованы закономерности отрыва, подъема и глобального переноса почвенных частиц ветром в стратифицированной атмосфере, а также их выпадения из воздушного потока с формированием наносных почв (Глазунов, Гендугов, в печати). Полученная математическая модель явления ветровой эрозии почв заполняет пробел между локальными моделями ветровой эрозии и глобальными метеорологическими моделями. Она позволяет связать закономерности выдувания на микроуровне (в масштабах ограниченной поверхности) с закономерностями запыления атмосферы, глобального переноса твердых веществ по воздуху,

формирования пятен вторичного загрязнения почв радиоактивными веществами. Важнейшим следствием из развиваемой теории является то, что поведение почвенных частиц в воздушном потоке целиком определяется свойствами выдуваемой почвы.

Еще одним перспективным направлением эрозиоведения является в настоящее время создание нового, ландшафтного подхода к разработке почвозащитных систем земледелия .

8.4. Разработка научных основ проектирования противоэрозионных мероприятий и совершенствование почвозащитных систем земледелия на ландшафтной основе.

Учение об охране почв от эрозии испытало значительную эволюцию, особенно заметную в последние десятилетия. Отдельные приемы защиты почв от эрозии, известные еще в XIX в., сменились почвозащитными технологиями обработки почвы и возделывания сельскохозяйственных культур, затем – адаптивно-ландшафтными системами земледелия (Каштанов, 1992; Кирюшин, 1995). Основателем ландшафтного подхода к ведению сельского хозяйства вообще следует считать В.В. Докучаева. Еще в 1892г. в работе «Наши степи прежде и теперь» он высказал идею о необходимости разработки для каждого вида ландшафта своей собственной системы размещения полей, лугов, лесов и водоемов (Докучаев, 1951). Однако эта идея долгое время не получала развития. Следует отметить, что многие исследователи разрабатывали и проектировали комплексы почвозащитных мероприятий фактически с учетом ландшафта. Так, предложенное А.С. Козменко (1949) выделение эрозионных земельных фондов, проводится на уровне местностей, урочищ и фаций, а более дробное деление территории на ряд категорий по степени подверженности их эрозии и потребности в мелиорации (по Соболеву, 1973), как правило, на уровне фаций.

К приводораздельному земельному фонду (по Козменко) относят ровные участки и пологие склоны крутизной в среднем до $3,5^0$ (фации), для

которых характерно практически полное отсутствие эрозии и смытых почв в верхней части и слабая эрозия и слабосмытые почвы в нижней части. Земли этого фонда включают в обычный полевой севооборот с зерновыми и пропашными культурами. Применяемые противоэрозионные мероприятия направлены на задержание и безопасный отвод поверхностного стока.

В присетевой земельный фонд включают земли, примыкающие к гидрографической сети, расположенные на склонах крутизной от $3,5^0$ до 8 – 10^0 (фации). Для них характерны средне- и сильносмытые почвы. Их используют в почвозащитном севообороте (до 6^0) под защитой лесных насаждений (в лесостепи и лесостепи), а также под постоянное или периодическое залужение. На землях данного фонда при необходимости следует применять комплекс агротехнических, лесомелиоративных и гидротехнических мероприятий по защите почв от поверхностной и линейной эрозии.

В состав гидрографического земельного фонда включают земли суходольной и долинной сети. Суходольная часть (урочища) представлены почвами разной степени смытости и намытости. Эти земли используют как улучшенные сенокосы и пастбища, а также под лесонасаждения. Днища балок нередко занимают сады. Земли долинной сети (местности) расположены на террасах и поймах рек. Террасовые земли с зональными почвами используют в полевом или кормовом севооборотах под защитой лесонасаждений, а легкие почвы – в почвозащитном севообороте. На пойменных почвах выращивают овощные и технические культуры, а также используют как сенокосы и пастбища. Берега гидрографической сети подвергают залужению.

В настоящее время при проектировании противоэрозионных мероприятий используют более дробные классификации, в частности, классификацию С.С. Соболева (1973), предложившего выделять девять категорий земель, объединять их в три класса (в общем, соответствующих

трем эрозионным фондам, по Козменко) в зависимости от рекомендуемой интенсивности их использования и систем противоэрозионных мероприятий.

К 1-ой категории относятся поймы и плоские нерасчлененные междуречья с частыми блюдцами и западинами, не подверженные водной эрозии, и сток талых и дождевых вод с них не разрушает нижерасположенные земли. Необходимости в проведении противоэрозионных мероприятий и специальном регулировании стока нет. Во 2-ую категорию входят приводораздельные земли, подверженные слабой эрозии (несмытые и слабосмытые) или сток с этих земель угрожает нижележащим участкам. Для прекращения эрозии и регулирования поверхностного стока достаточно применять простейшие агротехнические мероприятия: вспашку и рядовой сев в направлении, близком к горизонталям, более глубокую вспашку, лункование, снегозадержание, регулирование снеготаяния и др. В засушливых районах создается система полезащитных лесных полос (с учетом рельефа). К 3-ей категории относят земли, подверженные средней эрозии (слабо- и среднесмытые). Здесь, кроме указанных для 2-ой категории мероприятий необходимы специальные приемы: на зяби – прерывистое бороздование, почвоуглубление, обвалование на выровненных склонах, нарезка водоотводных борозд и др.; на пропашных – прерывистое бороздование, глубокое рыхление междурядий и др. 4-ая категория представлена почвами, подверженными сильной эрозии (среднесмытыми). Кроме применения всего комплекса мероприятий, рекомендованного для земель 2-ой и 3-ей категорий, здесь нужна специальная организация территории: выделение правильно обрабатываемых рабочих участков, контурное земледелие, чередование посевов полосами вдоль основного направления горизонталей («полосное земледелие», буферные полосы, в том числе постоянные, для «самотеррасирования» склонов). Необходимы также гидротехнические мероприятия: устройство горизонтальных или

наклонных валов-террас с широким основанием, ступенчатых террас и др. Земли 4-ой категории при надлежащей защите можно использовать в специальных почвозащитных севооборотах с многолетними травами, а также осваивать под виноградники, сады и т.п. при контурной посадке многолетних культур или устройстве ступенчатых террас.

Первые четыре категории земель объединены в класс «А» – земли, пригодные для интенсивного использования в земледелии. Однако при повышении индекса категории земель нарастают насыщенность севооборотов почвозащитными культурами и интенсивность применения противоэрозионных мероприятий.

К классу «Б» (земли, пригодные для ограниченной обработки) относят лишь земли 5-ой категории, включающие пашню, подверженную очень сильной эрозии (средне- и сильносмытые почвы), а также пастбища, сенокосы, заросли кустарников, которые могут быть включены в почвозащитный севооборот с 1 –2 полями зерновых культур и 5 – 10 полями многолетних трав, при условии применения мероприятий, рекомендованных для 4-ой категории земель.

Следующие четыре категории земель объединены в класс «В» – земли, не пригодные для обработки (это крутые склоны гидрографической сети ниже бровки). 6-ая и 7-ая категории земель используются под сенокосы и пастбища с нормированным выпасом и применением поверхностного и коренного улучшения. 8-ая категория земель не пригодна для сенокошения и выпаса, но пригодна для лесоразведения и 9-ая категория – так называемые «бросовые земли» – выходы плотных пород, галечника, каменные осыпи и пр. Они пригодны лишь для охотничьего хозяйства и туризма.

В настоящее время в связи с достижением определенных успехов в развитии методов прогнозирования эрозионных процессов появилась возможность перевода противоэрозионной организации территории и проектирования комплексов противоэрозионных мероприятий на

расчетную основу. До сих пор она сдерживалась недостаточной обоснованностью существующих моделей эрозии почв и недоведенностью большинства из них до практического применения. Наиболее подходящей для указанных целей является в настоящее время эмпирическая модель, разработанная во ВНИИЗ и ЗПЭ под руководством Г.П. Сурмача («Методические рекомендации ...», 1987). В дальнейшем по мере разработки экспериментально-теоретических моделей смыва почвы проектирование противоэрозионных мероприятий перейдет на более строгую количественную основу.

Расчеты по модели ВНИИЗ и ЗПЭ показали, что нижнюю границу 1-ой категории земель (по Соболеву) следует проводить по линии предельно допустимого смыва почвы (2,0 т/га в год) в типичном для данной зоны севообороте без учета противоэрозионных мероприятий. Это ровные приводораздельные участки и очень пологие склоны и речные террасы. Величина смыва на нижней границе 2-ой категории земель составляет 3,1 т/га для серых лесных почв и около 4,0 т/га для черноземов. Это средние отрезки пологих склонов крутизной до $2,5\text{-}3,5^0$. Среднегодовая суммарная величина смыва около нижней границы земель 3-ей категории варьирует от 10 до 12 т/га. Земли этой категории располагаются на средних и нижних отрезках склонов круче $2,5\text{-}4^0$. Нижняя граница этой категории определяется из условия, что размещение лесной полосы по верхней границе и применение зерно-травяного (почвозащитного) севооборота с противоэрозионными агротехническими присмами уменьшит смыв почвы до предельно допустимого. Земли 4-ой категории представлены нижними более крутыми отрезками длинных склонов выпуклой формы. Среднегодовая интенсивность смыва на землях этой категории при использовании их в зернопропашном (или зернопаропропашном) севооборотах составляет около 15т/га и более. Земли 4-ой категории используются в почвозащитном севообороте, а по их верхней границе проектируется водорегулирующая (вторая или третья) лесная полоса.

Таким образом в современных методиках проектирования противоэрозионных мероприятий используются в значительной мере элементы ландшафтоведения и количественные представления о связи эрозии почв с рельефом. Однако делалось это до последнего времени не вполне осознанно. Сейчас настало время использовать в полной мере достижения ландшафтоведения в практике сельского хозяйства.

Важнейшей задачей агроландшафтоведения является оптимизация агроландшафта, т.е. оптимизация соотношения составляющих его средообразующих угодий (пашня, сенокос, пастбище, лесные насаждения, пруды) и их размещения на территории, обеспечивающая максимальную продуктивность агроценоза, биоразнообразие, сохранение плодородия почв и охрану среды. Указанная задача может быть решена при разработке и освоении почвозащитных систем земледелия с контурно-мелиоративной организацией территории на ландшафтной основе (Ландшафтное земледелие..., 1993, 1993а). Суть такой системы земледелия состоит в использовании элементов агроландшафта (агроурочищ, агроместностей) в соответствии с их природными особенностями, ресурсным потенциалом и устойчивостью, в расположении линейных рубежей (границ полей севооборотов, рабочих участков, лесополос, травяных полос, террас, водозадерживающих валов и водоотводных канав, дорог) по горизонталям рельефа или с небольшим отклонением от них, а также в оптимальном насыщении агроландшафта объектами экологического назначения (естественные леса, луга, водоемы, лесополосы, буферные травяные полосы, искусственные водоемы и др.).

Среди наиболее актуальных и перспективных направлений исследований в области почвозащитного земледелия можно отметить следующие:

- Усовершенствование и адаптация к местным природным условиям ландшафтов систем почвозащитного земледелия, доведение их до

регионального (ландшафтного) и локального (внутриландшафтного) уровней.

- Моделирование эрозионных процессов и систем земледелия, разработка алгоритмов расчетов для автоматизации проектных работ и создание базы данных нормативной информации.
- Разработка концепции агроэкологического мониторинга.

В ее основе должны лежать периодически обновляемые результаты почвенной съемки, материалы дистанционного зондирования, а также наблюдения за стоком воды, смывом и выдуванием почвы на экспериментальных площадках и в замыкающих створах малых водосборов на фоне многолетних опытов по эффективности почвозащитных систем земледелия. При этом основными критериями должны быть не только агрономические характеристики (количество и качество продукции), но и показатели экологические (сокращение смыва и дефляции почв, потерь се от разрушения оврагами, заноса и заболачивания пойм, уменьшение интенсивности заиления рек и водоемов, повышение санитарного качества вод, воздуха и ряд других показателей). Предложенная концепция развития почвенно-эрозионных исследований будет способствовать разработке научных основ экологически сбалансированного использования почв России.

Глава 9.
ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ ФАКТОР АНТРОПОГЕННОЙ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ И СПОСОБЫ ИХ ЗАЩИТЫ

9.1. Введение и понятия

По мере усиления воздействия на окружающую среду, человеческое общество все чаще сталкивается с многочисленными проявлениями деградации тех или иных природных ресурсов. Опасность деградации особенно велика для почвенного покрова планеты, сохранность которого – непременное условие для существования всего живого на Земле. Проявление деградационных изменений в результате антропогенного воздействия носит различный характер – от несущественного снижения плодородия до его частичной потери или, в экстремальных случаях, до тотального исчезновения почв. Поэтому очевидна актуальность проблемы, ее прикладная значимость, необходимость теоретического и практического обоснования мероприятий по защите почв от деградационных изменений.

Остановимся прежде всего на формулировке основных понятий.

Антропогенной деградацией почв следует называть их вторичные изменения, обусловленные деятельностью человека, которые сопровождаются частичной или полной утратой плодородия почвенного покрова или оказываются причиной их уничтожения (Зайдельман, 1998). Частичная утрата плодородия может быть восстановлена, тогда как его полное исчезновение и, особенно, ликвидация почв оказываются необратимыми явлениями, приводящими, в конечном итоге, к утрате устойчивости или к гибели ландшафта. Последнее обусловлено и тем, что само существование ландшафта возможно лишь до тех пор, пока сохраняются и активно функционируют почвы. Гибель почв или потеря их плодородия обусловливают гибель или глубокую деградацию ландшафта, т.е. деградацию его основных элементов – растительного и животного

мира, грунтовых и поверхностных вод, почвообразующих пород и т.д. Эта опасность особенно актуальна для индустриальных и агроландшафтов. Важнейшей причиной реальных деградационных изменений в почвах является несоответствие (неадекватность) антропогенных воздействий генетическим особенностям последних, их свойствам и режимам, условиям естественного формирования ландшафтов.

Вместе с тем необходимо подчеркнуть, что деградационные изменения почв не являются детерминированными, неизбежно следующими за любым антропогенным воздействием. Реальные ситуации показывают, что утрата устойчивости почв под влиянием деятельности человека и, как следствие, их деградация происходят только при неадекватном применении тех или иных способов воздействия на почвы. К неадекватным следует относить такие антропогенные воздействия на почвы, которые не учитывают условия их формирования, естественные и вторичные процессы, вызывают опасные деградационные изменения. Из этого следует, в частности, что исходно неустойчивых почв нет. Почвы, реально возникшие на Земле, устойчивы в тех термодинамических и геохимических условиях, которые определили их формирование. Но почвы устойчивы до тех пор, пока они не подвергаются направленному неадекватному антропогенному воздействию. Поэтому при вовлечении почв в тот или иной вид использования (например, мелиорацию) нельзя проводить мероприятия, выводящие почвы из устойчивого состояния. Непонимание этого принципиального условия рационального природопользования оказалось причиной широкого распространения и весьма разнообразного проявления антропогенной деградации почв на Земле. Поэтому в настоящее время необходимо систематизировать причины антропогенной деградации почв и выработать системы мероприятий по их защите от деградационных изменений.

9.2. Гидрологический фактор антропогенной деградации почв

Для того чтобы прогнозировать возникновение вторичных неблагоприятных явлений и обосновать системы мероприятий по защите растений, почв и ландшафтов от деградационных изменений, обусловленных антропогенным воздействием, необходимо, прежде всего, установить их причины. Принципиальные причины деградационных изменений почв России немногочисленны. Они сводятся к действию пяти факторов – гидрологического, эрозионного, химического, радиологического, механического. Среди них особое значение в настоящее время приобретает гидрологический фактор, как по результатам последействия, так и по масштабам распространения. При оценке роли деградационного влияния гидрологического фактора следует учитывать все те виды воздействия на почвы (гидротехнические, мелиоративные, агромелиоративные, агрономические, дорожно-строительные, индустриальные и др.), которые в конечном итоге приводят к неблагоприятной трансформации их водного режима.

В данной главе использованы результаты многолетних исследований автора, предпринята попытка систематизировать виды деградационных изменений почв под влиянием гидрологического фактора и рассмотреть мероприятия по их защите. Следует подчеркнуть, что при рассмотрении роли гидрологического фактора, как причины деградации почв особое внимание следует обращать на изменения продуктивности почв, вызванные развитием анаэробного стресса почв и растений в условиях всех природных зон страны. Таблица 9.1. содержит информацию о всех видах проявления действия гидрологического фактора, являющегося причиной антропогенной деградации почв. Как следует из приведенных данных некоторые виды деградационного влияния гидрологического фактора на почвы и ситуации, в которых они проявляются, достаточно известны и всесторонне изучены. Это относится, в частности, к явлениям

вторичного засоления почв в результате подъема уровней минерализованных грунтовых вод.

Существует, однако, ряд ситуаций, обусловленных действием гидрологического фактора, мало изученных или неизвестных вообще. Они заслуживают углубленного рассмотрения. Ниже мы попытаемся раскрыть более детально, чем это сделано в таблице 9.1. причины возникновения, проявления и способы защиты почв от деградационных изменений в результате воздействия на них гидрологического фактора, обусловленного антропогенным влиянием.

9.3. Частные случаи деградации почв в меняющихся гидрологических условиях

При рассмотрении конкретных проявлений деградации почв в меняющихся под влиянием деятельности человека гидрологических условиях мы будем придерживаться последовательности изложения материала, принятого в табл. 9.1.

Весьма мощным и быстродействующим фактором изменения гидрологического режима почв являются гидротехнические мероприятия.

Для равнинных пространств страны существенной причиной деградации почв оказалось их затопление в мелководных и глубоководных зонах равнинных водохранилищ (1.1.). Мелководья – обширные пространства периферийных зон водохранилищ, слой воды в которых не превышает 3 м. Эти территории водохранилищ, занимая значительные площади, аккумулируют небольшие объемы воды, слабо влияющие на работу гидроэлектростанций. Мелководья равнинных водохранилищ приурочены к пойменным террасам с относительно плодородными в исходном состоянии пойменными почвами. Как правило, здесь после затопления сохранился затопленный лес и кустарник, препятствующие развитию водного транспорта и рыбного хозяйства.

Затопленные почвы мелководий, в отличии от глубоководной части акватории, за время длительного субаквального существования не перекрываются мощным слоем неплодородного серого ила. Как показали исследования затопленных почв мелководий они сохраняют достаточно высокий уровень плодородия после осушения и могут быть вторично вовлечены в сельскохозяйственное производство (Зайдельман, Гаджиев, Рожкова, 1978; Луковская, 1990, 1997). Их использование в лесной и лесостепной зонах возможно в условиях польдерного осушения и эффективного удобрения. На юге степной и в полупустынной зонах такое освоение может быть существенно осложнено вторичным засолением. Это потребует применение дополнительных и, часто, весьма значительных инвестиций для защиты почв от вторичного засоления и выполнения химических мелиораций. Вместе с тем их вовлечение в сельскохозяйственное производство в обозримом будущем может оказаться существенным и, в ряде регионов, единственным резервом пополнения сельскохозяйственных земель в условиях Русской равнины.

Подтопление почв верхнего бьефа водохранилищ (1.2.) является причиной их заболачивания в лесной и лесостепной зонах, засоления и заболачивания в более южных регионах. В первом случае необходима тщательная оценка почв по степени их заболоченности и дифференцированный подход при выборе альтернативных решений. На слабозатопленных почвах могут быть созданы естественные луга или пашни с подбором устойчивых к переувлажнению культур полевых севооборотов. Критерием оценки целесообразности выполнения мелиоративных мероприятий в этом случае могут оказаться предложенные автором «Рекомендации по диагностике степени заболоченности минеральных почв Нечерноземной зоны РСФСР и оценки целесообразности их осушения (пособие к ВСН-33-2.1-84)». В южных районах страны в верхнем бьефе водохранилищ возможно вторичное

засоление и заболачивание почв. Их деградацию можно предотвратить с помощью дренажа и мероприятий по рассолению почв.

На юге России, главным образом в Ростовской области, Ставропольском и Краснодарском краях, в настоящее время идет активный процесс подъема к дневной поверхности засоленных грунтовых вод, заболачивания, засоления, осолонцевания, слитизации и осолодения почв (1.3.). Реальная опасность этого процесс заключается в том, что происходит активная деградация лучших почв страны – обыкновенных, южных черноземов и темнокаштановых. На современных пашнях в результате засоления и заболачивания происходит их вытеснение оглеенными, слитыми, засоленными, осолонцеванными, осолоделыми (в зависимости от условий) малоплодородными или бесплодными почвами. Ранее нами были подробно рассмотрены условия их возникновения, агроэкологии и мелиорации (Зайдельман, Тюльпанов, Ангелов и др., 1998). Две гидрологических причины ответственны за появление в степной зоне почв мочарных ландшафтов. Во-первых, смена засушливых климатических периодов влажными (11-13 летние циклы) и, во-вторых, существенное усиление притока инфильтрационных вод в бассейн грунтовых вод в результате создания крупных водохранилищ, сети ирригационных каналов, водоемов внутрихозяйственного пользования и др. Поскольку водоупорами и вмещающими породами здесь часто являются засоленные толщи, пресные инфильтрационные воды трансформируются в соленые, и с восходящим капиллярным током влаги выносят на поверхность значительную массу солей (преимущественно, сульфатов и хлоридов). Такое явление особенно часто наблюдается, например, в ареалах отложений Майкопа, засоленных, преимущественно, сульфатом натрия.

Таблица 9.1.

Причины и проявление гидрологического фактора антропогенной деградации почв и меры ее предупреждения

№	Причины изменения гидрологического режима почв, приводящие к их деградации	Проявление деградационных изменений почв	Мероприятия по предупреждению деградации почв
1	2	3	4
		1. Гидротехнические	
1.1.	Затопление почв в мелководной зоне равнинных водохранилищ	Заболачивание, преимущественно пресными водами	Устройство польдерных осушительных земель
1.2.	Подтопление почв в верхнем бьефе водохранилищ	Заболачивание; заболачивание и засоление	Дренаж; на засоленных массивах – мероприятия по рассолению
1.3.	Заболачивание; заболачивание и засоление автоморфных почв богарных территорий в результате подъема минерализованных грунтовых вод, поступающих на сопредельные массивы от действующих ирригационных систем, водохранилищ, а также в цикле влажных лет	Формирование мочаров. Вторичное заболачивание и засоление черноземов. Возникновение луговых и черноземно-луговых незасоленных и засоленных почв	Дренаж, вертикальные антифильтрационные завесы; сеть ловчих каналов; снегозадержание; мероприятия по рассолению и рассолонцеванию
		2. Мелиоративные (объекты осушения)	
2.1.	Периодический или постоянный (при глубоком осушении) отрыв грунтовых вод от толщи осушенных торфяных почв	а. Ускоренное разложение органического вещества торфа б. Тотальное пирогенное уничтожение осушенных торфяных почв	Регулируемое шлюзование (субирригация); создание лугового типа водного режима, травосеяние или травопольные севообороты. Применение органических удобрений для поддержания баланса углерода. Противопожарные мероприятия на мелиоративных системах.
2.2.	Обводнение в результате закупорки дрен гидроокисью железа и прекращение работы осушительной системы	Вторичное заболачивание	Защита дренажа от закупорки гидроокисью железа (промывки дрен, увеличение их уклона, применение ингибиторов железобактерий, дренаж крупного диаметра и др.)

Табл. 9.1.(продолжение)

1	2	3	4
2.3.	Трансформация застойного водного режима в промывной или застойно-промывной при осушении нейтральных или кислых почв и пород, обогащенных пиритом	Аэрация значительных масс пирита с образованием серной кислоты и экстракислых почв	Устройство поверхностной сбросной сети и выпуклых гряд для эффективной промывки почв тропическими или муссонными дождями с последующей посадкой и возделыванием культур, устойчивых к высокой кислотности почв (ананасы, баклажаны и др.).
2.3.	Трансформация застойного водного режима в застойно-промывной при осушении почв на кислых, нейтральных и выщелоченных породах	Интенсивный вынос Ca, Mg, Fe, Al, Mn, гумусовых веществ. Появление или увеличение мощности подзолистого горизонта	Известкование, внесение минеральных и органических удобрений; травопольные севообороты; мероприятия по ускорению поверхностного и внутрипочвенного стока.
	3. Мелиоративные (объекты орошения)		
3.1.	Трансформация промывного водного режима в застойно-промывной при орошении почв пресными водами на фоне систематических переполивов	То же, что и 2.3. появление светлых кислых элювиальных (подзолистых) горизонтов	То же, оптимизация поливного режима
3.2.	Длительное периодическое затопление почв суглинистого состава на рисовых системах на фоне заметной инфильтрации	Оглеение в условиях застойно-промывного водного режима. Вынос щелочноземельных металлов, железа, марганца и др. Возможно оподзоливание	Дренаж. Известкование. Травопольные севообороты.
3.3.	Длительное затопление почв тяжелого состава на рисовых системах при отсутствии заметной инфильтрации	Оглеение в условиях застойного водного режима. Признаки или интенсивное развитие слитообразования	Дренаж. Глубокое рыхление. Травопольные севообороты. Известкование (на нейтральных и выщелоченных породах)
3.4.	Подъем минерализованных грунтовых вод, приводящих к засолению почв	Аккумуляция в ризосфере токсичных солей. Вторичное засоление	Мероприятия по рассолению на фоне дренажа
3.5.	Подъем минерализованных грунтовых вод, приводящий к осолонцеванию почв	Аккумуляция Na в поглощающем комплексе. Вторичное осолонцевание	Мероприятия по рассолонцеванию на фоне дренажа; выборочные промывки. Крупные нормы органических удобрений.; гипсование; кислование с внесением известковых материалов (на бескарбонатных породах)

1	2	3	4
	4. Агромелиоративные		
4.1.	Переувлажнение недренированных слабоогле-енных тяжелых почв в результате глубокого мелиоративного рыхления	Вторичное заболачивание в условиях застойного водного режима. Уплотнение, дезагрегирование, резкое уменьшение фильтрации	Дренаж
4.2.	Интенсивное иссушение дренированных торфяных почв при разных видах пескования	Ускоренное разложение органического вещества торфа	Регулируемое шлюзование, субирригация; органические удобрения, травопольные севообороты и (или) залужение
	5. Агрономические		
5.1.	Увеличение поверхностного стока, аккумуляция воды в понижениях и возникновение верховодки в результате переуплотнения почв сельскохозяйственных угодий	Уплотнение подпахотного горизонта	Рыхление на глубину 45-50 см или кротование; травопольные севообороты; использование техники с давлением на почву менее 100 кПа
	6. Дорожно-строительные		
6.1.	Переувлажнение в результате пересечения трасс естественных водотоков (поверхностных и грунтовых) линиями автомобильных, железных дорог, взлетными полосами аэродромов, дамбами, других сооружений	а. Заболачивание или б. Заболачивание и засоление	а. «Проколы» в дорожных насыпях; польдеры на крупных массивах; коллекторно-дренажные системы; б. То же, мероприятия по рассолению
	7. Индустриальные (влияние горной, сельскохозяйственной и других видов индустрии)		
7.1.	Понижение гипсометрического уровня поверхности в районах шахтных выработок и подтопление почв	Заболачивание	Подъем поверхности путем складирования почвогрунтовых масс; кулисная планировка поверхности
7.2.	Затопление почв в результате систематического сброса на подкомандные территории дренажных вод из различных выработок (шахты, карьеры) или сточных вод животноводческих ферм, а также бытовых стоков	Заболачивание (редко – заболачивание и засоление)	Организация полей фильтрации; Сокращение объемов стока; полив сточными водами, преимущественно, многолетних и однолетних трав; аккумуляция сточных вод в хранилищах

Обычно такие территории являются ареной вторичного развития сложных сочетаний различных почвообразовательных процессов, вызванных переувлажнением почв – глееобразования, засоления, осолонцевания, сульфатредукции, слитизации, осолодения, ощелачивания. Однако ведущим фактором наблюдаемых трансформаций всегда оказывается переувлажнение почв. Именно поэтому для восстановления плодородия почв прежде всего необходим дренаж и затем применение комплекса мероприятий по рассолению, рассолонцеванию, устранению слитости, признаков осолодения. Только дренаж в этом случае не может решить сложный комплекс проблем, связанных с восстановлением утраченного плодородия некогда лучших почв юга страны.

Наряду с гидротехническими причинами деградационного изменения почв в результате неблагоприятного изменения их водного режима существенную роль в такой трансформации играют и мелиоративные мероприятия (2.).

В частности, это относится к осушительным системам, обеспечивающим не только глубокое понижение уровня грунтовых вод, но и отрыв нижней кровли торфяной залежи от капиллярной каймы (2.1.а). Такой новый способ осушения в нашей стране получил распространение в начале 60-х годов XX века (Аверьянов, Юневич, Игнатьева, 1960). По мнению его авторов ожидаемый эффект от такого способа применения мог быть достигнут в результате использования глубоких каналов, обеспечивающих постоянный отрыв капиллярной каймы от торфяной залежи. Вскоре, однако, после такого осушения низинных торфяных почв глубокими каналами в условиях самотечных систем начался процесс их деградации. В те годы мы обратили внимание на то, что следствием подобной «мелиорации» неизменно окажется разрушение почв и ландшафтов (Зайдельман, 1960). К сожалению, практика подтвердила этот прогноз. Способ глубокого осушения торфяных почв в условиях южной

тайги, основной сельскохозяйственной зоны страны, вызвал опасное обезвоживание торфяной залежи и ландшафтов, ускоренное биохимическое разложение органического вещества торфа, пожары, ветровую эрозию. После полной сработки торфа на дневной поверхности оказались кварцевые оглеенные пески, бесплодные известковые и мергелистые горизонты. При этом в грунтовые воды поступали значительные массы нитратов, обусловившие евтрофикацию водотоков и водоемов.

Следует отметить, однако, что в России применение способа самотечного осушения низинных болот с помощью глубоких каналов не получило широкого распространения. Однако в Белоруссии, где глубокое осушение в 60-е годы было широко внедрено в сельскохозяйственную практику, за короткий отрезок времени (10-14 лет) произошло уничтожение более 150 тыс. га исходно плодородных осушенных низинных торфяных почв. Их основные массивы выпали из сельскохозяйственного использования.

Следует подчеркнуть, что явления быстрой деградации и полного исчезновения осушенных торфяных почв на мелиорированных массивах возможны практически повсеместно при неконтролируемом режиме грунтовых вод на системах и с неглубоким залеганием регулирующих осушителей (2.1б). Такого рода явления обычно возникают в период летней межени при максимально низком уровне грунтовых вод. В этом случае при периодическом и непродолжительном (1-1,5 месяца) отрыве капиллярной каймы от нижней границы торфяной залежи возможно ее возгорание. В отличие от неосушенных территорий пожары на осушенных болотах приводят к полному выгоранию торфа до минерального дна. В результате формируются разнообразные пирогенные образования нередко с высокой исходной щелочностью (Зайдельман, Банников, Шваров, 1998, 1999). Территории сгоревших болот малопригодны для

сельскохозяйственного использования, во-первых, в связи с полной утратой плодородия и исчезновения органических почв (обычно после пожара – это песчаные и пирогенно-песчаные образования минерального дна болот) или, во-вторых, из-за интенсивного вторичного заболачивания в результате резкого понижения гипсометрического уровня поверхности. Последнее явление обычно можно наблюдать в ареалах вторичных пирогенно-перегнойных и пирогенных древесно-песчаных образований. Поскольку сгорание торфа происходит обычно на относительно ограниченных площадях (50-150 га), находящихся внутри общего контура осушенных плодородных полнопрофильных торфяных почв, осушение самих пирогенных образований на хорошо водопроницаемых песках вызовет общее снижение грунтовых вод на всем массиве и создаст благоприятные условия для дальнейшего распространения пожаров по всей осушенной площади низинных торфяных почв. Поэтому опасности такого мелиоративного вмешательства очевидны. Профилактические мероприятия в этом случае сводятся к следующему. Осушенные торфяные почвы должны находиться после осушения в условиях лугового типа водного режима. При этом недопустим отрыв грунтовых вод от нижней кровли торфяной залежи. На таких почвах необходим сбалансированный расход органического вещества. Поэтому целесообразно залужение осушенных торфяных почв или, при значительно мощности торфа (>1,5 м), применение травопольных севооборотов с высокой насыщенностью травами. Актуально систематическое внесение в почву органических удобрений, получаемых на базе высокоразвитых животноводства и кормопроизводства.

Вторичное заболачивание осушенных минеральных и торфяных почв и их выпадение из сельскохозяйственного оборота может быть обусловлено также гидрохимическими особенностями грунтовых вод и быстрым выходом из строя гончарных и, особенно, пластмассовых дрен в

результате закупорки их стыков и перфорации гидроокисью железа (2.2.).Это явление имеет место при осушении почв Нечернозсмной зоны в ареалах ожелезненных грунтовых вод в условиях неглубокого залегания водоупорных или вмещающих пород, обогащенных пиритом (например, юрских глин) (Зайдельман, 1981; Кунце, 1986). Классическим примером мелиорированных массивов такого типа оказалась «Яхромская пойма» Московской области, где построенная система гончарного (керамического) дренажа в 60-х годах уже к началу 70-х почти на 70-75% вышла из строя в результате закупорки дрен оксидом железа. Это произошло, главным образом, потому, что при проектировании не были учтены высокие концентрации закисного железа в грунтовых водах массива. В этой связи следует подчеркнуть, что гидроморфные почвы в зонах распространения ожелезненных грунтовых вод всегда характеризуются наличием весьма разнообразных конкреционных и неконкреционных Mn-Fe и Fe новообразований, позволяющих в полевых условиях прогнозировать опасность ожелезнения, выхода из строя дрен и необходимую систему мероприятий по защите дренажных труб от заохривания.

Такими информативными новообразованиями являются ортзандовые и рудяковые горизонты, железистые коры, мощные (10-20 см) скопления аморфной гидроокиси железа на поверхности торфяных почв (табл. 9.2). Профилактические мероприятия по защите дренажа от закупорки, исключающие деградацию почв от вторичного затопления, заключаются в промывке дрен, увеличении их уклонов (до 0,005-0,007), ингибировании железобактерий, применении ловчих каналов для перехвата ожелезненных грунтовых вод. Важны в этом случае агрономические и агромелиоративные мероприятия, устраняющие повышенную кислотность и повышающие аэрацию горизонтов

почвенного профиля. К ним относятся известкование, кротование, глубокое рыхление и др.

Таблица 9.2.

Диагностика содержания Fe^{2+} в грунтовых водах и опасности закупорки дрен оксидом железа по Fe-Mn новообразованиям почв

Вид новообразования	Размер по наибольшему диаметру или мощность, см	Состав вмещающей толщи	Ориентировочное содержание Fe^{2+} в грунтовой воде, мг/л	Угроза закупорки дрен оксидом железа
Конкреционные новообразования				
Дерновая руда	1-3	Легкосуглинистый, супесчано-песчаный	5-12	слабая, средняя
Рудяк	5-30	супесчано-песчаный	30-50	сильная
Железистые коры	5-30, мощность кор 30-50	то же	50-100 и более	очень сильная
Неконкреционные новообразования				
Ортзанд	10-40	преимущественно песчаный	2-12	слабая, средняя
Аморфная гидроокись железа	поверхностные рыхлые отложения мощностью до 20-30	поверхность торфяных почв	30-80	сильная, очень сильная

Особое значение для мировой сельскохозяйственной практики имеют деградационные изменения заболоченных сульфидных почв после их осушения и аэрации (2.3.).Такие почвы и породы, обогащенные пиритом, получили широкое распространение в приморских зонах и в дельтах крупных рек стран Юго-Восточной Азии. В анаэробных условиях при близком залегании сульфатных вод, систематическом поступлении наилка, образованного из красноцветных пород и кор выветривания, обогащенного железом, и опада органического вещества вечнозеленой мангровой растительности непрерывно идет процесс сульфатредукции, образование и накопление сульфида железа (Зайдельман, 1992). Этот непрерывный многовековой процесс ответственен за накопление

огромных масс сульфида железа в профиле почв. Последний в анаэробной среде остается в покое до тех пор, пока в результате осушения, продвижения в океан авандельты, других причин понижения базиса эрозии не начинается интенсивный процесс аэрации профиля, окисления сульфидов и накопления в почвах значительных масс серной кислоты. После этого их pH опускается до 2,8-3,5. Практически невозможно нейтрализовать известью огромные массы серной кислоты. Поэтому пока единственным реальным способом их освоения является промывка верхних слоев профиля от кислоты водой во время затяжных тропических дождей. С этой целью создают неглубокую сбросную сеть каналов, а поверхность почв профилируют в виде высоких выпуклых гряд (типа грузинских «квали» или итальянских «буаляцио»). На них высаживают культуры устойчивые к высокой кислотности почв (например, ананасы, баклажаны и др.). Дожди выносят из корнеобитаемой зоны серную кислоты, а растения в этих условиях способны производить высокие урожаи.

Сложность освоения почв сульфидного засоления не ограничивается, однако, только необходимостью защиты растений от высокой кислотности. В процессе сульфатредукции железо переходит в растворимую двухвалентную форму. Последнее вступает во взаимодействие с анионом фосфорной кислоты и после окисления выпадает в осадок. Поэтому проблема ретроградации фосфатов здесь приобретает особую актуальность. Не менее существенно в этих условиях анионное поглощение нитратов оксидами железа. Именно поэтому огромные массивы сульфидных почв в густонаселенных районах Юго-Восточной Азии остаются до настоящего времени слабо освоенными или вообще не используются в сельском хозяйстве.

На массивах осушения лесной зоны существенные деградационные явления могут возникать в результате принципиального изменения

гидрологического режима интенсивно заболоченных минеральных почв после их дренажа (2.4.). В этом случае почвы, находившиеся ранее (до мелиорации) в условиях застойного режима, оказывается в застойно-промывном. Предпринятые нами исследования показывают, что такое изменение гидрологии приводит к резкой трансформации важнейших свойств твердой фазы осушаемых минеральных почв. Их переход в состояния застойно-промывного режима после дренажа вызывает, прежде всего, глубокую трансформацию химических свойств почв, увеличение кислотности, элювиирование Mn, Fe, Ca, Mg, Al. Возникает лессиваж, снижается степень насыщенности основаниями, сокращается удельная поверхность, увеличивается мощность элювиальных светлых кислых (подзолистых) горизонтов или они появляются в профиле ранее неоподзоленных почв (Зайдельман, 1974, 1998; Зайдельман, Никифорова, 1996; Копысов, 1997; Петров, 1989).

Механизм деградационных изменений почв при переходе их из застойного водного режима в застойно-промывной достаточно очевиден при анализе информации, сосредоточенной в таблице 9.3. В ней систематизированы важнейшие особенности таких преобразований, обнаруженные нами в ходе экспериментальных и натурных исследований общих закономерностей глеесбразования. Очевидно, также, что деградационные явления в условиях застойно-промывного режима усиливаются при низком уровне агротехники. Неслучайно поэтому в последние годы появились сообщения о том, что в глееватых и глеевых почвах на кислых или нейтральных породах после дренажа наблюдается появление или увеличение мощности светлых подзолистых горизонтов.

Таблица 9.3.

Изменения свойств почв и процессов под влиянием глееобразования при застойно-промывном и застойном типах водного режима

Свойства почв и процессы	Изменения в результате глееобразования на фоне водного режима*	
	застойного	застойно-промывного
1. Вынос Fe	Умеренный	Интенсивный
2. Вынос Al	Не выражен	Интенсивный
3. Вынос Ca и Mg	Не выражен или слабый	Интенсивный
4. pH	Без изменений или слабое подщелачивание	Резкое подкисление (на 1-2 ед. pH)
5. Подвижный Al^{3+}	Без изменений	Резкое увеличение (на 1-2 порядка)
6. Гидролитическая кислотность	Без изменений	Резкое увеличение (в 2-3 раза)
7. Степень насыщенности основаниями	Несущественное изменение	Резкое умсньшение (в 3-4 раза)
8. Содержание ила (частицы <0,001 мм)	Несущественное изменение	Интенсивный вынос (лессиваж)
9. Сегрегация железа (конкрециеобразование)	Не выражена	Заметная или интенсивная
10. Цвет горизонта	Сизый, синеватый, голубовато-зеленый	Белесый, ярко-белый, сероватый

* - *Изменения по сравнению с исходной почвообразующей породой.*

Аналогичный механизм возникновения антропогенных деградационных изменений наблюдался в последнее время и на массивах орошения при систематических переполивах черноземов и темнокаштановых почв. В этом случае автоморфные в исходном состоянии почвы с непромывным типом водного режима оказываются в условиях вторичного застойно-промывного режима. Мы попытались моделировать и исследовать последействие такой трансформации. В результате была экспериментально подтверждена возможность быстрой деградации типичных черноземов при их орошении пресными водами в условиях относительно непродолжительных (~ 5 часов) переполивов. Кратковременное переувлажнение оказывает интенсивное деградационное

воздействие на минеральные и органические фракции твердой фазы почвы. Процесс реализуется в несколько стадий – в начале выщелачивается кальций и магний, затем железо, нередко алюминий. Накапливаются низкомолекулярные органические, фульво- и аминокислоты, развивается лессиваж, снижается степень насыщенности основаниями (Зайдельман, 1974, 1992, 1998; Зайдельман, Давыдова, 1989; Луковская, 1997). На более поздних стадиях наблюдается побеление поверхностных слоев чернозема. На завершающем этапе в результате периодических переполивов пресными водами возникают отчетливые кислые элювиальные белесые (осолоделые, оподзоленные) горизонты.

Генезис светлых кислых элювиальных горизонтов обусловлен теми же явлениями, которые ответственны за усиление оподзоливания при дренаже оглеенных почв, находящихся в естественном состоянии в условиях застойного водного режима (см. табл. 9.3). Это опасное явление в полевых условиях на крупных орошаемых массивах Поволжья и Заволжья было описано Е.Н. Хлебниковой (1989).

Оно особенно отчетливо проявляется в почвах на рисовых ирригационных системах суглинистого гранулометрического состава. Здесь при длительном затоплении в условиях застойно-промывного режима при интенсивной почти круглогодичной декантации поверхностных горизонтов и инфильтрации происходит вынос кальция, магния, железа, марганца, алюминия, лессиваж и отчетливо проявляется оподзоливание почв. В результате многовековой культуры орошения риса на фоне высоких температур и быстрого развития анаэробиоза возникают почвы с особо мощными вторичными подзолистыми горизонтами. В классификациях почв Бирмы, Вьетнама, других стран Юго-Восточной Азии такие почвы получили название «рисовые» подзолы. Это малоплодородные или вообще неплодородные интенсивно элювиированные почвы, использование которых в сельскохозяйственном

производстве в современном виде возможно лишь для возделывания бобовых, фиксирующих азот атмосферы (например, арахиса).

Итак, мы упомянули три случая проявления деградационных процессов, обусловленных вторичным действием в профиле осушаемых и орошаемых почв глееобразования на фоне застойно-промывного режима в лесной, степной и тропической зонах. Существенно, что этот опасный деградационный процесс может быть заторможен или преодолен с помощью одних и тех же мероприятий независимо от зональной приуроченности почв. Последнее косвенно также свидетельствует о генетической общности явлений, вызывающих их подкисление, осветление, потерю плодородия и деградацию. Система необходимых агрономических, агромелиоративных и гидротехнических мероприятий в этом случае должна быть направлена на устранение застоя влаги в их поверхностных горизонтах и кислой реакции путем известкования. Важное значение получают использование почв в травопольных севооборотах, внесение минеральных и органических удобрений, устранение переувлажнения и их аэрация (табл. 9.4).

Мелиоративные воздействия на почвы могут вызывать развитие глееобразования не только на фоне застойно-промывного, но и застойного водного режима (3.3.). Если при этом оросительные и грунтовые воды пресные, то при глееобразовании почв не происходит их подкисление, не проявляется лессивирование, слабо выражен вынос щелочноземельных металлов, алюминия и железа. Но при этом наблюдается дезагрегация структурных отдельностей, увеличиваются (относительно) содержание тонких фракций мелкозема, удельная поверхность, влагоемкость, существенно уменьшается водопроницаемость. В почвах накапливается нонтронит, возникает гизенгирит, появляются признаки слитости. Почвы, формирующиеся в условиях выраженного застойного режима (например, при необеспеченном дренаже на рисовых системах), в конечном итоге

характеризуются существенным снижением их плодородия и деградацией физических свойств.

Восстановление их плодородия предполагает, прежде всего, сброс избыточных вод с помощью самотечных или польдерных дренажных систем, а также осуществление агромелиоративных мероприятий по ускорению поверхностного и внутрипочвенного стока. В этом случае особо эффективными могут оказаться мероприятия по глубокому мелиоративному рыхлению и кротованию (кроме почв на тяжелых кислых ленточных глинах), внедрение травопольной системы земледелия, организация выборочных пастбищ, влажных экстенсивно осушаемых лугов (5).

Существенное изменение водного режима в результате орошения в условиях степной и полупустынной зон приводят к глубокой трансформации свойств и плодородия почв. Возможный при этом подъем грунтовых вод в зависимости от их геохимических особенностей вызывает вторичное засоление и осолонцевание почв (3.4., 3.5.). Этой проблеме посвящена обширная литература, созданы многие практические рекомендации и технологии, позволяющие успешно решать вопросы охраны почв и ландшафтов. Изложенное исключает необходимость детального рассмотрения условий возникновения и современных способов мелиорации почв, формирующихся в условиях вторичного засоления и осолонцевания. Отметим лишь, что в этом случае остаются весьма актуальными вопросы, на которые пока все еще не даны достаточно полные ответы. В частности, открытым остается вопрос об использовании в орошаемом земледелии тяжелых сильногипсоносных почв с включением крупнокристаллического гипса. Такие почвы занимают обширные площади в полупустынной и пустынной зонах Центральной и Передней Азии. В этих почвах гипс оказывает неблагоприятное влияние на развитие

растений, резко снижает их водопроницаемость и ухудшает условия промывки.

Таблица 9.4.

Изменения осушаемых и орошаемых почв различных климатических зон Земли под влиянием глееобразования на фоне застойно-промывного водного режима и общность почвозащитных мероприятий

Зона	Почвы	Вид мелиоративного воздействия, определяющий изменения водного режима	Основные изменения	Защитные мероприятия
1. Лесная	Болотно-подзолистые; дерново-глеевые кислые; торфяно-глеевые	Дренаж	Увеличение мощности или появление подзолистого Е (А2) горизонта	Известкование, травопольные севообороты; внесение органических и минеральных макро- и микроудобрений; дренаж, а также аэрация почв с помощью мероприятий по ускорению поверхностного и внутрипочвенного стока
2. Степная	Черноземы обыкновенные, южные; темнокаштановые	Орошение (при систематических переполивах)	Осолодение; формирование кислых (слабокислых) светлых осолоделых (оподзоленных) горизонтов	
3. Тропики	Кислые красноцветные почвы на ферралитных, ферритных и других корах выветривания	Ирригация в условиях многовековой культуры риса	Возникновение «рисовых» подзолов	

Он повышает осмотическое давление почвенных растворов, снижает доступность влаги, азота, других элементов питания растений. Попытки вовлечения таких почв в орошаемое земледелие остаются неэффективными, а способы оптимизации водного режима – слабо разработанными.

Неблагоприятная трансформация водного режима и деградация происходят и под влиянием агромелиоративных мероприятий (4.). Нами обнаружены следующие опасные вторичные гидрологические ситуации,

которые возникают в минеральных и органогенных почвах при агромелиорации.

Так, применение глубокого мелиоративного рыхления слабогидроморфных суглинистых и глинистых почв без предварительного дренажа (4.1.) в первый год эксплуатации вызывает значительное повышение их пористости, снижение плотности сложения, увеличение водопроницаемости. Однако это улучшение физических свойств почв в первый год рыхления затем весной в момент прохождения снегового паводка оказывается причиной накопления огромных масс пресных вод во всей толще рыхления (т.е. в слое 80 см.). Реализуется процесс заполнения водой поверхностного стока гигантского «мешка», в котором вода находится в условиях длительного застойного режима (Зайдельман и др., 1986). Эффект «гидрологического мешка» является причиной интенсивного оглеения всех слоев почвенного профиля от поверхности до подошвы рыхления, вторичного (антропогенного) заболачивания. Глееобразование усиливается еще и тем, что в процессе рыхления по стойке рабочего органа рыхлителя в подпахотный слой происходит поступление крупных фрагментов гумусированного пахотного горизонта. Таким образом, после глубокого рыхления недренированных слабогидроморфных почв возникают условия для интенсивного оглеения (застой влаги; увеличение содержания органического вещества, способного к сбраживанию; наличие анаэробной гетеротрофной микрофлоры) и деградационных изменений почв в условиях застойного режима. Они проявляются в том, что существенно ухудшается их агрегатное состояние; накапливаются аморфные соединения железа на фоне резкого снижения его окристаллизованных форм; на порядок уменьшается коэффициент фильтрации; увеличиваются общая удельная поверхность и водоудерживающая способность. Все это происходит в условиях длительного нахождения избыточной влаги в почвенном

профиле, исключающих нормальный рост и развитие практически всех культур полевых севооборотов. Их выдерживают только травы с коротким вегетационным периодом (например, редька масличная).

Избежать возникновения таких опасных деградационных явлений можно путем устройства до начала работ по глубокому рыхлению открытого или закрытого дренажа, обеспечивающего своевременный сброс избыточной гравитационной влаги. Это мероприятие всегда необходимо на гидроморфных почвах, имеющих выраженную водосборную территорию. Вместе с тем глубокое рыхление может быть достаточным и эффективным мероприятием на автоморфных почвах, приуроченных к массивам, не обладающим водосборной площадью.

Отрицательные явления, связанные с трансформацией гидрологических условий при выполнении агромелиоративных мероприятий, имеют место не только в минеральных, но и в торфяных почвах. Ранее нами подчеркивалось, что основным условием стабильного функционирования этих почв является устойчивость расходной и приходной статей баланса углерода. Любой фактор, вызывающий ускорение разложения органического вещества торфяных почв, может оказаться причиной их исчезновения. Это особенно опасно в песчаных полесских, моренных ландшафтах, в поймах при залегании под слоем торфа оглеенного песка, известковых, мергелевых и туфовых карбонатных отложений. В этом случае для защиты торфяных почв от быстрого разложения и улучшения условий сельскохозяйственного производства используют различные виды песчаных покрытий (Göttlich, 1980) (смешанная песчаная культура или пескование, покровная (римпаусская) культура земледелия). В первом случае (пескование) в пахотный горизонт вносят 300-600 т/га песка, который перемешивают при обработке с пахотным торфяным горизонтом. Во втором – песок размещают на поверхности почвы, где он образует самостоятельный пахотный горизонт

мощностью 14-16 см (2100-2200 т/га) песка. Как показали исследования (Зайдельман, Шваров, Павлова и др., 1997, 1999) внесение песка резко меняет гидротермический режим осушенных торфяных почв. При этом происходит не снижение, как полагают многие авторы, а, напротив, ускорение биохимического разложения органического вещества осушенных торфяных почв. Внесение песка в поверхностные горизонты сопровождается снижением теплоемкости и запасов влаги, увеличением температуропроводности, повышением температуры (на 2-6 °С) всех слоев почвенного профиля и грунтовых вод (на 1-1,5 °С). Темпы сработки органического вещества торфяных почв возрастают на 20-50% по сравнению черной (обычной) системой земледелия.

Предупредить деградационные явления в почвах в этом случае можно, как было показано выше (2.1.), путем создания мелиоративных систем двустороннего действия, постоянно поддерживая на осушенной территории луговой тип водного режима, внедрения травопольных севооборотов с большим числом полей, занятых травами, залужения осушенных торфяных почв, создания влажных лугов (Зайдельман, Банников, Шваров, 1999, Zaidelman, Shvarov, 2000).

Из современных агрономических мероприятий (5.), вызывающих резкую трансформацию гидрологического режима почв и их деградационные изменения, наиболее значительные масштабы приобрело уплотнение подпахотных горизонтов в результате обработки почв тяжелой техникой и применения большегрузных транспортных средств (5.1.). Опасность этого явления, распространенного на огромных современных сельскохозяйственных массивах, связана с тем, что «укатка» почв происходит равномерно по всей площади. При этом отсутствует возможность сравнительной визуальной оценки ущерба аграрному производству и экологическому состоянию почв. Тем не менее этот ущерб значителен. Он связан, прежде всего, с принудительным

перераспределением поверхностного и внутрипочвенного стока в результате уплотнения почв. Переуплотнение подпахотных горизонтов резко снижает их пористость, коэффициент фильтрации, объем вертикально тока влаги в грунтовый поток в результате инфильтрации. При этом усиливаются поверхностный сток, эрозионная нестабильность, сток по пахотному горизонту и аккумуляция гравитационной влаги в почвах нижней трети склонов, а также в тальвегах и депрессиях. Длительный застой влаги на этих элементах рельефа может отрицательно влиять на рост и развитие растений, работу сельскохозяйственной техники, на свойства и режим почв. Следствием происходящих явлений часто является интенсивное оглеение почв, их слитизация и осолодение.

Восстановление утраченного плодородия почв или профилактика предполагают, прежде всего, снижение удельного давления техники на почву (до 100 кПа и менее). Это окажется возможным в результате замены машинного парка на более легкую технику или выполнения мероприятий по снижению давления на почву путем использования сдвоенных колес на тяжелых тракторах и машинах, снижения давления воздуха в шинах, применения тракторов и комбайнов на гусеничном и полугусеничном ходу. Одновременно для устранения существующего уплотнения целесообразно кротование, неглубокое (поверхностное) рыхление (на глубину 40-50 см), травопольные севообороты.

Особого внимания заслуживают причины деградации почв из-за трансформации водного режима в результате дорожного строительства (6.) или влияния индустриального производства на гидрологический режим почв (7.).

В первом случае (влияние дорожного строительства) трансформация водного режима (6.1.) происходит в результате пересечения линейными сооружениями (автомобильными дорогами, автострадами, дамбами,

железными дорогами и др.) трасс естественных водотоков (постоянных и, особенно, временных).

В результате прекращения оттока в пространстве, ограниченном дамбами, насыпями, дорожным полотном аккумулируются значительные объемы гравитационной влаги, вызывающие переувлажнение и заболачивание почв. Такие территории, как правило, вскоре выпадают из сельскохозяйственного производства и деградируют. Подобные широко распространенные явления возникают в результате строительства «глухих» сооружений без специальных водовыпусков. Для избежания заболачивания почв необходимо обеспечить свободный сброс воды через специальные водовыпускные отверстия в теле дамб, насыпей, дорог, других линейных сооружений («проколы») или путем откачки воды в задамбовое пространство с помощью насосов из локальных дренажных систем. В южных районах страны подобные мероприятия могут быть осложнены засолением и осолонцеванием.

Два последних случая деградации связаны с вторичным заболачиванием почв, обусловленным влиянием горной, аграрной и иной индустрии. При массовой шахтной добыче полезных ископаемых (например, бурого угля в Подмосковном угольном бассейне) (7.1.) по мере выемки горных пород нередко происходит оседание поверхности и понижение гипсометрических уровней. В этом случае при отсутствии дренажных устройств грунтовые воды оказываются в толще верхнего горизонта профиля. Происходит вторичное заболачивание почв. Этот случай переувлажнения, его специфика и эффективность защитных мероприятий изучены и разработаны весьма неполно. Поэтому пока отсутствуют возможности законченных рекомендаций состава необходимых профилактических мероприятий. Очевидно, однако, что здесь могут оказаться весьма эффективными кулисные планировки с

использованием значительных масс почвогрунта, обеспечивающего подъем уровня поверхности.

Наконец, трансформация естественного гидрологического режима почв может происходить в результате затопления почв дренажными водами из шахт, карьеров и других выработок, а также сточными водами животноводческих ферм и бытовыми стоками (7.2.). В этих случаях защитой почв от затопления и заболачивания могут оказаться мероприятия, направленные на управление движением разнообразных по происхождению и составу стоков. В прикладном отношении здесь особенно важен дифференцированный подход к оценке возможности использования вод с учетом их химического состава и иных особенностей. При этом дренажные, животноводческие и бытовые стоки могут быть в зависимости от их состава использованы на полях фильтрации; для полива, преимущественно, трав; аккумулированы в хранилищах; подвергнуты специальной очистке.

9.4. Заключение

Изложенные сведения, естественно, не претендуют на исчерпывающее рассмотрение затронутой проблемы и достаточную полноту изложения. Это объясняется, главным образом, ограниченностью данных, поскольку здесь наряду с хорошо исследованными и достаточно изученными случаями рассмотрены и новые ситуации вторичного изменения гидрологического режима под влиянием антропогенного воздействия. Некоторые случаи деградации почв оказались нерассмотренными вообще, поскольку соответствующие решения могут быть получены лишь в результате выполнения дополнительных научно-исследовательских работ. Тем не менее обобщение известных данных и их аналитическое рассмотрение были необходимы не только для того, чтобы понять масштабы возможной деградации почв в результате изменения их

водного режима под влиянием антропогенного воздействия, но и активно противостоять этим опасным явлениям.

Подводя итог этому анализу, связанному с оценкой негативных изменений гидрологического режима почв в результате деятельности человека, необходимо подчеркнуть, что они, как следует из изложенного, прежде всего, обусловлены гидротехническим, мелиоративным и агромелиоративным вмешательством в природную среду. Поэтому, как правило, защитные мероприятия не могут носить локальный характер, быть направлены на восстановление конкретных почв, выполняя лишь функцию «местной» профилактики. Очевидно, что в этой ситуации необходима комплексная система мероприятий по экологической защите почв и ландшафтов от деградационных изменений. Такая система, предполагающая решение задачи на трех уровнях, – ландшафтном, строительном и почвенном была разработана и предложена ранее автором настоящего сообщения (Зайдельман, 1993).

В познавательном и, особенно, в прикладном отношениях важно то, что изменения почв, обусловленные действием гидрологического фактора, могут иметь разнонаправленный характер и отличаться степенью деградации. В качестве критерия таких изменений особое значение приобретает их оценка по состоянию продуктивности. Очевидно, происходящие изменения могут иметь как позитивный, так и негативный характер. Для оценки направленности таких изменений может быть рекомендована следующая схема (табл. 9.5), основанная на учете изменения продуктивности растений на почвах разной степени деградации. В современных условиях антропогенная деградация почв приобретает значительное распространение в результате неадекватного применения гидротехнических, мелиоративных, агромелиоративных, агрономических, транспортных и индустриальных мероприятий, не учитывающих особенности генезиса, режимов и свойств почв.

Таблица 9.5.

Изменения продуктивности растений в результате трансформации гидрологического режима почв под влиянием антропогенной деятельности*

№№	Степень проявления деградационных изменений	Изменение продуктивности*
1	Деградационные явления не выражены; возможно улучшение плодородия почв, их свойств и режимов	Возможность увеличения продуктивности > 100%
2	Недеградационные изменения почв, существенно не влияющие на их плодородие, свойства и режимы	Продуктивность на уровне ≈ 100%
3	Слабодеградационные изменения почв, понижающие их плодородие, существенно не влияющие на их свойства и режимы	Снижение продуктивности не более, чем на 20%
4	Интенсивная деградация почв, существенно снижающая их плодородие, ухудшающая их свойства и режимы	Снижение продуктивности до 50%
5	Резко выраженные деградационные изменения почв, плодородия, свойств и режимов	Снижение продуктивности до 80%
6	Экстремальные деградационные изменения почв, сопровождающиеся уничтожением почв	Неплодородные субстраты с продуктивностью 0-10%
6.1	Деградация почв, исключающая возможность их восстановления и использования территории для сельскохозяйственного производства	
6.2.	Деградация, допускающая возможность восстановления и создания плодородных вторичных почв на месте ранее исчезнувших	До создания вторичных почв урожай не выше 10-20%от контроля. После восстановления плодородия – существенное увеличение продуктивности вторичных почв.

В результате их использования происходят непрогнозируемые изменения гидрологичсского режима почв, вызывающие глубокие

*Оценка изменения продуктивности произведена по отношению к продуктивности рассматриваемых почв, не затронутых деградационными изменениями и используемых районированных севооборотов при среднем уровне агротехники.

деградационные изменения почв. В этой публикации впервые предпринята попытка не только систематизировать представления о многообразии таких деградационных явлений, обусловленных вторичным (антропогенным) изменением гидрологического режима почв, но и раскрыть их причины, обосновать прогноз возможного возникновения и предложить систему необходимых мероприятий по защите почв.

Глава 10

ДЕГРАДАЦИОННЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ТРАНСФОРМАЦИИ ЧЕРНОЗЕМОВ СТЕПНОЙ ЗОНЫ ПРИ ОРОШЕНИИ

10.1. Введение.

Орошение в степной зоне является одним из мощнейших факторов, нарушающих естественные тренды развития и функционирования почв, что ведет к возникновению побочных, часто негативного плана эффектов, создающих угрозу для гармоничного развития природной среды, а нередко и критические экологические ситуации.

В степной зоне европейской территории России орошается более 2,5 млн га черноземов. Большинство оросительных систем – это крупные сооружения, где орошением охвачена площадь в десятки тысяч гектар. Здесь создается и искусственно поддерживается не свойственный естественным условиям водный режим почв, необходимый для получения максимального выхода сельскохозяйственной продукции.

Данное обстоятельство оказывает значительное влияние на экологию степного ландшафта, изменяя его климатические параметры, гидрологию, растительность, биоту и почву. Можно сказать, что орошение способствует преобразованию биологических объектов природы и созданию искусственной экологической системы. Особенность этой системы состоит в том, что она не является самоподдерживающейся, а требует постоянного вмешательства извне. Это приводит к нарушению экологического равновесия в окружающей среде. Экосистема, безусловно, обладает большой способностью к саморегулированию и противостоянию оказанному на нее давлению. Но возможности ее не безграничны, и мы все чаще сталкиваемся с уязвимостью природной среды на локальном и на региональном уровнях.

Орошение, кроме того, сопровождается ухудшением качества воды в реках и водохранилищах – основных источниках ирригационных вод –

вследствие сброса в них коллекторно-дренажных вод, а также загрязнением поверхностных и подземных вод солями, минеральными удобрениями, пестицидами и др.

Из-за нехватки пресных вод в степной зоне для орошения все больше стали применяться воды повышенной минерализации (2 – 4 г/л), особенно опасные по своему воздействию на почвы. Их использование обусловливает деградационные изменения почв уже в первые 2 – 3 года. Такими водами орошаются около 500 тыс. га площадей.

Представляется совершенно справедливым утверждение, что "среди деструктивных процессов, охватывающих различные компоненты геосистем, деградация почв во многих отношениях оказывается ключевым явлением. Именно с деградации почв начинаются, как правило, необратимые или труднокомпенсируемые изменения ландшафтов, именно признаки деградации почв часто свидетельствуют о переходе функциональных нарушений цикличности жизни геосистем в однонаправленные устойчивые негативные тренды" (Геннадиев, Пузанова, Чендев, 1993, с. 195)

10.2. Генетические особенности черноземов, определяющие их слабую устойчивость к изменению гидрологического режима

Многочисленные исследования, связанные с проблемой орошения черноземов, свидетельствуют, что черноземы являются чрезвычайно сложными объектами для орошения. Представления о высокой буферности черноземов в отношении их реакции на дополнительное обильное увлажнение оказались несостоятельными. Возникающие в черноземах при орошении процессы, их направленность и интенсивность нередко приводят к таким деградационным изменениям, которые трудно предвидеть, особенно в отдаленной перспективе. Повышенное содержание гумуса и глин смектитового типа, что свойственно черноземам,

обусловливая буферность по отношению к воздействию химических реагентов, определило в то же время чрезвычайную чувствительность их к увеличению увлажнения (Орошаемые черноземы, 1989). Почвы эти обладают сильной набухаемостью и усадкой, имеют склонность к уплотнению при обработке, многие их свойства в условиях режима повышенного увлажнения очень быстро меняются. Наименее устойчивыми при этом являются свойства почв, характеризующие их гидрофизическое состояние (влагопроводность, водоудерживание и др.). Изменение показателей гидрофизического состояния почв неизбежно влечет за собой нарушение сбалансированности водного и воздушного режимов. Кроме того, черноземы в меньшей степени, чем почвы более южных территорий (каштановые, сероземы) обеспечены естественными запасами солей кальция, защищающими почвы от развития в них таких негативных явлений, как осолонцевание и обесструктуривание. В совокупности это определяет высокую чувствительность черноземов к орошению.

Пониженная устойчивость черноземов к орошению во многом связана с историческим прошлым этих почв. «Черноземы – почвы палеогидроморфного древнелугового прошлого, пережившие вместе с их материнскими породами несколько циклов грунтового увлажнения, соленакопления, осолонцевания, остепнения и рассоления. Ирригация вообще и каждый полив в отдельности вызывают в черноземах совершенно не свойственные им явления. За годы орошения постепенно накапливаются значительные и иногда неблагоприятные изменения, как бы возвращающие черноземы к далекому геологическому прошлому» (Ковда, «Почвенный покров, его улучшение...», 1981, с. 135).

Изменения черноземов, происходящие под влиянием такого мощного антропогенного фактора, каким является орошение, накладываются на

естественное изменение природных факторов, связанные с глобальным изменением климата на планете (Розанов, Самойлова, 1991).

Таким образом, можно говорить о теснейшем переплетении факторов естественной и антропогенной трансформации почв степной зоны, причем орошение выступает, как один из наиболее сильных факторов.

К настоящему времени опыт ирригации черноземов обобщен в трудах В.А Ковды., Б.Г. Розанова, В.В. Егорова, Е.М. Самойловой, И.А. Крупеникова, А.В. Новиковой, С.П. Позняка, С.А. Николаевой, В.Е. Приходько, Д.И. Щеглова и др. Основной вывод большинства исследователей этой проблемы таков: на черноземные почвы орошение влияет в целом неблагоприятно. При этом в одних случаях неблагоприятные последствия орошения развиваются медленно, постепенно накапливаясь и проявляясь лишь через довольно длительный срок после начала орошения, в других же – очень быстро, буквально в первые годы орошения.

Разнообразие результатов конкретных проявлений влияния орошения на свойства почв зависит от сочетания ряда факторов: степени дренированности территории; исходного состояния почв (гранулометрического и минералогического состава, карбонатности, степени гумусированности, наличия солонцеватости и глубинной засоленности); качества оросительной воды (ионного состава, щелочности, минерализации); техники и режима орошения; агротехнологии. Благоприятное сочетание указанных факторов, обеспечивающее сохранность черноземов, как уникальной экосистемы, и эффективность их орошения, наблюдается в природной обстановке значительно реже, чем неблагоприятное, следствием чего и являются негативные последствия орошения черноземов. Обусловлены они главным образом изменением гидрологической и геохимической ситуации степного ландшафта, применением для орошения вод повышенной минерализации

неблагоприятного состава, а также избыточными механическими нагрузками на почвы, находящимися в состоянии повышенного увлажнения.

10.3. Характер изменения гидрологической и геохимической обстановки в орошаемых черноземах

Изменения гидрологического и геохимического режимов в орошаемых агроэкосистемах обусловлены в первую очередь подъемом уровня грунтовых вод (УГВ) на водораздельных пространствах и террасах. Это явление отмечается практически повсеместно (за исключением редких случаев, когда обеспечен хороший дренаж территории), и связано с тем, что в орошаемом ландшафте практически всегда имеются условия для локальной взаимосвязи оросительных и грунтовых вод, как за счет микро- и мезорельефа, так и неравномерного распределения оросительной воды по площади орошаемого поля. Грунтовые воды за 10-15 лет орошения поднимаются с 20-30 до 3-5, а иногда и до 1,5-2,0 м. Водный режим орошаемых черноземов при том режиме орошения, который практикуется на подавляющем большинстве оросительных систем степной зоны (полив без учета дефицита влаги в почве), складывается по типу периодически промывного. Это означает, что систематически имеет место переток влаги за пределы почвенной толщи, что неизбежно вызывает подъем уровня грунтовых вод. Подпитка грунтовых вод осуществляется также за счет фильтрующихся вод водохранилищ и оросительных каналов. Кроме того, периодическое увлажнение верхних слоев почвы и атмосферного воздуха при поливах резко снижает испарение воды из почвы. Все это вызывает нарушение сложившегося в течение длительной истории развития степей равновесия водных потоков в зоне аэрации. Повышение обводненности отражается на геохимической обстановке. Возникает гидрохимическая связь между нижними и верхними горизонтами зоны аэрации, и ранее

нейтральная в геохимическом плане толща приходит в движение. Легкорастворимые соли погребенных солевых прослоек, столь характерных для лессовидных пород в степной зоне, вместе с водными потоками устремляются вверх, создавая очаги скопления солей и способствуя вторичному засолению и осолонцеванию почвенно-грунтовой толщи. Помимо передвижения солей увеличение обводненности зоны аэрации, и особенно погребенных горизонтов почв, обогащенных гумусом, способствует возникновению в почве условий анаэробиоза и развитию процессов оглеения, что также изменяет гидрологическую и геохимическую обстановку степного ландшафта. В естественных условиях переувлажнение почв и связанные с ним явления носят эфемерный характер, и почва компенсирует такие неблагоприятные сдвиги. При систематическом же высоком увлажнении почв эти изменения приобретают устойчивый характер, что в итоге ведет к нарушению природных равновесий и к развитию устойчивого прогрессирующего оглеения средней и нижней части профиля, а также глубокой трансформации органического вещества поверхностных горизонтов.

10.4. Виды деградации черноземных почв в условиях орошения

10.4.1. Изменение структурно-гидрофизического состояния почв

Ухудшение структурного и гидрофизического состояния черноземов (физическая деградация) – явление, наиболее широко распространенное на всех площадях орошения. Это обусловлено тесной зависимостью физических свойств почв от технологических нагрузок разнообразного характера: механических, гидрологических, биологических, химических. Чрезмерное увеличение хотя бы одной из них, нарушение их сбалансированности неизбежно вызывают физическую деградацию почв (Березин, Гудима, 1994). Ее сущностью, в конечном счете, является

затруднение или даже невозможность выполнения почвой основных функций, связанных с гидросферой, атмосферой и литосферой (гидрологическая, газовая и др.).

Исходно зернистая или мелкокомковатая водопрочная структура черноземов после начала орошения очень быстро разрушается, особенно в пахотном горизонте. Количество агрономически ценных агрегатов (5 – 1 мм) сокращается в 2 – 3 раза, резко возрастает количество глыбистой фракции > 10 мм, коэффициент структурности снижается с 7 – 8 до 2 – 3 и ниже. По мере увеличения срока орошения эти изменения охватывают не только поверхностные, но и более глубокие горизонты почв. Почвы становятся глыбистыми, в них появляется слитость, склонность к образованию поверхностной корки после полива и дождей. В первые 3 – 5 лет орошения водопрочность агрегатов > 0,25 мм падает, однако в последующем часто отмечается рост их водопрочности.

Исследования, выполненные на агрегатном уровне, и микроморфологические исследования показали, что в данном случае имеет место формирование качественно новой структуры с повышенной плотностью и низкой внутриагрегатной порозностью (табл. 10.4.1). Эти агрегаты имеют ярко выраженные деградационные признаки и практически не имеют никакой агрономической ценности. Их формирование приводит к тому, что уменьшается не только общий объем пор, но меняется и соотношение пор различных категорий. Особенно глубокие, негативного плана изменения, наблюдаются в почвах интенсивного орошения и при орошении минерализованными водами. Общий объем пор в верхнем (0 – 10 см) горизонте при умеренном орошении водами благоприятного состава сокращается на 10 – 20%, а в интенсивно орошаемых почвах – на 30 – 50%.

Основное изменение порового пространства при этом происходит за счет наиболее крупных пор инфильтрации и аэрации, играющих

определяющую роль в создании оптимального водного и воздушного режимов (рис. 10.4.1). Объем пор инфильтрации в почвах умеренного и интенсивного орошения составляет соответственно около 55 и 20% от объема этих пор в неорошаемых почвах. Объем пор аэрации сокращается на 40 и 75%, а более мелких (влагопроводящих) – на 30 и 60% – соответственно. Аналогичный характер имеют изменения порового пространства и в более глубоких горизонтах, но выражены они в меньшей степени.

Таблица 10.4.1.

Плотность (А, г/см^3) и пористость (Б, %) агрегатов 3–5 мм чернозема обыкновенного мицелярно-карбонатного

Глубина, см	Неорошаемый		Орошаемый умеренно в полевом севообороте		Орошаемый интенсивно, овощные культуры	
	А	Б	А	Б	А	Б
0-10	1,71	34,5	1,82	31,1	1,91	29,0
10-20	1,72	34,1	1,83	30,7	1,93	28,3
20-30	1,82	30,3	1,91	27,7	1,92	28,6
30-60	1,75	33,0	1,80	31,8	1,81	32,7

Подобные изменения структурного и порового состояния почв отражаются на их водоудерживающей способности, которая снижается с 50 – 55% в черноземах, находящихся в богарном режиме, до 45 – 33% в орошаемых почвах. При этом максимальные изменения приходятся на область капиллярно-гравитационной влаги, наиболее подвижной и доступной для растений, которая снижается с 13 до 2,5-8 %. Водоудерживание почвы во всем диапазоне капиллярной влаги составляет всего 6-15%. Это свидетельствует о низкой эффективности использования влаги, дополнительно поступающей в почву при орошении. Результат данных изменений – ухудшение и водного, и воздушного режимов. При этом в почвах увеличиваются периоды как недостаточного (за счет уменьшения доступной влаги), так и избыточного (при застое поливных вод) увлажнения. Высшим выражением обесструктуривания и уплотнения

почв является их техногенная слитизация, в корне меняющая экологию черноземов, обусловливающая глубокую деградацию почв. Все это негативно сказывается на состоянии не только почв, но и экосистемы в целом.

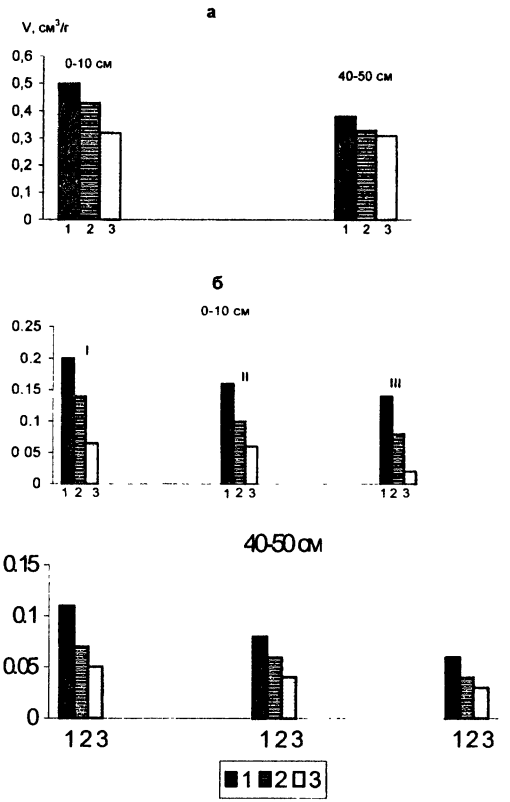


Рис. 10.4.1. Диаграммы распределения удельных объемов пор по функциям на участках различной интенсивности орошения: *а* – общий объем пор; *б* – поры по функциям: I – влагопроводящие; II – аэрации; III – инфильтрации. Почвы: 1 – неорошаемые, 2 – умеренно орошаемые, полевой севооборот, 3 – интенсивно орошаемые, овощные культуры.

10.4.2. Изменение солевого состояния почв

Деградационные трансформации почв, связанные с изменением их солевого состояния, имеют место при развитии в орошаемых почвах, как гидрогенно-аккумулятивных процессов (при выпотном режиме и минерализованных грунтовых водах, или при использовании в качестве ирригационных вод с повышенной минерализацией – > 1 г/л), так и при процессах солевого элювиирования при орошении ультрапресными водами.

В первом случае – развивается процесс вторичного засоления почв. Явление это имеет не повсеместный характер, а развивается локально при сочетании определенных факторов: при слабой дренированности почвенно-грунтовой толщи, испарительном режиме минерализованных грунтовых вод (критическая глубина ГВ для черноземов 2-2,5 м), при возникновении геохимической связи между солевыми прослоями в грунтовой толще и почвенными горизонтами, а также при использовании для орошения вод, имеющих минерализацию > 1 г/л.

Закономерности и направленность процессов вторичного засоления практически едины для почв подавляющего большинства районов орошения степной зоны. Интенсивность же и масштабность этого процесса не одинаковы на различных оросительных системах и варьируют в чрезвычайно широких пределах. Определяются они многими факторами: исходным состоянием почв и грунтов зоны аэрации, глубиной залегания грунтовых вод, степенью их минерализации и составом, качеством ирригационных вод, климатическими показателями конкретных лет, агротехнологией и др. В результате колебания степени вторичного засоления почв по различным регионам, как в сезонных, так и в многолетних циклах, могут быть очень существенны – от слабого до сильного засоления, как глубинного, так и поверхностного характера. При этом процессы накопления и переноса солей имеют ряд общих

закономерностей и особенностей. Заключаются они в следующем. Практически во всех орошаемых черноземных почвах, подверженных вторичному засолению, наблюдается четкая дифференциация почвенного профиля по содержанию солей. Верхние 0-50 см характеризуются минимальным накоплением солей (0,12-0,17%), что приближает их по этому признаку к неорошаемым почвам и позволяет относить к почвам незасоленным или слабозасоленным. На глубине 50-100-120 см имеет место накопление солей до стадии от слабого до сильного засоления (0,3-0,6%). Данное обстоятельство создает неустойчивый характер солевого состояния почв и при возникновении условий для формирования восходящего тока влаги может вызвать в отдельные периоды засоление и поверхностных горизонтов почв. Прослеживается прямая зависимость между величиной суммы солей в поверхностных горизонтах почвы, а также глубиной проникновения фронта скопления солей вглубь почвы от длительности срока орошения массива.

Дифференциация почвенного профиля по содержанию солей во многом связана с климатическими особенностями степной зоны Русской равнины, в частности с тем, что достаточно теплые зимы, незначительное и кратковременное промерзание почв способствует поглощению почвами зимне-весенних осадков на 80-90%. Это обстоятельство сказывается на процессах влаго- и солепереноса в почвах, создает возможность промыва почвы естественными осадками и сдерживает прогрессивное засоление почв, а в отдельные, наиболее обеспеченные осадками годы – почти полностью снимает его.

Несмотря на то, что процесс вторичного засоления почв не всегда приводит к ощутимому накоплению солей в корнеобитаемой толще (выше порога токсичности), последствия этого процесса негативно отражаются на свойствах почв. Обусловлено это тем, что в орошаемых почвах, подверженных периодическому вторичному засолению, отмечены

неблагоприятные изменения качественного состава солей почвенного раствора (ПР). Через 5-7 лет орошения он устойчиво меняется с гидрокарбонатно-кальциевого на сульфатно- или хлоридно-сульфатно-натриевый. При этом содержание натрия в ПР возрастает в 5-10 раз, на фоне снижения содержания кальция (в 1,5-2 раза). В неорошаемых почвах на долю натрия приходится 5-20% от суммы катионов, на долю кальция 55-65%, в орошаемых – соответственно 50-60 и 20-35% (табл. 10.4.2). Накопление натрия в ПР нарушает ионное равновесие, сложившееся в почвах до орошения, изменяет направленность ионного обмена (кальций вытесняется из

Таблица 10.4.2.

Содержание солей (Σc, %) и натрия (ммоль(+)/100 г) в обыкновенных мицелярно-карбонатных черноземах

Глубина, см	Неорошаемые		Орошаемые водами с минерализацией 2,5 г/л			
			2 года		14 лет	
	Σc	Na	Σc	Na	Σc	Na
0-30	0,07	0,28	0,18	1,15	0,23	2,20
30-50	0,09	0,28	0,20	0,35	0,20	1,90
50-100	0,09	0,18	0,09	0,12	0,21	2,05
100-150	0,13	0,18	0,10	0,12	0,21	2,05

почвенного поглощающего комплекса (ППК) натрием). В результате создаются реальные условия для развития процесса осолонцевания почв.

Таким образом, основными особенностями процесса вторичного засоления в орошаемых черноземах являются:

- развитие не столько поверхностной, сколько глубинной солончаковатости почв, создающей неустойчивый характер засоления-рассоления почв;
- обогащение ПР натрием и создание предпосылок для развития процесса осолонцевания почв, даже при низком уровне их засоления.

Кроме того, установлено (Пачепский, 1989), что периодическая сезонная обработка черноземов слабоминерализованными водами при зимне-весеннем удалении избытка солей атмосферными осадками имеет

катастрофические последствия для почвенной структуры. Именно такая сезонная динамика концентрации ПР является одним из главных факторов разрушения исходной структуры черноземов, а возрастание доли натрия по отношению к кальцию в ПР полностью лишает почвенную структуру ее стабилизирующего агента.

Процессы солевого элювиирования, наблюдающиеся при орошении черноземов пресными и ультрапресными водами (0,1-0,2 г/л) в автоморфных условиях, также вызывают ряд деградационных изменений почв. Обессоливание почв, чрезмерное снижение концентрации ПР обусловливает диспергацию минеральной почвенной массы, резкое нарушение равновесия в системе твердая фаза – ПР, опережающий вынос кальция, подщелачивание ПР. Следствием обессоливания является уменьшение коагулирующей способности, в результате чего минеральные, органо-минеральные и органические коллоиды приобретают способность к миграции, вызывая тем самым текстурные изменения в профиле почв.

10.4.3. Нарушение кальциевого режима

В черноземах при орошении практически всегда наблюдается ухудшение кальциевого состояния почв. Обусловлено это, с одной стороны, развитием в орошаемых почвах процессов выщелачивания карбонатов из верхних горизонтов почв, а с другой – изменением соотношения различных форм соединений Са, трансформацией состава почвенного раствора, что очень быстро и негативно отражается на свойствах почв. Определяющим при этом является режим увлажнения почв. Умеренное орошение пресными водами, не допускающее создания промывного режима, обусловливает стабильность карбонатного профиля, мало влияет на изменение запасов карбонатов (Барановская, Азовцев, 1981; Приходько, 1996 и др.).

Интенсивное орошение, обеспечивающее промывной водный режим, усиливает миграцию карбонатов, выщелачивание их из верхних горизонтов почвы. Количественно определить потери карбонатов из орошаемых черноземов не представляется возможными. Слишком большой разброс данных по этому вопросу, кроме того, велика исходная неоднородность черноземов по содержанию $CaCO_3$. Можно констатировать лишь, что линия вскипания в орошаемых почвах снижается на 10-70 см.

Орошение минерализованными водами хлоридно-натриевого и сульфатно-натриевого состава способствует интенсификации выщелачивания карбонатов (Панов, Мамонтов, 2000), хотя исследования других авторов не подтверждают этот вывод (Кречетов, 1991). Но во всех случаях орошение почв обусловливает трансформацию ПР и изменение соотношения различных форм соединений Са.

Одной из основных причин повышения миграционной способности $CaCO_3$ является нарушение карбонатно-кальциевого равновесия (ККР) в почвах при периодическом переувлажнении их. ККР связано с большинством растворенных в водной фазе веществ (CO_2, H^+, H_2CO_3, HCO_3^-, CO_3^{2-}, Ca^{2+}). Количественное изменение одного из компонентов ККР вызывает соответствующие его изменения. В орошаемых почвах, как правило, наблюдается сдвиг ККР в сторону роста парциального давления CO_2 в связи с замедлением диффузии из почв диоксида углерода при достаточно высоком постоянном поступлении его в почву. С данным обстоятельством связано подкисление ПР и соответственно перевод $CaCO_3$ в более растворимые формы. Тем самым интенсифицируется процесс декарбонизации почв.

Кальций и его углекислые соли служат фактором, стабилизирующим состояние гумуса, ППК, почвенной структуры, коллоидных и илистых частиц. Именно кальциевый режим почв в большой степени определяет их

устойчивость к техногенным воздействиям (в том числе и в условиях орошения). С состоянием карбонатно-кальциевой системы (ККС) связаны многие процессы, протекающие в черноземах. Так, ККС определяет кислотно-основную обстановку почв, направленность процессов ионного обмена, гумусообразования и структурообразования, влияет на состояние минеральных компонентов почвы. При этом соли кальция являются стабилизирующим фактором, и потеря их снижает устойчивость почв к техногенным воздействиям.

С полным основанием можно согласиться с мнением В.В. Егорова (1984), что одной из главных причин негативных изменений состояния черноземов при орошении является ухудшение их кальциевого состояния. Выражается это в сокращении в орошаемых почвах доли Са в ПР и в составе ППК. В неорошаемых черноземах ион кальция в ПР составляет 70-80% от суммы катионов, в орошаемых (10-20 лет) его доля сокращается в верхней части профиля до 50-60%, а в нижней – до 40-50%. При орошении пресными водами в составе и ПР, и ППК одновременно растет доля Mg, а минерализованными – Na и Mg. Тип ПР трансформируется при этом из гидрокарбонатно-кальциевого в сульфатно-натриевый.

Расчет различных форм соединений кальция в ПР (по программе "Composol") позволил установить, что снижение свободного (активного) кальция в почвах происходит не только за счет выщелачивания его из почв, но и за счет ассоциации в ионные пары, которая наиболее сильно выражена у ионов Са и Mg и очень слабо – у ионов Na. Известно, что активность участия кальция в почвенных процессах связана с содержанием в ПР свободных ионов Са. Поэтому снижение их количества, рост доли ионов Са, ассоциированных в ионные пары, обусловливают снижение активности ионов Са.

В неорошаемых черноземах Предкавказья до 90-99% кальция от общего его содержания в ПР во всем почвенном профиле представлено

свободными ионами. В орошаемых – на долю свободных приходится всего 55-90% (в гумусовом горизонте 82-90, в нижележащих – 55-65%). Показатели активности кальция для орошаемых почв в 1,5-2 раза ниже, чем для неорошаемых (Кречетов, Николаева, 1995).

Особенно неблагоприятный кальциевый режим складывается в почвах, орошаемых минерализованными водами Cl - Na или SO_4 – Na состава. В этом случае снижение активных форм Са происходит на фоне резкого роста активности Na (в 10-200 раз). Данное обстоятельство обусловливает сдвиг ионного равновесия в сторону внедрения в ППК Na, дестабилизацию минеральной части почв и органических коллоидов. Недостаток активного кальция ведет к снижению устойчивости почв к техногенному воздействию. В почвах с нарушенным состоянием кальциевой системы деградационные изменения неизбежны.

10.4.4. Вторичное осолонцевание

Процесс вторичного осолонцевания в орошаемых черноземах возникает при создании условий, благоприятных для накопления в ППК натрия и/или магния. Он связан непосредственно со вторичным засолением почв, но имеет значительно большее распространение. Этому способствует тот факт, что даже незначительное соленакопление (почва продолжает оставаться в группе незасоленных) сопровождается прогрессивным накоплением в ПР натрия, что ведет к нарушению соотношения катионов натрия и кальция в пользу первого. Это обстоятельство создает реальные предпосылки для развития в почвах процесса осолонцевания.

Важным условием, стимулирующим его развитие, является также пульсирующий солевой режим, который обычен для орошаемых почв. Накопление натрия в ПР и в ППК наблюдается чаще всего при орошении черноземов щелочными водами, имеющими минерализацию 0,7-0,9 г/л и

выше и минерализованными (> 1 г/л) водами натриевого состава, а также при неглубоком залегании грунтовых вод натриевого состава.

В настоящее время в России такими водами орошается 9% земель из числа орошаемых черноземов (Кадастр...,1993). В некоторых районах, в частности, в Северо-Кавказском регионе – самом крупном по площади орошаемых черноземов – воды с минерализацией 1,5-3,5 г/л используются почти на 30% площади орошаемого клина (Садименко, 1982). Из-за нехватки в южных районах степной зоны пресных вод, для орошения используют воды местного стока (степные реки, пруды-накопители, артезианские). Эти воды достаточно сильно различаются, как по общему содержанию солей, так и по качественному составу. Но все они имеют минерализацию > 1 г/л (1-4 г/л), отличаются повышенным содержанием сульфатов и хлоридов натрия, а артезианские – карбонатов натрия. Эти воды непригодны для орошения черноземов. Они оказывают негативное влияние на свойства почв, вызывают деградационные изменения в почвах. Но в практике орошаемого земледелия они до сих пор активно используются в качестве ирригационных вод.

Еще большие площади орошаемых земель в степной зоне являются потенциально опасными в плане возможности их осолонцевания. Связано это с ухудшением качества вод многих речных артерий и водохранилищ – основных источников оросительных вод. В реки происходит разгрузка геохимических потоков, формирующихся в почвенно-грунтовой толще, сюда осуществляется сброс дренажных вод с оросительных систем и промышленных стоков. Все это обусловливает увеличение общей минерализации воды и, что особенно важно, ухудшение ее качественного состава за счет накопления в водах натрия, магния, хлора, сульфатов и др. В результате соотношение ионов кальция и натрия во многих источниках пресных оросительных вод изменилось с 10-15 до 0,7-1,5, т.е. резерва активного кальция в этих водах практически не осталось. Кроме того,

изменение температурного режима в водохранилищах, прудах, открытых каналах из-за сильного прогрева воды в жаркое время года, обильное развитие здесь водорослей обусловливают сдвиг карбонатно-кальциевого равновесия в водах, нарушение гидрохимического режима и трансформацию состава вод. Результатом чего является появление в водах иона CO_3^{2-}, подщелачивение вод, сокращение свободного кальция. Орошение черноземов такими трансформированными водами, с низким соотношением Ca^{2+}/Na^{+} неизбежно со временем приведет к их осолонцеванию.

Осолонцевание вызывает в почвах глубокие деградационные изменения, отражающиеся на многих показателях состояния почв и на ее функционировании. Последствиями развития вторичного осолонцевания в черноземах являются: повышение щелочности ПР (до pH 8,5-9,5) и пептизируемости минеральных и органических коллоидов, рост их миграционной способности, повышение растворимости гумусовых веществ, ухудшение практически всех показателей физико-механического и гидрофизического состояния почв, что обусловливает ухудшение водно-воздушного режима орошаемых почв. Таким образом, процесс осолонцевания способствует более быстрому развитию в орошаемых почвах физической деградации, ухудшению гумусного состояния и кальциевого режима. Он ускоряет и усугубляет практически все деградационные процессы, способствует тому, что чернозем теряет свою продуктивность.

Изучение ряда конкретных примеров орошения черноземов пресными и слабоминерализованными водами позволило достаточно четко выявить общую ситуацию, складывающуюся при этом. Исследованы черноземы обыкновенные мицелярно-карбонатные тяжелосуглинистые на оросительных системах Краснодарского края (северная и центральная части Прикубанской низменности). Орошение здесь осуществляется

водами как пресными гидрокарбонатно-кальциевого состава (воды р. Кубани), так и имеющими минерализацию от 2 до 3,5 г/л сульфатно-натриевого состава (воды местного стока). Срок орошения различных участков от 2 до 15 лет.

Неорошаемые черноземы изучаемого региона не имеют признаков солонцеватости. Для них характерна достаточно высокая емкость катионного обмена (ЕКО) – 28-32 ммоль(+)/100 г. почвы. В составе ППК они содержат Ca^{2+} – 85-90%, Mg^{2+} – 10-15%, Na^{+} – около 1%.

Орошение практически не сказалось на ЕКО, но состав ППК в зависимости от качества оросительных вод и длительности орошения претерпевал определенную трансформацию. Так орошение пресными водами гидрокарбонатно-кальциевого состава, т.е. водами кондиционными, вполне пригодными для орошения, обусловливает постепенное прогрессивное возрастание в составе ППК Mg^{2+} (до 20-30% за 10-15 лет орошения), сокращение доли Ca^{2+} (до 70-75%) и достаточно стабильное содержание Na^{+}, с тенденцией к незначительному его увеличению. Отмеченные изменения состава ППК свидетельствуют о негативных трендах изменения орошаемых черноземов даже вполне доброкачественными водами, которые могут при длительном орошении (30 лет и более) привести к развитию в почвах магниевой солонцеватости.

Орошение слабоминерализованными водами (2-3,5 г/л) сульфатно-натриевого состава обусловило существенные изменения в составе ППК. Отмечены они уже в первые годы орошения, что вполне согласуется с оценкой этих вод по опасности осолонцевания почв – высокая. На рисунке 10.4.2 представлен состав ППК почв, орошаемых такими водами в течение 2, 5, 10 и 15 лет. Эти данные наглядно демонстрируют однонаправленную, быструю трансформацию состава ППК черноземных почв. При этом происходит: увеличение в ППК доли Na^{+}, быстрое в первые годы орошения (в 4-5 раз, до 5-6% за двухлетний срок орошения) и замедление процессов ионного обмена Са

– Na – в последующие годы. К 10-15 летнему сроку орошения содержание Na^+ возрастает до 8-10% и практически стабилизируется на этом уровне. В отношении Mg^{2+} наблюдается несколько иная картина. Содержание его в ППК также нарастает, но постепенно и прогрессивно (при 2, 5, 10 летнем орошении – соответственно до 20-23, 25-28, 28-35%). Также прогрессивно падает в ППК содержание Ca^{2+} (с 85-95 до 55-60%). Таким образом, уже первые 2-3 года орошения минерализованными (2-3,5 г/л) водами сульфатно-натриевого состава обусловливают деградационные изменения состава ППК и развитие в почвах процесса осолонцевания. Вначале этот процесс проявляется в верхнем 0-30 см слое почвы, к 5 летнему сроку – в 50-70 см толще, длительное орошение приводит к осолонцеванию и более глубоких горизонтов почв (до 100-130 см).

При этом в изучаемых почвах отмечены не только физико-химические признаки осолонцевания (увеличение в составе ППК Na и Mg), но и физические, и морфологические признаки, присущие осолонцованным почвам, такие как огрубление структуры, повышение плотности, снижение водопроницаемости и др.

Установлено, что морфологические признаки осолонцевания в орошаемых черноземах начинают развиваться при 4% и более содержания Na^+ в ППК (Розов, 1988). Следовательно, содержание обменного Na в ППК равное 4% необходимо принять за порог, выше которого в орошаемых черноземах неизбежно будет развиваться процесс осолонцевания почв со всеми вытекающими негативными последствиями.

При рассмотрении вопроса вторичного осолонцевания черноземов в различных экологических условиях чрезвычайно важным является знание кинетики этого процесса, скорости его протекания. Литературные данные по этому вопросу единичны. Известно, что скорость процесса осолонцевания определяется многими факторами: минералогическим и гранулометрическим составом почв, наличием резерва карбоната кальция,

гумусированностью почв, условиями естественного и искусственного дренажа, степенью минерализации оросительных или грунтовых вод и их ионным составом.

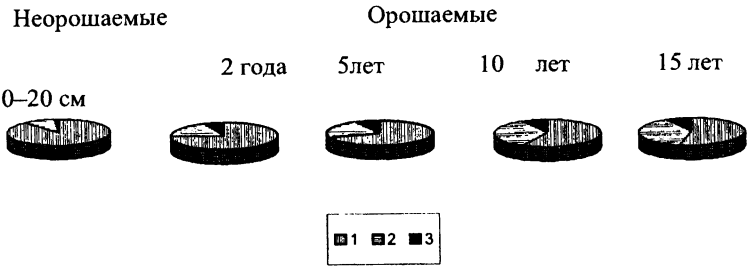


Рис. 10.4.2. Состав ППК обыкновенных мицелярно-карбонатных черноземов (Ca – Mg – Na, % от ∑Kt), орошаемых слабоминерализованными водами (2-3,5 г/л) SO_4 – Na состава.
Катионы: 1 –Ca, 2 – Mg, 3 – Na.

Большое значение в данном случае имеет и такая особенность черноземов, как характерная для них высокая скорость реакций обмена Ca^{2+} – Na^{+} в системе ПР – ППК. Многообразие факторов, определяющих кинетику этого процесса, создает определенные трудности при составлении прогноза осолонцевания орошаемых черноземов.

Использование математической модели LIBRA (Мироненко, Пачепский, Понизовский, 1981), учитывающей многофакторность зависимости реакций ионного обмена в почвах, позволило составить прогноз динамики внедрения в ППК Na и Mg и выхода из него Ca при орошении водами различной минерализации и состава (скорости развития процесса вторичного осолонцевания в орошаемых черноземах) применительно к черноземам обыкновенным мицеллярно-карбонатным, тяжелосуглинистым (Николаева, Розов, 1994; Николаева, Розов, Рождественская, 1998) (табл. 10.4.3).

Полученный прогноз свидетельствует: орошение пресными (0,4 и 1 г/л) водами бикарбонатно-кальциевого состава не вызывает заметных

изменений состава ППК и при длительном орошении (максимальное содержание Na в составе ППК через 30 лет орошения достигает 2,3%, количество Mg в этот период не превышает 18%). Применение бикарбонатно-натриевых вод даже низкой минерализации (0,7-0,9 г/л) способствует осолонцеванию почв к 5-летнему периоду орошения (Na – 4,4-5,5%), через 10-летний срок орошения в ППК почвы прогнозируется содержание Na до 8-10% и двукратное увеличение Mg при сокращении Ca на 20-30%. При более минерализованных бикарбонатно-натриевых водах (1-1,5 г/л) аналогичные изменения наступают в первые 2-3 года орошения. Несколько менее агрессивны по сравнению с бикарбонатно-натриевыми воды хлоридно-натриевые и сульфатно-хлоридно-натриевые, но и в данном случае при минерализации воды 1 г/л 10-летний срок орошения является критическим (Na в ППК – соответственно 4,5 и 3,4%), а при 1,5 г/л – таковым является 3-5-летний срок орошения. Воды с минерализацией 2,0-3,5 г/л, имеющие натриевый состав (независимо от анионного состава) оказывают на почвы практически одинаковое воздействие. Глубина и кинетика процессов ионного обмена таковы, что одноразовое воздействие этих вод способствует развитию в них процессов осолонцевания и переходу почв в разряд осолонцованных.

Моделирование гипсования почв, как мелиоративного приема, ослабляющего развитие осолонцевания, показало эффективность его только при применении вод хлоридно-натриевых (1-3 г/л) и бикарбонатно-натриевых (0,7-1,5 г/л). При использовании вод сульфатно-натриевых (> 1 г/л) мелиоративного эффекта от гипсования почв практически нет.

Полученный прогноз подтверждает закономерности, наблюдаемые в природной обстановке, и свидетельствует, что орошение черноземов водами любого состава в большинстве случаев неблагоприятно влияет на ППК черноземов. Выявленные изменения состава ППК носят деградационный характер, вызывают неблагоприятные экологические

последствия, которые снижают устойчивость почв к негативным антропогенным воздействиям.

Таблица 10.4.3.
Прогнозируемый состав ППК черноземов при орошении водами различного химизма и минерализации (Ca, Mg, Na, % от ΣKt)

Срок орошения	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na
Бикарбонатно-кальциевая									
	0,4 г/л			1,0 г/л			1,5 г/л		
0	88	11	0,7						
5	89	12	1,0	87	13	1,8	86	13	2,3
30	87	14	1,2	81	18	2,3	77	21	3,1
Бикарбонатно-натриевая									
	0,7 г/л			0,9 г/л			1,2 г/л		
0	88	11	0,7						
2	86	12	2,8	85	13	3,4	84	13	4,3
3	85	13	3,6	83	13	4,5	81	14	5,7
5	82	14	5,1	80	15	6,4	77	16	8,3
10	76	17	7,8	72	19	10,1	66	22	13,4
30	59	29	13,2	49	34	17,7	35	43	24,3
Хлоридно-натриевая									
	1 г/л			1,5 г/л			2,5 г/л		
0	88	11	0,7						
3	86	12	2,6	85	13	3,5	82	14	5,2
5	85	13	3,4	83	14	4,6	78	16	6,8
10	82	15	4,4	78	17	6,0	71	21	8,8
30	73	23	5,4	66	29	7,2	53	38	10,3
Хлоридно-сульфатно-натриевая									
	1 г/л			1,5 г/л			2,5 г/л		
0	88	11	0,7						
3	87	12	2,3	85	13	3,0	83	14	4,4
5	85	13	2,9	84	14	3,8	80	16	5,6
10	83	15	3,6	80	17	4,9	74	20	7,0
30	76	22	4,2	69	26	5,6	59	34	7,9

10.4.5. Изменение гумусного состояния почв

Почвенный гумус чрезвычайно чувствителен к изменению экологической обстановки, в которой идет его формирование. Орошение, как фактор, меняющий не только гидрологический режим почв, но и экологическое состояние степного ландшафта, безусловно, влияет на

гумусное состояние почв. Однако, многочисленные литературные данные по этому вопросу столь противоречивы, что дать однозначный ответ на вопрос "что происходит с гумусом почв в изменившейся экологической обстановке" довольно трудно. Одни исследователи говорят о дегумификации почв, другие – о росте запасов гумуса в орошаемых почвах. В некоторых работах отмечается увеличение мощности гумусового горизонта при сохранении общего запаса гумуса. Есть работы, указывающие на стабильность качественного состава гумуса, и есть другие, свидетельствующие об его изменении. И все же, меняя условия жизни почвенной биоты, мезофауны, растений, орошение неминуемо меняет соотношение процессов гумификации и минерализации органического материала, обусловливая усиление его минерализации и снижение, тем самым, темпов гумусонакопления.

В условиях орошения это естественный процесс. Гумус ранее не орошаемых почв в течение длительного времени находился в динамическом равновесии, его содержание и состав отвечали определенным, реальным биогидротермическим условиям. Изменение этих условий приводит к тому, что старый гумус оказывается неустойчивым к новой экологической обстановке. Разложение его ускоряется. С течением времени свойства гумусовых веществ изменяются так, что они оказываются приспособленными к новым биохимическим и гидротермическим условиям, и темпы минерализации гумуса замедляются (Орлов, 1990).

Это общая схема, реализация которой в конкретных почвенных условиях зависит от множества факторов: радиационного баланса конкретных территорий и связанной с ним скорости трансформации органического материала, характера возделываемой культуры, обеспечивающей различное количество фитомассы, поступающей в почву, общего биохимического и физико-химического состояния почв, внесения

в почву удобрений, поливных и оросительных норм, качества ирригационных вод и других. Влияние всех этих факторов тесно взаимосвязано. Оно может быть как положительным, так и отрицательным. Поэтому столь разноречивы данные по характеристике гумусного состояния орошаемых почв.

Однако представляется возможным выделить ситуации, при которых негативное влияние орошения на гумусное состояние почв будет минимальным или положительным, и ситуации, определяющие его деградационные изменения. В первом случае практикуется орошение умеренное, с учетом дефицита влаги в почве, только качественными водами, базирующееся на строгом соблюдении принципов орошаемого земледелия, разработанных специально для черноземной зоны (Ковда, Розанов, Евдокимова и др., 1986). При этом не отмечается дегумификации почв, а нередко наблюдается и рост запасов гумуса в почвах. Такие примеры положительного влияния орошения отмечены в ряде работ, опубликованных по результатам исследований на оросительных системах в Краснодарском крае, Ростовской области, в Поволжье.

Так для одного из орошаемых участков с обыкновенными мицелярно-карбонатными черноземами Предкавказья (Краснодарская оросительная система) за 7-10 лет орошения зафиксировано увеличение запасов гумуса в толще 0-100 см почти на 30 т/га. Решающую роль в данном случае, по-видимому, сыграл факт насыщения севооборота многолетними травами – люцерной, масса корней которой намного превышает таковую озимой пшеницы и пропашных культур, и тем самым способствует обогащению почвы органическим материалом. По данным Евдокимовой и Новокшоновой (1980) масса корней люцерны на орошаемом поле в слое 0-30 см составила 110 ц/га, а озимой пшеницы – 29 ц/га. Положительный баланс гумуса в течение 35-50 лет отмечен на орошаемых участках в

Поволжье, где соблюдалась высокая культура земледелия (Приходько, 1996). Подобные случаи отмечены и в работах других исследователей.

Но и в этом случае часто отмечается изменение качественного состава гумуса, главным образом рост лабильных компонентов гумусовых веществ, что обусловливается гумидизацией внутрипочвенного климата при орошении. Но говорить о деградационных изменениях гумусного состояния почв в данной ситуации не следует.

В то же время в степной зоне при орошении значительно чаще создается ситуация другого плана, когда имеют место негативные, деградационные изменения гумусного состояния почв. Степень их может быть самой разной – от слабой до критической, поскольку обусловлена она, как уже указывалось, сочетанием множества факторов и усиливающих, и ослабляющих деградационную трансформацию гумусного состояния почв. В качестве возможных изменений можно отметить: снижение запасов гумуса (более быстрое в первые 2-3 года орошения и замедленное в последующие годы); перераспределение содержания гумуса по профилю – уменьшение в пахотном и увеличение в более глубоких горизонтах; изменение качественного состава гумуса – снижение содержания гуминовых кислот, связанных с кальцием; возрастание доли фульвокислот; увеличение подвижности гумуса.

В наибольшей степени деградационные изменения гумуса наблюдаются при систематическом переполиве почв и интенсивном орошении (овощные севообороты и рисовые). Объясняется это тем, что при этом происходит активный вынос из почв Са, на долю которого приходится до 75 % от суммы всех выносимых из верхних горизонтов почв растворенных веществ. Обескальцивание почв становится главной причиной того, что в гумусе растет доля лабильных компонентов, сокращается количество гуминовых кислот, связанных с Са, растет доля фульвокислот и соответственно гумус из гуматного типа, что характерно

для неорошаемых черноземов, становится фульватно-гуматным (Сгк/Сфк снижается с 2,5-2,0 до 1,5-1,3).

Гуминовые кислоты, в первую очередь новообразованные, приобретают способность к миграции в том случае, когда концентрация Са в ПР в результате выноса его с поливной водой становится недостаточной, чтобы вызвать их коагуляцию. Следовательно, ненасыщенность гуминовых кислот кальцием является главной причиной передвижения их в профиле орошаемых почв.

Кроме того, переувлажнение почв (даже кратковременное) способствует образованию в почвах соединений, отличающихся заметной подвижностью. Так что элювиированию в орошаемых почвах подвергаются гумусовые вещества как в свободном состоянии, так и в виде комплексных органоминеральных соединений.

Особенно сильную деградацию гумусного состояния почв вызывает орошение минерализованными и щелочными водами (с pH > 8). При этом неизбежно меняется состав ПР в сторону увеличения в его составе Na и снижение концентрации и активности Са. Это приводит к образованию в составе гумуса гуматов и фульватов Na, отличающихся повышенной подвижностью и активно выносимых из верхних горизонтов почв при ирригационно-промывном водном режиме. В орошаемых почвах в этом случае наблюдается особенно сильная и быстрая дегумификация почв. Потери гумуса за 10-20 лет орошения минерализованными водами (2-4 г/л) с pH 8-8,5 составляют в горизонте 0-20 см 12-16% от его исходного содержания. Запасы гумуса сокращаются в 0-20 см слое на 10-16 т/га (на 10-17%), в слое 0-100 см – на 40-50 т/га (на 12%). Снижение запасов гумуса связаны также с тем, что, продуктивность почв и растений, орошаемых некондиционными водами, снижается, соответственно уменьшается и количество органической массы, поступающей в почву.

Сильно меняется и качественный состав гумуса. Увеличивается его фульватность, возрастает лабильность с одной стороны, и инертность (за счет роста на 20-30% негидролизуемого остатка) – с другой. В целом гумус становится менее активным. Установлено также (Ганжара, 1983; Орлов, Барановская, Околелова, 1987; Дьяконова, Когут, 1990 и др.), что при орошении (чаще щелочными водами) имеет место трансформация гумуса не только на макроуровне (общие запасы, групповой состав), но и на микроуровне – трансформируется структура молекулы гуминовой кислоты, которая упрощается, расщепляется до более простых ГК и ФК. Одновременно вновь образованные ГК и ФК приобретают гидрофильность, покрываются гидратной оболочкой. Такие молекулы ГК легко доступны окисляющему действию кислорода. В результате происходит окисление гуминовых кислот и резкое относительное падение содержания в них углерода. У ГК орошаемых черноземов может быть заметно выше отношение C/N, H/C, E_4/E_6, O/C, что служит доказательством упрощения структуры гумусовых кислот в целом, их деградации (Орлов, Аниканова, Маркин, 1980; Кленов, Зайцева, 1996).

Таким образом, многочисленные литературные и полученные нами экспериментальные данные позволяют считать, что, несмотря на противоречивость суждений о путях трансформации органического вещества при орошении и в целом гумусного состояния почв, следует признать неизбежность его изменения. Характер изменений, их направление и глубина определяются множеством факторов, что осложняет их прогнозирование. Исключение представляют случаи полива некондиционными водами щелочного состава, а также – переполива. При этом имеют место четко выраженные изменения деградационного плана.

10.5. Влияние роста гидроморфности степных агроландшафтов на состояние и функционирование черноземных почв.

Одним из ярких проявлений негативных последствий мощного антропогенного пресса на степные ландшафты в южных районах Восточно-Европейской равнины и Западного Предкавказья является прогрессивное нарастание степени гидроморфности природных экосистем (Безуглова, Назаренко, 1998; Зайдельман, Тюльпанов, Ангелов и др., 1998; Овечкин, Исаев, 1989; Паракшин, Паракшина, Уваров, 1997 и др.). Выражается это в подъеме уровня грунтовых вод (УГВ), формировании "грунтовой верховодки", появлении на плакорах и склонах западинных форм рельефа (блюдцеобразные понижения, мочары и др.) с переувлажненными почвами. Четко прослеживаемая тенденция роста в агроландшафтах площадей почв с признаками гидроморфизма отмечается многими исследователями. Появляются они пятнами среди почв автоморфных и, однажды возникнув, уже никогда не исчезают бесследно, и черноземы в течение короткого времени трансформируются в почвы полугидроморфного или гидроморфного ряда, практически всегда с признаками слитости и, часто, засоления и осолонцевания, в зависимости от литологических и гидрохимических условий определенного ландшафта. В результате появления переувлажненных земель в агроландшафтах степной зоны на водораздельных пространствах, где распаханные земли составляют почти 90% площади, усложняется структура почвенного покрова, снижается агрономическая ценность пахотных земель. Часть площадей выпадает из пашни, создаются трудности в обработке массивов таких земель.

На существование «котловинок» с почвами полугидроморфного и гидроморфного ряда в степных районах указывал еще В.В. Докучаев. Но он отмечал единичность таких «котловинок» и приуроченность их к

балочной системе. В настоящее время они получили широкое распространение не только по балкам, но и на плакорах.

В ряде районов Западного Предкавказья (Краснодарский край) за последние 20-25 лет площадь сельскохозяйственных земель с признаками переувлажненности возросла с 3-5 до 40-45% от общей площади землепользования (Ачканов, Николаева, 1999). Для Ростовской области установлено, что с 1985 года линейная скорость прироста площади переувлажненных почв составила около 100-150 га в год (Хитров, Назаренко, 2001). Естественно предположить, что за столь короткий период в строении поверхности не могли произойти сколь-нибудь заметные изменения, вызванные природными, естественными явлениями.

Увеличение площади гидроморфных почв имеет в первую очередь антропогенную природу и является результатом высокой техногенной нагрузки на почвы степей. Антропогенное влияние усилено природными явлениями - наблюдающимся в последние годы увеличением количества осадков в степной зоне на 100-120, а в отдельные годы на 200-250 мм. Из антропогенных факторов, создающих условия для переувлажнения почв и вызывающих усиление комплексности почвенного покрова, необходимо указать следующие:

- перегораживание поверхностного и внутрипочвенного стока различными препятствиями, как то: лесополосы, полевые дороги, автодороги в насыпях и др., которые строятся в большинстве случаев без учета направления движения поверхностных, внутрипочвенных и грунтовых вод, затрудняя свободный сток влаги.
- целенаправленное изменение водного баланса степных ландшафтов в сторону увеличения его приходных статей, призванное улучшить водный режим, сделать стабильным обеспечение влагой сельскохозяйственных культур. Это массовое орошение черноземов, создание крупных оросительных систем, что привело к смене

непромывного водного режима черноземов, характерного для богарных условий на периодически промывной. Последнее обстоятельство способствовало практически повсеместному подъему уровня грунтовых вод. Кроме того, пространственная неравномерность распределения оросительной влаги по площади поля при орошении способствует формированию микрозон с постоянным переувлажнением почвы, обусловливая пестроту почвенного покрова по показателю влажности на орошаемых массивах.

- зарегулирование стока степных рек, что является мощным вмешательством в экологию степей. Реки превращаются при этом в цепочки стоячих водоемов, заиливаются и зарастают болотной растительностью. В силу практически полного отсутствия течения уровень воды в реках значительно повышается. Они перестают выполнять роль естественных дрен и подпор от них распространяется на значительное расстояние, что обусловливает региональный подъем УГВ, способствует появлению подтопленных земель в тех местах, где ранее их не было.
- уплотнение почв под влиянием тяжелой техники. Результатом уплотнения почв является снижение их водопроницаемости и стимулирование дальнейшего застоя влаги на поверхности почв, локальное образование долго сохраняющихся после поливов или обильных осадков луж.

Все отмеченные антропогенные воздействия на степной ландшафт в конечном итоге ведут к изменению гидрологического режима не только почв, но и зоны аэрации в целом, что вызывает развитие суффозионных явлений в лессовой толще.

Просадочные явления. Известно, что просадочность лессовых и лессовидных пород обусловлена в первую очередь их влажностью в зоне активного влагообмена – 3-5 м. Очень прочные в сухом состоянии, при

повышении влажности они оказываются крайне неустойчивыми. Обстоятельства формирования замкнутых понижений, луж, подъем УГВ и изменение водного режима черноземных почв вызывает увеличение обводненности грунтов зоны аэрации и развитие суффозионных явлений. Особенно активно стимулирует развитие этих явлений орошение. Если в начальный период орошения поливы не вызывают заметного перетока влаги в горизонты глубже 3-5 м и увеличения влажности лессов на этой глубине, то через 10-12 лет орошения влажность их увеличивается с 10% (до начала орошения) до 18-20 %, что влечет за собой развитие просадочных деформаций. Величина просадки может достигать 200-250 см (Будзинский, Черкашин, Овдиенко, 1980). Неравномерность распределения оросительной воды по площади орошаемого поля обусловливает неравномерность увлажнения и лессовой толщи по площади орошаемого массива, и, как результат последнего, локальные суффозионные явления. При этом имеет место деградация лессов. Лессовые отложения западин обычно отличаются низкой пористостью и слабой водопроницаемостью, что не характерно для исходных пород. Деградация лессов, являясь следствием подтопления, сама становится причиной распространения площадей подтопляемых земель. При снижении их пористости и водовместимости даже небольшое дополнительное увлажнение почво-грунтов ведет в целом к переувлажнению почвы.

В настоящее время тенденция расширения старых и образования новых депрессий просадочного генезиса сохраняется (Черниченко, 1996).

Внутрипочвенные процессы. Скопление влаги, даже временное, в пониженных элементах рельефа неизбежно активизирует процессы элювиирования из почвенной толщи не только легкорастворимых соединений, но и карбонатов кальция, соединений железа и марганца, железоорганических соединений, коллоидно-дисперсного материала. Это

создает предпосылки для текстурной переорганизации почвенной массы и появлению в почвах уплотненного горизонта, являющегося местным водоупором и способствующего застою влаги на поверхности почвы.

Внутрипочвенные процессы, таким образом, являясь следствием изменения экологического состояния почв, впоследствии усугубляют эти изменения, способствуя трансформации почв, обусловливая функциональные нарушения цикличности жизни геосистем.

Подъем УГВ в силу описанных выше причин, а также скопление влаги в депрессиях вызывают грунтовое и поверхностное переувлажнение черноземов. Систематически повторяющиеся периоды переувлажнения почв оказывают на их состояние особенно глубокое воздействие. При этом имеет место нарушение сбалансированности водного и воздушного режимов в почвах, окислительно-восстановительного (ОВ) состояния, карбонатно-кальциевого равновесия, гумусного состояния. Исторически сложившиеся в почвах связи нарушаются.

Почвенный покров западин (мочаров) и окружающих их территорий, имея единую начальную генетическую природу, представляет собой различную степень преобразования исходных черноземных почв вследствие их регулярного поверхностного или грунтового, или того и другого переувлажнения различной степени (Полупан, Нестеренко, Яровенко,1983).

Причем процесс трансформации черноземов в почвы полугидроморфного и гидроморфного ряда осуществляется в течение короткого времени (1-3 года).

Структура почвенного покрова западин чрезвычайно сложна. Почвы здесь сильно различаются по целому ряду общих свойств, что определяется различным литологическим составом грунтов зоны аэрации, глубиной залегания ГВ и их минерализацией и составом, длительностью режима переувлажнения.

Эти почвы могут быть засоленными (в случае неглубокого залегания минерализованных грунтовых вод и засоленных пород) и характеризоваться практически полным отсутствием соленакопления. Они могут быть осолонцованными (с присутствием в ППК больших количеств Na и Mg) и без явного накопления Na в ППК, могут быть окарбоначенными по всему профилю и быть свободными от карбонатов вплоть до материнской породы. Но, несмотря на все разнообразие почв мочаров, их объединяет ряд общих черт. Они всегда имеют признаки протекания в них процесса оглеения (ржавые примазки, сизые пятна, пленки) и текстурной переорганизации почвенного профиля – уплотненность в средней части почвенного профиля, вплоть до образования слитого горизонта, ярко выраженные явления набухаемости и усадки.

Причем процесс этот, несомненно, современный, и истоки его лежат в создании в таких почвах застойно-промывного режима и в периодичности процессов переувлажнения и иссушения почв (Зайдельман, 1998).

Определяющими процессами почвообразования при изменении экологических условий функционирования черноземов становятся не только солевая и карбонатно-кальциевая миграция, приводящая как к элювиированию, так и к аккумуляции солей в почвах, но и трансформация соединений Fe и Mn и их миграция, метаморфизация органического вещества, миграция илистого материала, цементация минеральной массы почвы. Все отмеченные процессы совершенно не характерны для почв автоморфного ряда и обусловливают деградационные изменения почв. Наиболее быстрые и кардинальные изменения во вторичных гидроморфных почвах касаются их ОВ состояния.

Если при непродолжительном переувлажнении почв и эфемерном характере его почва компенсирует последствия кратковременного анаэробиоза, восстановительная среда не становится здесь

господствующей, то при систематическом, достаточно высоком и длительном увлажнении почв изменение ОВ состояния в сторону снижения запасов кислорода и кислородосодержащих соединений приобретает устойчивый характер.

Выделяемые и редуцируемые анаэробными микроорганизмами вещества способствуют созданию в почвах устойчивого и глубокого анаэробиоза.

Модельные эксперименты по изучению влияния различной длительности переувлажнения черноземов на их ОВ состояние свидетельствуют, что уже при пятичасовом одноразовом застое влаги на поверхности почвы отмечается падение окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) на 100-200 mV. Сброс воды и просушка почвы способствуют восстановлению в них окислительной обстановки, но величины ОВП не достигают исходных и составляют 400-420 mV (Блынская, 1996).

Повторное создание режима переувлажнения почв обусловливает более быстрое падение ОВП и более медленное восстановление окислительной обстановки. В результате 5-7 разового создания кратковременного застойного режима ОВ условия автоморфных черноземных почв оказываются сильно нарушенными. Господствующей становится восстановительная обстановка (Eh +300...+250 mV).

Длительное затопление (2 месяца) оказывает чрезвычайно сильное воздействие на окислительно-восстановительное состояние почв. Глубокая, устойчивая анаэробная среда создается в почвах уже после 12-15 дней затопления (Eh +200...+100 mV, а к концу опыта Eh падает до отрицательных величин: -20...-100 mV). Сброс воды и просушка почвы выводят ее из глубокого анаэробиоза, но релаксация ОВ состояния почв идет очень медленно, исходных величин Eh, характерных для автоморфных почв не достигается. Данные указанных экспериментов

убеждают в быстрой реакции черноземов на изменение режима увлажнения, слабой устойчивости этих почв к изменению гидрологического фактора.

По мере формирования восстановительной обстановки и устойчивого снижения окислительного потенциала в почвах возникают новые биохимические и химические системы, получают развитие многочисленные процессы трансформации минеральных и органических компонентов почвы. К числу наиболее характерных относится перевод малорастворимых соединений Fe^{3+} и Mn^{4+} в более подвижные и реакционноспособные соединения Fe^{2+} и Mn^{2+}. По нашим данным во вторичногидроморфных почвах западин подвижного железа (вытяжка 0,1n H_2SO_4) содержится в 2–3 раза больше, чем в черноземах автоморфных. Увеличению подвижности железа в этих почвах способствует и то обстоятельство, что в почвах, особенно обогащенных органическим веществом, при режиме переувлажнения возрастает количество лабильных органических кислот, образующих органо-железистые комплексные соединения, которые обладают большой подвижностью.

В переувлажненных почвах возрастает также содержание аморфных форм железа (более чем в 2 раза), с появлением которых связывают разрушение структуры почвы и пептизацию ее глинистой части. Растворение железистых пленок, снятие их с поверхности почвенных агрегатов снижает прочность последних и приводит к быстрому уплотнению почв в период просыхания. В результате отмеченной трансформации соединений железа и органического вещества в сочетании с периодической отточностью почвенных растворов в почвах имеет место обезжелезнение поверхностных горизонтов, несбалансированный вынос из почв железа. При застойно-промывном режиме в западинных почвах наблюдается также активный выпос карбонатов и подкисление почвенного раствора.

Переувлажнение черноземов, создание в них застойно-промывного водного режима вызывает развитие процесса глееобразования (Зайдельман, 1998), и именно этот процесс ответственен за то, что черноземы при переувлажнении их в течение 2-5 лет трансформируются в почвы с четко выраженными признаками гидроморфности, текстурной переорганизацией почвенной толщи, вплоть до появления слитого горизонта.

Трансформация черноземных почв в почвы гидроморфного ряда помимо того, что снижает агрономическую ценность пахотных земель, ведет к потере черноземов, как типа почв, уникальных почв планеты, являющихся практически невозобновимым природным ресурсом. Трансформированные почвы теряют способность выполнять определенные экологические функции, выработанные в процессе длительного развития степей, и в первую очередь функции, контролирующие состав литосферы и гидросферы и определяющие водный баланс степных ландшафтов и подземных вод.

Таким образом, принципиальное изменение экологии черноземных почв, их подтопление, создание застойно-промывного режима, обусловливает наряду с элювиированием из почв легкорастворимых солей и карбонатов, вынос железа, пептизацию почвенных коллоидов, возможность передвижения илистых частиц. Такая илисто-железистая миграция не свойственна автоморфным черноземным почвам, она возникает только в условиях застойно-промывного водного режима и ведет к развитию процесса текстурной переорганизации почвенного профиля вплоть до развития слитизации. При этом степень трансформации генетических горизонтов черноземных почв в западинах определяется в большинстве случаев степенью и длительностью переувлажнения этих почв.

Для прекращения развития отрицательных форм мезорельефа и переувлажнения черноземов предлагается переход на ландшафтно-адаптивную систему землепользования и земледелия, учитывающую не только особенности почвы, но и ее положение в природно-территориальном комплексе. При этом предполагается выполнение следующих мероприятий:

- оптимизация дренированности территории путем усиления проточности степных речек и внутрипочвенного стока по тальвегам балок;
- ликвидация многочисленных плотин, очистка русел от заиливания, ликвидация искусственных перемычек по тальвегам;
- выделение подтопляемых и переувлажненных земель в особую категорию с выводом большинства их из режима пахоты в непахотные кормовые угодья с посевом фитомелиоративных культур;
- осуществление простейшей водоотводящей сети из канав, щелей, кротодрен;
- переход на минимализированные агротехнологии с использованием агрофильных машин и движителей с пониженным давлением;
- внесение кальцийсодержащих мелиорантов, например, дефеката сахарного производства.

Глава 11.
ОПУСТЫНИВАНИЕ, ЗАСУХИ И ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ

11.1. Введение

По существующим оценкам, климатические зоны, в которых наиболее вероятно возникновение опустынивания и засух, занимают около 47,5 % суши Земли [World..,1992], причем на 69 % этих засушливых регионов уже происходит опустынивание. Деградировано 30 % орошаемых земель, 47 % богарных и 73 % пастбищных. Более чем в 110 государствах мира имеются засушливые территории, для которых существует угроза опустынивания и засухи. Ежегодные финансовые потери в мире лишь от опустынивания, не считая засух, оцениваются в $42 \bullet 10^9$ долл. США.

Засушливые, полузасушливые и сухие субгумидные районы занимают значительную часть России. По существующим расчетам, площадь сухих и засушливых регионов с отношением осадков к потенциальной эвапотранспирации < 0,65 составляет здесь свыше 610 тыс. кв. км.

Вместе с тем, в настоящее время в России в целом отсутствует региональная оценка процессов опустынивания. Имеются лишь мелкомасштабные схемы опустынивания и отсутствуют карты опустынивания, как на всю Россию, так и на большинство отдельных регионов, затронутых опустыниванием. Нет также единой системы мониторинга, раннего предупреждения и контроля за опустыниванием и засухами.

Именно поэтому в Московском государственном университете и Российской Академии наук (факультет почвоведения МГУ, Институт географии РАН, Институт почвоведения МГУ-РАН) с 1992 года в рамках программ «Экологическая безопасность России», грантов РФФИ, ЮНЕП, Президентских программ поддержки ведущих научных школ и молодых докторов наук проводятся комплексные работы в области оценки,

картографирования, мониторинга и раннего предупреждения опустынивания и засух.

11.2. Общая характеристика опустынивания и засух в России

Засушливые, полузасушливые и сухие субгумидные районы занимают значительную часть стран СНГ, включая отдельные части Молдовы, Южную Украину, Юг Европейской части России и отдельные регионы в ее Азиатской части, равнинную часть Азербайджана, ряд долин Армении и Грузии, а также большую часть государств Центральной Азии. По существующим расчетам ([Глазовский, Орловский,1996; Glazovsky 1997), площадь сухих и засушливых регионов с отношением осадков к потенциальной эвапотранспирации < 0,65 составляет здесь свыше 4,6 млн.кв.км (Табл.11.2.1).

Таблица 11.2.1.
Площадь сухих и засушливых районов, тыс. кв. км (с соотношением осадков к эвапотранспирации < 0,65)

ГОСУДАРСТВО	ПЛОЩАДЬ	ГОСУДАРСТВО	ПЛОЩАДЬ
Азербайджан	40	Россия	610
Армения	12	Таджикистан	95
Грузия	6	Туркменистан	488
Казахстан	2627	Узбекистан	440
Кыргызстан	145	Украина	136
Молдова	13		

Как видно из сравнения разных стран СНГ, по площади сухих и засушливых районов Россия уступает лишь Казахстану. Значительная часть сухих и засушливых территорий России подвержена опустыниванию.

В России почвы, находящиеся в сельскохозяйственном использовании, в результате водной эрозии нарушены на площади 300 тыс. кв. км, ветровой - 79 тыс. км^2. Ежегодно площадь эродированных земель возрастает на 4 - 5 тыс. км^2 , на площади 7,7 тыс. км^2 происходит вторичное засоление орошаемых земель. Деградация растительного

покрова лишь в Калмыкии и в Астраханской области превышает 60 тыс. км^2, а в целом захватывает около 7000 тыс. км^2. На Северном Кавказе практически все сельскохозяйственные угодья являются эродированными или эрозионно-опасными. В Поволжье, на Южном Урале и в Западной Сибири не менее 25% пашни подвержено эрозии.

Лишь в пределах степной зоны уменьшение плодородия почв и почвенная эрозия привели к снижению продуктивности пашни на 36% (Состояние.., 1994, т 1).

Пастбища составляют основную часть сельскохозяйственных угодий сухой и засушливой зон. Вместе с тем, преобладающим по площади видом опустынивания во многих частях России является деградация растительного покрова пастбищ. в России лишь в пределах Калмыкии и Астраханской области - на 60 тыс. км. кв. В результате продуктивность пастбищ снижена на 40 -60 %. В полупустынях и пустынях только 15-20% пастбищ находятся в удовлетворительном состоянии, 30-40% площади занято умеренно сбитыми пастбищами, 30-40% - сильно сбитыми, а 15-20% пастбищ вышли из сельскохозяйственного использования и превратились в сбитые пески и бедленды. В пределах песчаных пастбищ площадь открытых и подвижных песков увеличилась с 5 - 10 % до 20 - 30%.

Недостатки в проектировании, строительстве и эксплуатации оросительных систем привели к тому, что в России из 5 млн. га орошаемых земель 739 тыс. га (или 15 %) находятся в неудовлетворительном состоянии.

Еще большую площадь занимают территории, подверженные действию засух. Области с вероятностью засух более 25% помимо сухих и засушливых регионов включают значительную часть Молдовы, Украины, юга России и Закавказье, а области с вероятностью засух менее 25% включают еще более северные территории до широты Санкт-Петербурга в

европейской части региона (60° с. ш.), часть юга Сибири и даже Центральную Якутию.

Особенно большую практическую опасность засухи представляют для регионов степной зоны. Именно к степной зоне приурочена максимальная продукция фитомассы в растительном покрове, достигающая 22 т/га в год. Наличие здесь плодородных почв (во многих районах одного из наиболее плодородных типов почв мира - черноземов) исторически предопределило развитие здесь земледелия. Именно в этих районах расположен основной зерновой пояс Украины, России и Казахстана. Так, например, степи и лесостепи Русской равнины, занимающие 6 % территории России дают 40% ее сельскохозяйственной продукции (Материалы..., 1999).

Особенно сложная ситуация возникает, когда засухи повторяются на одной и той же территории в течении двух и более лет. Именно в эти периоды и возможно возникновение голода и появление миграции населения, обусловленной засухой. Как показывает обзор исторических данных, во всех основных районах СНГ в прошлом достаточно часто, через каждые 3 - 6 лет наблюдались засухи, имевшие региональное значение (таблица 11.2.2).

Таблица 11.2.2.
Группировки засушливых лет различной длительности по основным зерновым районам СССР (Раунер, 1982)

Район	Период	Подряд				
		1 год	2 года	3 года	4 года	5 лет
Украина	1861-1980	20	7	3	0	1
Поволжье	1861-1980	15	8	1	3	0
Центральночерноземная область	1871-1980	13	3	0	0	0
Северный Кавказ	1891-1980	12	4	0	0	0
Западная Сибирь	1915-1980	18	7	8	1	1
Казахстан	1885-1980	15	7	2	1	0

В отдельных регионах, на Украине и в Западной Сибири, бывали случаи, когда засухи наблюдались в течении 5 лет подряд (в 1920-1924 годах). Наиболее часто многолетние засухи наблюдаются в Поволжье и в

Западной Сибири. Существенно реже происходит синхронный охват многолетней засухой различных регионов (табл. 11.2.3).

Таблица 11.2.3.
Синхронный охват группировки засух комбинаций основных зерновых районов (Раунер,1982)

Районы	Период	Подряд	
		2 года	3 года
Украина-Поволжье	1861-1980	2	1
Украина- Центральночерноземная область	1871-1980	1	0
Поволжье-Северный Кавказ	1891-1980	4	0
Поволжье- Центральночерноземная область	1871-1980	3	0
Украина-Северный Кавказ	1891-1980	1	0
Центральночерноземная область-Северный Кавказ	1891-1980	2	0
Минимум два района ЕТС* в любой комбинации	1861-1980	6	1
Западная Сибирь-Казахстан	1885-1980	3	2
Поволжье-Западная Сибирь-Казахстан	1885-1980	3	0
Украина-Поволжье-Казахстан	1885-1980	2	0
ЕТС (минимум два района)-Западная Сибирь	1815-1980	2	0
Большая часть зерновой зоны		2	0

- *Европейская территория Советского Союза*

Исследованиями Золотокрылина (1997) показано, что на юго-востоке европейской части России повторяемость засухи возрастает с 10% на севере Среднего Поволжья до 50% в Калмыкии. Очаг засух с повторяемостью более 30% охватывает Нижнее Поволжье, восточную часть Ставропольского края, Калмыкию и северную часть Дагестана. На юге Западной Сибири и на Алтае повторяемость засух варьирует от 10 до 30 %. Высокая повторяемость засух характерна для юга Омской области и для запада Алтайского края (Кулундинская степь). В Минусинской и Тувинской котловинах, а также в Аргунской степи отмечаются очаги засух с повторяемостью 20-25% засухи захватывают значительные территории. Так, по данным Л.Г. Полозовой и А.А. Григорьевой (1984) в засушливые годы засухе подвергалось от 25 до 100 % территории ЕТС (таблица 11.2.4).

Таблица 11.2.4.
Площадь районов ЕТС в пределах 45-55^0 с. ш. и 30-50^0 в.д. охваченных засухой (% к общей площади этой территории)

Год	Площадь	Год	Площадь	Год	Площадь	Год	Площадь
1891	80	1917	65	1938	85	1962	25
1892	90	1920	95	1939	65	1963	95
1897	80	1921	95	1946	100	1965	50
1901	95	1924	95	1950	85	1967	25
1905	60	1927	60	1951	75	1968	25
1906	75	1930	50	1954	60	1972	100
1907	50	1931	75	1957	75		
1911	65	1934	70	1959	60		
1914	75	1936	90	1961	50		

11.3. Понятие опустынивания, индикаторы опустынивания и засух с учетом региональных особенностей России

Определения:

Опустынивание – деградация земель в засушливых, полузасушливых и сухих субгумидных районах в результате действия различных факторов, включая изменения климата и деятельность человека (Конвенция ООН по борьбе с опустыниванием, 1996). Территории, подверженные опустыниванию, определяются, как области, помимо полярных и субполярных районов, в которых отношение среднего ежегодного уровня осадков к потенциальной эвапотранспирации колеблется в диапазоне от 0,05 до 0,65.

Индикатор опустынивания – название негативного изменения элементов ландшафта или явления, указывающего на наличие опустынивания.

Основной акцент в методологии и системе оценки опустынивания первоначально был ориентирован на Африку. Соответственно, в системе оценок преобладали те, которые наиболее актуальны для данной

территории: деградация пастбищ (дефляция, деградация растительности, водная эрозия), сокращение площадей территорий, занятых древесными сообществами и деградация последних.

Этот акцент сохраняется и в последних международных документах, где провозглашается необходимость изучения опустынивания и на субгумидных территориях. Так в оценочных шкалах, составленных после Конвенции ООН по борьбе с опустыниванием (1994 г.) отсутствуют индикаторы и критерии для дифференциации деградирующих земель, занятых неорошаемой пашней. Последняя, как известно, составляет значительную долю сельскохозяйственных угодий в субгумидном поясе. Отсутствуют индикаторы и критерии для оценки территорий с широким распространением почв солонцового ряда; отсутствует раздельная оценка деградации аридной (например, саксаульников) и субаридной древесной растительности.

В рамках борьбы с опустыниванием земель приоритетно рассматриваются почвенный (преимущественно под пастбищами и при орошении) и растительный покров. Именно эти компоненты составляют основу содержания термина «земли», согласно Конвенции ООН по борьбе с опустыниванием. А так как почва является средством производства фитопродукции, то оценка ее деградации смыкается по своей задаче (или по смыслу) с оценкой деградации растительного покрова. То есть оценка опустынивания в конечном итоге сводится к оценке снижения биопродуктивности сельскохозяйственных и лесных угодий.

Соответственно, основным базовым индикатором опустынивания мог бы стать показатель снижения запасов (или прироста) биомассы – индикатор конечного результата (заметим, что в методике ЮНЕП этот индикатор используется, но не самостоятельно, а в составе групп других индикаторов). Однако один такой показатель (ранг 1) не может отразить разнообразия причин и особенностей этих процессов, знание которых необходимо для принятия решений, адекватных природным,

хозяйственным и социально-экономическим особенностям различных регионов. Более того, для сельскохозяйственных земель, находящихся в севообороте, флористические характеристики вообще не имеют смысла. Поэтому вводятся дополнительные индикаторы, среди которых по праву преобладают почвенные.

Следующие по рангу индикаторы опустынивания (ранг 2) соответствуют по названиям типам опустынивания в системе ЮНЕП: ветровая эрозия, водная эрозия, засоление орошаемых земель, деградация растительного покрова, техногенное опустынивание. По содержанию это преимущественно индикаторы непосредственных причин. Каждый из них объединяет группу индикаторов 3 ранга. Так, индикатор опустынивания «ветровая эрозия» (2 ранг) объединяет следующие показатели (индикаторы 3 ранга): увеличение площади, занятой котловинами выдувания; уменьшение задернованности; увеличение площади, покрытой подвижными песками; проективное покрытие кустарников и полукустарников, и другие.

Индикаторами 3 ранга являются преимущественно показатели изменений элементов ландшафта (деградация растительности, сокращение проективного покрытия, засоление почв, уменьшение содержания гумуса и т.д.), социально-экономической обстановки (например, вынужденное сокращение поголовья скота) или появление негативных событий (например, наводнений).

Помимо системы оценки действующих процессов опустынивания методика UNEP предлагает набор индикаторов, для оценки предрасположенности территории к опустыниванию (опасность опустынивания). Критерии опасности определяются следующим образом:

- Засоление почв – по глубине грунтовых вод и качеству оросительной воды.

- Ветровая эрозия – по группе ветроэрозионной опасности, скорости ветра, климатическому фактору ветровой эрозии. Водная эрозия – по склонам, эрозионной характеристике поверхностного слоя почвы, климатическому фактору водной эрозии
- Деградация растительного покрова – по климатическому фактору биологической деградации.

В целом система индикаторов опустынивания, разработанных UNEP, во многом применима и для России, однако в настоящем виде система может быть использована лишь в качестве блока для характеристики наиболее засушливых регионов страны, таких, например, как Калмыкия, Астраханская область. Для расширения сферы применимости предлагаемой ЮНЕП системы оценки опустынивания необходимо дополнительно учесть природную и социально-экономическую специфику России. Возможно расширение набора индикаторов и в самом «аридном» блоке. Об этом свидетельствуют и многочисленные работы специалистов по проблемам опустынивания (Розанов Б.Г., Зонн И.С., 1981; Куст Г.С. с соавт., 1994; Guidelines..., 1991; Provisional Methodology, 1984; Харин Н.Г. с соавт., 1987, 1988, 1991, 1992). Необходимость дополнительных индикаторов и частичная корректировка критериев определяется также и задачами картографирования, особенно для карт обзорных масштабов, где большинство контуров представляют почвенные или ландшафтные комплексы.

11.4. Разработка дополнительных индикаторов с учетом специфики России

11.4.1. Северная граница распространения опустынивания

В оценку опустынивания на территории России необходимо включать и территории, где отношение среднего ежегодного уровня осадков к потенциальной эвапотранспирации может превышать 0,65. Это обусловлено следующими обстоятельствами.

Во-первых, еще в 1977 году на конференции ООН по опустыниванию при установлении мировых границ аридных территорий (Карта аридных территорий, 1:25 000 00) была специально выделена биоклиматическая зона недостаточного увлажнения (субгумидная). Для нее характерно: 0,50<P/Et<0,75, годовая сумма осадков 400-800 мм. Эта зона характеризуется как область традиционного богарного земледелия, для которой характерно прогрессирующее увеличение аридности под влиянием, главным образом, антропогенных факторов.

Во-вторых, во многих случаях не столько климатическая, сколько почвенная аридность определяет характер растительности и биопродуктивности экосистем (Ковда В.А. с соавт., 1998-99). Характер почвенных свойств определяет выносливость растений, устойчивость к засухам и засолению.

В-третьих, при классификациях климата по условиям влагообеспеченности часто пользуются в качестве дополнительных и уточняющих именно характеристиками почв и растительности (Климатология, 1989). Добровольский Г.В. и Урусевская И.С. в учебнике "География почв" (1984) также, приводя шкалу классификации климата по условиям влагообепеченности, указывают, что природные зоны распространения почв и растительности хорошо соотносятся с климатическими индексами, в частности, с индексом Выоцкого-Иванова. Северная граница полузасушливой зоны определяется значением этого индекса, равным 0,77, что весьма близко к зоне недостаточного увлажнения по карте, представленной на конференции ЮНЕП (0,75) и близко совпадает с северной границей подзоны типичной степи на обыкновенных черноземах.

В четвертых, различные авторы (Ковда В.А., 1977, Виноградов Б.В., 1997) отмечали, что засухам и опустыниванию подвергаются не только аридные и субаридные, но и сухие субгумидные территории, такие, как лесостепи, луговые степи и даже леса южной тайги. В

последние годы этот факт признан в России на государственном уровне (Государственный доклад...., 1995, 1997).

Таким образом, при установлении северной границы опустынивания на территории России следует исходить из того, что ему подвержены не только собственно пустыни и полупустыни с бурыми пустынными и полупустынными почвами, но и сухие и настоящие (типичные) степи с почвами каштанового ряда и черноземами южными и обыкновенными. Соответственно, при оценке опустынивания в России следует рассматривать не только собственно аридные территории, но и средне-, слабо- и периодически аридные территории, к которым относятся полностью Калмыкия, Астраханская, Волгоградская, Ростовская области и отдельные регионы Воронежской, Курской, Саратовской, Самарской, Оренбургской, Белгородской, Челябинской, Курганской, Тюменской, Омской, Новосибирской, Кемеровской, Читинской областей, Чечни и Дагестана, Краснодарского и Ставропольского краев, Башкирии, Алтайского и Красноярского краев, Хакассии, Тувы, Бурятии.

11.4.2. Специфика природных и социально-экономических условий России

Специфика природных условий, характерных для субгумидного пояса России в целом, следующая: большая доля неорошаемой пашни в составе сельскохозяйственных угодий; особенности деградации высокогумусных почв; наличие больших массивов почв солонцового ряда и осолонцевание почв; естественный подъем уровня грунтовых вод на массивах богарной пашни; содовая геохимия; почвенная засушливость сибирских черноземов; слитизация почв; суффозия; термокарст; сильная заовраженность; наличие обширных слабодренированных территорий; подтопление, вызванное подъемом уровня Каспийского моря.

Специфика социальных условий, характерных для России, следующая: более высокая плотность сельского населения по сравнению с

территориями, на которые ориентирована методика UNEP; сравнительно низкая теплообеспеченность (ресурсный аспект); высокогумусные почвы (ресурсный аспект); низкая рентабельность земледелия (региональная проблема); снижение экономической ценности территории вследствие комплексности почвенного покрова; распашка маломощных почв; распашка содовых солонцов; уничтожение ценных растительных сообществ; деградация почв и территории в результате военных действий; низкая культура строительства и эксплуатации ирригационных систем; уплотнение почв при применении тяжелой сельскохозяйственной техники; социально-политически обусловленные акции, в результате которых произошла почти полная утрата сельскохозяйственных угодий (н.п. распашка маломощных почв в период кампании по освоению целинных земель). Условно они названы «социально-техногенными». Термин «техногенные» применен для того, чтобы подчеркнуть факт деградации земель при отсутствии естественной предрасположенности территории к опустыниванию.

Рассмотрим более подробно некоторые особенности условий опустынивания в России.

Неорошаемая пашня, которая оказалась, практически, вне поля зрения методики UNEP, занимает значительную долю сельскохозяйственных угодий субгумидного пояса. Некоторые направления деградации почв, например водная эрозия и дефляция, при данном типе сельскохозяйственного использования оцениваются при помощи тех же индикаторов, что и пастбища в упомянутой методике (но с помощью других критериев). Однако есть и свои особенности. Для пашни необходимо дополнительно оценивать изменение структуры почвы, содержания органического вещества, обеспеченности элементами питания, а в Восточной Сибири, в некоторых случаях, и температуры. Есть еще особенность, которая относится в большей степени к гидрологическому режиму территории

и рассматривается здесь отдельно – это естественный подъем уровня грунтовых вод на сравнительно крупных массивах пахотных угодий.

Высокогумусные почвы (преимущественно черноземные и каштановые) субгумидного пояса имеют свои особенности деградации. Важнейшие из них – высокая негативная чувствительность к отклонению режима орошения от оптимально необходимого и к составу оросительной воды, склонность к осолонцеванию и региональная склонность к слитизации. Кроме того, высокогумусные почвы субгумидного пояса являются природной базой для производства одной из самых универсальных продовольственных культур – пшеницы (зерновой пояс планеты). Для стран, где зерно является основной и наиболее стабильной частью продовольственного обеспечения, деградация почв имеет большой социальный резонанс государственного уровня.

Естественный подъем уровня грунтовых вод на территориях с высокой долей неорошаемой пашни – явление малознакомое в аридных районах. Чаще наблюдается в поясе южных черноземов и темнокаштановых почв, то есть в районах, где широко применяется орошение. Поэтому не редко маскируется подтоплением от орошаемых участков и водохозяйственных объектов.

Россия располагает самой большой площадью земель, занятых комплексами почв солонцового ряда. Для них можно выделить следующие процессы деградации, которые должны быть отражены дополнительными индикаторами: увеличение степени солонцеватости первично солонцеватых почв; осолонцевание автоморфных почв, фрагментарно включенных в солонцовые комплексы; повышение щелочности грунтовых вод на орошаемых участках и вблизи них. Массивы солонцовых почв являются источником щелочных грунтовых вод в геохимически подчиненные ландшафты.

Содовая геохимия. Часть солонцового пояса (например в Западной Сибири) располагается в пределах содовой геохимической провинции, для которой характерно не только наличие огромных геологических запасов соды, но и современная содовоориентированная геохимия высокогумусных почв. Здесь опасность вторичного осолонцевания наибольшая для всей территории, где широко распространены солонцы. В пределах провинции встречается содовое засоление. Повышение уровня высокощелочных грунтовых вод до критического уровня нередко приводят в этом районе к катастрофической, почти не обратимой, потере продуктивности пахотных угодий.

Слитизация почв, широко распространенная в Предкавказье и в степной части Западной Сибири, относится к малоизученным (в плане генезиса) негативным процессам, которые часто сопровождают распашку и орошение черноземов. Сходное по результатам уплотнение почв при применении тяжелой сельскохозяйственной техники представляет пример техногенного опустынивания.

Часть сибирских черноземов, вследствие неблагоприятного термического режима почв, обладают повышенной почвенной засушливостью в первую половину вегетационного сезона.

Увеличение комплексности почвенного покрова в поясе широкого распространения солонцеватых почв и на каменистых почвах в предгорьях и в долинах рек, является индикатором деградации собственно почв, а деградация почв солонцовых комплексов является к тому же индикатором опасности ухудшения экологической обстановки на геохимически сопряженных соседних территориях.

Суффозия (образование воронок) – явление, довольно широко развитое на черноземах Краснодарского и Ставропольского краев и ряда других регионов. Наносит ущерб не столько собственно почвенному покрову, сколько экономической ценности земельных массивов в целом как объекту строительства коммуникаций и инженерных сооружений.

Термокарст, связанный с орошением длительно мерзлотных почв, получил распространение в Восточной Сибири. По морфологии и характеру наносимого ущерба он близок к суффозии.

Рост заовраженности не является специфически Российским явлением, однако мы упоминаем его в данном контексте в связи с тем, что увеличение густоты овражной сети, как суффозию и термокарст, предполагается рассматривать в большей степени как индикатор деградации территории

Слабо- и очень слабодренированные территории широко распространены в пределах субгумидного пояса России, особенно в центре южной части Западной Сибири. Помимо обычной для таких районов повышенной опасности подтопления, вторичного осолонцевания и засоления на орошаемых землях, здесь в некоторых районах (н.п. в Барабинской низменности) во влажные периоды внутривековых циклов колебания климата могут затапливаться и заболачиваться большие площади земель, занятых в настоящее время сенокосами.

Подтопление, вызванное подъемом уровня Каспийского моря, сопровождается прогрессивным засолением прибрежной территории, а в случае выхода дренажных коллекторов к побережью – и территории, прилегающей к дренам.

Следствием не высокой продуктивности земель в тех регионах, где она обусловлена засушливостью, неблагоприятным распределением осадков и коротким безморозным периодом (середина южной части Западной Сибири, Восточная Сибирь), является низкая рентабельность земледелия. Последняя ставит низкий ограничительный порог для любых дополнительных вложений капитала в сельскохозяйственную инфраструктуру и мелиорацию (сверх минимально возможных). Это, в свою очередь, обуславливает не очень высокий технический и организационный уровень сельского хозяйства и высокую

чувствительность регионального социума к любым ухудшениям природно-хозяйственных условий и в первую очередь к деградации земель.

Снижение экономической ценности территории вследствие комплексности почвенного покрова. Увеличение комплексности почвенного покрова является не только индикатором деградации собственно почв, как сообщалось выше, но и индикатором снижения экономической ценности территории. Одной из причин последнего является уменьшение величины земельных наделов (увеличение мелкоконтурности).

Распашка маломощных почв, подстилаемых каменистыми аллювиальными и делювиальными породами, и приводившая к почти полной потере плодородия, в недалеком прошлом нередко мотивировалась не столько производственными, сколько политическими соображениями. Индикатор данного процесса по результату сходен с сильной эрозией.

Уничтожение ценных растительных сообществ. В данном случае рассматривается категория деградации (растительного покрова), обусловленной не чрезмерно интенсивной эксплуатацией, а «случайным» ошибочным решением, которое не было настоятельно необходимо социуму, например – распашка лугов Барабы (Зап.Сибирь), приведшая к трудно восстанавливаемой потере луговых сообществ, являвшихся в дореволюционной России базой для производства всемирно-известного масла.

Деградация почв и территории в результате военных действий в настоящее время происходит в основном на Северном Кавказе. Выражается в физическом уничтожении и загрязнении почвенного слоя и временном выходе из оборота заминированных территорий.

Низкая культура строительства и эксплуатации ирригационных систем отнесена к российской специфике не потому, что в других

странах это делается намного лучше, а потому, что для России характерен огромный разрыв между уровнем мелиоративной науки и проектирования, с одной стороны, и уровнем реализации собственных проектов – с другой. Примером может служить Кулундинский канал, большая часть земель вокруг которого была подтоплена или засолена из-за значительных отклонений от проекта при строительстве. Данное обстоятельство может быть отмечено одним из индикаторов деградации орошаемых почв.

Таким образом, при оценке условий, в которых происходят (или произошли) процессы опустынивания на территории субгумидного пояса и, в частности России, следует учитывать следующие дополнительные индикаторы:

- Индикаторы деградации почв: вторичное осолонцевание; пыльные бури; засоление территории, прилегающей к орошаемым землям; увеличение комплексности почвенного покрова; появление в почве соды; естественное повышение уровня грунтовых вод под неорошаемой пашней;
- Индикаторы снижения экономической ценности территории: появление суффозионных воронок на пахотных угодьях; появление термокарста; увеличение густоты овражной сети; увеличение комплексности территории (увеличение мелкоконтурности наделов);
- Индикаторы катастрофической социально-обусловленной деградации почв и растительности (социально-техногенная): распашка маломощных каменистых почв; распашка содовых солонцов; уничтожение ценных растительных сообществ.
- Индикаторы деградации, обусловленной природными причинами: подтопление, вызванное подъемом уровня Каспийского моря; временное подтопление, вызываемое нагонами воды Каспийского моря.

- Индикаторы техногенной деградации: уплотнение почв при использовании тяжелой техники; деградация почвенного покрова и территории в результате военных действий.

С учетом описанных особенностей в целях обзорной характеристики проявлений деградации земель на территории Российской Федерации, связанных преимущественно с неблагоприятными антропогенными и природными воздействиями в засушливых областях, была составлена карта опустынивания Российской Федерации в масштабе 1:2500000.

11.5. Карта опустынивания Российской Федерации

Картографируемая территория представляет собой южные равнинные и предгорные регионы России, ограниченные с юга государственной границей России, с севера – северной границей распространения степного типа ландшафтов (в суббореальной умеренно континентальной поясно-секторной группе ландшафтов – Европейская часть России), северной границей распространения лесостепного типа ландшафтов (в суббореальной континентальной поясно-секторной группе ландшафтов – Южное Зауралье, Юг Западной Сибири, межгорные котловины Средней Сибири) и границами распространения островных участков горных степей, степей и сухих степей (в суббореальной резко континентальной поясно-секторной группе ландшафтов – Забайкалье, межгорные котловины Средней Сибири). Горные ландшафты не включены в картографируемую область. Ландшафтные границы устанавливались по Ландшафтной карте СССР в масштабе 1:2500000 (1985) и в ходе работы над картой опустынивания/деградации земель уточнялись по материалам дистанционного зондирования Земли аппаратурой МСУ-СК, МСУ-Э спутника "Ресурс" и AVHRR спутника "NOOA" за 1996-2000 годы (пространственное разрешение 150, 35 и 600 м соответственно). На карте получили отражение характер современных антропогенных воздействий,

вызывающих деградацию земель, основные направления (ведущие процессы) опустынивания, включая опасные в отношении деградации территории, а также степень деградации. Общая площадь картографируемой территории составила около 1575000 кв. км.

При составлении карты были использованы и адаптированы ряд методологических подходов и принципов, ранее разработанных для картографирования состояния почв, ландшафтов, процессов опустынивания, экологических ситуаций и др. (Дончева, 1989,1990; Котляков, 1990; Куст, 1999; Розанов, Зонн,1981; Харин, 1987, 1991, 1998; Шестаков, 1992; FAO, 1988; Provisional Methodology, 1984; Oldeman L.R. et al., 1990; и др.).

В рамках использованных подходов помимо раскрытых выше понятий опустынивания, индикаторов и критериев, различаются следующие основные положения, определения, термины и принципы.

Понятие земли включает почвенные и местные водные ресурсы, поверхность земли и растительность (или сельскохозяйственные культуры).

Под понятием деградация подразумевается снижение ресурсного потенциала в результате воздействия на земли одного или комплекса процессов (водной и ветровой эрозии и последующего переотложения переносимого материала, постепенного уменьшения количества или разнообразия естественной растительности, а также засоления и содообразования).

Процессы опустынивания. Это понятие используется для обозначения различных, как правило, природных процессов, происходящих при изменениях отдельных компонентов природных комплексов (или "земель") и вызванных агентами опустынивания (например, ветровая и водная эрозия и последующее переотложение переносимого материала, постепенное уменьшение количества или разнообразия естественной растительности, засоление и содообразование).

Природные условия опустынивания. Это понятие используется для обозначения изменяющихся при опустынивании компонентов природных систем (почв, поверхностных и грунтовых вод, рельефа, биоты), которые выступают с одной стороны – в качестве объектов опустынивания, а с другой – в качестве регуляторов воздействия на природные комплексы факторов и причин опустынивания.

Результаты (следствия) опустынивания. Это понятие используется для обозначения отдельных изменений в состоянии отдельных компонентов природных систем, которые являются следствием влияния факторов и причин опустынивания на условия опустынивания. Наиболее физиономически и генетически значимые результаты опустынивания используются в качестве индикаторов опустынивания, что позволяет судить о направленияхт и степенях изменения природных систем и их компонентов.

В природных или слабо преобразованных человеком (например, пастбища) системах при деградации земель, как правило, изменения затрагивают все компоненты ландшафтов, однако наиболее физиономически значимыми индикаторами являются дистанционно наблюдаемые показатели состояния растительного покрова, по которым можно судить, например, о разбивании поверхности животными или водной и ветровой эрозии (снижение проективного покрытия и характерная текстура ландшафтного рисунка), о процессах засоления, осолонцевания и подтопления почв (изменения цвета и тона фотоизображения, маркирующие текущие сукцессии и современное состояние растительного покрова), о процессах прогрессирующего зарастания пахотных земель (по характерным изменениям границ сельскохозяйственных полей).

Вместе с тем, в пределах территорий, занятых сельскохозяйственными полями, использование физиономически значимых индикаторов состояния растительного покрова затруднено из-за

отсутствия естественной растительности. В этих случаях помимо дистанционно наблюдаемых индикаторов состояния поверхности, позволяющих судить о процессах эрозии и дефляции (появление характерной полосчатой и крапчатой структуры и текстуры фотоизображений), засолении (появление пятен солончаков с резкими границами) привлекаются данные, получаемые из специально подобранных литературных и картографических источников, а также данные наземных и лабораторных исследований почв. Сведения о процессах эрозии, дефляции, осолонцевания, засоления, дегумификации почв являются в этих случаях главными критериями при диагностике параметров опустынивания.

11.5.1. Принципы подготовки контурной основы карты

Принципы подготовки контурной основы к карте базируются на толковании определения "земли" Конвенцией ООН по борьбе с опустыниванием и засухами. В соответствии с концепцией Конвенции, понятие "земли" весьма близко соответствует понятию "ландшафт", используемому в физической географии и ландшафтоведении. Соответственно, контурной основой к карте опустынивания служит ландшафтная карта, осложненная выделением земель разного хозяйственного назначения и использования. Эта контурная основа составляется как результат дешифрирования данных дистанционного зондирования (космических и аэрофото- снимков).

11.5.2. Принципы рассмотрения и отражения на карте причин опустынивания/деградации земель.

В силу многообразия природных взаимосвязей в реальности одно и то же антропогенное воздействие комплексного характера могут иметь следствиями различные проявления деградационных процессов. Например, распашка сельскохозяйственных полей в одних случаях может иметь такие

неблагоприятные последствия как эрозия или дефляция, а в других – усиливать степень осолонцевания поверхностных горизонтов почв за счет припахивания солонцового горизонта. И наоборот, одинаковые неблагоприятные процессы могут быть вызваны исходно разными антропогенными воздействиями. Например, осолонцевание может быть результатом как орошения минерализованными водами, так и иссушения поверхности почв в результате пастбищной дигрессии.

Систематизация различных антропогенных воздействий, выводящих хрупкие природные комплексы аридных территорий из состояния равновесия, и их адаптация к выбранному масштабу составленной карты опустынивания/деградации земель показала, что наиболее распространенными на территории Российской Федерации являются следующие причины опустынивания:

- Подъем уровня грунтовых вод как результат строительства водохозяйственных сооружений (распространение воздействий, повышающих риск засоления и\или осолонцевания и подтопления)
- Подъем уровня грунтовых вод в результате длительного орошения или расширения орошаемых площадей (распространение воздействий, повышающих риск засоления и\или осолонцевания и подтопления)
- Подъем уровня грунтовых вод в результате естественных геологических и/или климатических процессов (распространение воздействий, вызывающих подтопление, изменение степени засоления и\или осолонцевания почв)
- Орошение минерализованными водами (распространение воздействий, повышающих риск засоления и\или осолонцевания)
- Геохимическая миграция солей к периферии орошаемых массивов (распространение воздействий повышающих риск засоления и/или осолонцевания почв).

- Снижение геохимической отточности территории в результате заиливания русел (распространение воздействий повышающих риск засоления и/или осолонцевания почв).
- Иссушение поверхности, вызванное опусканием уровня грунтовых вод в результате искусственного зарегулирования стока рек или строительства дренажных систем (распространение воздействий, повышающих риск засоления и\или осолонцевания почв, снижения продуктивности естественной растительности)
- Иссушение поверхности, вызванное опусканием уровня грунтовых вод в результате естественных геологических и/или климатических процессов (распространение воздействий, повышающих риск засоления и\или осолонцевания почв, снижения продуктивности естественной растительности))
- Иссушение поверхности при пастбищной дигрессии (распространение воздействий, повышающих риск засоления и\или осолонцевания почв)
- Пастбищная дигрессия на сухих почвах легкого гранулометрического состава (распространение воздействий, повышающих риск дефляции, формирования незакрепленных поверхностей)
- Перегрузка пастбищ на почвах тяжелого гранулометрического состава и/или на почвах, формирующихся в условиях повышенного гидроморфизма (распространение воздействий, повышающих риск водной эрозии почв)
- Распашка сухих почв легкого грануломстрического состава (распространение воздействий, повышающих риск дефляции, формирования незакрепленных поверхностей)
- Распашка почв тяжелого гранулометрического состава и/или почв, формирующихся в условиях повышенного гидроморфизма (распространение воздействий, повышающих риск водной эрозии почв)

- Распашка солонцов и засоленных почв с вовлечением нижних горизонтов в пахотный слой (распространение воздействий, повышающих риск осолонцевания и засоления почв)
- Применение тяжелой техники на пахотных землях (распространение воздействий, повышающих риск уплотнения почв на тяжелых и орошаемых почвах)-.
- Транспорные сбои в районах с густой сетью грунтовых дорог (распространение воздействий, повышающих риск дефляции, снижения продуктивности естественной растительности)
- Степные пожары (распространение воздействий, повышающих риск засоления и\или осолонцевания почв, снижения продуктивности естественной растительности)
- Сведение лесов (распространение воздействий, повышающих риск снижения продуктивности естественной растительности)
- Техно- и урбо- генные нарушения почвенного и растительного покрова

Вместе с тем, при картографировании опустынивания нельзя обойти вниманием и ряд проградационных явлений, связанных с современными процессами естественного и искусственного восстановления ранее нарушенных земель:

- Естественное восстановление растительного покрова на залежах и деградированных пастбищах
- Повышение продуктивности пастбищ при фитомелиоративных работах
- Восстановление лесной растительности на ранее обезлесенных территориях
- Рассоление и рассолонцевание почв в результате сельскохозяйственных мелиораций.

11.5.3. Принципы отражения на карте основных направлений (ведущих процессов) опустынивания.

Основные направления (ведущие процессы) опустынивания, выражающиеся в масштабе 1:2500000, представляют собой комплексные изменения природных комплексов, диагностируемые по индикаторам состояния рельефа, растительного и почвенного покрова.

Среди них:

- водная эрозия (включая линейную и плоскостную формы),
- формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (проявляется в виде выдувания плодородного горизонта пахотных почв, пастбищной дигрессии, формирования развеваемых песков и т.п.)
- засоление (проявляется в виде формирования как голых солончаков, так и поверхностей с галлфитным растительным покровом)
- осолонцевание почв (проявляется, как правило, в форме увеличения доли площадей, занятых солонцами и сильносолонцеватыми почвами)
- уплотнение почв (как правило, характерно для пахотных почв тяжелого гранулометрического состава, не подверженных другим направлениям деградации земель в наиболее гумидных областях рассматриваемой территории или при орошении)
- подтопление (проявляется, как правило, при поднятии уровня грунтовых вод по периферии естественных водоемов, крупных водохозяйственных сооружений, орошаемых массивов)
- снижение продуктивности естественной растительности (включает в основном лесные территории, подверженные вырубке или деградации в результате выпаса крупного рогатого скота, к этому же тренду отнесены активно эксплуатируемые пастбища, не подверженные дефляции).

Помимо трендов деградации, на карте получили отражение и такие проградационные явления как:

- восстановление степной растительности (характерно для зарастающих залежей и заброшенных пастбищ степной и сухостепной подзон)
- восстановление лесной и кустарниковой растительности (характерно для зарастающих полей и пастбищ лесостепной подзоны или для территорий, охваченных лесомелиоративными работами)
- рассоление и/или рассолонцевание (характерно для территорий, на которых проводились успешные сельскохозяйственные мелиорации солонцов и засоленных почв).

Степень проявления таких ведущих процессов деградации как водная эрозия, формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей, засоление, осолонцевание почв, описанная в терминах «слабая», «умеренная», «сильная», «очень сильная» также нашла отражение в выбранном масштабе карты (табл.11.5.1.).

Помимо процессов, проявляющихся в настоящее время (актуальные процессы), на карте показаны также территории, где существует потенциальная опасность проявления перечисленных выше ведущих процессов опустынивания. Общие критерии для диагностики степени опасности опустынивания представлены также в таблице 11.5.1.

11.5.4. Принципы выделения контуров для тематической карты.

Контурная основа для карты опустынивания составлялась в несколько этапов:

- подбор материалов дистанционного зондирования и приведение их к единому формату
- отработка и применение технологии автоматизированного дешифрирования материалов дистанционного зондирования для определения индексов интенсивности антропогенного воздействия

на ландшафты степной, сухостепной и полупустынной зоны (на примере ключевых участков)

- составление предварительной контурной основы
- составление комплексного банка данных для каждого из выделенных контуров по материалам литературного и картографического поиска, полевых наблюдений
- окончательная верификация полученной контурной основы для картографируемой территории по индикаторам комплексного банка данных.

11.5.5. Составление комплексного банка данных и использованные индикаторы

Для верификации полученной контурной основы и уточнения границ выделов привлекались различные литературные и картографические источники, а также материалы полевых наблюдений. Весь объем имеющейся информации сводился в единый банк данных по следующим разделам:

Информация, получаемая по МДЗ:

1-1. тип хозяйственного использования земель (пашня, пастбища, естественные угодья),
1-2. границы орошаемых территорий,
1-3. водохозяйственные объекты и сооружения,
1-4. признаки линейной и плоскостной эрозии,
1-5. признаки засоления и опасности засоления,
1-6. признаки осолонцевания,
1-7. признаки дефлированности и разбивания поверхностей,
1-8. информация о геохимически сопряженных объектах

Таблица 11.5.1.

Общие критерии для диагностики степени проявления актуальных ведущих процессов и опасности опустынивания.

Ведущий процесс и степень деградации (опасности)		Актуальные процессы опустынивания	Опасность опустынивания
Водная эрозия	Нет	Нет проявлений плоскостной или овражной эрозии или они незначительны при выбранном масштабе рассмотрения, рельеф местности ровный	Ровный рельеф местности без признаков пересечения.
	Слабая	Рельеф местности пересечен крупными ложбинами и балками, территория в значительной степени распахана или используется под пастбища. Мелкие овраги отмечаются редко.	Рельеф местности пересечен крупными ложбинами и балками, но активной сельскохозяйственной деятельности не ведется
	Умеренная	Помимо крупных балок и ложбин, отмечаются новые небольшие овраги, как правило до 2-го порядка. Территория в значительной степени распахана или используется под пастбища. Водоразделы эрозией не затронуты.	Крупные балки и ложбины с примыкающими небольшими оврагами на фоне отсутствия распашки или активного выпаса.

Ведущий процесс и степень деградации (опасности)		Актуальные процессы опустынивания	Опасность опустынивания
	Сильная	Местность пересечена сетью оврагов, распадков и ущелий. Овраги, как правило, до 3-4-х порядков. Местность распахана или активно используется под пастбища. На водоразделах активного оврагообразования нет, однако может отмечаться слабая плоскостная эрозия.	Местность пересечена сетью оврагов, распадков и ущелий. Овраги, как правило, до 3-4-х порядков. Активной сельскохозяйственной деятельности нет. По днищам и бортам оврагов отмечается густая кустарниковая или древесная растительность.
	Очень сильная	Местность иссечена густой сетью (паутиной) оврагов, распадков или ущелий (более 3-4-ого порядка) на фоне активной распашки или выпаса. Овражная эрозия затрагивает водоразделы.	Местность иссечена густой сетью оврагов, распадков или ущелий, но активной сельскохозяйственной деятельности не ведется. Территория, как правило, занята лесом.
Формирование незакрепленных	Нет	Нет проявлений дефляции или разбивания поверхностей транспортом или скотом или они незначительны при выбранном масштабе рассмотрения. Поверхностные отложения и почвы - тяжелого гранулометрического состава.	Относительно более увлажненные территории с поверхностными отложениями и почвами тяжелого гранулометрического состава.

Ведущий процесс и степень деградации (опасности)		Актуальные процессы опустынивания	Опасность опустынивания
	Слабая	При разбивании поверхностей скотом или транспортом заметны единичные очаги дефляции и общее незначительное снижение проективного покрытия. На пашне отмечается незначительное снижение контрастности границ полей. Почвенный покров в значительной мере сохраняет исходное состояние.	Поверхностные отложения легкосуглинистого гранулометрического состава на пастбищах и пашне в подзонах настоящих степей и лесостепи без лесозащитных насаждений (особенно проявляется при сведении лесных насаждений в поймах рек). Легкие почвы, занимающие более увлажненные понижения в сухих степях и полупустынях. Легко- и среднесуглинистые автоморфные почвы в полупустынях и сухих степях.
	Умеренная	Отмечается значительное снижение проективного покрытия (до 20-40%). Очаги дефляции с деградированными почвами четко выделяются в пределах территории в виде отдельных пятен с диффузными границами, занимающими до 20% площади. Прослеживается заметное снижение контрастности границ сельскохозяйственных полей	Поверхностные отложения песчаного и супесчаного гранулометрического состава на пастбищах и пашне в подзонах настоящих степей и лесостепи без лесозащитных насаждений (особенно проявляется при сведении лесных насаждений на боровых песках и в поймах рек). Легкие почвы, занимающие более увлажненные понижения в сухих степях и полупустынях.
	Сильная	Проективное покрытие снижено до 10-20%. Почвы деградированы на большей части территории, что проявляется в пересечении и сливании границ большинства очагов дефляции. Границы полей на пашне едва прослеживаются.	Поверхностные отложения песчаного и супесчаного гранулометрического состава на ксерофитных пастбищах в подзоне сухой степи. Лесомелиорация сельскохозяйственных полей на легких иссушенных почвах развита незначительно.

Ведущий процесс и степень деградации (опасности)		Актуальные процессы опустынивания	Опасность опустынивания	
	Очень сильная	Поверхность на 50-80% лишена почвенного покрова, проективное покрытие составляет не более 5%. На территории отмечаются признаки активных транспортных или пастбищных сбоев в виде разъезженных дорог, «приколодезного опустынивания», и т.п. Заметны начальные стадии развевания песков. Границы полей на пашне практически не заметны.	Поверхностные отложения песчаного и супесчаного гранулометрического состава на ксерофитных пастбищах в подзоне полупустыни. Сельхозполя на легких иссушенных почвах не защищены лесополосами.	
	Развевае-мые пески	Поверхность на более чем 80% лишена почвенного покрова, отмечается перевеивание и продвижение песков.	Поверхностные отложения песчаного и супесчаного гранулометрического состава вблизи развеваемых песков. Возможно предполагать активное транспортное или пастбищное воздействие на местность .	
Засоление	Нет	На рассматриваемой территории нет засоленных почв и галофитной растительности	Рассматриваемая территория не имеет потенциальных источников засоления, хорошо увлажнена и дренирована.	
	Слабое	Отмечаются комплексы с участием засоленных почв и отдельных солончаков (на пастбищах и ненарушенных территориях - с галофитной растительностью)	Для рассматриваемой территории существуют геохимически сопряженные с ней отдаленные или	В лесостепи – нет риска, В степной и

Ведущий процесс и степень деградации (опасности)		Актуальные процессы опустынивания	Опасность опустынивания	
	Умеренное	В составе почвенного и растительного покрова значительную роль (до 25% от площади) играют комплексы солончаковатых почв и солончаков (на пастбищах и ненарушенных территориях - с галофитной растительностью)	сопряженные с ней отдаленные или слабые потенциальные источники засоления (солоноватые озера, территории с засоленными почвами, близкорасположенные слабоминерализованные грунтовые воды), не оказывающие современного влияния на почвенный и растительный покров, но активизирующиеся в случае тех или иных антропогенных воздействий	сухостепной зонах – слабый и умеренный риск. В полупустынной - от умеренного до очень сильного
	Сильное	Ландшафты характеризуются весьма значительным (25-50% площади) участием голых солончаков. Большая часть территории представлена засоленными почвами (на пастбищах и ненарушенных территориях - с галофитной растительностью)	Для рассматриваемой территории существуют геохимически сопряженные с ней мощные потенциальные источники засоления (соляные купола, соленые озера,	В лесостепи – слабый риск, В степной зоне – умеренный риск В сухостепной –

Ведущий процесс и степень деградации (опасности)		Актуальные процессы опустынивания	Опасность опустынивания	
	Очень сильное	Территория более чем на 50% занята голыми солончаками и солончаками с галофитной растительностью	(соляные купола, соленые озера, близкорасположенные сильноминерализованные грунтовые воды), не оказывающие современного влияния на почвенный и растительный покров, но активизирующиеся в случае тех или иных антропогенных воздействий	сильный риск, В полу-пустынной - очень сильный
Осолонцевание	Нет	На рассматриваемой территории солонцы и солонцеватые почвы почти не встречаются	Рассматриваемая территория не имеет потенциальных источников засоления солями натрия, хорошо увлажнена и дренирована.	
	Слабое	Отмечаются комплексы с участием солонцеватых почв и отдельных солонцов (на пастбищах и ненарушенных территориях - с солонцовой растительностью)	Распашка солонцеватых почв, спорадический полив слабоминерализованными водами, близкорасположенные слабоминерализованные грунтовые воды в условиях возможного подтопления, пастбищная дигрессия в зоне сухих степей и полупустынь на средних по гранулометрическому составу почвах.	

Ведущий процесс и степень деградации (опасности)		Актуальные процессы опустынивания	Опасность опустынивания
	Умеренное	В составе почвенного и растительного покрова значительную роль (до 25% от площади) играют комплексы солонцеватых почв и солонцов (на пастбищах и ненарушенных территориях - с солонцовой растительностью)	Распашка солонцовых комплексов, периодический полив слабоминерализованными водами, близкорасположенные слабоминерализованные грунтовые воды в условиях возможного активного подтопления, пастбищная дигрессия в зоне сухих степей и полупустынь на тяжелых по гранулометрическому составу почвах.
	Сильное	Ландшафты характеризуются весьма значительным (25-50% площади) участием солонцов. Большая часть территории представлена солонцеватыми почвами (на пастбищах и ненарушенных территориях - с солонцовой растительностью)	Распашка солонцов, постоянное орошение слабоминерализованными водами, близкорасположенные минерализованные грунтовые воды в условиях возможного активного подтопления.
	Очень сильное	Территория более чем на 50% занята солонцами	Распашка мелких и корковых солонцов, постоянное орошение содосодержащими водами, близкорасположенные содосодержащие грунтовые воды в условиях возможного активного подтопления.

По МДЗ получают и другую информацию, которая служит дополнительной для диагностики причин и процессов опустынивания: контрастность границ хозяйственных объектов (полей, пастбищ и т.д.); текстура и структура фотоизображения, характерная для разной динамики ведущих процессов опустынивания; геоморфологическая и гидрохимическая сопряженность территорий и т.д.

Информация, получаемая из других источников:

2-1 Климатические особенности (среднегодовая температура, коэффициент увлажнения и др.)
2-2 Тип хозяйственного использования территории
2-3 История хозяйственной деятельности
2-4 Рельеф (тип, расчлененность, дренированность территории и др.)
2-5 Преобладающие почвы (по картам разных лет)
2-6 Сопутствующие почвы, в т.ч. комплексы и сочетания (по картам разных лет)
2-7 Процентное содержание солонцов и\или засоленных почв в контуре
2-8 Гранулометрический состав почв и поверхностных отложений
2-9 Тип поверхностных отложений
2-10 Галохимические особенности почв (% солей, химизм)
2-11 Грунтовые воды (уровень залегания, минерализация, химизм)
2-12 Растительность (преобладающие сообщества, проективное покрытие, севообороты, данные разных лет)
2-13 Эродированность и дефлированность
2-14 Гидрографическая сеть (водные объекты, качество вод, плотность сети)
2-15 месторождения полезных ископаемых
2-16 Дороги (плотность, качество покрытия)

Кроме этой информации, в качестве дополнительной в ряде случаев для диагностики опустынивания полезными оказывались специфические дополнительные данные:

3-1 содержание гумуса в слое 0-20 (30, 50, 100) см
3-2 снижение содержания гумуса за 20- 25 (50) лет %
3-3 с/х угодья в % к общей земельной площади
3-4 пашня в % от общей площади с/х угодий
3-5 использование водных ресурсов
3-6 пастбища в % от всей площади
3-7 промышленность
3-8 сенокосы в % от всей площади
3-9 лесистость в % от всей площади

3-10 категория пашни
3-11 пастбищная нагрузка в головах/га (кв.км)

Итогом проделанной работы является «Карта опустынивания Российской Федерации (1:2500000)», представленная в векторном формате и редактируемая по содержанию базы данных. Подсчет площадей, проведенный по созданной карте, показал следующие результаты (таблицы 11.5.2 – 11.5.4).

Таблица 11.5.2.
Общая характеристика распространения опустынивания в России.

	кв. км	%
Общая площадь картографируемой территории	1574428	100
Площадь земель, подверженных опустыниванию (актуальное опустынивание)	1275589	81
Площадь земель, не подверженных опустыниванию, но испытывающих риск опустынивания (потенциальная опасность)	169769	11
Площадь земель, не подверженных опустыниванию	14606	1
Территории, не вошедшие в рассмотрение (водные объекты, горные территории)	102873	7

Таблица 11.5.3.
Распространение преобладающих причин опустынивания

Причины опустынивания	кв. км	%
Подъем уровня грунтовых вод (УГВ) как результат строительства водохозяйственных сооружений	42615	2.7
Подъем УГВ в результате длительного орошения или расширения орошаемых площадей	92588	5.9
Подъем УГВ в результате естественных геологических и/или климатических процессов	38910	2.5
Орошение минерализованными водами	8227	0.5
Геохимическая миграция солей к периферии орошаемых массивов	6985	0.4
Снижение геохимической отточности территории в результате заиливания русел	1905	0.1
Иссушение поверхности, вызванное опусканием УГВ в результате искусственного зарегулирования стока рек или строительства дренажных систем	5792	0.4
Иссушение поверхности, вызванное опусканием УГВ в результате естественных геологических и/или климатических процессов	19049	1.2
Иссушение поверхности при пастбищной дигрессии	74863	4.7
Пастбищная дигрессия на сухих почвах легкого грансостава	216681	13.8
Перегрузка пастбищ на почвах тяжелого грансостава и/или на почвах, формирующихся в условиях повышенного гидроморфизма	152052	9.6

Распашка сухих почв легкого гранулометрического состава	115865	7.3
Распашка почв тяжелого гранулометрического состава и/или почв, формирующихся в условиях повышенного гидроморфизма	416671	26.5
Распашка солонцов и засоленных почв с вовлечением нижних горизонтов в пахотный слой	64787	4.1
Применение тяжелой техники на пахотных землях	1706	0.1
Транспорные сбои в районах с густой сетью грунтовых дорог	35	0.002
Степные пожары	643	0.04
Сведение лесов	141998	9.0
Техно- и урбо- генные нарушения почвенного и растительного покрова	14448	0.9
Процессы, ведущие к восстановлению земель	кв. км	%
Естественное восстановление растительного покрова на залежах и деградированных пастбищах	49780	3.2
Восстановление лесной растительности на ранее облесенных территориях	27700	1.7
Рассоление и рассолонцевание почв в результате сельскохозяйственных мелиораций	1401	0.8

Таблица 11.5.4.
Распространение ведущих процессов опустынивания

Ведущие процессы опустынивания	кв.км	%
Актуальные процессы		
Водная эрозия (слабая)	141469	8.9
Водная эрозия (умеренная)	228871	14.5
Водная эрозия (сильная)	113604	7.2
Водная эрозия (очень сильная)	48649	3.1
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (слабое)	121798	7.7
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (умеренное)	125586	8.0
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (сильное)	36033	2.3
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (очень сильное)	5448	0.3
Развеваемые пески	2093	0.1
Засоление (слабое)	25127	1.6
Засоление (умеренное)	46788	3.0
Засоление (сильное)	21962	1.4
Засоление (очень сильное)	9519	0.6
Осолонцевание почв (слабое)	38724	2.5
Осолонцевание почв (умеренное)	67072	4.3
Осолонцевание почв (сильное)	39656	2.5
Осолонцевание почв (очень сильное)	8628	0.5
Уплотнение почв	1687	0.1
Подтопление	14867	0.9
Снижение продуктивности естественной растительности	78228	5.0
Техногенез	14448	0.9

Ведущие процессы опустынивания	кв.км	%
Проградационные явления		
Восстановление степной растительности	1900	0.1
Восстановление лесной растительности	74550	4.7
Рассоление и/или рассолонцевание	22796	1.4
Всего охвачено актуальными процессами опустынивания (по степеням)		
В слабой степени	327118	20.8
В умеренной степени	468318	29.7
В сильной степени	211255	13.4
В очень сильной степени	74338	4.7
Всего охвачено актуальными процессами опустынивания (по направлениям)		
В направлении водной эрозии	532593	33.3
В направлении формирования незакрепленных и развеваемых поверхностей	290958	18.3
В направлении засоления	103396	6.6
В направлении осолонцевания	154080	9.8
Потенциальная опасность (риск) опустынивания		
Водная эрозия (слабая)	16906	1.1
Водная эрозия (умеренная)	31036	2.0
Водная эрозия (сильная)	2128	0.1
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (слабое)	30392	1.9
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (умеренное)	10571	0.7
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (сильное)	3985	0.2
Формирование незакрепленных и развеваемых поверхностей (очень сильное)	204	0.01
Засоление (слабое)	2317	0.1
Засоление (умеренное)	7358	0.5
Засоление (сильное)	1707	0.1
Засоление (очень сильное)	1128	0.07
Осолонцевание почв (слабое)	21983	1.4
Осолонцевание почв (умеренное)	17343	1.1
Осолонцевание почв (сильное)	3084	0.2
Осолонцевание почв (очень сильное)	424	0.03
Снижение продуктивности естественной растительности	18545	1.2
Всего подвержено риску опустынивания		
В слабой степени	71599	4.5
В умеренной степени	66309	4.2
В сильной степени	10905	0.7
В очень сильной степени	1757	0.1

Как видно из представленных выше таблиц, примерно 7,2% от общей площади России подвержено воздействию опустынивания, а актуальные процессы опустынивания в разной степени охватывают более 80% засушливой территории России. Более 10% территории входят в так

называемую область риска, где пока интенсивность антропогенных воздействий не превысила критический уровень устойчивости почв и ландшафтов.

При этом наиболее распространенным (около 38% территории) воздействием является распашка почв. Вторым по значимости воздействием является пастбищная дигрессия (более 25%). Третьим – сведение лесов (9%). Вместе с тем, на территории около 80000 кв. км (или 6% от общей исследованной площади) отмечаются проградационные явления, связанные в основном с восстановлением естественной растительности.

Важно отметить, что из деградирующих земель большая часть представлена слабой и умеренной степенью деградации (более 50%), а очень сильной деградации подвержено менее 5%. Наиболее значимым направлением деградации является водная эрозия (более 33%), затем следует формирование незакрепленных поверхностей (в основном связанных с ветровой эрозией) – более 18%, затем осолонцевание и засоление (около 9 и около 7% соответственно).

11.6. Социальные и экономичекие аспекты явления опустынивания, методы борьбы с опустыниванием на территории России. Перспективы научных исследований и практических действий

11.6.1. Социальные и экономические последствия опустынивания

Проблема опустынивания многогранна, и связана не только с сугубо экологическими, но и во многом с экономическими и социальными причинами и следствиями деградации земель, снижения и потери их биологической и экономической продуктивности. Несмотря на относительно небольшую долю земель, подверженных воздействию различных форм и причин опустынивания в России (примерно 7% от общей площади Российской Федерации), здесь проживает около 50 % населения страны, производится более 70 % первичной сельскохозяйственной продукции.

Анализ статистических данных и наблюдений на стационарных объектах показал, что наибольший прирост опустыненных территорий в Российской Федерации произошел за счет деградации сельскохозяйственных угодий в аридном поясе в течение последних 30 лет. Можно смело утверждать, что опустынивание в России - это результат многолетнего экспериментирования в аграрном секторе экономики.

На территориях, затронутых опустыниванием, усиливается чувствительность сельскохозяйственного производства к меняющимся метеорологическим условиям, возникает риск хозяйственных неудач, обостряется социально-экономическая обстановка. В ряде районов увеличилась частота и интенсивность экстремальных метеорологических явлений, начали отчетливо прослеживаться признаки изменения климата в сторону аридизации, провоцирующие дальнейший рост опасности опустынивания и усиливающие эффект "цепной реакции" при развитии процессов опустынивания.

В результате опустынивания территорий создается множество социальных и демографических проблем не только в очагах опустынивания, но и на прилегающих территориях. Кроме процессов, приводящих к деградации и сокращению продуктивных почвенных и растительных ресурсов, во многих случаях наблюдаются неблагоприятные для жизни и здоровья людей изменения основных сред жизнеобеспечения: качества питьевых вод (увеличение засоленности, содержания токсических веществ), воздуха (учащение пыльных бурь). В ряде регионов отмечаются тенденции ухудшения социальных и медико-санитарных параметров, проявляющиеся в росте числа заболеваний органов дыхания, пищеварения, мочеполовой системы, в усилении оттока трудовых ресурсов, снижении рождаемости, в снижении уровня жизни населения. Последствия опустынивания негативно сказываются на судьбах населения в нескольких поколениях: снижается рождаемость и естественный прирост населения, возрастает смертность.

Особенно заметно воздействие на здоровье детей. Особо следует отметить регион Северного Кавказа - Дагестан, Ставропольский край, Чеченскую Республику и республику Ингушетию - который в 1994-1996 гг. испытал и продолжает испытывать на себе последствия военных действий, сказавшиеся на разрушении и деградации почвенно-растительного покрова, значительном загрязнении токсическими веществами. На сегодня это потенциальные очаги будущего развития опустынивания, причем в достаточно тяжелых формах. Этот же регион является центром «экспортирования» опустынивания путем миграции населения и создания лагерей беженцев со всеми вытекающими из этого последствиями - линейным и очаговым опустыниванием по трассам им передвижения и базирования.

На опустыненных территориях резко ухудшается медико-биологическая и медико-географическая обстановка. Наиболее типичной картиной в настоящее время в аридных районах Республик Бурятии, Тывы и Калмыкии является изменение водно-солевого баланса человека за счет пульверизации солевых и пылевых частиц с солесодержащих почво-грунтов и резкий рост в последние десятилетия заболеваний опорно-двигательных систем. С другой стороны, за счет увеличения запыленности воздуха обостряется ситуация с онкологией дыхательных путей. Как показывает статистика, количество пыльных бурь в южных районах Сибири (Республики Тыва, Бурятия) увеличивается. Пропорционально увеличивается и число заболеваний раком вследствие этих бурь. Ухудшение качества питьевой воды, являющееся важнейшим негативным показателем опустынивания, особенно в орошаемых районах Поволжья и Краснодарского края, за счет применения ядохимикатов и повышения минерализации вод приводит к увеличению частоты случаев возникновения рака пищевой и мочеполовой системы.

В ряде регионов аридной зоны России, особенно сильно подверженных опустыниванию, отмечается миграционный отток

трудоспособного населения. Материальный экономический ущерб, причиняемый опустыниванием, огромен. К числу основных потерь экономического характера, связанных с этим явлением, относятся: потери валовой растениеводческой и животноводческой сельскохозяйственной продукции, снижение объемов промышленного производства, ориентированного на сельскохозяйственное сырье, снижение реальных доходов и жизненного уровня населения, увеличение капиталовложений и затрат на единицу продукции, затраты на проведение восстановительных и охранных работ, количественные и качественные потери природных ресурсов (почвы, запасы питьевой воды), затраты на поддержание условий жизнеобеспечения (жилье, здравоохранение, очистка питьевой воды, транспорт, населенные пункты и др.), компенсации по безработице в результате сокращения производства и высвобождения трудовых ресурсов.

При существующих темпах сокращения продуктивных пастбищных и пахотных земель на засушливых территориях России минимальные ежегодные потери только от ухудшения качества земельных ресурсов (без учета потерь сельскохозяйственной продукции, связанной с ней промышленности и прочих компенсационных выплат на восстановительные, социальные и медицинские цели) составляют не менее 40-50 млн. долларов США ежегодно. Интегральный же эколого-экономический ущерб от опустынивания сельскохозяйственных угодий аридного пояса России по экспертной оценке составляет в денежном эквиваленте в среднем не менее чем 0,7-1,0 млрд. долларов США в год на протяжении последних 15-20 лет.

На необходимость пристального внимания к проблеме опустынивания неоднократно указывалось в ежегодном Государственном (национальном) докладе о состоянии и использовании земель Российской Федерации и Государственном докладе о состоянии окружающей природной среды Российской Федерации за 1994-1999 годы.

Проблема опустынивания и состояние окружающей среды в засушливых зонах России неоднократно обсуждались на многочисленных региональных и всероссийских производственных, научных и научно-практических совещаниях и конференциях. В главных научных учреждениях страны созданы и действуют на постоянной основе: в Российской Академии Наук - научная секция по проблемам аридных экосистем, в Российской академии сельскохозяйственных наук - Научный совет по проблемам опустынивания.

Материалы этих совещаний свидетельствуют о том, что, несмотря на высокую естественную уязвимость засушливых территорий, они обладают наиболее значительным биоклиматическим потенциалом для получения сельскохозяйственной продукции. Высокие суммы активных температур, продолжительный период вегетации предопределяют роль этих территорий как главных ресурсов сельскохозяйственного производства России. В связи с этим неоспоримы актуальность поддержания их высокого биологического и экономического потенциала, ведение работ по профилактике и борьбе с опустыниванием.

11.6.2. Методы борьбы с опустыниванием на территории России

Крайняя актуальность и важность решения проблемы опустынивания и предупреждения последствий засух в Российской Федерации ставят ее в число основных проблем, ограничивающих экологическую, продовольственную и экономическую безопасность России, создающую социальную напряженность в южных регионах страны. Вместе с тем, в России имеется научный, производственный и организационный опыт и потенциал для снижения напряженности экологической, социальной и экономической ситуации в регионах, подверженных опустыниванию и засухам или опасных в отношении опустынивания. Научный опыт закладывался в СССР и России еще в начале 70-х годов научной школой крупного международного авторитета в области оценки и борьбы с

опустыниванием чл.-корр. АН СССР В.А. Ковдой, а в дальнейшем – его учениками и последователями. Производственный опыт складывается как из мероприятий, предпринимавшихся при плановой экономике до распада СССР (адаптированные системы земледелия, регулируемое пастбищное хозяйство, агротехнические и водные мелиорации, лесомелиорация и др.), так и из действий последних лет, в период перехода к рыночной экономике.

Среди этих мероприятий важное значение имели действия по реализации постановления Совета Министров РСФСР от 11.06.90 № 191 "О неотложных мерах по повышению продуктивности кормовых угодий и восстановлению экологического равновесия на Черных землях и Кизлярских пастбищах в 1991-1995 гг." в соответствии с Генеральной схемой борьбы с опустыниванием деградированных земель северного Прикаспия, охватывающей площадь 5,3 млн га. За период 1990-1996 гг. экологическая ситуация на территории Черных земель и Кизлярских пастбищ была стабилизирована. Были выполнены работы на площади более 400 тыс. га подвижных песков. На мелиорированных площадях существенно перестроены ландшафты, сформированы многоярусные, высокопродуктивные пастбища, созданы условия для ведения других видов сельскохозяйственного производства, улучшены санитарно-экологические условия. В тоже время на прилегающих территориях в результате использования ресурсозатратных схем природопользования были опустынены новые участки земель. В Республике Дагестан стали нуждаться в мелиорации земли в междуречье рек Терека и Сулака, в Ставропольском крае - земли в восточных районах, в Республике Калмыкии площади вокруг Черных земель, в Астраханской области - земли на правобережье реки Волги в границах Харабалинского района.

В рамках Государственной комплексной программы повышения плодородия почв России, утвержденной постановлением Правительства Российской Федерации от 17.11.92 № 879 (I этап), и Федеральной

комплексной программы повышения плодородия почв России в 1996-2000 гг. (II этап), одобренной Правительством Российской Федерации от 27.02.96 № АЗ-П1-06174, в аридных регионах России решаются проблемы защиты почв от ветровой и водной эрозии, рационального использования эродированных земель. Особое внимание придается разработке системы мероприятий по сохранению и повышению плодородия земель, включения в практику земледелия почво- и влагосберегающих технологий, рационального сочетания угодий и систем севооборотов, удобрений и машин, обоснованному использованию земель. В рамках этой программы задействована Федеральная программа развития агролесомелиоративных работ в России, одобренная Коллегией Минсельхозпрода России 13.12.94 и разработанная в соответствии с поручением Правительства Российской Федерации от 23.09.92 № ВМ-П-42-31, согласно которой в 1996-2000 гг. намечено: заложить полезащитные полосы на площади 247 тыс. га, создать противоэрозионные лесные насаждения по оврагам, балкам, берегам рек на площади 220 тыс. га; осуществить пастбищезащитные фитомелиоративные насаждения на опустыненных и деградированных пастбищах на площади 120 тыс. га.

Важное значение имеют также действия, предпринятые Госкомэкологией России (с 2000 года – МПР РФ) при поддержке ЮНЕП по разработке планов действий по борьбе с опустыниванием в рамках проекта "Поддержка деятельности по борьбе с опустыниванием в СНГ". Большую роль играют также мероприятия, проводящиеся в отдельных регионах, направленные на профилактику и ликвидацию последствий деградации земель, восстановление их плодородия, снятие социальной и экономической напряженности, вызванных последствиями опустынивания.

Анализ существующих научно-методических концепций, разработок и производственный опыт борьбы с опустыниванием показывает, что эта сложная проблема может решаться. Однако на пути ее решения необходимо преодолеть ряд трудностей. До сих пор отсутствует в полном

объеме координация действий в области борьбы с опустыниванием и предупреждения засух, распространение положительного опыта, накопленного в разных регионах страны, в разных учреждениях и ведомствах, создание единой системы государственного контроля и мониторинга опустынивания. До сих пор идет процесс организационно-научно-идеологической структуризации проблемы, далекий от взаимной заинтересованности и объединения усилий по постановке и координации научных исследований и разработке технологий по предотвращению опустынивания и борьбе с ним.

По проблеме опустынивания и засух в стране задействовано около 20 федеральных органов исполнительной власти, около 200 учреждений регионального подчинения, а также работает более 300 научных и научно-производственных организаций. Необходимы согласованные совместные действия заинтересованных министерств и ведомств, научных и общественных организаций, что предопределяет необходимость разработки и реализации конкретных планов мероприятий на ближайшую и среднесрочную перспективу, а также долговременной стратегии по решению проблемы опустынивания на федеральном уровне с помощью федеральной целевой программы.

Необходимость разработки такого рода программ и Национальных планов действий специально подчеркивается как в Повестке Дня 21 века, так и в Конвенции ООН по опустыниванию. Положительный опыт разработки такого рода комплексных программ в России есть. Подготовлена Национальная программа действий по борьбе с опустыниванием в Республике Калмыкия, завершена работа по подготовке Субрегиональной программы действий по борьбе с опустыниванием для юго-востока Европейской части Российской Федерации, подготовлены проекты региональных планов действий для Юга Западной Сибири, Алтае-Саянского региона, Байкальского региона, Дагестана. Вместе с тем, с проблемой опустынивания тем или иным образом связаны как отдельные

крупнорегиональные программы («Возрождение Волги», «Каспий», «Экологическая безопасность Урала», «Сибирь»), так и некоторые федеральные программы («Леса России», «Система гидрометеорологического обеспечения», «Обеспечение населения питьевой водой», «Технологии картографо-геодезического обеспечения», «Экологическое образование»), а также ряд региональных и межрегиональных программ. Эти и другие комплексные региональные программы и планы могли бы войти составной частью в предлагаемую федеральную целевую программу.

Необходимость разработки и реализации единой федеральной целевой программы по борьбе с опустыниванием обусловлена также комплексностью проблемы, охватывающей значительное количество отраслей и регионов России, значительным научным и производственным заделом, потребностью в обеспечении экологической и продовольственной безопасности страны, сохранении ее природных ресурсов, необходимостью снятия растущей социальной и экономической напряженности в южных регионах России, важностью восстановления системы сельскохозяйственного производства в главных аграрных зонах страны, серьезным вниманием международного сообщества к проблемам, поставленным в Конвенции ООН по борьбе с опустыниванием, а также к вопросу присоединения России к Конвенции, повышающему привлекательность России для иностранных инвестиций.

11.6.3. Перспективы научных исследований и практических действий

Кроме перечисленных обстоятельств, важность решения указанной проблемы программным методом обусловливается тем, что, несмотря на крупные масштабы, до последнего времени явление опустынивания остается слабо изученным. Отсутствует единая концептуальная оценка природно-антропогенного явления, методология его изучения. Для принятия решений отсутствуют достоверные данные, характеризующие

динамику процесса, картографический материал. Ученые, изучающие явление, расходятся в использовании критериев и индикаторов опустынивания. Исследования в регионах проводятся разрозненно, получаемая информация не может быть идентифицирована и обобщена, глубина проработки проблемы подчинена сугубо региональным задачам, проблемы опустынивания и борьба с опустыниванием слабо освещаются и, в связи с этим, не приобрели актуального звучания в целом по России. Это повлекло за собой то, что Россия до настоящего времени не присоединилась к международной "Конвенции ООН по борьбе с опустыниванием", хотя принимала активное участие в ее разработке. Данное обстоятельство не способствует интеграции усилий по борьбе с опустыниванием в международных организациях. Это, во-первых, в значительной мере ослабляет международные научные связи в этой области, а во-вторых, не позволяет использовать определенную финансовую помощь в поддержке научно-производственных исследований. Опустынивание не знает национальных границ. Сегодня научный потенциал и проработки российских ученых в области решения проблем опустынивания в должной мере не вписывается в мировой процесс. Восстановить, расширить и углубить международное сотрудничество - одна из приоритетных задач.

В рамках практических действий в области борьбы с опустыниванием приоритетными направлениями и задачами на ближайшую перспективу следует считать следующие:

- Разработка системы экологических, социальных и экономических критериев и индикаторов для прогноза и мониторинга опустынивания и засух, мер по ликвидации последствий опустынивания.
- Ранжирование и инвентаризация территорий по напряженности проблемы опустынивания, природное и социально-экономическое районирование опустынивания.

- Совершенствование управления, нормативно-правового и законодательного обеспечения действий по борьбе с опустыниванием и засухами. Интеграция действий и мероприятий, осуществляемых в рамках федеральных, региональных и отраслевых программ природоохранного назначения в регионах, подверженных опустыниванию и засухам.
- Совершенствование экономических механизмов, стимулирующих действия в области борьбы с опустыниванием и предупреждения засух.
- Создание и внедрение научно-методологической и технологической основы системы мероприятий по оценке и борьбе с опустыниванием по основным средам жизнеобеспечения (вода, воздух, почва, растительность).
- Разработка и внедрение сельскохозяйственных, лесохозяйственных и промышленных экологически обоснованных технологий, адаптированных к разным природным, экономическим и социальным условиям.
- Оптимизация использования природных ресурсов в регионах, подверженных опустыниванию, оптимизация размещения производства.
- Защита населенных пунктов, в том числе методами агролесомелиорации.
- Разработка и внедрение мероприятий по предупреждению и лечению заболеваний людей и животных в регионах, подверженных опустыниванию.
- Развитие системы образования, просвещения и информационного обмена.
- Вовлечение населения, неправительственных организаций и негосударственных фондов в решение проблемы опустынивания.

- Возрождение и развитие культуры и традиционных методов ландшафтно-адаптированного природопользования коренных народов и местного населения в регионах, подверженных опустыниванию.
- Создание экономических стимулов для привлечения бизнеса.
- Расширение международного сотрудничества, особенно с пограничными государствами.
- Сохранение биоразнообразия.

Глава 12.

ЗАКОНОДАТЕЛЬНЫЕ И ИНЫЕ НОРМАТИВНЫЕ ПРАВОВЫЕ АКТЫ В ОБЛАСТИ ОХРАНЫ ПОЧВ

(по состоянию на 1.06.2001)

В действующем законодательстве отдельные правовые нормы, регулирующие отношения в сфере использования и охраны почв рассредоточены по разным отраслям права, но, в основном, содержатся в земельном законодательстве, частично в природоохранительном и законодательстве, регулирующем отдельные аспекты сельскохозяйственной деятельности. Необходимо отметить, что на законодательном уровне отсутствует четкое разграничение понятий *«земля»* и *«почва»*.

Конституцией Российской Федерации определено, что земля и другие природные ресурсы используются и охраняются в Российской Федерации как основа жизни и деятельности народов, проживающих на соответствующей территории (статья 9), владение, пользование и распоряжение землей и другими природными ресурсами осуществляется их собственниками свободно, если это не наносит ущерба окружающей среде (статья 36).

Другими статьями Конституции декларируются основные гражданские права, принципы и формы регулирования отношений граждан и государства, разделение компетенции различных уровней власти. В частности, определено, что «вопросы владения, пользования и распоряжения землей ... и другими природными ресурсами, ... охрана окружающей среды и обеспечение экологической безопасности» находятся в совместном ведении Российской Федерации и субъектов Российской Федерации (статья 72).

Обозначенные конституционные положения реализуются в государственной политике и в системе законодательства,

регламентирующего отношения, возникающие в сфере природопользования, в том числе и землепользования, природоохранной деятельности.

Сфера взаимодействия общества и природы подразделяется на три группы отношений: природопользование, охрана окружающей среды, обеспечение экологической безопасности. С позиций этих групп отношений вопросы рационального использования и охраны почв и земель регулируются природоохранительным, земельным, лесным, горным, гражданским, административным, уголовным и другим федеральными законодательствами; Указами Президента Российской Федерации и нормативными правовыми актами Правительства Российской Федерации, субъектов Российской Федерации, а также нормативными правовыми актами и инструктивными документами федеральных органов исполнительной власти.

Природоохранительные отношения регулируются Законом РСФСР «Об охране окружающей природной среды».

В отличие от природно-ресурсного законодательства, где охрана обеспечивается путем определения соответствующих правил рационального использования природного ресурса, природоохранительное законодательство формулирует:

- экологические требования, предъявляемые к источникам вредного воздействия на природные среды и объекты;
- экологические требования к качеству окружающей природной среды в целом, отдельным компонентам окружающей среды и природным объектам;
- запретительные нормы (запрет на какие-либо действия, причиняющие вред природной среде);
- обязывающие нормы (обязательность того или иного действия);

- уполномочивающие нормы (предоставление специально уполномоченным органам права на ограничение, приостановление, прекращение деятельности, привлечения к ответственности и взыскания причиненного вреда);
- поощрительные и компенсационные нормы (возмещение ущерба и стимулирование природоохранной деятельности).

Закон об охране окружающей природной среды определяет землю, природные ландшафты особоохраняемые природные территории (заповедники, национальные парки и др.) как объект охраны, а также вводит понятие нормирования качества окружающей природной среды, экологического контроля, экологической экспертизы, экологического правонарушения. В развитие этого Закона приняты законы «Об экологической экспертизе», «Об особо охраняемых природных территориях» и ряд других законодательных актов. Введен ряд положений природоохранного характера в лесное, водное, горное, градостроительное законодательства.

Земельный кодекс – основной законодательный акт, регулирующий земельные отношения и определяющий понятие и содержание рационального использования и охраны земельных ресурсов, контроля за использованием и охраной земель.

Принятый в 1991 году Земельный кодекс определил начало нового этапа в развитии земельных отношений на основе развития различных форм собственности на землю и перехода преимущественно к экономическим и правовым методам охраны почв и земель. В нем была закреплена обязанность всех субъектов земельных отношений по эффективному использованию земель, сохранению и повышению плодородия почв, а также правовые последствия за невыполнение этих требований: полное или частичное прекращение прав на землю, юридическая ответственность и др. Основные статьи Земельного кодекса,

касающиеся вопросов рационального землепользования, организации и осуществления госземконтроля остаются действующими и после Указа Президента Российской Федерации «О приведении земельного законодательства Российской Федерации в соответствие с Конституцией Российской Федерации» от 24.12.93 N2287.

В целях стимулирования рационального использования и охраны земель, а также повышения плодородия почв с 1992 года в законодательном порядке введена плата за землю (Закон «О плате за землю» и развивающие его Указы Президента Российской Федерации и Постановления Правительства Российской Федерации, направленные на формирование рынка земли, становление экономических механизмов регулирования землепользования).

Гражданский кодекс определяет права собственности и другие вещные права на землю и основания изъятия земельного участка, используемого с нарушением земельного и природоохранительного законодательств (Глава 17). Гражданским кодексом и другими законодательными актами (Кодекс об административных правонарушениях, Уголовный кодекс, Закон «О прокуратуре Российской Федерации», «О государственной пошлине» и др.) установлены нормы делопроизводства по привлечению нарушителей законодательства к административной и уголовной ответственности, ответственность должностных лиц за ненадлежащее выполнение должностных обязанностей.

Президентом Российской Федерации и Правительством Российской Федерации в 1992-1995 г.г. принят ряд правовых документов, направленных на усиление контроля за использованием и охраной земель, повышение ответственности за порчу и ухудшение состояния почв. Специально уполномоченными в области охраны окружающей природной среды и использования и охраны земель Федеральными органами исполнительной власти разработаны и утверждены инструктивно-

методические документы по осуществлению государственного контроля за использованием и охраной земель, а также возмещению ущерба, причиненного в результате порчи и загрязнения почв и земель

Дифференцированный подход к охране земельных ресурсов с учетом территориальных особенностей землепользования обеспечивается региональной нормативной правовой базой.

Углубление земельной реформы в России вызывает необходимость дальнейшего совершенствования правового механизма охраны земельных ресурсов и почв, как самостоятельного природного объекта. Для улучшения защиты законных прав собственников земли с одновременным повышением их ответственности за нарушение требований по охране почв проводится работа по пересмотру действующих земельного, природоохранного, уголовного, административного законодательств, которые в комплексе с мерами организационного, экономического и воспитательного характера призваны обеспечить формирование бережного отношения к земельным ресурсам и создание необходимых условий для сохранения и повышения плодородия почв в новых экономических условиях.

При этом в реформирующемся земельном законодательстве прослеживается тенденция смещения трактовки понятия «земля», «земельные ресурсы» в сторону социально-экономических аспектов в ущерб природно-экологическим компонентам без надлежащей компенсации этой тенденции в природоохранительном законодательстве. Не получает необходимого развития принцип «экологизации» земельных отношений, не определены механизмы реализации этого принципа при проведении земельной реформы, не закреплено требование учета в земельно-кадастровой документации показателей, характеризующих качество почв и экологическое состояние земель, определяющих природоохранные ограничения землепользования.

Существующие в настоящее время законы, регулирующие охрану природных объектов и иные правовые нормы ограничения антропогенных нагрузок на окружающую природную среду, в том числе выбросов и сбросов, не обеспечивают сохранения благоприятной для жизнедеятельности человека окружающей среды. Выбросы и сбросы аккумулируются почвой, зачастую необратимо теряющей при этом способность обеспечивать выполнение своих экологических функций.

Отсутствие в действующей нормативно-правовой базе экологической и природоохранной регламентации антропогенных нагрузок на почвы, недостаточная правовая защищенность почв, как одного из главных компонентов экосистем, определяющего ценность земель, отсутствие действенного правового механизма закрепления за правопреемниками ответственности за деградацию почв при смене форм собственности, а также отсутствие государственного учета природно-хозяйственного качества, экологических функций и экологического состояния почв при кадастровой оценке земель и определении стоимостных показателей земельных участков не позволяет стабилизировать сложившуюся ситуацию по предотвращению развития процессов деградации почв.

Необходимость разделения на понятийном уровне содержания и применения терминов «*земля*» и «*почва*», соответствующего отражения этого в законодательстве, регулирующем отношения в области природопользования, охраны окружающей природной среды и других областях деятельности, обусловлена тем, что «земля» – это, в первую очередь, социально-экономическая категория, пространственный базис жизнеобеспечения человека и его хозяйственной деятельности, то есть территориальный природный ресурс, с одной стороны, объект вещных отношений, прав собственности, недвижимое имущество – с другой стороны. «Почва» -- природно-географическая категория, т.е. компонент природной среды, самоценный объект природного разнообразия, выполняющий в природе весьма существенные общебиосферные и

частные экологические функции, и, одновременно, объект труда и средство производства в технологиях природопользования, использующих ее плодородие, т.е. способность почв обеспечивать условия произрастания растений.

Отсутствие разделения на правовом уровне понятий «земля» и «почва» приводит к тому, что в отраслях деятельности, не связанных с использованием плодородия почвы, ценность, а следовательно, и стоимость пространственного базиса (земельного участка) не связывается не только с ценностью почвы как природного объекта, но и ценностью ее как средства производства в иных технологиях природопользования. В отраслях деятельности, связанных с использованием плодородия, ценность пространственного базиса в значительной мере определяется природно-хозяйственным качеством почвы, т.е. совокупностью их свойств, определяющей характер и эффективность хозяйственного использования земель, а также участия почвенного покрова в обеспечении функционирования экосистем (в том числе агроэкосистем). Однако даже в этих отраслях качество почвы оценивается преимущественно со стороны ее плодородия при практически полном игнорировании природно-экологических функций почвы. Закрепленная в земельном законодательстве норма, обязывающая снимать и сохранять для последующего использования плодородный слой почвы при производстве строительных и иных работ, связанных с нарушением земель, во многих случаях не обеспечена экономическими механизмами, поскольку оценка почвы только с точки зрения ее плодородия оказывается заниженной по сравнению с общей природно-хозяйственной ценностью почв.

При отчуждении земель под промышленное и гражданское строительство, помимо единственного закрепленного в законодательстве нормативного требования о снятии и сохранении плодородного слоя почвы, другие нормативные требования к обеспечению сохранения или компенсации утраты экологических и природорегулирующих функций

почвы отсутствуют. В результате складывается крайне неблагоприятная экологическая обстановка в регионах с развитой горнодобывающей, нефтегазодобывающей и перерабатывающей промышленностью.

Вопросы охраны почв, как природного объекта и сохранения способности почв выполнять экологические, природорегулирующие и производственные функции при их использовании в различных отраслях хозяйственной деятельности должны регулироваться в рамках природоохранительного законодательства, а конкретные природоохранные требования к хозяйственной и иной деятельности должны содержаться в отдельных отраслях законодательства и должны учитывать необходимость сохранения почв.

В связи с этим Комитетом Государственной Думы Федерального Собрания Российской Федерации поставлен вопрос о разработке и внесении на рассмотрение проекта федерального закона «Об охране почв», входящего в систему природоохранительного законодательства.

В основу подготовки законопроекта положены следующие основные принципы:

- почвы - самостоятельный природный объект, подлежащий охране как и другие компоненты окружающей природной среды;
- приоритет обеспечения сохранения почв при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, которая оказывает или может оказывать на почвы вредное воздействие;
- обязательность проведения мероприятий по предотвращению деградации и загрязнения почв и по восстановлению деградированных и загрязненных почв;
- предотвращение вредного воздействия деградированных и загрязненных почв на человека, животных, растения, почвенные организмы и другие компоненты окружающей природной среды.

Принятие указанного законопроекта будет способствовать:

- гармонизации природоохранительного законодательства с природно-ресурсным и иными отраслями законодательства;
- введению нормативной правовой базы охраны почв и сохранения способности выполнения их функций через систему природоохранного и отраслевого нормирования антропогенных нагрузок на почвы;
- учету природно-хозяйственного качества почв конкретного земельного участка при государственном учете земель, ведении земельного кадастра и определении стоимостных характеристик земельных участков;
- сохранению редких и находящихся под угрозой исчезновения почв, а также участков с неизменными или малоизмененными хозяйственной деятельностью почвами (эталонными почвами) через систему особо охраняемых природных территорий и территорий с ограниченным режимом использования.

Многие страны, такие, как США, Китай, Германия, Франция, Канада, уже пришли к пониманию того, что охрана почв, борьба с деградацией и загрязнением почв может проводиться только на государственном уровне.

Основным принципом зарубежного законодательства является недопустимость воздействий на почвы, приводящих к ухудшению их качества, деградации, загрязнению и разрушению.

Законами этих стран регламентируется деятельность органов, предприятий, организаций и граждан в области охраны почв, установлены требования и ограничения для территорий с загрязненными почвами, предусматривающие мероприятия по очистке (санации) почв и предотвращению их воздействия на здоровье человека и окружающую среду; предусмотрено ведение государственного учета качества почв, создание банка данных о почвах, включающего мониторинг почв и банк проб почв.

В решениях Всемирной конференции ООН по окружающей среде и развитию (1992 г. Рио-де-Жанейро) отмечено, что охрана и рациональное

использование почв должно являться центральным звеном государственной политики, поскольку состояние почв определяет характер жизнедеятельности человечества и оказывает решающее воздействие на окружающую среду.

Охрана почв должна стать государственной задачей. Необходимо совершенствование государственного управления и экономического регулирования деятельности в области охраны почв. В связи с чем, подготовка и принятие федерального закона «Об охране почв» – базового законодательного акта, который должен быть направлен на утверждение правового статуса почв как особого природного объекта, определяющего устойчивость биосферы, является одной из неотложных и первоочередных мер по охране почв – основного богатства России.

Таблица 12.1.

Перечень законодательных, нормативно-правовых и методических документов, действующих в области охраны почв

Наименование документа	Дата принятия и №	Примечание
Конституция Российской Федерации		
Законодательные акты		
Закон РСФСР "Об охране окружающей природной среды"	от 19.12.91 № 2060-1	в ред. Законов РФ от 21.02.92 № 2397-1, от 02.06.93 № 5076-1
Земельный кодекс РСФСР	от 25.04.91 № 1103-1	в ред. Закона РФ от 28.04.93 № 4888-1; Указов Президента РФ от 16.12.93 № 2162, от 24.12.93 № 2287
Закон РСФСР "О плате за землю"	от 11.10.91 № 1738-1	в ред. Законов РФ от 14.02.92 № 2353-1, от 16.07.92 № 3317-1, Федеральных законов от 09.08.94 № 22-ФЗ, от 22.08.95 № 151-ФЗ, от27.12.95 № 211-

		ФЗ)
Федеральный закон "О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения"	от 30.03.99 № 52-ФЗ	
Закон Российской Федерации "О недрах"	от 21.02.92 № 2395-1	в ред. от 03.03.95 № 27-ФЗ
Федеральный закон "О защите населения и территорий от чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера"	от 21.12.94 № 68-ФЗ	
Федеральный закон "Об экологической экспертизе"	от 23.11.95 № 174-ФЗ	в ред. от 15.04.98 65-ФЗ
Федеральный закон "Об особо охраняемых природных территориях"	от 14.03.95 № 33-ФЗ	
Федеральный закон "О природных лечебных ресурсах, лечебно-оздоровительных местностях и курортах"	от 23.02.95 № 26-ФЗ	
Федеральный закон "Об архитектурной деятельности в Российской Федерации"	от 17.11.95 № 169-ФЗ	
Федеральный закон "О геодезии и картографии"	от 26.12.95 № 209-ФЗ	
Федеральный закон "О мелиорации земель"	от 10.01.96 № 4-ФЗ	
Лесной кодекс Российской Федерации	от 29.01.97 № 22-ФЗ	
Федеральный закон "О безопасном обращении с пестицидами и агрохимикатами"	от 19.07.97 № 109-ФЗ	
Федеральный закон "О государственном регулировании обеспечения плодородия земель сельскохозяйственного назначения"	от 16.07.98 № 101-ФЗ	
Градостроительный кодекс Российской Федерации	от 7.05.98 № 73-ФЗ	
Федеральный закон "Об отходах производства и потребления"	от 24.06.98 № 89-ФЗ	
Федеральный закон "О государственном земельном кадастре"	от 02.01.00 № 28-ФЗ	
Федеральный закон "О землеустройстве»	От 18.06.01 № 78-ФЗ	
Указы Президента Российской Федерации		
О регулировании земельных отношений и развитии аграрной реформы в России	от 27.10.93 № 1767	
О федеральных природных ресурсах	от 16.12.93 № 2144	
Об усилении государственного контроля за использованием и охраной земель при проведении земельной реформы	от 16.12.93 № 2162	
О приведении земельного законодательства Российской Федерации в соответствие с Конституцией Российской Федерации	от 24.12.93 № 2287	
О государственной стратегии Российской Федерации по охране окружающей среды и обеспечению устойчивого развития	от 04.02.94 № 236	
О праве собственности граждан и юридических	от 14.02.96	

лиц на земельные участки под объектами недвижимости в сельской местности	№ 198	
О реализации конституционных прав граждан на землю	от 07.03.96 № 337	
Постановления Правительства Российской Федерации		
О нормативах возмещения потерь сельскохозяйственного производства при изъятии, уничтожении или порче оленьих пастбищ	от 15.03.89 №86 (в редакции 26.02.92)	Постановление Совета Министров РСФСР
О мониторинге земель	от 15.07.92 № 491	
Об утверждении Положения о порядке консервации деградированных сельскохозяйственных угодий и земель, загрязненных токсичными промышленными отходами и радиоактивными веществами	от 05.08.92 № 555	
Об утверждении Положения о порядке возмещения убытков собственникам земли, землевладельцам, землепользователям, арендаторам и потерь сельскохозяйственного производства	от 28.01.93 № 77	
Об утверждении порядка купли-продажи гражданами Российской Федерации земельных участков	от 30.05.93 № 503	
О проведении инвентаризации земель для определения возможности их предоставления гражданам	от 12.07.93 № 659 (с изменениями от 27.12.94)	
О порядке перевода лесных земель в нелесные для использования их в целях, не связанных с ведением лесного хозяйства и пользованием лесным фондом	от 23.10.93 № 1064	
Об утверждении Положения о порядке осуществления государственного контроля за использованием и охраной земель в Российской Федерации	от 23.12.93 № 1362	
О рекультивации земель, снятии, сохранении и рациональном использовании плодородного слоя почвы	от 23.02.94 № 140	
О нормативах возмещения потерь сельскохозяйственного производства при изъятии, уничтожении или порче оленьих пастбищ	от 15.06.94 № 908-р	Распоряжение Правительства Российской Федерации
О порядке определения нормативной цены земли	от 03.11.94 № 1204	
О внесении изменений в постановление Совета Министров - Правительства Российской Федерации от 28 января 1993 г. № 77 "Об утверждении Положения о порядке возмещения	от 27.11.95 № 1176	

убытков собственникам земли, землевладельцам, землепользователям, арендаторам и потерь сельскохозяйственного производства		
Об утверждении Положения о лицензировании проектно-изыскательских работ, связанных с использованием земель	от 12.12.95 № 1230	
Об утверждении Положения о порядке проведения государственной экологической экспертизы	от 11.06.96 № 698	
Об утверждении Положения о водоохранных зонах водных объектов и их прибрежных защитных полосах	от 23.11.96 № 1404	
Об утверждении Положения о лицензировании деятельности в области мелиорации земель	от 13.09.96 № 1093	
О ФЦП "Развитие земельной реформы в Российской Федерации на 1999 – 2002 гг.	от 26.06.99 № 694	
Методические документы		
Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами	13.03.87 № 4266-87	Утверждены Минздравом СССР
Критерии оценки экологической обстановки территорий с целью выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия	30.11.92	Утверждены Минприроды России
Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами		Утвержден Минприроды России 18.11.93, Роскомземом 10.11.93
Инструкция по организации и осуществлению государственного контроля за использованием и охраной земель органами Минприроды России	от 25.05.94 № 160	Утверждена приказом Минприроды России
Положение об оценке воздействия намечаемой хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду в Российской Федерации	от 16.05.2000 № 372	Утверждено приказом Госкомэкологии РФ, зарегистрировано в Минюсте 04.07.2000 № 2302
Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель		Утверждена Минприроды России 11.07.94, Роскомземом 08.07.94
Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель		Утверждены Минприроды России 15.02.95, Роскомземом 28.12.94 и Минсельхозпро-дом

		России 26.01.95
Основные положения о рекультивации земель, снятии, сохранении и рациональном использовании плодородного слоя почвы	от 22.12.95 № 525/67	Утверждены приказом Минприроды России и Роскомзема, зарегистрированы в Минюсте России 29.07.96 № 1136
Гигиенические нормативы. ГН 2.17.020-94. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах (Дополнение № 1 к перечню ПДК и ОДК № 6229-91)	1995	
Правила охраны окружающей природной среды от вредного воздействия пестицидов и минеральных удобрений при их применении, хранении и транспортировке	Приказ Минприроды России от 20.12.95 № 521	

ЛИТЕРАТУРА

Абрамова М.М. Сезонная изменчивость некоторых химических свойств лесной подзолистой почвы //Тр. Почв. ин-та им. Докучаева. М.: Изд-во АН СССР, 1947. Т. 25. С. 228-273.

Авакян З.А. Токсичность тяжелых металлов для микроорганизмов //Итоги науки и техники. Сер. Микробиология. М: ВИНИТИ, 1973. Т.2. С.5-45.

Авдонин Н.С. Свойства почвы и урожай. М., 1965. 254 с.

Авдонин Н.С., Лебедева Л.А. Влияние длительного применения удобрений и известкования на свойства кислых почв //Агрохимия. 1970. №7. С.3-11.

Аверьянов С.Ф., Юневич Д.П., Игнатьева В.М. Глубокое осушение болот //Гидротехника и мелиорация. 1960. №5. С. 24-36.

Агропромышленный комплекс России (состояние и проблемы реформирования).Составители: Д.М.Хомяков, Р.А.Искандерян. М.: Изд-во МГУ, 1997. 66 с.

Агроэкологическое состояние черноземов ЦЧО. Воронеж, 1996. 326 с.

Адерихин П.Г. Изменение черноземных почв ЦЧО при использовании их в сельском хозяйстве. / Черноземы ЦЧО и их плодородие. М.: Наука, 1964. С. 61 – 88.

Айбасов Е.Б. Эрозия горных пастбищ в зависимости от способов выпаса //Тез. докл. VI съезда ВОП. Кн.5. Тбилиси, 1981. С.183-184.

Акимович Н.Н. Запыленность воздуха во время пыльных бурь 1960 г. в Одессе // Пыльные бури и их предотвращение. М.: Изд-во АН СССР, 1963. С. 97-99.

Акопова Г.С., Сидорова Е.В., Можарова Н.В. Охрана почв в газовой промышленности. ИРЦ РАО «Газпром», 1995.

Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 288 с.

Алексахин Р.М., Романов Г.Н., Тихомиров Ф.А. Крышев И.И. Радиоэкологические ситуации, связанные с крупномасштабным загрязнением окружающей среды (р. Теча, аварии на Южном Урале и на Чернобыльской АЭС): сельскохозяйственные и экологические аспекты // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. СПб.: Гидрометеоиздат, 2000. Т.1. С. 48 – 58.

Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: 1987. 142 с.

Алиев С.А., Гаджиев Д.А. Влияние загрязнения нефтяным органическим веществом и активность биологических процессов в почве // Изв. АН АзССР. Биол. наука. 1977. № 2. С. 46-49.

Амелин А.В., Баранов А.В. Главные принципы защиты территории и инженерных сооружений газового комплекса от неблагоприятных последствий эрозионных процессов // Эрозионные процессы Центрального Ямала./ Под ред. А.Ю.Сидорчука, А.В.Баранова. СПб., 1999. С.304-323.

Аммосова Я.М., Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Охрана почв от химического загрязнения. М.:Изд-во МГУ, 1989. 96 с.

Ананьев В.А., Кондратьев В.Н. Лесовозобновление и формирование хвойных насаждений после сплошных рубок на осушенных торфяных почвах // Лесной журн.1997. 9. С.36-72.

Андреев В.Л. Классификационные построения в экологии и систематике. М.: Наука, 1980, 142с.

Андреяшкина Н.И. Оценка состояния растительного покрова на нарушенных землях в районе Бованенковского ГКМ //Освоение Севера и проблемы рекультивации. Тез.докл. Междун. конф. Сыктывкар, 1991. С.11-12.

Андришин М.В., Каньяр П.И. Оценка размещения полезащитных лесных полос при внутрихозяйственном землеустройстве в условиях равнинной местности // Проектирование противоэрозионных мероприятий. М., 1973. С. 94-107.

Анисимова М.А. Детоксицирующая способность почв и выделенных из них гуминовых кислот по отношению к гербицидам: Автореф. дис.... канд.биол.наук. М., 1997. 23с.

Антропогенная эволюция черноземов / Под ред. А.П. Щербакова, И.И. Васенева. Воронеж, 2000. 409 с.

Аристархов А.И. Оптимизация питания растений и применения удобрений в агроэкосистемах. М.: ЦИНАО, 2000. С. 303-350.

Арчегова И.Б., Мажитова Г.Г. Мониторинг восстановительного процесса тундровых почв при прекращении антропогенного воздействия //Тез. докл. Междун. конф. «Мониторинг криосферы». Пущино, 1999. С.141.

Ачканов А.Я., Николаева С.А. Вторичный гидроморфизм почв степных ландшафтов Западного Предкавказья // Почвоведение. 1999. №12. С.1424-1432.

Базилевич Н.И. Биологическая продуктивность экосистем Северной Евразии. М.: Наука, 1993. 293 с.

Базилевич Н.И., Шитикова Т.Е, Особенности биогеохимии некоторых лесных ландшафтов различных термических поясов //Почвоведение. 1989. №7. С.11-23.

Балабко П.Н. Микроморфология, диагностика и рациональное использование пойменных почв Восточно-Европейской и Западно-Сибирской равнин: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1991. 48 с.

Баранов А.В., Махонин Г.И. Опасные гидрологические и геологические процессы и мероприятия по снижению техногенного воздействия на геологическую среду // Эрозионные процессы Центрального Ямала / Под ред. А.Ю. Сидорчука, А.В. Баранова. СПб., 1999. С.290-303.

Барановская А.В., Азовцев В.И. Влияние орошения на миграцию карбонатов в почвах Поволжья // Почвоведение. 1981. №10. С. 17-26.

Бараш С.И. О некоторых тенденциях в урожайности зерновых культур европейской части России и СССР //Тр. по прикладной ботанике генетике и селекции. 1980. Т. 66, вып. 1. 85 с.

Безуглова О.С. Гумусное состояние черноземно-степных и каштановых почв южной России. Автореф.дис. ... д-ра биол. наук. М: МГУ, 1994. 52 с.

Безуглова О.С., Назаренко О.Г. Генезис и свойства мочаристых почв Предкавказья //Почвоведение. 1998. №12. С. 1423-1430.

Белопольский В.А. Прикладные подходы к ландшафтному земледелию в степи Украины //Аграрная наука. 1998. № 1. С.9-11.

Бельгибаев М.Е., Долгилевич М.И. О предельно допустимой величине эрозии почв // Тр.ВНИИАЛМИ. 1970. Вып. 1. С.30-31.

Березин П.Н. Структура и гидрофизика набухающих почв // Тез. Всесоюз. совещ. по влагометрии почв. Л., 1987.

Березин П.Н., Воронин А.Д., Шеин Е.В. Структура почв: энергетический подход к количественной оценке // Почвоведение. 1983. №10

Березин П.Н., Гудима И.И. Физическая деградация почв // Почвоведение. 1994. №11. С.67-70.

Березин П.Н., Макурин А.Б. Структура порового пространства набухающих почв: параметры, программа для ЭВМ // Сб. науч. тр."Комплексное изучение продуктивности агроценозов". Пущино, 1987.

Береснева И.А. Мезоклиматические ресурсы аридной зоны Азии: Докт. дис... С.- П.: 1992. 232 с.

Бессчетнова А.Г. Мониторинг гумусного состояния черноземной зоны Ростовской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ростов-на-Дону, 2000. 25 с.

Беус А.А., Грабовская Л.И., Тихонова Н.В. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1976. 248 с.

Бирюкова О.Н., Орлов Д.С., Рейнтам Л.Ю., Мефодьева Л.Н. Влияние сельскохозяйственного использования на гумусное состояние и некоторые свойства бурых псевдоподзолистых почв //Агрохимия. 1986. №2. С.71-76.

Блынская И.В. Окислительно-восстановительное состояние черноземов в условиях различных режимов увлажнения // Тез. докл. Междун. конф. студентов и аспирантов по фундаментальным наукам "Ломоносов-96". М., 1996. С. 8.

Бобровицкая Н.Н., Баранов А.В. и др. Сток воды и наносов на овражных водосборах //Эрозионные процессы центрального Ямала/ Под ред. А.Ю.Сидорчука, А.В.Баранова. Спб., 1999. С.90-105.

Богданов В.Л., Горохова Т.Б. Оценка природных ресурсов северных территорий на основе биотичесских критериев степени антропогенной нарушенности экосистем //Город в Заполярье и окружающая среда. Тр. Второй Междун. конф. (Нарьян-Мар, 10-12 сент. 1997 г.). Сыктывкар, 1998. С.315-320.

Богданова М.Д. Об устойчивости почв к кислотным воздействиям и опыт составления прогнозной карты // Вестн. Моск. ун-та . Сер. 5, География. 1991. № 2. С. 71-78.

Боч М.С., Мазинг В.В. Экосистемы болот СССР. Л.: Наука, 1979.

Браукила Ю., Рилишкене Э. Эффективность и смыв симазина в посевах кукурузы на почвах холмистого рельефа//Сб. науч. ст. Литов. НИИ земледелия, 1983. С.28-33.

Будзинский Ю.А., Черкашин П.М., Овдиенко А.Г. Просадочные деформации на орошаемых массивах Восточного Предкавказья, сложенных лёссовыми породами // Пути улучшения мелиоративного состояния орошаемых земель. Новочеркасск, 1980. С. 39-50.

Бузыкин А.И., Л.С.Пшеничникова. Влияние лесозаготовительных машин на возобновление в подзоне южной тайги Средней Сибири //Изв. ТСХА.1997. Вып. 56. С.42-47.

Бузыкина А.И., Попова Ф.В. Продуктивность сосновых лесов //Лесной журн. 1978. С.5-43.

Бурыкин А.М. Темпы почвообразования в техногенных ландшафтах в связи с их рекультивацией //Почвоведение. 1985. №2 .С.81-93.

Бурыкин А.М. Темпы эрозии почв в естественных и техногенных ландшафтах //Почвоведение. 1986. №4. С.8-89.

Бурыкин А.М. Роль подстилающего субстрата в плодородии рекультивированных земель (на примере КМА) //Почвоведение. 1991. № 2. С.159-164

Бучкина Н.П. Почвы типичной тундры полуострова Ямал : Автореф. дис... канд. биол. наук.СПб.,1996. 18 с.

Быстрицкая Т.Л., Тюрюканов А.Н. Черные слитые почвы Евразии.: М.: Наука, 1971. 254 с.

*Варфоломеев Л.А.*О почвообразовании на вырубках еловых лесов в северной части среднетаежной подзоны //Почвоведение. 1964. №8. С.15-25.

Варфоломеев Л.А. Изменение состава гумуса в среднетаежных подзолистых почвах в связи с вырубкой леса и сельскохозяйственном освоении //Химия, генезис и картография почв. М., 1968.С.22-25.

Варшал Г.М. и др. Изучение химических форм элементов //ЖАХ. 1983. Т.38, вып.9. С.1590-1600.

Васенев И.И., Таргульян В.О. Ветровал и таежное почвообразование. М.: Наука, 1995. 247 с.

Васильевская В.Д. Почвообразование в тундрах Средней Сибири. М.: Наука, 1980. 234 с.

Васильевская В.Д. Оценка устойчивости тундровых мерзлотных почв к антропогенным воздействиям //Вестн. Моск. Ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 1996. №1. С.27-35.

Васильевская В.Д., Григорьев В.Я. Почвы центрального Ямала // Эрозионные процессы центрального Ямала. СПб., 1999. С.54-88.

Васильевская В.Д., Григорьев В.Я., Кирилишин В.А. Первичная продуктивность растительности как количественный показатель устойчивости и самовосстановления нарушенных тундровых почв //Вестн. Моск. ун-та. Сер.17, Почвоведение. 1999. № 3. С.49-56.

Васильевская В.Д., Иванов В.В., Богатырев Л.Г. Почвы севера Западной Сибири. М.: Изд-во МГУ, 1986. 227 с.

Веселовский В.А., Вшивцев В.С. Биотестирование загрязнения нефтью по реакции фотосинтетического аппарата растений // Восстановление нефтезагря зненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С. 99 - 112.

Виноградов Б.В. Развитие концепции опустынивания // Изв. АН. Сер. Геогр.1997. № 5. С. 94-105.

Винокурова Н.А., Колоскова А.В., Сперанская Г.И., Шакирова К.Ш, Гумус почв Волжско-Камской лесостепи и его роль в плодородии. Казань: Изд-во Казан. Ун-та, 1972. 133 с.

Владимиров В.А. Социальные аспекты радиоактивного загрязнения окружающей среды после ядерных взрывов и радиационных аварий // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. СПб.: Гидрометеоиздат, 2000. Т.1. С. 72 – 91.

Владыченский А.С., Ульянова Т.Ю., Баландин С.А., Козлов И.Н. Влияние выпаса на почвы арчовых лесов Юго-Западного Тянь-Шаня // Почвоведение. 1994. № 7.

Владыченский А.С., Ульянова Т.Ю., Сыдыкбаев Т.Н. Почвенно-экологический мониторинг горных пастбищ // Почвенно-экологический мониторинг горных пастбищ (учебное пособие). М.: Изд-во МГУ, 1993. С. 200-218.

Волошников В.Д., Волошникова Н.А. Книга о полезных ископаемых. М.: Недра, 1981. 171с.

Воробьев Г.И., Н.А. Моисеев, К.Б. Лосицкий и др. Экономическая география лесных ресурсов СССР. 1979. 406с.

Воробьева Л.А. Теория и методы химического анализа почв. М.: Изд-во МГУ, 1995. 136 с.

Воронин А.Д. Основы физики почв М.: Изд-во МГУ, 1986. 243 с.

Воронцов А.И., Харитонова Н.З. Охрана природы. М.:Высш. шк., 1977. 406 с.

Втюрин Б.И. Криогенное строение многолетнемерзлых пород Якутии как основа долгосрочного инженерно-геокриологического прогноза //Устойчивость поверхности к техногенным воздействиям в области вечной мерзлоты. Якутск, 1980. С.50-57.

Гаврильев П.П., Угаров И.С., Ефремов В.П. Градация устойчивости деятельного слоя почвогрунтов в Якутии при антропогенном воздействии // Тез. докл. II Междун. конф. «Криопедология 97». Сыктывкар, 1997. С.166-167.

Гайнутдинов М.З. и др. Рекультивация нефтезагрязненных земель лесостепной зоны Татарии //Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С.177-197.

Ганжара Н.Ф. О коэффициенте гумификации и методическом подходе к определению гумусового баланса в почвах // Почвоведение. 1979. №4. С.139-146.

Ганжара Н.Ф. Факторы, обусловливающие уровни относительной стабилизации содержания, запасов и состава гумуса в почвах. //

Органическое вещество и плодородие почв. Сб. науч. тр. ТСХА им. Тимирязева. М. 1983. С. 17-23.

Ганжара Н.Ф. Гумусообразование и агрономическая оценка органического вещества подзолистых и черноземных почв европейской части СССР. Дис... д-ра биол. наук. М., 1988. 410 с.

Ганжара Н.Ф. Почвоведение, учебник. М.: Агроконсалт, 2001. 392 с.

Ганжара Н.Ф., Орлов Д.С. Процессы трансформации органического вещества в почвах и его качественный состав. //Концепция оптимизации режима... 1993. С.18-26.

Гендугов В.М., Кузнецов М.С., Халилов М.С., Иванюта А.А. Новый подход к оценке эродирующего действия потока на почву // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 1997. № 3. С. 37-41

Геннадиев А.Н., Пузанова Т.А., Чендев Ю.Г. Техногенные нарушения природных трендов эволюции почв и их экологические последствия //Программа "Университеты России", География. М., 1993. С. 195-203.

Геоэкология Севера (введение в геокриологию) / Под ред. В.И.Соломатина. М.: Изд-во МГУ, 1992. 270 с.

Герасимова М.И., Караваева Н.А., Таргульян В.О. Деградация почв: методология и возможности картографирования //Почвоведение. 2000. №3. С.358-365.

Гилязов М.Ю. Охрана почв в районах нефтедобычи ТАССР // Защита растений и охрана природы в Татарской АССР., Казань, 1989. вып.4. С.118-119.

Глазовская М.А. Принципы классификации почв по их устойчивости к химическому загрязнению // Земельные ресурсы мира, их использование и охрана. М. 1978. С. 85-98.

Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высш. школа. 1988, 328 с.

Глазовская М.А. Принципы классификации почв по опасности их загрязнения тяжелыми металлами //Биол. науки. 1989. №9. С.38-46.

Глазовская М.А. Опыт классификации почв мира по устойчивости к техногенным кислотным воздействиям // Почвоведение. 1990. № 9. С. 82-96.

Глазовская М.А. Критерии классификации почв по опасности загрязнения свинцом. //Почвоведение. 1994. №4. С.110-120.

Глазовская М.А. Проблемы и методы оценки эколого-геохимической устойчивости почв и почвенного покрова к техногенным воздействиям //Почвоведение. 1999. № 1. С.114-124.

Глазовский Н.Ф., Орловский Н.С. Проблемы опустынивания и засух в СНГ и пути их решения // Изв. РАН. Сер. геогр. 1996. N 4. С. 7-23.

Глазунов Г.П., Гендугов В.М. О выдувании почв // Вестн. Моск. ун-та. 1997. Сер. 17, Почвоведение. № 3. С.10-14.

Глазунов Г.П., Гендугов В.М. Механизмы ветровой эрозии почв //Почвоведение. 2001. №6. С.741-755.

Глазунов Г.П., Гендугов В.М. Исследование крупномасштабного явления ветровой эрозии почв // Почвоведение. (В печати).

Глазунов Г.П., Гендугов В.М., Михейкин С.В., Смирнов А.Ю. Выдувание связных почв и оценка эффективности почвенных кондиционеров // Вестн. Моск. ун-та. 1999. Сер. 17, Почвоведение. №4. С.36-44.

Глобальные изменения природной среды (климат и водный режим) / Под ред. Касимова Н.С., Горшкова С.П., Евсеевой Л.С., Кислова А.В., Клиге Р.К. М.: Науч. мир, 2000. 304 с.

Головенко С.Е., Григорьев В.Я., Крыленко И.В. и др. Эрозионно-аккумулятивные процессы на п-ове Ямал и их оценка в связи с промышленным освоением региона (на примере Бованенковского ГКМ) // Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 1995. Вып.10. С.104-120.

Гончаров В.Н. Динамика русловых потоков. М.: Гидрометеоиздат, 1962. 372 с.

Горленко М.В. Функциональное биоразнообразие почвенных микроорганизмов: подходы к оценке. Перспективы развития почвенной биологии // Тр. Всерос. конф. Москва, 22 февраля 2001. М.: МАКС Пресс, 2001. С. 228-234

Горяинова Н.В. Гумусное состояние черноземов юга европейской части России: Автореф. дис... канд. биол. наук. М.: Изд-во МГУ, 1995, 24 с.

Государственный (национальный) доклад о состоянии и использовании земель в Российской Федерации за 1994 г. М., 1995. С. 50-51.

Государственный (национальный) доклад о состоянии и использовании земель Российской Федерации за 1996 год. М.: Руссолит, 1997. 88 с.

Граве Н.А. Устойчивость поверхности к механическим нарушениям при освоении Севера // Изв. АН Сер. геогр. 1982. №6. С.54-62.

Григорьев В.Я. Расчетное определение критерия минимизации эрозии почв и оптимизации противоэрозионных мероприятий // Почвоведение. 1998. N 4. С.466-475.

Григорьев В.Я., Баранов А.В., Бобков А.В. Оценка ручейковой эрозии нарушенных тундровых почв при талом стоке //Эрозионные процессы центрального Ямала. СПб., 1999. С.274-287.

Гришин И.А. Влияние пожаров на свойства почв под дубовыми лесами //Вопросы географии Дальнего Востока. 1973. №12. С.162-175.

Гришина Л.А., Баранова Т.А. Влияние кислотных осадков на свойства почв лесных экосистем южной тайги // Почвоведение. 1990. № 10. С. 121-136.

Гришина Л.А., Копцик Г.Н., Моргун Л.В. Организация и проведение почвенных исследований для экологического мониторинга. М.: Изд-во МГУ, 1991. 82 с.

Гришина Л.А., Орлов Д.С. Система показателей гумусного состояния почв//Проблемы почвоведения. М., 1987, С.41-47.

Гудзенко В.В., Бородавко И.В. Некоторые результаты наблюдений за движением индикаторов в зоне аэрации // Чернобыль – 94: Докл. IY

Междун. науч.-техн. конф. «Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС». Чернобыль, 1996. Т.1. С. 120-129.

Гузев В.С., Волде М.И., Куличевская И.С., Лысак Л.В. Влияние масляной кислоты на активность углеводородокисляющих родококков //Микробиология. 2001. Т. 70, № 3. С. 313-320.

Гузев В.С., Левин С.В. Действие тяжелых металлов на микробную систему почв. Микроорганизмы как компоненты биоценоза. Алма-Ата: Наука, 1982. С.91-93.

Гузев В.С., Левин С.В. Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов// Тр. конф. «Перспективы развития почвенной биологии» (отв.ред. Д.Г.Звягинцев). М.: МГУ-РАН. МАКС Пресс, 2001. С.178-219.

Гузев В.С., Левин С.В., Селецкий Г.И. и др. Роль почвенной микробиоты в рекультивации нефтезагрязненных почв. Микроорганизмы и охрана почв / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1989. С.129-150.

Гулисашвили В.З. Горное лесоводство для условий Кавказа. М.; Л.: Гослесбумиздат,1956. 354 с.

Гулько А.Е., Хазиев Ф.Х. Фенолоксидазы почв: продуцирование, иммобилизация, активность//Почвоведение. 1992. № 11. С.55-67.

Дегтярев И.В. Проблемы земельного кадастра в СССР. М.: Наука, 1979. 223 с.

Дмитриев Е.А. Закономерности пространственной неоднородности состава и свойств почв: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Москва, 1983. 51с.

Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во МГУ, 1995. 320 с.

Добровольская Т.Г., Чернов И.Ю., Звягинцев Д.Г. О показателях структуры бактериальных сообществ //Микробиология. 1997. Т.66, №3. С.408-414

Добровольский Г.В. Почвы речных долин центра Русской равнины. М., Изд-во МГУ, 1968. 296 с.

Добровольский Г.В. Тихий кризис планеты //Вестн. РАН. 1997. Т. 67, №4. С.313–320.

Добровольский Г.В., Гришина Л.А. Охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 224 с.

Добровольский Г.В., Урусевская И.С. География почв. Москва, МГУ. 1984. 415 с.

Докучаев В.В. Наши степи прежде и теперь // Собр. соч. М.: Изд-во АН СССР, 1951. Т.6. С. 13-102.

Долгилевич М.И., Васильев Ю.И., Сажин А.Н. Системы лесных полос и ветровая эрозия. М.: Лесная пром., 1981. 160 с.

Долгопятова Н.Г., Сатаев А.С. К вопросу о включении в сельскохозяйственное производство земель, подверженных загрязнению химическими реагентами при бурении газовых скважин// Основные пути повышения плодородия почв. Ставрополь, 1982. С. 18-23.

Дончева А.В., Марковская А.В. и др. Методика выявления и районирования природно-хозяйственных конфликтов экологического значения на

территории СССР // Вестн. Моск. ун-та. 1989. Сер. География. № 2, С. 8-18.

Доценко Л.С. Влияние выпаса на физические условия в почве под многолетними травами //Сб. тр. по агрономической физике. 1960. Вып.8. С.92-102.

Дьяконова К.В., Когут Б.М. Система показателей гумусового состояния для моделей плодородия черноземов. Плодородие черноземов в связи с интенсификацией их использования // Науч. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1990. С. 211-217.

Дякун Ф.А. Динамика лесного фонда Европейско-Уральской части России (1996 – 1998 гг) и научное обеспечение государственного учета лесного фонда: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2001. 51 с.

Евдокимова Г.А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Кольск. науч. центр РАН, 1995. 272 с.

Евдокимова Т.И., Новокшонова Л.И. Биологическая продуктивность некоторых сельскохозяйственных культур и круговорот зольных элементов и азота на орошаемых южных черноземах. // Проблемы ирригации почв юга черноземной зоны. М.:Наука, 1980. С. 61-79.

Егоров В.В. Об орошении черноземов // Почвоведение. 1984. №12. С.39-47.

Зайдельман Ф.Р. Глубокое осушение низинных болот //Гидротехника и мелиорация. 1960. №11. С. 25-31.

Зайдельман Ф.Р. Подзоло- и глееобразование. М.:Наука, 1974. 208 с.

Зайдельман Ф.Р. Мелиорация заболоченных почв Нечерноземной зоны РСФСР. М.: Колос, 1981. 168 с.

Зайдельман Ф.Р. Гидрологический режим почв Нечерноземной зоны. Л.: Гидрометеоиздат, 1985.
328 с.

Зайдельман Ф.Р. Естественное и антропогенное переувлажнение почв. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. 328 с.

Зайдельман Ф.Р. Экологическая защита мелиорируемых почв и ландшафтов //Почвоведение, 1993. №1. С. 5-15.

Зайдельман Ф.Р. Закономерности формирования светлых кислых элювиальных горизонтов в профиле почв//Научные открытия (краткие описания за 1995-1996 г.г.). М.: Изд-во РАЕН и ААНО, 1997. С.14.

Зайдельман Ф.Р. Гидрологический фактор антропогенной деградации почвенного покрова России и меры ее предупреждения //Агрэрная деградация почвенного покрова России и меры ее предупреждения. Всесоюз..конф. М.1998. Т.2. С.70-72.

Зайдельман Ф.Р. Процесс глееобразования и его роль в формировании почв. М.: Изд-во МГУ, 1998. 300 с.

Зайдельман Ф.Р. и др. Экологические основы глубокого мелиоративного рыхления почв. М.: Изд-во МГУ, 1986. 197 с.

Зайдельман Ф.Р., Банников М.В., Шваров А.П. Структура и экологическая оценка пирогенных образований на сгоревших осушенных торфяных почвах //Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1998. №2. С. 26-31.

Зайдельман Ф.Р., Банников М.В., Шваров А.П. Судьбы осушенных торфяных почв в России //Природа. 1999. №7. С. 40-51.

Зайдельман Ф.Р., Гаджиев Я.М., Рожкова Л.С. Опыты моделирования процессов взаимодействия заболоченных почв и грунтов с водами водохранилищ// Комплексное использование водохранилищ. М.: Изд-во МГУ, 1978. Вып. 4. С. 127-136.

Зайдельман Ф.Р., Давыдова И.Ю. Причины ухудшения физических и химических свойств черноземов при орошении неминерализованными водами //Почвоведение. 1989. №11. С. 101-108.

Зайдельман Ф.Р., Никифорова А.С. Изменение свойств легких почв Окско-Мещерского полесья под влиянием осушения и окультуривания // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение. 1996. №2. С. 11-15.

Зайдельман Ф.Р., Тюльпанов В.И., Ангелов Е.Н., Давыдов А.И. Почвы мочарных ландшафтов – формирование, агроэкология и мелиорация. М.: Изд-во МГУ. 1998. 160 с.

Зайдельман Ф.Р., Шваров А.П., Павлова Е.Б., Головин С.Н. Скорость биохимического разложения органического вещества осушенных торфяных почв при разных способах пескования //Почвоведение. 1997. №9. С.1148-1156.

Зайцев В.Т., Гайдарова Л.И. Экономическая оценка использования неудобных земель в сельском и лесном хозяйствах. Киев, 1976. 57 с.

Заславский М.Н. Эрозиоведение. М.: Высш. школа. 1983. 320 с.

Захаренко В.А. Гербициды. М.: Агропромиздат, 1990. 240 с.

Захаренко В.А. Мониторинг в системе эффективного применения гербицидов // Рекомендации по региональному применению гербицидов в Российской Федерации. М.: РАСХН, 1998. С.3-8.

Захаренко В.А. Состояние и задачи научного обеспечения гербологии в XXI веке // Материалы второго науч.-произв. совещания "Состояние и развитие гербологии на пороге XXI столетия". Голицино, 2000. С.300-321.

Звалинский В.П., Хомяков Д.М. Земледелие и рациональное природопользование (экологические и социально-экономические аспекты) М., Изд-во МГУ, 1998. С 30-43.

Звягинцев Д.Г., Кураков А.В., Умаров М.М., Филип З. Микробиологические и биохимические показатели загрязнения свинцом дерново-подзолистой почвы // Почвоведение. 1997. N9. С.2-8.

Зенова Г.М., Звягинцев Д.Г. Антропогенные изменения структуры комплекса почвенных актиномицетов // Почвоведение. 1998. N 7. С.680-688.

Злочевская Р.И., Дивисилова В.И. О взаимодействии глин с растворами электролитов в процессе их набухания // Связанная вода в дисперсных системах. М.: Изд-во МГУ, 1972. вып. 2. С.43-65.

Золотокрылин А.Н. Связь альбедо и температуры поверхности суши в аридных областях // Матер. метеорол. исслед. М.: Междувед. геофиз. комитет при Президиуме АН СССР, 1986. №10. С.38-45.

Золотокрылин А.Н. Биогеофизическая обратная связь в системе поверхность-атмосфера и ее роль в климатическом опустынивании // Изв. АН. Сер. геогр. 1997. №2. С. 77-84.

Золотокрылин А.Н. Географические аспекты опустынивания // Глобальные и региональные изменения климата и их природные и социально-экономические последствия. М.: ГЕОС, 2000. С. 97-106.

Зонн С.В. Почва как компонент лесного биогеноценоза // Основы лесной биогеоценологии М.: Наука, 1964. С.372-457.

Зотов А.А., Синьковский Л.П., Шван-Гурийский И.П. Горные пастбища и сенокосы. М.: Агропромиздат, 1987. 253 с.

Израэль Ю.А. Радиоактивное загрязнение после ядерных взрывов и аварий – интегральный подход // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. СПб.: Гидрометеоиздат. 2000. Т. 1. С. 26 – 47.

Израэль Ю.А., Гасилина И.К., Ровинский Ф.Я. Мониторинг загрязнения природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1978. 560 с.

Израэль Ю.А., Имшенник Е.В., Квасникова Е.В. и др. Радиоактивное загрязнение территории России глобальными выпадениями от ядерных взрывов и чернобыльскими выпадениями Карта по состоянию на 90-ые годы XX века // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. СПб.: Гидрометеоиздат. 2000. Т. 1. С. 138 – 145.

Израэль Ю.А., Петров В.А., Авдонин С.И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. 1987. № 2. С. 5 – 18.

Илялетдинов А.Н. Микробиологические превращения металлов. Алма-Ата: Наука, 1984. 267с.

Инструкция по определению расчетных гидрологических характеристик при проектировании противоэрозионных мероприятий на Европейской территории СССР. Л.: Гидрометеоиздат, 1979. 62 с.

Исаев В.И. Поверхностный и внутрипочвенный сток на вырубках темнохвойных лесов Среднего Урала // Лесоведение. 1970. С.12-18.

Исаев А.А. Типизация распределений аномалий осадков на территории ЕТ СССР, Западой Сибири, Казахстана и Средней Азии // Тр. ВНИИ гидромет. инф. - МЦД, 1981. Вып.93. С. 61-69.,

Исмаилов Н.М. Микробиология и ферментативная активность нефтезагрязненных почв //Восстановление нефте-загрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С.42-57.

Использование и охрана природных ресурсов в России. Ежемесячный бюлл. спецвыпуск № 1 – 2, 2001. 267 с.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 350 с.

Кабиров Р.Р., Минибаев Р.Г. Влияние нефти на почвенные водоросли // Почвоведение. 1982. № 1. С. 86-92.

Кадастр. Мелиоративный кадастр России. М.: МСХР. Главводстрой, 1993. 16 с.

Каплюк Л.Ф., Поляков А.Ф. Влияние пожаров на водно-физические свойства бурых лесных почв горного Крыма // Почвоведение. 1980. №8. С.99-107.

Карабаев Н.А., Джунушбаев А.Д., Койчиев М.К., Алашева А.А., Уметалиева А.С., Курманалиев М.К. Проявление эрозионных процессов в орехово-плодовых лесах Южной Киргизии в период использования их в качестве пастбищ. Научно-прикладные вопросы сохранения и повышения плодородия почв Киргизии // Тр. Кирг. НИИ почвоведения. Фрунзе, 1987. Вып. 18. С. 152-166.

Карер П. Органическая химия. М.: Наука, 1960. 450 с.

Карманов И.И., Булгаков Д.С. Деградация почв: предложения по совершенствованию терминов и определений // Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения. М.1998. Т.1. С.5-6.

Карпачевский Л.О. Лес и лесные почвы. М.: Лесн. пром, 1981. 264 с.

Кауричев И.С. Влияние элементарных процессов почвообразования на трансформацию органического вещества и гумусовое состояние почв. // Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах. М.: МСХА, 1993. С.26-34.

Качинский Н.А. Физика почвы. Ч.1. М.: Высш. школа, 1965. 323 с.

Качинский Н.А. Физика почвы. Ч.2. М.: Высш. школа, 1970. 360 с.

Каштанов А.Н. Научное наследие В.В. Докучаева и его развитие в современном ландшафтном земледелии (к 100-летию Особой экспедиции) // Научное наследие В.В. Докучаева и современное земледелие (к 100-летию Особой экспедиции В.В. Докучаева). М.: Россельхозакадемия, 1992. Ч.1. С. 10-23.

Каштанов А.Н. Концепция устойчивого развития земледелия в России в XXI веке // Почвоведение. 2001. № 3. С. 263 – 265.

Каштанов А.Н., Шишов Л.Л., Кузнецов М.С., Кочетов И.С. Проблемы эрозии и охраны почв России // Почвоведение. 1999. № 1. С. 97-105.

Квасников Е.И., Клюшникова Т.М. Микроорганизмы-деструкторы нефти в водных бассейнах. Киев: Наук. Думка, 1981. 132с.

Келдербенк А. Распространение и роль связанных почвой остатков пестицидов // Проблемы загрязнения окружающей среды и токсикологии М.: Мир, 1993. С.84-117.

Керни П., Кауфман Д. Разложение гербицидов. М.: Мир, 1971. 358 с.

Кирюшин В.И. Методика разработки адаптивно-ландшафтных систем земледелия и технологий возделывания сельскохозяйственных культур. М. 1995. 79 с.

Кирюшин В.И. Экологизация земледелия и технологическая политика. М.: Изд-во. МСХА, 2000. 473 с.

Кирюшин В.И., Ганжара Н.Ф., Кауричев И.С.и др. Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах. М.: Изд-во МСХА, 1993. 99 с.

Кирюшин В.И., Лебедева И.Н. Опыт изучения органического вещества в почвах северного Казахстана при их сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. 1972. №8. С.128-133.

Кислотные осадки и лесные почвы / Под ред. В.В. Никонова, Г.Н. Копцик. Апатиты, 1999. 320 с.

Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.

Кленов Б.М., Зайцева Т.Ф. Орошение черноземов как антропогенный фактор деградации их гумуса. // Тез. докл. II съезда общества почвоведов. С-Петербург. Москва, 27-30 июня 1996 г. М., 1996. С. 175-176.

Климатология. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 568 с.

Кляшторин А.Л., Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Вертикальная миграция ^{137}Cs в биогеоценозах хвойных лесов // Почвоведение. 1999. № 12. С. 1509 – 1514.

Ковда В.А. Биосфера и вопросы мелиорации почв в СССР. М.АН СССР,1972.С.177.

Ковда В.А. Аридизация суши и борьба с засухой. М.: Наука, 1977. 272 с.

Ковда В.А. Почвенный покров, его улучшение, использование и охрана. М.: Наука, 1981. 179 с.

Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 263 с.

Ковда В.А., Куст Г.С., Розанов Б.Г. Карта мира «Аридность суши. Вероятность засух и вторичного засоления почв» (1:80.000.000) // Мировой Атлас "Resources and environment, World Atlas" (Природа и ресурсы Земли) РАН РФ. Москва-Вена, 1998-99.

Ковда В.А., Розанов Б.Г., Евдокимова Т.И. и др. Принципы организации орошаемого земледелия на черноземах // Почвоведение. 1986. №3. С. 22-30.

Когут Б.М. Изменение содержания, состава и природы гумусовых веществ при сельскохозяйственном использовании типичного мощного чернозема. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1982. 24 с.

Козлова О.Н., Дронова Т.Я., Соколова Т.А. О буферных реакциях при взаимодействии тонкодисперсных фракций подзолистых почв с кислыми осадками // Почвоведение. 1999. № 6. С. 721-726.

Козменко А.С. Борьба с эрозией почв. Гос. изд-во с/х литературы. М., 1949. 160с.

Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. СПб.: Наука, 1994. 256 с.

Колганов А.В., Викснэ А.А., Щедрин В.Н. и др. Состояние мелиораций сельскохозяйственных земель в Российской Федерации и пути выхода из кризиса. М., 2000. 150 с.

Конвенция ООН по борьбе с опустыниванием. Женева, 1996. 78 с.

Кононова М. М. Органическое вещество почвы. М.: Изд-во МГУ, 1963. 55 с.

Константинов А.Р., Страузер Л.Р. Лесные полосы и урожай.1965.

Копцик Г.Н., Копцик С.В., Горленко О.В. Модельный прогноз долговременной реакции подзолов Кольского полуострова на атмосферные кислотные выпадения // Почвоведение. 1999. № 2. С. 271-277.

Копцик Г.Н., Макаров М.И., Киселева В.В. Принципы и методы оценки устойчивости почв к атмосферным кислотным выпадениям. М.: Изд-во МГУ, 1998. 96 с.

Копцик Г.Н., Силаева Е.Д. Буферность лесных подстилок к атмосферным кислотным осадкам // Почвоведение. 1995. № 8. С. 954-962.

Копысов И.Я. Изменение химического состава почв восточной окраины Русской равнины под влиянием антропогенного воздействия: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. СПб. Пушкин, 1997. 43 с.

Коронелли Т.В. Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводородов в окружающей среде // Микробиология. 1996. № 6. С.579-585.

Котляков В.М., Кочуров Б.И., Коронкевич Н.И. и др. Подходы к составлению экологических карт СССР // Изв. АН. Сер. Геогр. 1990. Т. 4,. С 61-70.

Краснощеков Ю.Н.,Сорокин Н.Д. Почвенно-экологические изменения на вырубках и гарях Восточного Хэнтэя (МНР). 1988. Ч. 1. С.117-127.

Краснощеков Ю.Н. Влияние лесных пожаров на свойства горных дерново-таежных почв лиственничников Монголии // Почвоведение. 1994. №,9. С.102-109.

Краснощеков Ю.Н., Горбачев В.Н. Зольный состав подстилок лиственничных лесов Монголии и его изменение при рубках и лесных пожарах // Почвоведение.1993. №3. С.86-93.

Кречетов П.П. Трансформация соединений кальция в черноземах в условиях интенсивного земледелия: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.,. 1991. 21 с.

Кречетов П.П., Николаева С.А. Оценка состояния карбонатно-кальциевой системы черноземов в условиях орошения. // Вестн. Моск. ун-та. Сер.17, Почвоведение. 1997. №1. С. 33-39

Кузнецов М.С. Гидравлика потоков в поливных бороздах на почвах сероземного типа // Гидротехника и мелиорация. 1978. № 4. С. 69-74.

Кузнецов М.С. Понятие – «противоэрозионная стойкость почв» и классификация почв по противоэрозионной стойкости // Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 1981. вып.8. С. 54-66.

Кузнецов М.С. Противоэрозионная стойкость почв. М.: Изд-во МГУ, 1981. 136с.

Кузнецов М.С., Гендугов В.М. Критические для почв скорости и касательные напряжения водных потоков // Вестн. МГУ. Сер. 17, Почвоведение.1996. №1. С. 43-49.

Кузнецов М.С., Гендугов В.М. Критические скорости и касательные напряжения потоков талых вод для основных почв земледельческой территории России // Почвоведение. 1997. № 5. С. 625-628.

Кузнецов М.С., Гендугов В.М., Косоножкин В.И. Закономерности эродирующего действия потока на оттаивающую почву // Почвоведение. 1999. № 11. С. 1393-1399.

Кузнецов М.С., Глазунов Г.П. Эрозия и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1996. 333 с.

Кузнецов М.С., Григорьев В.Я., Хан К.Ю. Ирригационная эрозия почв и ее предупреждение при поливах дождеванием. М.: Изд-во Наука, 1990. 120 с.

Кулаковская Т.Н. Почвенно-агрономические основы получения высоких урожаев. Минск, Ураджай, 1978. 272 с.

Кулаковская Т.Н., Агеец В.Ю. Влияние известкования и минеральных удобрений на вымывание элементов питания из почвы // Химия в сельском хозяйстве. 1978. №9. С.53-55.

Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск, УрО АН СССР, 1990. 172 с.

Куликова Н.А. Связывающая способность и детоксицирующие свойства гумусовых кислот по отношению к атразину: Автореф. дис... канд. биол. наук. М., 1999. 26с.

Кунце Г. Загрязнение почв железом и заохривание труб. М.:Агропромиздат, 1986. 104 с.

Кураков А.В., Звягинцев Д.Г., Филип З. Изменения комплекса гетеротрофных микроорганизмов при загрязнении дерново-подзолистой почвы свинцом // Почвоведение. 2000. №12, С.1448-1456.

Курганова Е.В. Плодородие почв и эффективность минеральных удобрений. М.: Изд. МГУ, 1999. 150 с.

Куст Г.С. Опустынивание: Принципы эколого-генетической оценки и картографирования. М., 1999. 362 с.

Кцоев Б.К. Плодородие почв и эффективность удобрений в Предкавказье. М.: Изд-во МГУ, 1997. 170 с.

Ландшафтная карта СССР (масштаб 1:2500000) / Под ред. И.С. Гудилина. ВСЕГЕИ, Л., 1985.

Ландшафтное земледелие. Ч.1. Концепция формирования высокопродуктивных экологически устойчивых агроландшафтов и совершенствования систем земледелия на ландшафтной основе / Под ред. А.Н. Каштанова, А.П. Щербакова. Курск, 1993. 100 с.

Ландшафтное земледелие. Ч.2. Методические рекомендации по разработке ландшафтных систем земледелия в многоукладном сельском хозяйстве / Под ред. А.Н. Каштанова, А.П. Щербакова, Курск, 1993а . 54 с.

Лебедева Г.Ф., Агапов В.И., Благовещенский Ю.Н. и др. Гербициды и почва (экологические аспекты применения гербицидов). М.: Изд. МГУ, 1990. 208 с.

Лебедева Г.Ф., Шустрова З.А. Поведение триазинов в почве // МГУ – сельскому хозяйству. М., 1971. С.160-163.

Левин С.В., Гузев В.С., И.В.Асеева и др. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту. Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. С.3-46.

Лейн Л.Дж., Ренард К.Г., Фостер Г.Р., Лафлен Дж.М. Разработка и применение современных методов прогноза эрозии – опыт Министерства сельского хозяйства США // Почвоведение. № 5. 1997. С. 606-615.

Летунова С.В., Ковальский В.В. Геохимическая экология микроорганизмов. М.: Наука, 1978. 147 с.

Либерштштейн И.И., Штефырцэ М.А., Коваль Н.Д. Изучение передвижения и инактивации триазиновых гербицидов в почвах Молдавии // Эффективность агрохимического обследования сельского хозяйства в Молдавии. Кишинев, 1979. С.129-137.

Лозановская И.Н., Орлов Д.С., Попов В.Д. Теория и практика использования органических удобрений. М.: Агропромиздат, 1987. 96 с.

Лозановская И.Н., Орлов Д.С., Садовникова Л.К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении // Высш. школа. М., 1988. 288с.

Лойко П.Ф. Земельный потенциал мира и России: пути глобализации его использования в XXI веке. М., 2000. 341 с.

Лукина Н.В., Никонов В.В. Биогеохимические циклы в лесах севера в условиях аэротехногенного загрязнения. Ч.1-2. Апатиты, 1996. 213 с.

Луковская Т.С. Антропогенно-вторичный гидроморфизм черноземов // Проблемы антропогенного почвообразования, Междун. Конф., М., 1997. Т.1, с. 28-31.

Луковская Т.С. Эволюция черноземов типичных в зоне подтопления и мелководий (на примере Куйбышевского водохранилища): Автореф. дис. ... канд. биол. наук., М., 1990, 17 с.

Лукьянова О.Н., Соколова Т.А., Дронова Т.Я.,и др. Влияние кислотных нагрузок на содержание и запасы обменных катионов и гидролитическую кислотность в лесных подзолистых почвах // Почвоведение. 2001. № 5. С. 806-816.

Лукьянова О.Н., Соколова Т.А., Кирюшин А.В. Влияние различных кислотных нагрузок па содержание и запасы Са, Mg и К, переходящих в водную вытяжку из лесных подзолистых почв // Вестн. Моск. ун-та . Сер.17, Почвоведение. 2000. № 1. С. 39-45.

Лунев М.И. Пестициды и охрана агрофитоценозов. М.: Колос, 1992. 268с.

Лысак Л.В., Сидоренко Н.Н., Кожевин П.А и др. Особенности микробных комплексов городских почв. // Вестн. Моск. ун-та МГУ. Сер.17, Почвоведение. 1998. N 2. С. 45-49.

Лысак Л.В., Сидоренко Н.Н., Марфенина О.Е. и др. Микробные комплексы городских почв Московского региона // Почвоведение. 2000. № 1. С. 80-85.

Лысиков А.Б. Влияние подстилок ельника и березняка на некоторые показатели почвы. // Почвоведение. 1986. №10. С.147-150.

Магомедов М.А., Большаков В.Н., Богданов В.Д. и др. Контроль состояния биологических ресурсов в связи с промышленным освоением Арктики // Город в Заполярье и окружающая среда. Тр. Второй Межд. конф. Сыктывкар, 1998. С.244-256.

Мажитова Г.Г. Пирогенная динамика мерзлотных почв Колымского нагорья. // Почвоведение. 2000. №5. С.619-629.

Макаров М.И., Недбаев Н.П. Изменение свойств лесных почв под воздействием кислых осадков в условиях эксперимента // Лесоведение. 1994. № 5. С. 26-35.

Макаров М.И., Недбаев Н.П., Кузнецова Ю.Н. Влияние кислотных осадков на состав почвенного раствора лесных почв (лабораторный эксперимент) // Вестн. Моск. ун-та. Сер.17, Почвоведение. 1993. № 2. С. 55-64.

Мамытов А.М. Некоторые экологические аспекты интенсификации сельского хозяйства и связанные с ними вопросы охраны природы Киргизии. // Экологические аспекты охраны гор. Фрунзе: Илим, 1985. С. 3-10.

Манучарова Н.А., Степанов А.Л., Умаров М.М. Особенности образования продуктов денитрификации в водопрочных агрегатах почв разных типов // Почвоведение. 1999. N 6. С.738-741.

Марфенина О.Е. Реакция микроскопических грибов на загрязнение почв тяжелыми металлами // Биологические науки. 1989. №9, С.89-92.

Марфенина О.Е. Антропогенные изменения комплексов микроскопических грибов в почвах: Автореф. дис. ... докт. биол. наук., М., 1999, 50 с.

Марфенина О.Е. Микологический почвенный мониторинг: возможности и перспективы // Почвоведение. 1994. N 1. С.75-80.

Материалы Международной научной конференции "Опустынивание и деградация почв". М., 1999. 508 с.

Медведев В.В. Оптимизация агрофизических свойств черноземов. М., 1988. 158 с.

Мелехов И.С. Современные вопросы охраны лесов от пожаров и борьбы с ними. М.,1965

Мелехов И.С. Рубки главного пользования. Изд. 2. М.: Лесн. промышл. 1966. 374 с.

Мелехов И.С. Лесоведение М.,1980.С.408.

Мельников П.И., Павлов А.В., Граве Н.А. Исследования и мероприятия по охране окружающей среды в области распространения многолетнемерзлых пород // Изв. АН. Сер. Геогр.1997. №5.

Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель // Препринт. Упр. охраны почв и земельных ресурсов Минприроды России и Упр.. мониторинга земель и охраны почв Роскомзема. М., 1994. 13 с.

Методические рекомендации по составлению проектов внутрихозяйственного землеустройства с комплексом противоэрозионных мероприятий на расчетной основе. М., 1987, 68 с.

Микроорганизмы и охрана почв./ Под ред. Д.Г Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1989. 205 с.

Минеев В.Г. Агрохимия и биосфера. М.: Колос, 1984. 245 с.

Минеев В.Г. Агрохимия и экологические функции калия. М., Изд. МГУ, 1999. 329 с.

Минеев В.Г., Дебрецени Б., Мазур Т. Биологическое земледелие и минеральные удобрения. М.: Колос, 1993. 415 с.

Минеев В.Г., Шевцова Л.К. Влияние длительного применения удобрений на гумус и урожай культур // Агрохимия, 1978. №7. С.134-141.

Мироненко Е.В., Пачепский Я.А., Понизовский А.А. Моделирование массообмена фаз почв на основе термодинамических уравнений физико-химических равновесий. Экомодель. Пущино, 1981. 52 с.

Мирцхулава Ц.Е. Инженерные методы расчета и прогноза водной эрозии почв. М.: Колос, 1970. 239 с.

Мирцхулава Ц.Е. Основы физики и механики эрозии русел. Л., Гидрометеоиздат, 1988. 303 с.

Можарова Н.В., Кулагина Е.Г., Кадочникова Ю.В. Экологические функции почвенного покрова подземных газохранилищ // Проблемы антропогенного почвообразования. М., 1997.С.88-91

Можарова Н.В., Кулагина Е.Г. Трансформация почвенного покрова подземных газохранилищ. //Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 2000. №1.

Москаленко Н.Г. Антропогенная динамика растительности равнин криолитозоны России. Новосибирск: Наука. Сиб.изд.фирма РАН. 1999. 278 с.

Москаленко Н.Г. Динамика элементов микроструктуры растительного покрова плоских торфяников севера Западной Сибири // Генезис и динамика болот. М.: Изд-во МГУ. 1978. Вып. 11. С. 51-56.

Москаленко Н.Г., Ястреба Н.В. Исследование динамики растительного покрова, нарушенного техногенным воздействием на севере Западной Сибири // Вопр. геогр. М.: Мысль, 1980. Сб.114. С.144-164.

Моторина Л.В, Овчинников В.А. Промышленность и рекультивации земель. М.: Мысль, 1986. 240 с.

Моторина Л.В. Ландшафтно-экологический подход к оптимизации природно-техногенных комплексов // Техногенные экосистемы. Новосибирск: Наука, 1985. С.12-23.

Мотузова Г.В. Принципы и методы почвенно-химического мониторинга. М.: Изд-во МГУ, 1988. 101 с.

Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 184 с.

Наплекова Н.Н., Степанова М.Д. Влияние тяжелых металлов (свинца и кадмия) на микрофлору выщелоченного чернозема и дерново-подзолистой почвы // Вопросы метаболизма почвенных микроорганизмов.(ред. И.Л.Клевенская). Новосибирск, Изд-во АН, Сиб. отд., Наука, 1981. С.142-157.

Народное хозяйство СССР в 1985 г. Статистический ежегодник. М., «Финансы и статистика», 1986, 270 с.

Наумов Е.М., Пугачев А.А. Деградация и устойчивость почв мерзлотных регионов циркумполярного северного пояса Земли // Докл. IV Междун. конф. "Освоение Севера и проблемы природовосстановления". Сыктывкар, 2000. С.66-70.

Научные основы и технологии использования удобрений: Методические рекомендации. / Под.ред. В.А.Семенова. СПб., 1997, 52 с.

Национальный доклад «О состоянии плодородия земель сельскохозяйственного назначения и о государственном регулировании и государственной поддержке в области обеспечения плодородия земель сельскохозяйственного назначения за 1999 г». М., 2000. 64 с.

Невзоров В.М. О вредном воздействии нефти на почву и растения //Изв. Вузов. Лесн. журн., 1976, № 2. С. 164-165.

Нигматулин Р.И. Основы механики гетерогенных сред. М., 1978. 336 с.

Никитишен В.И. Оптимизация минерального питания растений и баланс веществ в условиях интенсивного применения удобрений на типичных черноземах и серых лесных почвах:. Автореф. дис. ... докт. биол. наук, 1984. 40 с.

Николаева С.А., Розов С.Ю. Моделирование процессов ионного обмена в орошаемых почвах Предкавказья // Почвоведение. 1994. №6. С. 54-59.

Николаева С.А., Розов С.Ю., Рождественская С.О. Прогноз вторичного осолонцевания черноземов при орошении (по данным математического моделирования). // Тез. докл. Всерос. Конф. «Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения» М., 1998. Т.2. С. 85.

Номоконов Л.Н. Пойменные луга Сибири // Естественные кормовые ресурсы СССР и их использование. М., 1978. 106 с.

Оборин А.А., Калачникова И.Г., Масливец Т.А. и др. Самоочищение и рекультивация нефтезагрязненных почв Предуралья и Западной Сибири. Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем /Под. ред. М.А. Глазовской. М.: Наука, 1988. С.140-168.

Обыденников В.И.,.Тибуков А.А. Смена растительного покрова в ельниках после сплошных рубок агрегатной техникой // Лесоведение. 1996. №2. С.3-11.

Обыденников В.И. Лесоводственно-экологические аспекты оценки систем рубок главного пользования и лесосечных машин // Лесной журнал. 1997. №5. С.48-54.

ОбыденниковВ.И., КожуховН.И. Лесодственно-географические аспекты типологии вырубок // Лесной журнал. 2001. №4. С.135-139.

Овечкин С.В., Исаев В.А. Периодически-переувлажненные почвы ЦЧР // Генезис, антропогенная эволюция и рациональное использование почв: Науч. тр. Почв. Ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1989. С. 18-25.

Овцов Л.П. Экологическая оценка осадков сточных вод и навозных стоков в агроценозе. М., Изд-во МГУ, 2000. 318 с.

Овчаренко М.М., Шильников И.А., Вендило Г.Г., и др. Тяжелые металлы в системе почва-растение-удобрение. М., 1997, 290 с.

Овчинникова М.Ф. Химия гербицидов в почве. Учебн. пособие. М.: Изд. МГУ, 1987. 109 с.

Овчинникова М.Ф. Влияние различных факторов на гумусное состояние пахотной дерново-подзолистой почвы // Развитие почвенно-экологических исследований / Под ред. В.Г.Минеева. Изд-во МГУ, 1999. с.154-162.

Овчинникова М.Ф., Еремина Г.В., Орлов Д.С. Особенности группового состава гумуса и сезонной динамики некоторых свойств целинной и

окультуренной дерново-подзолистых почв. //Вестн. Моск. ун-та. Сер.17, Почвоведение. 1978. №3. С.38-46.

Огородников Б.И. Вторичные радиоактивные аэрозоли чернобыльского генезиса при лесных пожарах // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. СПб.: Гидрометеоиздат. 2000. Т. 1. С. 711 – 719.

Одишария Г.З., Алабян А.М., Баранов А.В. Бованенковское ГКМ: эколого-гидрологические проблемы // Экология в газовой промышленности. Приложение к журн. "Газовая промышленность". 2000. С.64-68.

Орлов Д.С. О возможности использования некоторых биохимических показателей для диагностики и индикации почв. // Проблемы и методы биологической индикации и диагностики почв. М.: Изд-во МГУ, 1980. С.4-14

Орлов Д.С. Проблемы контроля и улучшения гумусного состояния почв // Науч. докл. Высшей школы. Биол.науки. 1981. №2. С.9-20.

Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во МГУ, 1990. 325 с.

Орлов Д.С. Химия почв. М.: Изд-во МГУ, 1992. 259 с.

Орлов Д.С., Аммосова Я.М. Методы контроля почв, загрязненных нефтепродуктами //Почвенно-экологический мониторинг. М.: Изд-во МГУ, 1994. С. 219 - 231.

Орлов Д.С., Аниканова Е.М., Маркин В.А. Особенности органического вещества орошаемых почв. //«Проблемы ирригации почв юга черноземной зоны». М., Наука, 1980, с.35-61.

Орлов Д.С., Барановская В.А., Околелова А.А. Органическое вещество степных почв Поволжья и процессы его трансформации при орошении. // Почвоведение. 1987. №10. С. 65-78.

Орлов Д.С., Бирюкова О.Н. Гумусное состояние почв Нечерноземной зоны РСФСР и его изменение при сельскохозяйственном использовании // Комплексная химическая характеристика почв Нечерноземья /Под ред. Д.С.Орлова. Изд-во МГУ, 1987. С.11-31.

Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханова Н.И. Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 256 с.

Орлов Д.С., Горшкова Е.И., Суханова Н.И., Осипова Н.Н. Химическая характеристика условий почвообразования и почв Агробиостанции «Чашниково». // Развитие почвенно-экологических исследований / Под ред. акад В.Г.Минеева. Изд-во МГУ, 1999. С.51-64.

Орлов Д.С., Лозановская И.Н., Попов П.Д. Органическое вещество почв и органические удобрения. Изд-во МГУ, М., 1985. 97 с.

Орлов Д.С., Лозановская И.Н., Суханова Н.И., Розанова М.С., Бирюкова О.Н. Типизация гумусных профилей главных почв Европейской России // Мелиорация антропогенных ландшафтов. Т.15. Экологические аспекты природопользования. Новочеркасск, 2001. С.3-26.

Орлов Д.С., Овчинникова М.Ф., Аммосова Я.М. Изменение гумусного состояния дерново-подзолистых почв под влиянием различных факторов //

Комплексная химическая характеристика почв Нечерноземья/ Под ред. Д.С.Орлова. Изд-во МГУ, 1987. С.43-58.

Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. Издание 2-е. М.:Высш. школа, 2001. 320 с.

Орлов Д.С., Суханова Н.И. Влияние гумуса на отражательную способность почв подзоны южной тайги. //Почвоведение, 1983, №10, с.43-51.

Орошаемые черноземы. / Ред. Б.Г. Розанов, М. Изд-во МГУ. 1989. 240 с.

Орфанитский В.А., Орфанитская В.Г. Почвенные условия таежных вырубок. М.: Лесн. пром., 1971. С. 96

Основы типологии вырубок и ее значение в лесном хозяйстве. Сб.статей..Архангельск, 1959. 227 с.

Павлоцкая Ф.И., Казинская И.Е., Емельянов В.В. и др. Миграция плутония и некоторых продуктов деления в почвах, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. //Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб.: Гидрометеоиздат. 1993. Т.1. С. 204 – 210.

Памятка «Вы собираетесь в лес...». Рекомендации для населения по пользованию лесами на территории Могилевского лесхоза. Минск, 1999. 34 с.

Панкова Е.И., Новикова А.Ф. Даградационные процессы на сельскохозяйственных землях России //Почвоведение. 2000. №3. С.366-379.

Панкова Е.И., Новикова А.Ф. Даградационные процессы на сельскохозяйственных землях России //Почвоведение. 2000. №3. С.366-379.

Панов Н.П., Мамонов В.Г. Элементарные процессы в орошаемых почвах аридной зоны. Проблемы рационального природопользования аридных зон Евразии. Изд-во МГУ, 2000. С. 185-197.

Паракшин Ю.П., Паракшина Э.М., Уваров С.А. Проблема прогрессирующего переувлажнения земель в Центрально-черноземном регионе // Тез. докл. Междун. конф. «Проблемы антропогенного почвообразования» М. 1997. Т. 2. С.22-24.

Пацукевич З.В., Геннадиев А.Н., Герасимова М.И. Допустимый смыв и самовосстановление почв // Почвоведение. 1997. №5. С.634-641.

Пачепский Я.А. Влияние состава почвенных растворов и обменных катионов на водоудерживание и влагопроводимость почв. // Почвоведение. 1989. №4. С. 53-65.

Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 288 с.

Петров В.Б. О классификационном положении осушенных почв сельхозугодий //Тезисы докл. 8 Всесоюзн. съезда почвоведов. Новосибирск, 1989. Кн.4. С. 92.

Петров-Спиридонов А.А. Азотофиксация в дерново-среднеподзолистых почвах в березняках и на вырубках // Почвоведение. 1985. №4. С. 70-78.

Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1993. 208 с.

Пильщикова Н.А., Лебедева Г.Ф., Агапов В.И. и др. Использование активированного угля для защиты чувствительных культур от действия гербицидов//Вест. Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 1991. №1. С.73-77.

Побединский А.В. Рубки главного пользования М.,1964

Побединский А.В. Сосновые леса Сибири и Забайкалья. М.: Наука, 268 с.

Подколзин А.И. Плодородие почвы и эффективность удобрений в земледелии юга России. М.: Изд-во МГУ, 1997. С.184.

Поздняк С.П. Современные процессы в орошаемых черноземах юга Украины // Проблемы антропогенного почвообразования. Междун. конф., М., 1997. Т.1. С. 28-31.

Покровский О.М. О методе выбора репрезентативных пунктов метеорологических наблюдений // Метеорология и гидрология. 1999. №2. С.55-67.

Полозова Л.Г., Григорьева А.А. Роль циркуляционного фактора в образовании засушливых периодов. Гелиофизические факторы погоды и климата // Труды Главной геофизической обсерватории им. А.И.Восйкова. 1984. Вып. 471. С. 50-54.

Полупан Н.И., Нестеренко А.В., Яровенко Е.В. О мочарах и мочаристых почвах // Почвоведение. 1983. №12. С.5-16.

Поляков А.Н. Набатов Н.М. Основы лесоводства и лесной таксации. М.: Лесн. пром. 1983. 224 с.

Попова Э.П. Влияние низового пожара на свойства лесных почв Приангарья // Охрана лесных ресурсов Сибири. Красноярск, 1975. С.166-178.

Поспелова Е.Б., Васильевская В.Д. Первичная продуктивность тундр Таймыра // Ботанический журнал. 1985. Т.70. N 2. С.188-198.

Почва, город, экология / Под общ. ред. Г.В.Добровольского. М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. 319 с.

Почвенный покров и земельные ресурсы Российской Федерации / Под ред. Л.Л. Шишова, Н.В. Комова, А.З. Родина. М., 2001.

Приотер Б.С., Омельяненко Н.П., Перепелятникова Л.В., Лавровский А.Б. Ветроэрозионные процессы и особенности создания оптимальных комплексных решений охраны почв в зоне загрязнения радионуклидами //Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Киев, 1991. С. 64-74.

Природа Ямала / Под ред. Л.Н.Добринского. Екатеринбург: Наука. 1995. 436 с.

Природно-техногенные воздействия на земельный фонд России и страхование имущественных интересов участников земельного рынка /Под общ. ред. Л.Л.Шишова, Е.И.Путилина, Д.С.Булгакова, И.И.Карманова. М. Почвенный ин-т им. В.В.Докучаева. 2000. 251 с.

Приходько В.Е. Орошаемые степные почвы: функционирование, экология, продуктивность. М.: Интеллект. 1996. 180 с.

Проблемы освоения пойм северных рек / Под ред. Е.Е. Сыроечковского. М.: Агропромиздат, 1987. 271 с.

Работнов Т.А Луговедение. Изд-во Моск. ун-та, 1984. 319 с.

Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. М.: Сельхозгиз, 1938. 620 с.

Раунер Ю.Л. Климат и урожайность зерновых культур. М.: Наука, 1981. 162 с.

Раунер Ю.Л. Группировка засушливых лет в зерновой зоне СССР. Известия АН СССР, серия географическая, 1982. № 5. С. 38-51.

Рачевский Б.С. Охрана окружающей среды при транспорте и хранении жидких углеводородов. - М.: ЦНИИТЭнефтехим, 1980. 61 с.

Ребристая О.В. Растительный покров центрального Ямала // Эрозионные процессы центрального Ямала. СПб., 1999. С.34-53.

Ребристая О.В., Хитрун О.В., Чернядьева И.В. Техногенные нарушения и естественное восстановление растительности в подзоне северных гипоарктических тундр полуострова Ямал //Ботан. журн. 1993. Т.78. №3. С.122-135.

Ремезов Н.П. Роль биологического круговорота элементов в почвообразовании под пологом леса // Ремезов Н.П. Химия и генезис почв. М.: Наука, 1989. С. 227-241.

Ремезов Н.П., Погребняк П.С. Лесное почвоведение. М.: Лесн. пром. 1952. Т.1

Ремезов Н.П., Щерба С.В. Теория и практика известкования почв. М.: ОГИЗ-СЕЛЬХОЗГИЗ, 1938. 346 с.

Розанов Б.Г., Зборищук Н.Г. О происхождении слитости аллювиальных почв дельты Днестра // Вестн. Моск. ун-та. Сер.17, Почвоведение. 1984. №1.

Розанов Б.Г., Зонн И.С., Опыт СССР в области выявления, диагностики и оценки процессов опустынивания // Проблемы опустынивания. М.: ЦМП ГКНТ, 1986. Вып. 3. С. 23-34.

Розанов Б.Г., Самойлова Е.М. Возможное изменение почвенного покрова степей Евразии в связи с антропогенным изменением климата. // Почвоведение. 1991. №2. С. 5-12.

Розанова М.С. Влияние органического вещества на формирование спектральной отражательной способности почв. Дис. ... канд. биол. наук. М., 2000. С. 126.

Розов С.Ю. Процессы катионного обмена в черноземах, орошаемых водами различной минерализации: Автореф. дис. ...канд. биол. наук. М., 1988. 24 с.

Роман Л.Т. Мерзлые торфяные грунты как основания сооружений. Новосибирск: Наука. Сибирское отделение. 1987. 222 с.

Россия в цифрах. М., 1997. 72 с.

Русский чернозем (100 лет после Докучаева)/ Под ред. В.А. Ковды, Е.М. Самойловой. М.: Наука. 1983. 302 с.

Савкина Т., Боярский З., Стынц З. Повреждения почвы, вызванные загрязнением нефтью // Мат. Всес. науч.-тех. конф. «Пробл. разраб. автом. сист. набл. контр. и оценки сост. окр. среды». Казань, 1979. С.141-143.

Садименко П.А. Состояние орошения и некоторые перспективы орошаемого земледелия на Северном Кавказе // Мелиорация почв Русской равнины. М.: Наука. 1982. С. 98-107.

Садовникова Л.К. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами // Биологические науки. 1989. №9. С.47-52.

Сапожников А.П. Роль огня в формировании лесных почв // Экология. 1976. №1.

Серышев В.А. Субаквальный диагенез почв: Автореф.дис. ... докт. биол. наук. Новосибирск, 1992. 42 с.

Сизов А.П., Хомяков Д.М., Хомяков П.М. Проблемы борьбы с загрязнением почв и продукции растениеводства. М.: МГУ, 1990. 51с.

Скворцова И.Н., Звягинцев Д.Г.. Лукина Н.Н. Мутагенная и антимутагенная активность почв // Микроорганизмы и охрана почв (ред. Д.Г.Звягинцев) М.: Изд-во МГУ. 1989. С.193-204.

Сластихин В.В., Гаврилица А.О. Анализ изменений характера осадков при орошении дождеванием сельскохозяйственных культур // Географические методы исследования природы и хозяйства Молдавии. Кишинев, 1981. С. 53-62.

Слитоземы и слитые почвы/ Ред. Самойлова Е.М. М.: Изд-во МГУ. 1990. 143 с.

Симакова М.С., Тонконогов В.Д., Шишов Л.Л. Почвенные ресурсы Российской Федерации. // Почвоведение. 1996.№ 1

Снакин В.В., Кречетов П.П., Кузовникова Т.А. и др. Система оценки степени деградации почв. Пущино: Пущинский научный центр РАН. ВНИИ Природы. Препринт. 1992. 20 с.

Снакин В.В., Мельченко В.Е., Бутовский Р.О. и др. Оценка состояния устойчивости экосистем. Пущино: Пущинский научный центр РАН. ВНИИ Природы. Препринт. 1992. 127 с.

Соболев С.С. Эрозия почв в СССР и борьба с ней. М., 1973, 97 с.

Соколов В.Е., Криволуцкий Д.А., Усачев В.Л. Дикие животные в глобальном радиоэкологическом мониторинге. М.: Наука. 1989. 150 с.

Соколов М.С., Галиулин Р.В. Микробиологическое самоочищение почвы от пестицидов// Обзорная информация ВНИИГЭИАК. М., 1987. 52 с.

Соколов М.С., Стрекозов Б.П. Миграция и детоксикация пестицидов в почве. М.: ВНИИТЭИСХ МСХ СССР, 1970. .49 с.

Соколова Т.А., Пахомов А.П., Терехин В.Г. Изучение кислотно-основной буферности подзолистых почв методом непрерывного потенциометрического титрования // Почвоведение. 1993. № 7. С. 97-106.

Соколова Т.А., Трофимов С.Я., Толпешта И.И. и др Глинистый материал в почвах Центрально-Лесного заповедника в связи с вопросами их генезиса и классификации // Вестн. Моск. ун-та Сер.17, Почвоведение. № 4. 1994. С. 14-23.

Солнцева Н.П. Общие закономерности трансформации почв в районах добычи нефти (формы проявления, основные процессы, модели) //

Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С. 23 - 42.

Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1998. 369 с.

Солнцева Н.П., Пиковский Ю.И., Никифорова Е.М. и др. Проблемы загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами: геохимия, экология, рекультивация // Докл. симпоз. VII делег. съезда ВОП. Ташкент, 9-13 сент. 1985 г. Ташкент, 1985.

Спиридонов Ю.Я., Шестаков В.Г., Спиридонова Г.С., Мухин В.М. Эффективный и экологически безопасный способ восстановления плодородия почв, загрязненных остатками пестицидов и другими поллютантами //Матер. второго Всерос. научно-производ. совещания "Состояние и развитие гербологии на пороге XXI столетия". Голицино, 2000.. С.266-273.

Справочник химика. М.: Химия, 1965. Т. 3. 1005 с.

Старостина И.А., Лебедева Г.Ф. Перспективы использования цеолитов для защиты чувствительных культур от токсического действия триазинов //Вест. Моск. ун-та, сер. 17, Почвоведение. 1994. №1. С.37-40.

Степанов А.Л., Дурихина Н.В., Умаров М.М. Влияние хлористого никеля и сульфата меди на денитрифицирующую активность почв Европейской части России // Удобрения и химические мелиоранты в агроэкосистемах. М.: Изд-во МГУ. 1998. С.477-483.

Структурно-функциональная роль почвы в биосфере / Под ред. Г.В.Добровольского. М.: ГЕОС, 1999. 277 с.

Сукачев В.Н. Избранные труды. Основы лесной типологии. Т.1. Л.: Наука. С. 41-80.

Сухановский Ю.П. Метод моделирования эрозионных процессов и основы формирования противоэрозионных комплексов: Автореф. дис. ... докт. с/х наук. Курск, 2000. 40 с.

Сюняев Х.Х. Радиоиндикаторное исследование трансформации и миграции симазина в почвах подзолистого и черноземного типов: Автореф. дис... канд. биол. наук. М., 1984. 16 с.

Тезиков В.В. и др. Ликвидация крупной аварии на нефтепродуктопроводе // Транспорт и хранение нефтепродуктов. 1995. № 2.

Телятников М.Ю. Антропогенная трансформация растительного покрова типичных тундр полуострова Ямала // География и природные ресурсы Сибири. 1993. №3. С.51-57.

Терентьев В.И. К характеристике эрозионных процессов на вырубках в горной полосе северного Урала //Леса Урала и хозяйство в них. Свердловск, 1968.

Термоэрозия дисперсных пород / Под ред. Ершова Э.Д. Изд-во МГУ. 1982. 193 с.

Титлянова А.А., Клевенская И.Л. Системный подход в изучении процессов почвообразования в технических ландшафтах // Почвообразование в техногенных ландшафтах. Новосибирск, 1979. С.3-19.

Тихомиров Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах ВУРС при радиоактивных выпадениях // Экологические последствия аварии на Южном Урале. М.: Наука. 1993. С. 21-39.

Тихомиров Ф.А., Кучма Н.Д. Предложения по контрмерам в лесных экосистемах // Поведение радионуклидов в природных и полуприродных экосистемах. Люксембург: Бюро печати официальных документов ЕС. 1996. С. 77 – 82.

Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. Вып.4. С. 664-672

Ткаченко М.Е. Труды по лесному опытному делу. Леса Севера. 1911. Вып.25.

Тумель Н.В. Устойчивость ландшафтов криолитозоны Европейской России к глобальному потеплению климата и механическим воздействиям // Докл. IV Междун. конф. "Освоение Севера и проблемы природовосстановления". Сыктывкар, 2000. С.47-56.

Тюремнов С.И. Характеристика почв Горячеключевского района // Почвенно-агрономическое и ботаническое обследование районов табаководства Кубанского округа. Вып.75. Краснодар, 1930.

Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 328 с.

Уланова Н.Г. Изучение растительности вырубок Московской области // Экологические исследования в Москве и Московской области. С.213-217.

Уланова Н.Г., Тощева Г.П. Связь растительности микрогруппировок вейниковой вырубки с почвами // Бюлл. Моск. общества испытат. Природы. Отд. Биол., 1989. Т. 94. Вып. 4. С. 73-84.

Ульянова Т.Ю., Владыченский А.С., Баландин С.А и др. Влияние выпаса на биологический круговорот в экосистемах орехово-плодовых лесов Юго-Западного Тянь-Шаня // Научн. докл. высш. школы. Биологические науки. 1992. № 9(345). С. 130-141.

Умаров М.М., Азиева Е.Е. Некоторые биохимические показатели загрязнения почв тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, С.109-115.

Устойчивость геосистем. М.: Наука. 1983. 89 с.

Филиппова О.И., Перминова И.И., Лебедева Г.Ф. Взаимосвязь химического состава торфа и его детоксицирующих свойств по отношению к хлорсульфурону //Вестн. Моск. ун-та, серия 17, Почвоведение. 1997. №4. С.37-41.

Фирсова В.П. Лесные почвы Свердловской области и их изменение под влиянием лесохозяйственных мероприятий// Труды ин-та биологии. Свердловск,1969. С.89-112.

Фланаган Д.К., Лафлен Дж.М. Прогноз водной эрозии (WEPP) – проект Министерства сельского хозяйства США //Почвоведение. № 5. 1997. С. 600– 605.

Фридланд В М. Структура почвенного покрова. М.: Мысль, 1972. 423 с.

Фролова Л.Н. Особенности почвообразования в еловых лесах в связи со сменой пород в условиях Коми АССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1966. 15 с.

Халимов Э.М., Левин С.В., Гузев В.С. Экологические и микробиологические аспекты повреждающего действия нефти на свойства почвы. //Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 1996. № 2. С.59-64.

Харин Н.Г. Карта антропогенного опустынивания аридной зоны СССР (1:2500000). М.: ГУГК. 1987.

Харин Н.Г. Мониторинг и картографирование процессов опустынивания по материалам аэрокосмических съемок // Проблемы освоения пустынь. 1991. Т. 3-4. С. 23-31.

Харин Н.Г., Бабаев А.М., Курбанмурдов К. и др. Методические указания по изучению процессов опустынивания аридных территорий (на примере Монголии). Ашхабад, 1992. 78 с.

Харин Н.Г., Каленов Г.С., Бабаев А.М. Применение космических снимков для составления тематических карт в зоне пустынь // Географическая интерпретация космической информации. М.: Наука, 1988. С. 12-31.

Харин Н.Г., Орловский Н.С., Бабаева Т.А. и др. Пояснительная записка к карте антропогенного опустынивания аридных территорий СССР. Ашхабад: Ылым, 1987. 32 с.

Хитров Н.Б. Деградация почвы и почвенного покрова: понятия и подходы к получению оценок /Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения //Тез.докл. Всерос.конф. 16-18 июня 1998. Т.1.М.1998. С.20-26.

Хитров Н.Б., Назаренко О.Г. Современный этап антропогенной эволюции почв степной зоны в результате переувлажнения // Тез. докл. Четвертой Всероссийской конференции «Проблемы эволюции почв». Пущино. 2001. С. 202-203.

Хлебникова Е.Н. Процессы осолодения почв степной зоны при орошении // Предупреждение и ликвидация заболачивания и засоления орошаемых земель. М., 1989. С. 116-119.

Хлебникова М. В. Адсорбция атразина почвенными адсорбентами // Докл. ТСХА. 1974. Т.198. С.107-112.

Хлебникова М.В. Адсорбция 2-хлор-4-этиламина-6-изопропиламина-симм-триазина (атразина) почвенными сорбентами: Автореф. дис... канд. хим. наук. М., 1975. 16 с.

Хлебникова М.В., Алешин С., Кончиц В. Адсорбция атразина адсорбентами чернозема // Докл. ТСХА. 1977. Т. 223. С.79-82.

Холодов В. А., Куликова Н. А., Лебедева Г.Ф., Перминова И.В. Детоксикация загрязненных диуроном почв //Докл. всерос. научной конф. «Микробиология почв и земледелие». СПб., 1998. С.110.

Холодов В.А. Детоксицирующая способность препарата активированных гуминовых кислот по отношению к гербицидам атразину и диурону в дерново-подзолистых почвах //Тез. Докл. междун. конф. студентов и аспирантов "Ломоносов 98". М.: Изд-во МГУ, 1998. С.73-74.

Холодов В.А., Куликова Н.А., Лебедева Г.Ф. Токсичность гербицида Харнес на различных почвах // Материалы междун. научно-практ. конф. молодых ученых. Брянск, 2000. С.168-170.

Холопова Л.Б. Динамика свойств почв на различных стадиях лесовозобновления после сплошной рубки древостоя // Динамика естественных и искусственных лесных биогеоценозов Подмосковья. М.: Наука.1967. С.63-79.

Хуторцев И.И. Поверхностный сток и процессы эрозии на концентрированных вырубках сосняков и лиственичников. М., 1962.

Хэнсон У.С. Трансурановые элементы в окружающей среде. М.: Энергоатомиздат. 1985. 344 с.

Цветков В.Ф, Климов А.С., Козобородов А.С. К оценке и выбору способов лесовосстановления // Известия высших учебных заведений. 1997. №5. С.23-30,

Цимбалист Н.И., Ладонин В.Ф. Фитотоксичность атразина при внесении в почву извести и минеральных удобрений // Агрохимия. 1979. №3. С.113-115.

Черниченко И.Д. Гидроморфные почвы // Почвы Краснодарского края, их использование и охрана. Ростов на Дону: Изд-во СКНЦ ВИС. 1996. 117 с.

Чернов В.А. О природе почвенной кислотности. М. Л.: Изд-во АН, 1947. 185 с.

Чернов И.Ю. Микробное разнообразие: новые возможности старого метода // Микробиология, 1997. Т.66, №1, С.91-96.

Чернов И.Ю., Бабьева И.П., Решетова И.С. Синэкология дрожжевых грибов в субтропических пустынях // Успехи современной биологии, 1997. Т.117. №5. С. 584-602.

Чертов О.Г. О гумусе поверхностно-подзолистых лесных почв Карельского перешейка // Почвоведение. 1973. № 1. С.35-42.

Шафран С.А. Оптимизация азотного питания зерновых культур при разной обеспеченности дерново-подзолистых почв фосфором и калием: Автореф. дис. ... докт. с.х. наук. М., 1995, 51 с.

Шестаков А.С. Оценка качества природной среды и экологическое картографирование. М.: Изд-во ИГ РАН, 1995. С. 64-73.

Шикула Н.К., Рожков А.Г., Трегубов П.С. К вопросу картирования территорий по интенсивности эрозионных процессов //Оценка и картографирование эрозионных и дефляционноопасных земель. М.: Изд-во МГУ. 1973. С.30-34.

Шилова И.И. Биологическая рекультивация нефтезагрязненных земель в условиях таежной зоны // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С.159-168.

Шилова И.И., Макаров Н.М. Культурфитоценозы на нефтезагрязненных землях таежной зоны (в полевом эксперименте) // Растения и промышленная среда. Свердловск, 1985.

Шилова И.И., Мамаев С.Н. Фитомелиорация техногенных песчаных арен нефтегазодобывающих районов Среднего Приобья // Мелиорация земель Крайнего Севера. М.: Колос, 1977. С.235-242.

Шильников И.А., Лебедева Л.А. Известкование почв. М.: Агропромиздат, 1987. 169 с.

Шихотов В.М. Горные пастбища, их использование и улучшение. Фрунзе, Кыргызстан, 1974. 131 с.

Шишов Л.Л., Булгаков Д.С., Карманов И.И. и др. Природно-техногенные воздействия на земельный фонд России и страхование имущественных интересов участников земельного рынка. М., 2000.

Шиятый Е.И. Принципы прогнозирования ветроэрозионных процессов // Рациональное использование и охрана природных ресурсов северного и центрального Казахстана. Алма-Ата, 1981. 42-44 с.

Шумаков В.С. Изменения свойств дерново-подзолистых почв при экзогенных сменах растительности на вырубках // Тезисы докл.1 Регион. сов. почвоведов северо- и среднетаежной подзон Европейской части СССР. Петрозаводск, 1968. С.127-129.

Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука. 1999. 268 с.

Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. Вып. 4. С. 469-478

Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Миграция долгоживущих радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах Европейской части СНГ // Вестн. Моск. ун-та . Сер.17, Почвоведение. 1992. № 2. С. 27-34

Щеглов Д.И. Черноземы центра Русской равнины и их эволюция под влиянием естественных и антропогенных факторов. М.: Наука. 2000. 211 с.

Эйтиген Г.Р. Лесоводство М., 1959. 415 с

Экологические основы рекультивации земель. М.: Наука, 1985.70 с.

Экономическая оценка рекультивации земель, нарушенных предприятиями горной промышленности. Ворошиловград, 1982. 82 с.

Эрозионные процессы центрального Ямала /Под. ред. А.Ю.Сидорчука и А.В.Баранова. СПб, 1999. 350 с.

Ядерная энциклопедия. М.: Благотворительный фонд Ярошинской. 1996. 656 с.

Яковлев А.С., Решетников С.И. Биотестирование почвенного раствора как метод почвенного мониторинга. //Биологические науки. 1989. №9. С.68-71.

Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. М.: Высш. школа. 1988. 424 с.

Abrahamsen G. Effects of acidic deposition on forest soil and vegetation // Phil. Trans. Roy. Soc. 1984. Vol. 305. P. 369-381.

Acidification today and tomorrow // A Swedish study prepared for the 1982 Stockholm conference on the acidification of the environment. 1982. 231 p.

Adriano D.C., Chlopecka A., Kaplan D.I. Role of soil chemistry in soil remediation and ecosystem conservation. //Soil chem. & Ecosyst. health. Ed.P.M. Huang. Soil Sci. Soc. Am. Madison, Wisc. P.261-386.

Agapkina G.A., Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I.. Association of Chernobyl-derived $^{239+240}Pu$, ^{241}Am, ^{90}Sr and ^{137}Cs with organic matter in the soil solution // Journal of Environ. Radioactivity. 1995. Vol. 29. No 3. P. 257-269.

Amadi A., Dickson A.A., Maate G.O. Remediation of Oil Polluted Soils. I. Organic and Inorganic Nutrient Supplements on the performans of Maize (Zea may L.). //Water, Air and Soil Pollut. 1993. Vol. 66. No 1-2. P.59-76.

Ammosova J.M., Golev M.J. Monitoring of soil degradation caused by oil contamination. //Proceedings of the Conference "Towards Sustainable Land Use". Bonn. Advances in Geoecology. Vol. 2. 31. 1998. P. 791-796.

Anisimova M. A., Kulikova N.A., Perminova I.V. et al. Detoxifying ability of different soils and extracted from them humic acids in relation to atrazine. //Summ. of the 16th World Congress of Soil Science. 20-26 August 1998, Montpellier, France. Vol.1. P.137

Atkinson D., Allen I. Observation on the orchard soil management on simazine movement. //Weed Res. 1976. Vol. 16. No 5. P.305-307.

Atlas R.M. Bartha R. Hydrocarbon biodegradation and oil spill bioremediation /Ed. by K.C. Marshall. //Adv. Microb. Ecol. 1992. Vol. 12. P.287-338.

Bab'eva I.P., Chernov I.Yu. Geographical aspects of yeast ecology. // Phisiol. Gen. Biol. Rev. 1995. Vol. 9. part 3. P.1-54.

Babich H., Stotzky G. Reductions in the toxicity of cadmium to microorganisms by clay minerals. //Appl. Environ. Microbiol. 1977. Vol.33. No 3. P.696-705.

Babich H., Stotzky G. Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms. // CRC Critical Rev. Microbiol. 1980. Vol.8. No 2. P.99-145.

Bache B.W. The acidification of soils // Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. New York, London. 1980. P. 183-202.

Bache B.W. Measurements and mechanisms in acid soils // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 1988. Vol. 19. P. 775-792.

Bailey G.W., White J.L. Factors influencing the adsorption, desorption and movement of pesticides in soil. //Res. Rev. 1970. Vol. 32. P.29-92.

Bergkvist B.O. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification // Water, Air, Soil Pollut. 1986. Vol. 31. P. 901-916.

Berry L.F., Boyd S.A. Decontamination of soil through enhanced formation of bound residues. //Evrion. Sci. Technol. 1985. Vol. 19. P.1132-1133.

Bollag J.-M., Mayers C. Detoxification of aquatic and terrestrial sites through binding of pollutants to humic substances. //Sci. Total Environ. 1992. Vol. 117/118. P.357-366.

Brown K.A. Acid deposition: effects of sulphuric acid at pH 3 on chemical and biochemical properties of bracken litter // Soil Biol. Biochem. 1985. Vol. 17. P. 31-38.

Brown K.A. Chemical effects of pH 3 sulphuric acid on a soil profile // Water, Air and Soil Pollut. 1987. No 1-2. P. 201-218.

Brusiek D.J., Gletten F., Jagannth D.R., Weeks U. The mutagenic activity of ferrous sulfate for S. typhimurium. //Mut. Res. 1976. Vol.38. No 6. P.386-389.

Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe: Status Report 1993 / Downing, R. J., Hettelingh, J.-P., and de Smet, P.A.M. (eds.). CCE, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 1993. 163 p.

Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe: Status Report 1997 / Posch, M., Hettelingh, J.-P., de Smet, P.A.M. and Downing, R. J. (eds.). CCE, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 1997.163 p.

Capriel P., Haisch A., Khan S.U. Distribution and nature of bound (nonextractable) residues of atrazine in a mineral soil nine years after herbicide application. //J. Agric. Food Chem. 1985. Vol. 33. P.567-569.

Collins V.E., Stotzky G. Factors affecting the toxicity of heavy metals to microbes. //Metal Ions and Bacteria (Beverige T.J., Doyle R.J. Eds.). 1989. N. Y.: Wiley Co., P.31-90.

Crang R.E., Pechak D.G. The effects of threshold levels of phenylmercuric acetate (PMA) on the paint meldew Aureobasidium pullulans. // Can.J.Bot. Vol.56. No 9. P.1177-1185.

Cromack K. Calcium oxalate accumulation and soil weathering in mats of the hypogeus fungus *Histerangium corassium* // Soil Biol. Biochem. 1979. Vol.11. No 5. P.463-468.

Danielson R.M. Mycorrhizae and reclamation of stressed terrestrial environments. Soil reclamation processes. Microbial analyses and applications (Eds. R.L.Tate III and D.A.Klein). N.Y. and Basel: MARCEL DEKKER INC. 1985. P.173-201.

De Byle R.V. Fire logging and debris disposal effect on soil and water in northen coniferous forest. // P.Ж. 1976. No 3. P. 23.

De Vries W. Soil Response to Acid Deposition at Different Regional Scales: Field and Laboratory Data, Critical Loads and Model Predictions. DLO Winand Staring Centre. Wageningen, The Netherlands, 1994. 487 p.

Distributed Active Archive Center. Pathfinder AVHRR Land Data. Internet: http://daac.gsfc.nasa.gov/

Duxbury T. Toxicity of heavy metals to soil bacteria. //FEMS Microbiol. Let. 1981. No 11. P.217-220.

Duxbury T., Williams J., Wollem H. Effect of cadmium on soil bacteria and actinomycetes. J. Environ. Quality. 1981. V.10. №2, P.142-147.

Dvoracsek M. Tropusi talajok zsugoroodasi es visgazdalkodasi tulajdonsagai. //Agrokeem. es talaj. 1984. Vol.33. No 1-2.

Ellis R., Adams R.S. Contamination of soils by petroleum hydrocarbons // Adv. Agron. 1961. Vol. 13. P.197-216.

Eriksson E., Karltun E., Lundmark J.E. Acidification of forest soil in Sweden // Ambio. 1992. Vol. 21. No 2. P.150-154.

Federer C.A., Hornbeck J.W. The Buffer Capacity of Forest Soils in New England // Water, Air, and Soil Pollut. 1985. Vol. 26. No 2. P. 163-173.

Foster G.R. Modeling the soil erosion process // Hydrologic Modeling of Small Watersheds. ASAE Monograph, St.Joseph, Michigan. 1982. No 5. P.297-382.

Gadd G.M., Griffiths A.J. Microorganisms and heavy metal toxicity. Microbial. //Ecology. 1978. Vol. 4. No 4. P.303-307.

Gadd G.M., White C. Microbial treatment of metal pollution - a working biotechnology //Trends in Biotech. 1993. Vol.11. P.353-359.

Ganster D., Bonnevie N., Gillis C., Wenning R. Assessment of Chemical Loadings to Newark 1991. //Ecotoxicology and environmental safety. 1993, Vol. 25. Iss. 2.

Glass N.R., Glass G.E., Rennie P.J. Effects of acid precipitation // Environ. Sci. Technol. 1979. Vol. 13. P. 1350-1355.

Global Assessment of Degradation North Africa and Middle East / FAO. Rome. 1979.

Göttlich, K. Moor- und Torfkunde. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung // 2 Auflage. Stuttgart. 1980. 335 s.

Guidelines for General Assessment of the Status of Human-induced Soil Degradation /Ed. by L.R.Oldeman. Inf. Soil Reference and Inf. Centre. Wageningen. April. 1988. N8814. 12p.

Gutman G., Tarpley D., Ignatov A., Olson S. The Enhanced NOAA Global Land Dataset from the Advanced Very High Resolution Radiometer // Bull. American Meteorol. Soc. 1995. Vol.76. No 7. P.1141-1156.

Hagen L.J. A wind erosion prediction system to meet user needs // Journal of Soil and Water Conservation. 1991. No 46(2). P. 106-110.

Haun G.W., Wolt J., Reynolds J.H. Effects of simulated acid rain on soil solution composition and orchardgrass seedling viability // Soil Sci. Soc. Amer. J. 1988. Vol. 52. P. 1037-1043.

Heavy metals in soils./ Alloway B.J.(ed.) Blackie Acad. London. 1995. 386 p.

Hayes M.N.B. Adsorbtion of triazine herbicides on soil organic matter. //Residue Rev. 1970. Vol.32. P.131-174.

Heginbottom J.A. Some effects of surface disturbance on the ice permafrost active layer at Inuvik. N.W.T. Environmental-Social Committee on Northern Pipelines, Task Force on Northern Oil Development Report 73-16. Information Canada Cat. N.R 72-9573. 1973. 45p.

Heginbottom J.A. Permafrost and ground stability // Northern Engineer 1974-1975. Vol.6(4). P.8-13.

Hoog de G.S. Risk Assessment of Fungi Reported from Humans and Animals. //Mycoses. 1996. Vol. 9. No 11/12. P. 407-417.

Hostettler F. et al. Use of Geochemical Biomarkers in Bottom Sediment to Truck Oil from a Spill, San-Francisko Bay, California. //Marine pollution Bulletin. 1992. Vol. 24. Iss. 2.

Huang P.M. Environmental soil chemistry and its impact on agriculture and the ecosystem. Dip.Sci.-Agrar. Univ.Napoli Federico11. 2000. 77 p.

Hughes R.G. Theories and models of species abundance. //Amer. Nat. 1986. Vol. 128. P.879-899

Hutchinson T.C. Conclusions and recommendations // Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. New-York, London. 1980. P. 617-627.

Huttermann A., Ulrich B. Soil phase-solution-root intaractions in soils subjected to acid deposition // Phil. Trans. Roy. Soc. London. 1984. Vol. 305. P. 353-363.

James B.R., Bartlett R.J. Behavior of chromium in soils. VII. Adsorption and reduction of hexavalent forms. //J.Environ. Quality. 1983.Vol.12. No 2. P.177.

James B.R., Riha S.J. pH Buffering in forest soil organic horizons : relevance to acid presipitation // J. Environ. Qual. 1986. Vol. 15. P. 229-234.

James B.R., Riha S.J. Aluminium leaching by mineral acids in forest soils : II. Role of the forest floor // Soil Sci. Soc. Am. J. 1989. Vol. 53. P. 264-269.

Kabata-Pendias A. Behavioral properties of trace metals in soils. //Appl. Geochem. Suppl. 2, P.3-9.

Kester R.A. Production of nitric oxide and nitrous oxide by nitrifiers and denitrifiers.

Khan S.U. Distribution and characteristics of bond residues of prometryn in an organic soil.//J. Agr. Food Chem. 1982. Vol. 30. No 1. P.175-179.

Khan S.U. The interaction of organic matter with pesticides. //Soil organic matter, Elsever North Holland. 1978. P.137-167.

Kidwell K.B. Global vegetation index user's guide. U.S. Department of Commerce Tech. Rep. 1994. 51 p.

Kidwell K.B. NOAA polar orbiting data user's guide. U.S. Department of Commerce Tech. Rep. 1995. 51 p.

Klimmer J.P., Feller M .C. Effect of clearcutting and broadcost slash burning nutrient budgest, stream waters chemistry and Conger. Nroway. 1976. 23p.

Klimo E. Acidification of forest soils in Moravian-Silesian region // Kapp. Ingenjorsvetenskaps acad. 1986. No 311. P. 89-91.

Kloke A. Materialen zur Risikoeinschatzung des Quecksilberproblems in der Bundesrepublik Deutschland. //Nachrichtenbl.Dtsch.Pflanzenschutz. 1980. Vol.32. P.120-135.

Klopatek J.M., Harris W.F., Olson R.J. A regional ecological assessment approach to atmospheric deposition: effects on soil systems // Atmospheric sulfur deposition. Michigan. 1980. P. 539-553.

Kogan F.N. Vegetation index for areal analysis of crop conditions. //Preprints, Proc. 18th Conf. on Agricultural and Forest Meteorology, West Lafayette, IN, Amer. Meteor. Soc., 1987. P.103-107.

Kogan F.N. Remote sensing of weather impacts on vegetation in non-homogeneous areas. //Int. J. Remote Sens. 1990. Vol. 11. P.1405-1419.

Kogan F.N., Sullivan J. Development of global drought-watch system using NOAA/AVHRR data. Adv. Space Res. 1993. Vol.13(5). P. 219-222.

Koptsik G., Koptsik S., Moiseev B., Makarov M, and L. Morgun. Critical loads of acid deposition on forest soils in European Russia on different regional scales. ICEP-3. Budapest, Hungary. 1996. P. 176-187.

Koptsik, G., Teveldal, S., Aamlid, D. and Venn, K. Calculations of weathering rate and soil solution chemistry for forest soils in the Norwegian-Russian border area with the Profile model // Applied Geochemistry. 1999. Vol. 14/2. P. 173-185.

Kurakov A.V., Zvyagintsev D.G., Umarov M.M., Filip Z. Evaluation of an international based approach to assess soil quality by biological methods:

Russian experiences. // Abstracts, 16 World Congress of Soil Sci. France, Montpellier. 1998. Symp.37. Vol.2. P.683. (paper on CD).

Kust G.S. (Editor, Scientific Leader and Manager). Co-authors: Avetyan S.A., Deruzshinskaya V.D., Glushko E.V., Novikova N.M., Ptichnikov A.V., Sidorova E.V. and others. Desertification Assessment in Southern and Eastern Pre-Aral Region (SEPAR). // The final report on the UNEP/USSR project FP-6201-91-01-2230. Moscow, Russia, 1994. 219 p.

Kust G.S., Avetyan S.A., Deruzshinskaya V.D., Glushko E.V. et al.. Desertification Assessment in Southern and Eastern Pre-Aral Region (SEPAR). // The final report on the UNEP/USSR project FP-6201-91-01-2230. Moscow, Russia, 1994. 219 p.

Kuznetsov M., Gendugov V., Fless A. Modelling of water erosion //Proceedings of the 16-th World Congress of Soil Science. Montpellier, 1998. Symp. 31. P. 1-6.

Lau W.M., Mainwaring S.J. The determination of soil sensitivity to acid deposition // Water, Air, Soil Pollut. 1985. Vol. 25. P. 451-464.

Li C.S., Bockheim J.G., Leide J.E., Wentz D.A. Potential for buffering of acidic precipitation by mineral weathering in a forested entisol // Soil Sci. Soc. Am. J. 1988. Vol. 52. P. 1148-1154.

Lilieholm B.C., Feagley S.E. Effects of simulated acid rain on soil and leachate acidification of a Lexington silt loam // Soil Sci. 1988. Vol. 146. P. 44-50.

Malcolm R.L., Nettleton W.D., Mc Cracken R. J. Pedogenic formation of montmorillonite from a 2:1 - 2:2 intergrade clay minerals // Clays and Clay Minerals. 1969. Vol. 16. No 6. P.405-414.

Mantylahti V., Niskanen R. Effects of acidification on cation exchange capacity of eight Finnish mineral soils. //Acta Agric. Scand. 1986. Vol. 36. P. 339-346.

Maqueta C., Morillo E., Perez J.L. Adsorbtion of chlordimeform by humic substances from different soils. //Soil Sci. 1990. Vol.150. No 1. P.43.

Marfenina O.E. Is the an increasing of health risks due to the impact of environmental pollution on outdoor microfungal growth? // Zentralblatt fur Bacteriologie. 1996. Iss.285. P.5-10.

Marticorena G., Bergametti G., Aumont B.et al. Modeling the Atmospheric Dust Cycle: 2. Simulation of Saharian dust sources // J. Geoph. Res. 1997. Vol.102. No D4. P.4387-4404.

McCozmack D.E., Young K.K. Technical and societal implications of soil losstolerace // Soil Conserv. Probl. And Proc. Int.Conf. 1981. P.365-376.

McFee W.W. Sensitivity rations of soils to acid deposition: a review // Environ. Exp. Botany. 1983. Vol. 23. P. 203-210.

Mcgill W.W. Soil restoration following oil spills. Review // J.Canad. petrol. Technol. 1977. Vol. 16. No 2. P. 60-67.

Mellor D.P., Maley L. Order of stability of metal complexes. //Nature. 1948. Vol.161. No4090. P.85.

Mitra R.S., Bernstein I.A. Single-strand breakage in DNA of Escherichia coli exposed to Cd2+. //J. Bacteriol. 1978. Vol.133. №1, P.75-80.

Moore T.R. The effect of simulated acid rain on the nutrient status of subarctic woodland soils in eastern Canada // Can. J. Forest Res. 1987. Vol. 17. P. 370-378.

Morgan R.P.S. The european soil erosion model: an update on its structure and research base // Conserving Soil Resources. European Perspectives. CAB INTERNATIONAL, Wallingford. 1994, pp. 286-299.

Mowbray T., Schlesinger W.H. The buffer capacity of organic soils of the Bluff Mountain fen, North Carolina // Soil Sci. 1988. Vol. 146. P. 73-79.

Murthy R.S. et al. Distribution, characteristics and classification of vertisols. // Vertisols and Rice Soils Trop. 12 Int. Congr.

Nätscher L., Schwertmann U. Proton buffering in organic horizons of acid forest soils // Geoderma. 1991. Vol. 48. P. 93-106.

Neal C., Cooper D.M. Extended version of Gouy. Chapman electrostatic Soil Sci., New Delhi, 8-16 Febr., 1982, Symp. Pap. 2., New Delhi, theory as applied to exchange behavior of clay in natural waters. - Cla 1982. y and Clay Miner. 1983. Vol. 31. No 5.

Nilsson J., Greenfelt, R. (eds.): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen, UN-ECE, NCM, 1988. P.8-57.

Nordgren A.E., Baath E.,Soderstorm J. Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient. //Appl. Environ. Microbiol. 1983. Vol.405. P.1829-1837.

Odu C.T. : PH.D.Thesis.1997. Centrum voor Terrestrishe Decologie Nederlands Institut voor Oecologisch Onderroch. 113 p.

Ogden J.E., Moor P.K. Inhibition of nitric oxide synthese - potential for a novel class of therapetic agent. //TIBTECH. 1995. Vol. 13. P. 70-78.

Oldeman L.R., Hakkeling R.T.A., Sombrock W.G. Global Assessment of Soil Degradation/ An Explanatory Note to the World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation. 1990.

Oldeman L.R., Hakkeling R.T.A., Sombrock W.G. World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation. ISRIC-UNEP. 1992. 27 p.

Penday A.V. Shortern effect of burning on the cyctem of phosporus in soil components of Dichanthium annulatum stands of Varunan. //Proc. Indian Nat.Sci.Acad. 1976. B42 No 2-3. P.89-101.

Petersen L. Sensitivity of different soils to acid precipitation // Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems / Ed. T.C.Hutchinson and M.Havas. NATO Conf. Series. Ser. 1: Ecology. Vol. 4. N.-Y., 1980. P. 573-577.

Piccolo A., Celano G., De Simont C. Interaction of atrazine with humic substancts of different origin and their hydrolysed products. //Sci. Total Env. 1992. Vol. 117/118. P.403-412.

Precious earth: From Soil and Water Conservation to Sustainable Land Management. Published by ISCO (International Soil Conservation Organisation), 1996. 89 p.

Provisional Methodology for Assessment and Mapping of Desertification. FAO, Rome, 1984. 94 p.

Raskin I., Nanda Kumar PBA, Dushenkov S., Salt D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. //Cur. Opin. Biotech. 1994. No 5. P.285-290.

Regional Acidification Models. Geographic Extent and Time Development / Kämäri, J., D.F.Brakke, A.Jenkins, S.Norton, R.F.Wright (eds.). Springer-Verlag, 1991. 310 p.

Reiter H. et al. Einfluss von saurer Beregung und Kalkung auf Austaschbare und geloste Ionen im Boden. //II Forstw. Cbl. 1986. Bd. 105. S. 300-309.

Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A. and Porter J.P. RUSLE – Revised universal soil loss equation //J. Soil and Water Conservation. 1991. Vol.46. P. 30-33.

Schwertmann U. Bodenezosion durch Wasseruzsachen Ausmazz // Vorhersage-Landwirt. Forsch. 1981. Bd. 37. S.117-121.

Settle D.M., Patterson C.C. Lead in albacore: Guide to Lead Pollution in Americans. //Science. 1980. Vol.207. No 436. P.1167-1176.

Sharma M.L., Uehara G. Influence of soil structure on water relations in low humic latosols. 1. Water retention. // SSSA Proc. 1968. Vol. 32. P.765-770.

Shibata H., Satoh F., Tanaka Y., Sakuma T. The role of organic horizons and canopy to modify the chemistry of acidic deposition in some forest ecosystems // Water, Air and Soil Pollut. 1995. Vol. 85. No 1-4. P. 1119-1124.

Silver S. Mechanism of bacterial resistances to toxic heavy metals: arsenic, antimony, silver, cadmium, and mercury. //U.S. Dep. Commer. Nat.Bur.Stand Special Publ. 1981. No 618. P.301-324.

Singh B.R. Sulphate sorption by acid forest soils: 2 sulphate adsorption isotherms with and without organic matter and oxides of aluminum and iron // Soil Sci. 1984. Vol. 138. No 4. P.294-297.

Skeffington R.A., Brown K.A. The effects of five years acid treatment on leaching, soil chemistry and weathering of a humo-ferric podzol // Water, Air, Soil Pollut. 1986. Vol. 31. P.891-900.

Slaughter C.W.,Richard J.Banney, G.M.Hansen (edit). Fire in the Nortern Environment //A Symposium.(Proceeding of a Symposium).Portland, Oregon, 1971. P.275.

Stark N.M. Fire and nutrient cycling in Douglas-fire forest. //Ecology. 1977. No 1. P.24-30

State of the World, 1994. A Worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society. W.W.Norton & Company. NewYork, London. 1994. 265 p.

Sverdrup H., De Vries W., Henriksen A. Mapping Critical Loads. UN-ECE, NMR. Stockholm, 1990. 122 p.

Tamm C.O., Hallbacken L. Changes in soil pH over a 50-year period under different forest canopies in SW Sweeden // Water, Air, Soil Pollut. 1986. Vol. 31. P. 337-341.

Uehara G. Soil clay minerals in tropical soils and soil fertility. // Whither Soil Res. 12 Int. Congr. Sci. New Delhi, 8-16 Febr., 1982, Panel Discus.Pap. New Delhi, 1982.

Ulrich B. Production and consumption of hydrogen ions in the ecosphere // T.C.Hutchinson and M.Havas (eds.), Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. New York, London. 1980. P.255-282.

Ulrich B. Soil acidity and its relations to acid deposition // B.Ulrich and J.Pankrath (eds.), Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. The Netherlands, 1983. P.127-146.

Ulrich B., Mayer R., Khanna P.K. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in Central Europe // Soil Sci. 1980. Vol. 130. No 4. P. 193-199.

Ulrich B., Sumner M.E. (eds.). Soil Acidity. Springer-Verlag, 1991. 224 p.

Van Breemen N., Wielemaker W.G. Buffer intensities and equilibrium pH of minerals and soils // Soil Sci. Soc. Amer. J. 1974. Vol. 38. No 1. P. 55-60.

Varallyay G., Redly M., Muranyi A. Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary // Ecological impact of acidification. Budapest. 1989. P. 79-94.

Visser S. Management of microbial processes in surface mined land reclamation in Western Canada. Soil reclamation processes. Microbial analyses and applications (Eds. R.L.Tate III and D.A.Klein). N.Y. and Basel: MARCEL DEKKER INC. 1985. P.203-241.

Walse C., Schöpp W., Warfvinge P. and Sverdrup H. Modeling long-term impact on soil acidification for six sites in Europe. Report 3. Lund University, Sweden. 1996. 63 p.

Wang Z.D., Gamble D.S., Langford C.H. Interaction of atrazine with Laurentian fulvic acids: binding and hydrolysis //Anal. Chemica Acta. 1990. Vol. 232. P.181-188.

Wiklander L. The sensitivity of soils to acid precipitation on terrestrial ecosystem //Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems / Ed. T.C.Hutchinson, M. Havas. N.-Y., NATO Conf. Series. Ser. 1: Ecology. Vol. 4. 1980. P. 553-567.

Willat S.T., Pullar D.M. Changes in soil phisical properties under grazed pastures. //Austral. J. Soil Res. 1984. Vol.22. No 3. P.343-348.

Wilson M.V., Shmida A. Measuring beta diversity with presence-absence data. //J. Ecol. 1984. Vol.72. No 3. P.1055-1064

Wischmeier W.H., Smith D.D. Predicting rainfall – erosion losses from cropland east of Rocky Mountains //Agricultural Handbook. № 282. USDA. Washington D.C. 1965. 65 p.

Woodruff N.P., Siddoway F.H. A wind erosion equation. // SSSA Proceedings. 1965. No 29 (5). P.602-608.

World desertification Atlas. UNEP, Nairobi, Kenya, 1992, 167 p.

Zaidelman F.R. Peacular features of recent processes in soils under reclamation and problems of soil optimization, degradation and conservation. // Proceedings of Intern. Conference «Problems of antropogenic soil formation», Moscow. 1997. P. 274-277.

Zaidelman F.R., Shvarov A.P. Hydrothermic regime, dynamics of organic matter and nitrogen in drained peaty soils at different sanding modes. //Archives of Agronomy and Soil Science. 2000. Vol. 45. P. 123-142.

ОГЛАВЛЕНИЕ

стр.

ВВЕДЕНИЕ
(Г.В.Добровольский)..... 1

Глава 1. ПОЧВЫ И ЗЕМЕЛЬНЫЕ РЕСУРСЫ РОССИИ
(Г.В. Добровольский, С.А. Шоба, П.Н. Балабко)..... 4

1.1. Структура земельного фонда России по категориям земель..... 5

1.2. Земельная реформа в России 1990-2000 г.г...... 14

1.3. Особенности почвенного покрова России..... 17

1.4. Оценка уровня деградации почв России..... 26

Глава 2. ФАКТОРЫ И ВИДЫ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ
(Г.В. Добровольский, В.Д. Васильевская, Ф.Р. Зайдельман, Д.Г. Звягинцев, М.С. Кузнецов, Г.С. Куст, Д.С. Орлов)..... 33

2.1. Основные понятия и термины..... 33

2.2. Типы и виды деградации почв..... 48

Глава 3. МЕХАНИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ ПОЧВ..... 61

3.1. Нарушения почв при добыче полезных ископаемых
(Л.Г. Богатырёв, В.Д. Васильевская)..... 61

3.2. Деградация почв на вырубках и при пожарах
(Л.Г. Богатырёв)..... 69

3.3. Оценка устойчивости и деградации почвенно-растительного покрова тундр при антропогенных нагрузках.
(В.Д. Васильевская, В.Я.Григорьев)..... 88

3.4. Нарушение почв и почвенного покрова под влиянием выпаса
(А.С.Владыченский)..... 143

3.5. Механическое нарушение почв при добыче, хранении и транспортировке природного газа
(Н.В. Можарова, А.С.Владыченский)..... 160

Глава 4. ФИЗИЧЕСКАЯ ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ
(П.Н.Березин, И.И.Гудима..... 168

4.1. Параметры физического состояния почв..... 168

4.2. Слитизация почв как выражение физической деградации..... 170

4.3. Потенциальная опасность слитизации и актуальная слитость почвы..... 176

4.4. Последствия физической деградации почв..... 185

4.5. Целевая направленность оценки экологического состояния..... 191

Глава 5. ДЕГРАДАЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ..... 196

5.1. Дегумификация пахотных почв
(Д.С. Орлов, С.Я. Трофимов, О.Н. Бирюкова, Н.И. Суханова, М.С. Розанова..... 196

5.2. Деградация химических свойств почв
(В.Г. Минеев, Т.Н. Болышева)..... 234

Глава 6. ЗАГРЯЗНЕНИЕ И ДЕТОКСИКАЦИЯ ПОЧВ..... 258

6.1. Химическое загрязнение и охрана почв
(Л.К.Садовникова, Д.С.Орлов)..... 258

6.2. Деградация почв под влиянием кислых осадков
(Г.Н.Копцик, Т.А.Соколова, М.И.Макаров, Т.Я.Дронова, И.И.Толпешта)..... 290

6.3. Загрязнение почв гербицидами
(Г.Ф. Лебедева, Н.А. Куликова, В.А. Холодов)..... 332

6.4. Изменение свойств почв под влиянием нефтяного загрязнения

(С.Я.Трофимов, М.С.Розанова)..... 359
6.5. Радиоактивное загрязнение почв
(А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова)..... 373
Глава 7. МИКРОБНЫЕ СООБЩЕСТВА И ИХ ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ В ПРОЦЕССАХ ДЕГРАДАЦИИ И САМОВОССТАНОВЛЕНИЯ ПОЧВ
(Д.Г. Звягинцев, М.М. Умаров, И.Ю. Чернов, О.Е. Марфенина, Л.В. Лысак, В.С. Гузев, М.И. Волде, А.В. Кураков, А.Л. Степанов, Н.А. Манучарова) 401
7.1. Синэкологические показатели состояния микробных сообществ при деградации почв..... 401
7.2. Негативные изменения микробных комплексов при деградации почв..... 412
7.3. Деградация и восстановление нефтезагрязненных почв..... 423
7.4. Загрязнение тяжелыми металлами и почвенная биота..... 435
7.5. Деградация почв и микробное образование газов..... 448
Глава 8. ЭРОЗИЯ КАК ОСНОВНОЙ ФАКТОР ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ 455
(М.С. Кузнецов, Г.П. Глазунов)..... 455
8.1. Распространение эрозии почв..... 457
8.2. Влияние эрозии на основные функции почвы..... 461
8.3. Математическое моделирование процессов эрозии почв..... 476
8.4. Разработка научных основ проектированиия протнвоэрозионных мероприятий и совершенствование почвозащитных систем земледелия на ландшафтной основе..... 483
Глава 9. ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ ФАКТОР АНТРОПОГЕННОЙ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ И СПОСОБЫ ИХ ЗАЩИТЫ
(Ф.Р. Зайдельман)..... 483
9.1. Введение и понятия..... 483
9.2. Гидрологический фактор антропогенной деградации почв..... 485
9.3. Частные случаи деградации почв в меняющихся гидрологических условиях..... 486
9.4. Заключение..... 509
Глава 10. ДЕГРАДАЦИОННЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ТРАНСФОРМАЦИИ ЧЕРНОЗЕМОВ СТЕПНОЙ ЗОНЫ ПРИ ОРОШЕНИИ
(С.А. Николаева, С.Ю. Розов)..... 513
10.1. Введение..... 513
10.2. Генетические особенности черноземов, определяющие их слабую устойчивость к изменению гидрологического режима..... 514
10.3. Характер изменения гидрологической и геохимической обстановки в орошаемых черноземах..... 517
10.4. Виды деградации черноземных почв в условиях орошения..... 518
10.5. Влияние роста гидроморфности степных агроландшафтов на состояние и функционирование черноземных почв..... 541
Глава 11. ОПУСТЫНИВАНИЕ, ЗАСУХИ И ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ 551
(Г.С. Куст, Н.Ф. Глазовский, О.В. Андреева, Б.П. Шевченко, Д.В. Добрынин)
11.1. Введение..... 551
11.2. Общая характеристика опустынивания и засух в России..... 552
11.3. Понятие опустынивания, индикаторы опустынивания и засух с учетом региональных особенностей России..... 556
11.4. Разработка дополнительных индикаторов с учетом специфики России 559
11.5. Карта опустынивания Российской Федерации..... 568
11.6.Социальные и экономические аспекты явления

опустынивания, методы борьбы с опустыниванием на территории России. Перспективы научных исследований и практических действий..... 589
Глава 12. ЗАКОНОДАТЕЛЬНЫЕ И ИНЫЕ НОРМАТИВНЫЕ ПРАВОВЫЕ АКТЫ В ОБЛАСТИ ОХРАНЫ ПОЧВ (по состоянию на 1.06.2001)
(А.С. Яковлев, А.Н. Прохоров, Е.Н. Горяченкова)..... 601
ЛИТЕРАТУРА..... 615

Научное издание

Деградация и охрана почв
Под редакцией академика РАН Г.В.Добровольского

Подписано в печать 28. 11. 2002
Формат 69 х 90/16 Бумага офс. № 1
Офсетная печать. Усл. печ. л. 41,0
Тираж 400. Заказ 396.

Ордена «Знак Почета» Издательство Московского университета
125009, Москва, ул. Б.Никитская, 5/7
Тел. 229-50-91. Факс: 203-66-71

Отпечатано в типографии Россельхозакадемии
115598, Москва, ул. Ягодная, 12.