

ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПОЧВ В МЕНЯЮЩИХСЯ УСЛОВИЯХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова
МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ им. М.В. ЛОМОНОСОВА
Факультет почвоведения

ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПОЧВ В МЕНЯЮЩИХСЯ УСЛОВИЯХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Ответственные редакторы:

В.А. Терехова, С.А. Шоба

Москва
ГЕОС
2015

УДК 504.53

ББК 26.323

Ф 16

Функционирование почв в меняющихся условиях окружающей среды /
Терехова В.А., Шоба С.А. (отв. ред.) М.: ГЕОС, 2015. 164 с.

ISBN 978-5-89118-690-3

В монографии изложены материалы и результаты многолетних исследований динамики свойств почв и их функций под воздействием меняющихся природных и антропогенных факторов. Выявлено снижение экологической устойчивости природных комплексов вследствие неблагоприятных естественных и техногенных изменений в окружающей среде. Охарактеризованы эффекты природно-климатических факторов на почвенный покров, даны оценки техногенного непреднамеренного и целенаправленного вмешательства человека, включая ремедиационные мероприятия, в функционирование наземных экосистем по реакциям живых организмов, населяющих почву. Рассматривается динамика основных биотических компонентов почв (растения, животные, микроорганизмы) на разных иерархических уровнях. Акцентируется внимание на недостаточную обоснованность существующих схем оценки экологического риска применительно к деградации почвенного покрова. Обсуждаются подходы, методы и системы биотических параметров для выявления пределов функционирования типологически различных почв, что необходимо для сохранения продуктивности и поддержания биологического разнообразия на планете.

Монография подготовлена сотрудниками лаборатории изучения экологических функций почв ИПЭЭ им. А.Н. Северцова РАН и факультета почвоведения Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова при участии специалистов Почвенного института им. В.В. Докучаева. Исследования проведены при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований в рамках инициативных проектов №№ 02-04-48870а; 12-04-01230а; 14-04-31293 мол_а, 06-04-49636а, 15-04-04702а.

Книга ориентирована на широкий круг специалистов в области экологии, почвоведения, рационального использования природных ресурсов, охраны окружающей среды.

Авторы:

*Терехова В.А., Гонгальский К.Б., Зайцев А.С., Аветов Н.А., Водяницкий Ю.Н.,
Лысак Л.В., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В., Кулачкова С.А., Подвезенная М.А.,
Пукальчик М.А., Рахлеева А.А., Розанова М.С., Иванников Ф.А., Рыжова И.М.,
Чернова О.В., Шишконокова Е.А., Яковлев А.С.*

Ответственные редакторы:

*Терехова В.А., доктор биологических наук,
Шоба С.А., член-корреспондент РАН*

Рецензенты :

*Стриганова Б.Р., член-корреспондент РАН,
Кудяров В.Н., член-корреспондент РАН*

Издание осуществлено при финансовой поддержке
Российского фонда фундаментальных исследований
по проекту № 15-04-07030, не подлежит продаже.



В оформлении переплета использована фотография М. Р. Романовского

© Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова, 2015

© Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, 2015

© Коллектив авторов, 2015

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES
A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution
LOMONOSOV MOSCOW STATE UNIVERSITY
Soil Science Department

**FUNCTIONING
OF SOILS UNDER CHANGING
ENVIRONMENTAL CONDITIONS**

Responsible Editors
V.A. Terekhova, S.A. Shoba

Moscow
GEOS
2015

UDK 504.53
BBK 26.323

Functioning of soils under changing environmental conditions

(Terekhova V.A., Shoba S.A. (Eds.) M.: GEOS Publishing, 2015. 164 p.

ISBN 978-5-89118-690-3

The study outlines the materials and results of long-term studies focused on the dynamics of soil properties and their functions under the influence of changing natural and anthropogenic factors. It showed a reduction in the environmental sustainability of natural systems due to adverse natural and man-made environmental changes. We characterize the effects of climatic factors on the soil cover, give estimates of unintentional and deliberate anthropogenic intervention, including remediation measures and functioning of terrestrial ecosystems according to the reactions of living organisms inhabiting the soil. We examine the dynamics of the main components of soil biota (plants, animals, microorganisms) at different hierarchical levels. Attention is drawn to the lack of validity of the existing environmental risk assessment schemes pertaining to soil degradation. We discuss various approaches, methods and systems of biotic parameters in order to identify limits of functioning of typologically different soils which is necessary for preserving productivity and maintenance of biological diversity on the planet.

The monograph was prepared by the staff of the Laboratory of ecological functions of soils of the Institute of ecology and evolution of the Russian Academy of Sciences (RAS) and the Soil Science Faculty of Lomonosov Moscow State University with participation of specialists from V.V. Dokuchaev Soil Science Institute. Research was carried out with the support of the Russian Foundation for Basic Research within the framework of the proactive projects №№ 02-04-48870a; 12-04-01230a; 14-04-31293 mol_a, 06-04-49636a, and 15-04-04702a.

The book focuses on a wide range of professionals in the field of ecology, soil science, natural resource management and environmental protection.

Authors:

Terekhova V.A., Gongalsky K.B., Zaitsev A.S., Avetov N.A., Vodyanitskii Yu.N.,
Lysak L.V., Mozharova N.V., Prokof'eva T.V., Kulachkova S.A., Podvezennaya M.A.,
Pukalchik M.A., Rakhleeva A.A., Rozanova M.S., Ivannikov F.A., Ryzhova I.M.,
Chernova O.V., Shishkonakova E.A., Yakovlev A.S.

Responsible Editors

Terekhova V.A., Shoba S.A.

Reviewers:

Striganova B.R., Kudeyarov V.N.

Published at financial support
of the Russian Foundation for Basic Research, grant № 15-04-07030.
The edition of the RFBR isn't subject for sale

Cover design with photos by M.R. Romanovsky

© Russian Academy of Sciences, 2015

© A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution, 2015

© Authors, 2015

*Издание посвящено 100-летию со дня рождения
академика Глеба Всеволодовича Добровольского*



(1915–2013)

ОГЛАВЛЕНИЕ

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| ПРЕДИСЛОВИЕ (В.А. Терехова, С.А. Шоба) | 11 |
| Глава 1. Экологическая оценка функционирования почв | |
| по реакциям высших растений | 13 |
| Виды-индикаторы нарушенности почвенно-растительного покрова (на примере районов нефтедобычи центра Западно-Сибирской равнины) (Н.А. Аветов, Е.А. Шишконокова) | 13 |
| Индикаторы гидрологических нарушений | 14 |
| Индикаторы нефтяного загрязнения | 19 |
| Индикаторы солевого загрязнения | 21 |
| Глава 2. Экологическая оценка функционирования почв | |
| по реакциям почвенных животных | 25 |
| Влияние физико-географических условий на почвенную фауну (А.С. Зайцев) | 25 |
| Особенности взаимодействия почвы и населяющих ее животных | 25 |
| Распределение почвенных животных и выполняемые ими функции в основных зональных типах почв России | 26 |
| Действие физико-географических факторов на биоразнообразие почвенных животных (на примере панцирных клещей) | 29 |
| Реакция почвенной мезофауны при освоении газовых месторождений (на примере Краснодарского края) (К.Б. Гонгальский, А.С. Зайцев) | 36 |
| Выбор видов-биоиндикаторов и оценка состояния окружающей среды | 37 |
| Таксономический состав и структура сообществ почвенной мезофауны | 38 |
| Биоиндикаторы изменения состояния компонентов экосистем | 42 |
| Детритные пищевые сети и их функционирование в условиях радиоактивного загрязнения (А.С. Зайцев) | 43 |
| Действие ионизирующего излучения на почвенные организмы | 44 |
| Методологические ограничения и сложности интерпретации результатов | 44 |
| Принципы мониторинга функционирования почв в условиях радиоактивного загрязнения | 45 |
| Глава 3. Экологическая оценка функционирования почв | |
| по реакциям сообществ микроорганизмов | 50 |
| Грибные сообщества в мониторинге почв (В.А. Терехова) | 50 |
| Роль микобиоты в функционировании экосистем | 50 |
| Оценка техногенной трансформации микобиоты почв | 51 |
| Неоднородность почв и микобиотические параметры | 53 |
| Бактериальные сообщества в мониторинге почв (Л.В. Лысак) | 55 |
| Микробиотический бактериальный мониторинг | 55 |
| Бактериальные сообщества: специфика структуры и функционирования в городских почвах | 59 |
| Особенности бактериальных сообществ почв ботанических садов на территории г. Москвы | 64 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Глава 4. Экологическая оценка функционирования почв по динамике органического вещества | 66 |
| Изменение запасов органического углерода в почвах южной тайги и лесостепи европейской территории России за исторический период (О.В. Чернова, И.М. Рыжова, М.А. Подвезенная) | 66 |
| Подходы к оценке изменения запасов органического углерода в почвах при смене типов землепользования | 66 |
| Оценка запасов углерода в почвах России и ее отдельных регионов | 71 |
| Опыт оценки потенциальных и актуальных запасов углерода в почвах южной тайги и лесостепи | 72 |
| Потенциальные и актуальные запасы органического углерода в почвах модельных регионов | 76 |
| Изменение запасов органического углерода в почвах за исторический период | 82 |
| Глава 5. Экологическая оценка трансформации, химического загрязнения и рекультивации почв | 86 |
| Формирование почв в урбанизированной среде: условия и результаты трансформации почвоподобных техногенных образований (на примере Москвы) (Т.В. Прокофьева, Ф.А. Иванников, М.С. Розанова, А.А. Рахлеева) | 86 |
| Особенности почвообразования в городской среде | 86 |
| Объекты и методы исследования | 92 |
| Свойства исследованных ПТО и почв | 94 |
| Газогеохимическое состояние и экологические функции городских почв в условиях сезонной динамики биоты (Н.В. Можарова, С.А. Кулачкова) | 106 |
| Газогеохимическое состояние и экологические функции городских почв и ТПО в условиях сезонной динамики биоты | 108 |
| Газогеохимическое состояние и экологические функции городских ТПО | 113 |
| Роль органического вещества и биоты в биогеохимической ремедиации почв (Ю.Н. Водяницкий) | 122 |
| Восстановительные биохимические барьеры, закрепляющие тяжелые металлы | 124 |
| Биохимическая денитрификация нитратов | 127 |
| Окислительная деструкция ароматических углеводов | 129 |
| Влияние реагентов на почвенную биоту и гумус | 131 |
| Влияние оксидов железа на почвенный гумус | 132 |
| Интегральная оценка городских почв и эффекта гуматной ремедиации (В.А. Терехова, М.А. Пукальчик, А.С. Яковлев) | 134 |
| ЗАКЛЮЧЕНИЕ (В.А. Терехова) | 144 |
| ЛИТЕРАТУРА | 147 |

CONTENTS

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| FOREWORD (<i>V.A. Terekhova, S.A. Shoba</i>) | 11 |
| Chapter 1. Ecological assessment of soil functioning on the basis of higher plants response | 13 |
| Plant species indicators of damages to soil-vegetation cover (exemplified for oil production area in central West Siberian Plain) (<i>N.A. Avetov, E.A. Shishkonakova</i>) | 13 |
| <i>Indicators of hydrological damages</i> | 14 |
| <i>Indicators of petroleum pollution</i> | 19 |
| <i>Indicators of salt pollution</i> | 21 |
| Chapter 2. Environmental assessment of soil functioning based on response of soil animals | 25 |
| Impact of physical-geographic conditions on soil fauna (<i>A.S. Zaitsev</i>) | 25 |
| <i>Peculiarities of interactions between soil and animals inhabiting</i> | 25 |
| <i>The distribution of soil animals and their functions in the main zonal soil types Russia</i> | 26 |
| <i>Impact of edaphic factors on soil animal diversity</i> | 29 |
| Reaction of soil mesofauna on natural gas deposits extraction (case study in Krasnodar Region) (<i>K.B. Gongalsky, A.S. Zaitsev</i>) | 36 |
| <i>Selection of indicator species and environmental assessment</i> | 37 |
| <i>Taxonomic composition and community structure of soil mesofauna</i> | 38 |
| <i>Bioindicators of ecosystem components changes</i> | 42 |
| Detrital food webs and their functioning in the conditions of radioactive pollution (<i>A.S. Zaitsev</i>) | 43 |
| <i>Impact of ionizing radiation on soil organisms</i> | 44 |
| <i>Methodological limitations and complications of results interpretation</i> | 44 |
| <i>Principles of monitoring of soil functioning under radioactive pollution</i> | 45 |
| Chapter 3. Environmental assessment of the functioning of the soil on the reactions of microbial communities | 50 |
| Fungal communities in monitoring of soils (<i>V.A. Terekhova</i>) | 50 |
| <i>The role of the mycobiota in the functioning of ecosystems</i> | 50 |
| <i>Assessment of anthropogenic transformation of soil mycobiota</i> | 51 |
| <i>The heterogeneity of soils and features of mycobiota</i> | 53 |
| Bacterial communities in soil monitoring (<i>L.V. Lysak</i>) | 55 |
| <i>Microbiological bacterial monitoring</i> | 55 |
| <i>Bacterial communities: specificity of structure and functioning in urban soils</i> ... | 59 |
| <i>Features of bacterial community in soil of botanical gardens in the city of Moscow</i> | 64 |
| Chapter 4. Environmental assessment of soil functioning on the dynamics of organic matter | 66 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Change of soil organic carbon supply in southern taiga and forest-steppe regions of European Russia for the historical period (<i>O.V. Chernova, I.M. Ryzhova, M.A Podvezennaya</i>) | 66 |
| <i>Approaches to evaluating of changes in stocks of organic carbon in soils by changing land use types</i> | 66 |
| <i>Estimation of carbon stocks in soils in Russia and some regions</i> | 71 |
| <i>Experience in assessing of potential and current carbon stocks in soils of the southern taiga and forest-steppe</i> | 72 |
| <i>Potential and actual reserves of organic carbon in the soil model regions</i> | 76 |
| <i>Changes in stocks of organic carbon in the soil in the historical period</i> | 82 |
| Chapter 5. Ecological assessment of transformation, chemical pollution and soil reclamation | 86 |
| Soil formation in urban environment: conditions and results of technogenic soil-like bodies' transformation (case study in Moscow) (<i>T.V. Prokof'eva, F.A. Ivannikov, M.S. Rozanova, A.A. Rakhleeva</i>) | 86 |
| <i>Peculiarities of soil genesis in urban environment</i> | 86 |
| <i>Objects and methods of research</i> | 92 |
| <i>Properties of investigated soil-like bodies and soils</i> | 94 |
| Gas chemical state and ecological functions of urban soils at seasonal dynamics of biota activity (<i>N.V. Mozharova, S.A. Kulachkova</i>) | 106 |
| <i>Gas chemical state and ecological functions of urban soils and soil-like bodies at seasonal dynamics of the biota activity</i> | 108 |
| <i>Gas chemical state and ecological functions of urban soil-like bodies</i> | 113 |
| Role of organic matter and biota in biogeochemical soil remediation (<i>Yu. N. Vodyanitskii</i>) | 122 |
| <i>Restorative biochemical barriers, fixing heavy metals</i> | 124 |
| <i>Biochemical denitrification of nitrate</i> | 127 |
| <i>Oxidative degradation of aromatic hydrocarbons</i> | 129 |
| <i>Effect of reagents and humus on the soil biota</i> | 131 |
| <i>Effect of iron oxides on the soil humus</i> | 132 |
| Integral assessment of urban soils and the effects of remediation by humus substances (<i>V.A. Terekhova, M.A. Pukalchik, A.S. Yakovlev</i>) | 134 |
| CONCLUSIONS (<i>V.A. Terekhova</i>) | 144 |
| REFERENCES | 147 |

ПРЕДИСЛОВИЕ

Комплекс окружающих условий, воздействующих на живые организмы и лимитирующих их развитие на Земле, включает широкий спектр абиотических и биотических факторов. Предметом многочисленных дискуссий является пока еще слабо прогнозируемая динамика экологических природно-климатических изменений. В условиях сложившегося практически бесконтрольного использования природных ресурсов особую тревогу вызывает проблема экологической безопасности, обусловленная стремительным развитием современных технологий, воздействием человека на окружающую среду. Как на очень серьезную и заслуживающую самого пристального внимания угрозу естественно сложившемуся устойчивому функционированию биосферы, обусловленную истощением и загрязнением почв, деградацией почвенного покрова и почв, нарушением их экосистемных функций, указывал в своих трудах почвовед с мировым именем, выдающийся ученый академик Глеб Всеволодович Добровольский.

Глубокое понимание роли почв в формировании и сохранении биологического разнообразия способствовало развитию концепции сохранения почв как «незаменимого компонента биосферы» – естественной и уникальной среды обитания животных, растений и микроорганизмов (Добровольский 1996; Добровольский, Никитин, 1990, 2000; Роль почвы в формировании и сохранении биологического разнообразия, 2011).

Разработка научных основ почвенного экологического мониторинга, создание базы данных по результатам биоиндикационных, экотоксикологических и химических исследований почв способствуют совершенствованию схем оценки экологического риска воздействия многообразных физических, химических и других факторов. В условиях глобального экологического кризиса оценка экологического риска при мониторинге трансформации природных сред является важной задачей для экологов всех направлений – ботаников, зоологов, микробиологов, почвоведов.

Первая глава монографии посвящена экологической оценке функционирования почв по фитоценоотическим параметрам. Приводятся сведения о видах-индикаторах нарушенности почвенно-растительного покрова в районах нефтедобычи, позволяющие констатировать широкое распространение в Западной Сибири техногенно засоленных почв. В последующих главах изложены представления о динамике структурно-функциональных особенностей почвообитающих сообществ беспозвоночных животных, грибных и бактериальных комплексов под воздействием на почвы природно-климатических и техногенных факторов. Выявленные закономерности позволяют наметить подходы к управлению ключевыми для поддержания устойчивого функционирования почв популяциями почвенных организмов и сохранения «здоровья» наземных экосистем. Органи-

ческое вещество является важнейшим компонентом почвы. Запасы почвенного углерода по расчетам специалистов превосходят его запасы в биомассе наземных ценозов в три раза, а запасы атмосферного углерода - в два раза. Тем не менее в книге подчеркивается неуклонная тенденция уменьшения органической составляющей в почвенных экосистемах, что делает очевидной необходимость корректных оценок и сбора достоверной региональной информации для прогнозирования глобальных изменений запасов почвенного углерода. Завершающая 5-я глава монографии посвящена проблемам оценки трансформации почв в условиях техногенных нагрузок в урбоэкосистемах и промышленных ландшафтах, использованию интегральных индексов экологического состояния почв. Предлагаются информативные биоиндикационные показатели и подходы к формированию эффективных систем оценок экологического риска применительно к деградации почвенного покрова. Применение одного из современных подходов к оценке экологического качества природных сред, так называемого триадного подхода (TRIAD approach) сочетающего данные биоиндикационных, экотоксикологических и химико-аналитических исследований, впервые продемонстрировано на примере урбаноземов. Предпринята попытка обосновать схемы расчетов интегральных индексов экологического состояния экосистем как среды обитания живых организмов с более высокими «весовыми коэффициентами» биотических показателей (результаты биоиндикации *in situ* и лабораторного биотестирования образцов природных сред *ex situ*) относительно данных химико-аналитических исследований. Рассмотрены способы рекультивации и ремедиации почв с применением продуктов «зеленой химии» и инженерно-технологических решений.

Выявленные отрицательные изменения в окружающей природной среде и проведенная оценка неблагоприятных последствий этих изменений, возникающих вследствие негативного влияния физических, химических и других факторов, необходимы для прогноза и обеспечения экологической безопасности. Изложенные экспериментальные данные и теоретическое обоснование примененных авторами подходов, могут быть полезны для установления пределов функционирования определенного типа почвы, обеспечивающих необходимую продуктивность, безопасность, формирование и поддержание биологического разнообразия живых систем на нашей планете.

Надеемся, что материалы данной монографии окажутся интересными для широкого круга экологов и почвоведов, специалистов в области рационального природопользования и охраны окружающей среды. Авторы будут признательны также за комментарии, замечания и дискуссии по затронутым вопросам.

Доктор биологических наук *В.А. Терехова*, заведующая лабораторией изучения экологических функций почв ИПЭЭ им. А.Н. Северцова РАН,
член-корреспондент РАН *С.А. Шоба*, декан факультета почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова

Глава 1

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ПОЧВ ПО РЕАКЦИЯМ ВЫСШИХ РАСТЕНИЙ

Виды-индикаторы нарушенности почвенно-растительного покрова (на примере районов нефтедобычи центра Западно-Сибирской равнины)

Н.А. Аветов, Е.А. Шишконокова

Нарушения естественных экосистем, приводящие к деградации почвенно-растительного покрова, проявляются, с одной стороны, в сокращении количества «благоприятных» (desired) видов растений исходных сообществ (Whisenant, 1999), а с другой стороны, в появлении видов-индикаторов негативных природно-антропогенных процессов. При этом познание процессов с помощью растительных индикаторов имеет целый ряд преимуществ по сравнению с прямыми измерениями показателей трансформированной среды (Викторов, Ремезова, 1988; Diekmann, 2003). Во-первых, растительность обладает высокой пластичностью и чувствительностью ко всем изменениям во внешней среде, во-вторых, она отражает интегрированное воздействие различных факторов с учетом их варьирования во времени и пространстве, которое не может быть установлено путем отдельных («точечных») измерений, и наконец, в-третьих, фитоиндикация не требует значительных временных и финансовых затрат, методически ограничиваясь обычными геоботаническими исследованиями. Возможность использования растительных индикаторов была показана в ходе многолетних наблюдений за масштабными и динамичными техногенными процессами, протекающими в ландшафтах при создании и функционировании нефтедобывающего комплекса Западной Сибири (Васильев, 1998; Лапшина, Блойтен, 1999; Шишконокова, 2005; Awetow et al., 2007; Аветов, Шишконокова, 2008, 2010; Аветов, 2009; Соромотин, 2010). К числу таких процессов следует отнести нефтяное загрязнение, связанное, в первую очередь, с аварийными разливами сырой и товарной нефти из нефтепроводов, солевое загрязнение, вызываемое разливами как пластовых вод, так и технологических жидкостей, используемых при бурении, а также гидрологические нарушения, распространенность которых на Западно-Сибирской равнине определяется ее слабой дренированностью, высокой заболоченностью и невозможностью в большинстве случаев создания эффективных осушительных водно-мелиоративных систем при подтоплении вдоль линейно-инженерных сооружений.

Нарушения, связанные с перераспределением поверхностного и внутриводосборного стока, широко распространены в северной части Западной Сибири и приурочены к весьма развитой сети линейных сооружений (дорогам, трубопроводам), значительная часть которых (до 70%) нуждается в создании насыпей. Недостаточное количество водопропускных устройств вдоль линейных объектов и особенно отсутствие дренажных насыпей влекут за собой долговременное нарушение стока. Техногенная гидроморфизация бореальных ландшафтов приводит как к прямым потерям (возникают деформации сооружений и ухудшается их проходимость для транспортных средств, что в последующем неизбежно связано с усложнением инженерного оборудования и удорожанием строительства), так и к косвенным, в результате которых происходят часто необратимые нарушения прилегающих к насыпям геосистем. Например, при анализе материалов повторных крупномасштабных ландшафтных и инженерно-геологических съемок было выявлено, что на трассах газопроводов Тюменского севера нарушенная зона ландшафтов вокруг линейных сооружений за 5–7 лет возросла с 40 м до 150–300 м, что связано как раз с влиянием подтопления и развитием заболачивания (Гречищев и др., 1983). По данным Г.Б. Великанова (1988), к концу 1980-х гг. площадь техногенно затопленных и заболоченных лесных земель в Тюменской области составляла 7,2 тыс. га, в том числе 3,0 тыс. га (41,7%) приходились на подзону северной тайги, что, в свою очередь, повлекло гибель древесины в количестве более 616 тыс. м³. Антропогенному переобводнению, несомненно, способствует и современный региональный тренд в природном заболачивании, имеющий прогрессирующий и поступательный характер, наряду с повышением гидроморфности таежных ландшафтов (Чижов, 1995, 1998; Лисс и др., 2001).

Особую опасность приобретает техногенное переувлажнение в условиях наличия многолетнемерзлых пород: возникновение придорожных водоемов, ориентированных вдоль откосов, придает мощный импульс термокарстовым процессам в прилегающих ландшафтах, и без того подверженных интенсивному протаиванию из-за потепления климата западно-сибирской Субарктики в последние десятилетия. К числу наиболее уязвимых в этом отношении экосистем относятся болотные гетеротрофные плоскобугристые комплексы, широко распространенные в лесотундровой и северо-таежной подзонах Западной Сибири. Кроме того, по наблюдениям Т.И. Смирновой и А.Д. Виталь (1988), формирование придорожных природных комплексов, спровоцированное обводнением у подошв технических сооружений, ведет к изменению водно-минералогического режима среды. В целом при техногенной гидроморфизации на участках, прилегающих как к одиночным линейным сооружениям, так и к коридорам коммуникаций, отмечается уменьшение устойчивости к последующему антропогенному вмешательству.

Вопросы влияния дорожного строительства на растительность олиготрофных болот таежной зоны Западной Сибири впервые были затронуты в работе О.В. Полкошниковой (1982). По ее данным, ширина зоны влияния варьирует от 11–14 м в случае, если дорога параллельна стоку, до 30–50 м при расположении дороги перпендикулярно стоку вод, причем в границах полосы нарушений была установлена своего рода «зональность» влияния дороги на растительность, про-

являющаяся по мере удаления от дорожного полотна. В ближайшей от дороги «подзоне» образуются производные группировки из видов, не характерных для коренного фитоценоза и, таким образом выступающих в качестве индикаторов характера и степени нарушенности. На более удаленных участках прослеживается косвенное влияние, в результате которого происходит выпадение отдельных видов растений (которые можно рассматривать как отрицательные индикаторы) и внедрение новых, сопровождаемое перекомбинацией микрогруппировок из видов, свойственных коренному сообществу. В свою очередь, выделение третьей, наиболее удаленной от дороги «подзоны» О.В. Полкошниковой обосновывает потенциальной возможностью изменения растительности в ходе будущих сукцессий. Таким образом, эта «подзона» не может быть распознана с помощью растительных индикаторов во время полевого обследования.

С.В. Васильев (1998) выделял на подтопленных участках у насыпей дорог парагидрологические ряды экосистем – подтопленные с одной стороны и обсушенные – с другой. Так, при подтоплении участков комплексных болот первичное соотношение площадей, занимаемых грядами и мочажинами, смещается в сторону увеличения последних, провоцируя развитие в подтопленных сегментах мочажинных сфагновых мхов. В обсушенных местообитаниях, по его наблюдениям, увеличивается доля Осоковых и сфагново-осоковых сообществ. При перекрытии стока с массивов заболоченных лесов, ложбин стока, согр небольших речек происходит массовое выпадение древостоя, при этом на участках, находящихся в обсушенной зоне, структура растительности существенно не изменяется.

В работе Е.В. Миляевой (2013), посвященной влиянию дорожных сооружений на болотные геосистемы лесотундровой и таежной зон Западной Сибири, как важнейший диагностический признак антропогенных нарушений геосистем при подтоплении рассматривается изменение проективного покрытия (ПП) деревьев, кустарничков, трав и мхов. Если наибольшая доля в ПП естественных болот подзон северной, средней и южной тайги приходится на мхи (37–51%) и кустарнички (25–35%), то существенно меньшее ПП создают травы (в зависимости от подзоны этот показатель колеблется в пределах от 3 до 20%) и древостой (соответственно от 10 до 18%). В ПП нарушенных геосистем наибольший вклад, как и в естественных геосистемах, вносят мхи (50–62%), однако во вторичных биогеоценозах качественные изменения претерпевает их видовой состав, в первую очередь за счет увеличения доли водолюбивых сфагновых мхов. Второе место в ПП переходит к травам (33–37%). Вклад остальных биологических групп значительно меньше: ПП кустарников составляет 4–12%, а деревьев – всего 1–3%.

Несомненное индикационное значение для выявления антропогенного подтопления может иметь анализ экологической структуры растительности нарушенных и ненарушенных геосистем по фактору увлажнения. Так, Е.В. Миляевой на основании результатов анализа структуры приводятся следующие данные: на нарушенных участках число видов-гигрофитов увеличивается в северной тайге с 11 до 25, в средней – с 11 до 21, в южной – с 6 до 7. Анализ распределения растений нарушенных и естественных участков по эколого-ценотическим группам для различных таежных подзон проведен и Е.Д. Лапшиной (табл. 1).

К числу специфических черт гидроморфизации почвенно-растительного покрова следует отнести ее связь с эвтрофикацией (Awetow et al., 2007), усилению которой, по-видимому, способствует развитие в коридорах коммуникаций нефтяных месторождений комплексных нарушений, связанных с механичес-

Таблица 1. Распределение видов по эколого-ценотическим группам по Е.Д. Лапшиной (2003, цит. по Миляевой, 2013)

| Экологические группы | Число видов в таежных биогеоценозах | | | | | |
|----------------------|-------------------------------------|--------------|---------------|--------------|-------------|--------------|
| | Северная тайга | | Средняя тайга | | Южная тайга | |
| | Нарушенные | Естественные | Нарушенные | Естественные | Нарушенные | Естественные |
| Мезофиты | 7 | 15 | 8 | 6 | 0 | 5 |
| Мезогигрофиты | 13 | 12 | 14 | 7 | 3 | 5 |
| Гигрофиты | 25 | 11 | 21 | 11 | 7 | 6 |
| Эвритопы | 4 | 6 | 6 | 3 | 3 | 3 |
| ИТОГО | 49 | 44 | 49 | 27 | 13 | 19 |

ким воздействием (проходы транспорта, выемка и перемещение грунта и т.д.) и загрязнением различного вида. На переобводненных участках, в том числе техногенных топях, сформировавшихся на массивах олиготрофных болот, как правило, поселяются гигро- и гидрофитные травы, характерные для мезотрофных и эвтрофных болот региона. Обычными видами, образующими сплошные заросли вдоль подтопленных участков западно-сибирских месторождений, являются: *Typha latifolia* L., *Carex acuta* L., *C. rostrata* Stokes, *Equisetum fluviatile* L., *Eriophorum angustifolium* Honck., *E. russeolum* Fries.

В то же время в зависимости от ландшафтной приуроченности появляются и дополнительные виды – достоверные индикаторы подтопления. На подтопленных участках сосново-кустарничково-сфагновых болот (рямов) с выпавшим древесным и нередко кустарничковым ярусами разрастаются кочки *Eriophorum vaginatum* L., поселяется *Carex lasiocarpa* Ehrh. В частности, распространение *Carex lasiocarpa* О.В. Полкошниковой (1982) выявила в условиях вторичной травяно-сфагновой топи в зоне косвенного влияния подтопления от автодороги. На подтопленных участках мезотрофных и эвтрофных пойменных лесных болот (согр) к вышеперечисленным видам примешиваются *Calla palustris* L., *Carex rhynchophysa* С.А. Мей., *Bidens tripartita* L., *Menyanthes trifoliata* L. В подзоне северной тайги и лесотундры повышенная обводненность болот распознается по возрастающему обилию *Carex rotundata* Wahlenb. Для антропогенно обводненных участков сегментно-гривистой поймы Оби характерно увеличение численности *Carex acuta*, *C. aquatilis* Wahlenb., *C. rostrata*, *Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult. По уплотненным колеям вездеходного транспорта на аллювиальных иловато-торфяно-глеевых почвах массово разрастается *Alisma plantago-aquatica* L., на наиболее обводненных участках – *Calla palustris*.

Подтопление в сочетании с геохимическими изменениями среды приводит к поселению на нарушенных массивах олиготрофных болот широкого спектра видов семейства Осоковых. Так, в эвтрофицированных подтопленных мочажинах в непосредственной близости от кустовых оснований *Carex canescens* L. местами становится доминантом, либо содоминантом, образуя сообщества с участием *C. rostrata* и *Eriophorum angustifolium*. *Carex chordorrhiza* Ehrh., являясь сравнительно устойчивым к нефтяному загрязнению видом, неоднократно встречался в коридорах коммуникаций с частично сохранившейся естественной растительностью по обводненным выемкам (канавам), по зарастающим колеям вездеход-

ного транспорта. Переобводнение и эвтрофикация олиготрофных болотных массивов ведут к поселению пойменного вида *Carex vesicaria* L.

На севере Ханты-Мансийского автономного округа на подтопленных участках гетеротрофных болот происходящая в придорожной части небольшая эвтрофикация повышает биологическое разнообразие видов. В частности, во вновь образованных придорожных водоемах вдоль капитальных дорог Ватлорского месторождения активно разрастается *Sparganium hyperboreum* Laest., а в обводненных техногенных выемках отмечено поселение *S. minium* Wallr.

Важно отметить, что многие виды-индикаторы гидроморфизма одновременно относятся к группе устойчивых к нефтезагрязнению растений. Например, придорожные заросли *Typha latifolia* одинаково успешно формируются на подтопленных торфяных почвах с разной степенью загрязнения нефтью (от незагрязненных до экстремально высокозагрязненных). По этому поводу нередко возникают недоразумения при инвентаризации нарушенных земель, причем как при наземных обследованиях, так и в ходе интерпретации данных дистанционного зондирования: часть незагрязненных территорий относят к загрязненным, а действительно загрязненные массивы игнорируются. Важно отметить, что виды рода *Typha* за счет широких экологических предпочтений одни из первых занимают нарушенные участки и в конечном итоге нередко становятся доминирующими в восстанавливающихся сообществах, последовательно сменяя, вытесняя и подавляя прочие растения. Наши наблюдения на различных месторождениях Среднего Приобья подтверждаются данными М.А. Семочкиной (2011), полученными на территории Самотлорского месторождения, а также рядом свидетельств иностранных авторов. Согласно их данным, в настоящее время в Северной Америке происходит резкое сокращение площади осоковых сообществ из-за масштабной инвазии *Typha angustifolia* L. и *T. x glauca* Godr. (Wilcox et al., 1985; Woo, Zedler, 2002; Kadlec, Bevis, 2009; Mitchell et al., 2011), причем основными причинами этого явления называются как возрастающая антропогенная эвтрофикация территории (Woo, Zedler, 2002; Kadlec, Bevis, 2009), так и изменение гидрологии болот (Wilcox et al., 1985; Lishawa et al., 2010).

Значительное изменение геохимической ситуации в сторону повышения трофности и подщелачивания болотных вод приводит к расширению спектра гигрофитов, в первую очередь за счет инвазивных видов. Инвазии могут носить как локальный характер (как упоминалось выше – поселение видов, характерных для местных мезо-эвтрофных болот на олиготрофных массивах), так и трансзональный. В связи с этим важно отметить неоднократно нами наблюдаемое проникновение на территорию месторождений Среднего Приобья ранее не характерных для региона рогозов – *Typha angustifolia* и *T. laxmannii* Lerech. Их положение на градиенте увлажнения по сравнению с *T. latifolia* для нарушенных торфяных почв пока трудно точно установить, однако, по нашим наблюдениям, *T. angustifolia* предпочитает более глубоководные участки нарушенных болот, чем *Typha latifolia*. *Typha laxmannii*, распространившийся в последние годы вплоть до границы с лесотундрой, также был встречен нами на местообитаниях с зеркалом воды, перекрывающим почвенную поверхность. Хотя масштабы инвазии обоих видов пока крайне ограничены, в ближайшем будущем возможно ее существенное расширение на территории нефтяных месторождений.

Мхи, как и растения травяно-кустарничкового яруса, чутко реагируют на развитие техногенного подтопления. Так, на участке олиготрофного сосново-

кустарничково-сфагнового болота (Ватлорское месторождение), техногенно подтопленного в течение двух лет, развился покров из мочажинного *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. ex Hoffm., к которому по отдельным сохранившимся невысоким микроповышениям и периферии проточных ложбин примешиваются *S. angustifolium* (Russ.) C. Jens., *S. balticum* (Russ.) C. Jens. На совместное проявление гидроморфизации и эвтрофикации болот кроме сосудистых растений указывают и индикаторы-мхи. В подтопленных мочажинах олиготрофных болот, по нашим наблюдениям, значительно возрастает роль олиго-мезотрофного гигро-гидрофита *Warnstorfia fluitans* (Hedw.) Loeske. Если в ненарушенных мочажинах его покрытие составляло в среднем 3–5%, то после подтопления оно доходит до 15–20% (а в ряде случаев и более). В подтопленных эвтрофицированных мочажинах комплексных болот в условиях изменения геохимического фона увеличивает свое участие и гигрофит с широкой амплитудой по отношению к трофности почв *Warnstorfia exannulata* (B.S.G.) Loeske. На комплексных олиготрофных грядово-мочажинных болотах в мочажинах наряду с ранее характерными олиготрофными видами *Sphagnum jensenii* H. Lindb. и *S. balticum* появляется эвтрофный *S. squarrosum* Crome. Кроме того, на участках, примыкающих к песчаным насыпям (например, кустовым основаниям), существенно расширяют свое присутствие олиго-мезотрофные гигрофиты *Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwaegr., *Straminergon stramineum* (Dicks. ex Brid.) Hedenäs (в меньшей степени). Дальнейшее повышение степени гидроморфности, связанное с трансформацией болота в водоем или топь, часто сопряжено с поселением *Sphagnum riparium* Ångstr., который вместе с сосудистыми гидрофитами (например, *Calla palustris*) способен на участках техногенных нарушений образовывать сплавины (Королюк, 1992).

На обводненных площадках старых месторождений в непосредственной близости от кустовых оснований поселяются мезо-эвтрофные гигрофиты: *Helodium blandowii* (Web. et Mohr.) Warnst., *Bryum pseudotriquetrum* (Hedw.) P. Gaertn., B. Mey. & Scherb. На фоне изменения геохимического фона мочажин нередко разрастается печеночник *Cladopodiella fluitans* (Nees) Jörg.

Подтопление сообществ плоскобугристых и крупнобугристых болот наряду с процессами деградации мерзлоты сопровождается, в первую очередь, гибелью кустарничков и лишайников. На буграх, протаявших полностью или практически полностью, исчезает нативная растительность, появляются новые нехарактерные виды, как инвазивные эвтрофные (подрост *Betula alba* L., *Populus tremula* L., *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop.), так и более влаголюбивые, поднимающиеся из прилегающих мочажин и микропонижений (*Carex paupercula* Michx., *Eriophorum russeolum* и др.). Угнетенные сфагновые мхи постепенно заменяются на зеленые. На микроповышениях начинают доминировать *Polytrichum strictum* Brid., *Polytrichastrum longisetum* (Sw. ex Brid.) G.L. Sm., *Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb., *Dicranella cerviculata* (Hedw.) Schimp., *Leptobryum pyriforme* (Hedw.) Wilson, в пониженных участках – *Warnstorfia fluitans*, *Cladopodiella fluitans*. Мочажины (ерсеи) на таких болотах также в определенной мере эвтрофицируются. Помимо обычных для таких сообществ *Carex limosa* L., *C. rotundata*, *Eriophorum angustifolium*, *E. russeolum*, которые несколько увеличиваются в обилии и в размерах, здесь разрастаются *Epilobium palustre* L., *Carex canescens* и ряд других видов.

Таким образом, подтопление приводит на начальном этапе к перекомбинации видов в направлении увеличения доли гигрофитов, к гибели нативной древесной растительности, кустарничков, лишайников. С течением времени на таких участках формируются длительно производные травяно-моховые группировки с упрощенной ярусной (нередко и пространственной) структурой, чаще всего более трофные, чем растительность окружающих болотных массивов.

Сформированные вторичные сообщества гигрофитов (отчасти и гидрофитов), таким образом, позволяют достоверно выявлять подтопление территории, а в ряде случаев также степень гидроморфности и гидрохимические характеристики (трофность, засоленность) поступающих на нарушенные участки грунтовых и поверхностных вод.

Индикаторы нефтяного загрязнения

Нефтяное загрязнение почв Западной Сибири является одной из наиболее острых экологических проблем России. Экстенсивное развитие нефтедобывающей отрасли, быстрый коррозионный износ нефтепроводов в условиях повышенной заболоченности, слабое внимание к решению экологических проблем в советский период освоения привели к загрязнению значительных по площади территорий. В то же время развернувшиеся в последние 10–15 лет работы по инвентаризации нефтезагрязненных земель осложняются необходимостью наземных исследований, сопряженных с отбором многочисленных проб почв. Применение для этих целей методов дистанционного зондирования земной поверхности по целому ряду причин весьма затруднено и пока не вошло в широкую практику природовосстановительных работ (Hese, Schmullius, 2009). В этих условиях особую значимость приобретает фитоиндикационный подход, позволяющий быстро оценивать пространственные характеристики нефтяных разливов.

С ростом содержания углеводов в почве наблюдается выпадение определенных аборигенных видов, играющих роль отрицательных растительных индикаторов (на рост загрязненности указывает не присутствие, а отсутствие обычного для данного сообщества вида), одновременно при наличии диаспор происходит внедрение видов-индикаторов, указывающих на различные уровни загрязнения.

Ряды устойчивости в данной работе прослеживаются на примере олиготрофных торфяных почв, образующих фон почвенного покрова на многих крупных месторождениях Среднеобской низменности.

Превращение болот в бедленды (бесплодные пустоши) происходит при экстремально высоких концентрациях нефти в поверхностном торфяном горизонте, превышающих 20–25% (при максимальной нефтеемкости сфагнового очеса 60–70%). Восстановление растительности на бедлендах либо не происходит вообще, либо идет локально без образования сколько-нибудь заметного проективного покрытия.

Участки верховых болот, подвергшиеся нефтезагрязнению в меньшей мере (при содержании в верхнем горизонте до 20% углеводов), занимают вторичные березово-пушицево-вейниковые, осоково-пушицево-вейниковые, березово-осоково-пушицевые, осоково-пушицевые сообщества с разной степенью участия в них аборигенных олиготрофных видов. Отрицательными индикаторами при этом выступают виды, приуроченные к пониженным эле-

ментам микрорельефа, которые погибают при загрязнении в первую очередь и в дальнейшем практически не восстанавливаются. В частности, полностью выпадают *Carex pauciflora* Lightf., *Drosera anglica* Huds., *Rhynchospora alba* (L.) Vahl, *Scheuchzeria palustris* L. При средних степенях загрязнения (не затрагивающих положительные формы микрорельефа) здесь обычно остаются, хотя почти не возобновляются, *Pinus sylvestris* L., *Betula nana* L., *Rubus chamaemorus* L., реже – *Empetrum nigrum* L. В то же время некоторые виды, ранее произраставшие в условиях олиготрофных болот, в процессе восстановления растительного покрова нефтезагрязненных земель значительно увеличивают свою численность, что, по нашему мнению, может служить достоверным индикационным признаком изменения условий среды. Из числа аборигенных видов на загрязненных нефтью участках в первую очередь расселяется *Eriophorum russeolum*. В нативных условиях он встречается в мочажинах комплексных болот, а также на осоково-пушицевых болотах, но выраженным доминантом в рассматриваемом регионе становится редко. Между тем в настоящее время на месторождениях Среднеобской низменности наблюдается прогрессирующее увеличение присутствия этого вида даже в малонарушенных (фоновых территориях и по зонам вторичного рассеивания нефтезагрязнений) сообществах. Другой вид из рода пушиц – *Eriophorum vaginatum* – хотя и в меньших масштабах, также обнаруживает способность к заселению нефтезагрязненных болот. На болотах Самотлорского месторождения со средней (10–20%) и низкой (<10%) степенями загрязнения нефтью нами неоднократно было отмечено присутствие данного вида, а в ряде случаев и его доминирование. Важно отметить, что небольшие концентрации углеводородов оказывают определенное стимулирующее влияние на рост ряда представителей семейства Осоковых, в частности *Carex canescens*, *C. paupercula*, *C. rostrata*, *Eriophorum russeolum*, *E. vaginatum* (для последнего вида наши наблюдения подтверждаются Е.Д. Лапшиной и В. Блойтеном (1999)). В более трофных условиях у этих видов нередко отмечаются проявления гигантизма.

Одной из особенностей длительно самовосстанавливающихся нефтезагрязненных участков средней и сильной степеней загрязнения может служить обеднение видового состава. На таких площадках обычно формируются моноценозы корневищных видов, в том числе *Eriophorum angustifolium*, *E. russeolum*, *Carex rostrata*, *Typha latifolia*. По своему составу сообщества с восстанавливающейся после нефтезагрязнения растительностью могут быть близки к антропогенно гидроморфизированным участкам, однако при детальном обследовании на последних нами выявлялся более широкий спектр видов-зарастателей, что, безусловно, связано с ингибирующими свойствами нефти и слабой проницаемостью битумозной корки, покрывающей поверхность старых разливов.

Несколько большее видовое разнообразие отмечается на рекультивированных нефтезагрязненных участках, что объясняется привнесением диаспор не только видов-фитомелиорантов, но и сопутствующих растений вместе с техникой, семенным материалом, а также увеличением возможности заселения инвазивных видов из-за разрушения битуминизированных корок-кир. В первые годы после рекультивации на таких участках значительна доля однолетних видов. Зарастающие рекультивированные сегменты болот нередко отличает отсутствие специфического для этого типа ландшафтов кочковато-мелкогрядового микрорельефа (из-за нивелировки на стадии технической рекультивации), сохраняются только относительно крупные унаследованные от нативных условий гряды и мочажины.

При индикации нефтезагрязнений важна и роль вересковых кустарничков. Нередко по слабо и даже умеренно загрязненным местообитаниям (при концентрациях углеводородов в торфе 10–15%) возобновляется *Oxycoccus palustris* Pers., реже – *O. microcarpus* Turcz. ex Rupr., причем, как указывалось выше для Осоковых, в слабой степени нефтяное загрязнение может оказывать на эти виды стимулирующее действие. Так, нами неоднократно отмечалось увеличение размера плодов клюквы на участках, непосредственно прилегающих к разливам нефти, или на заросших ранее загрязненных нефтяных пятнах. Определенное стимулирующее влияние малых концентраций нефти, проявляющееся в увеличении обилия *Andromeda polyfolia* L., отмечали в своей работе Е.Д. Лапшина и В. Блойтен (1999). Другие виды болотных вересковых наличие нефтезагрязнения угнетает.

Старые разливы нефти на участках болот с неизменным техногенной деятельностью гидрологическим режимом обычно хорошо самовосстанавливаются и их нередко сложно выявить из-за отсутствия следов загрязнителей на дневной поверхности. Во многих случаях такого рода участки затягиваются ковром сфагновых мхов по типу сплавины. Наблюдения Е.Д. Лапшиной и В. Блойтена (1999) на нефтезагрязненных болотах Томской области показывают, что вслед за Осоковыми поселяются сфагны, прежде всего *Sphagnum papillosum* Lindb., *S. jensenii*, позднее – *S. angustifolium*. Постепенно они расширяют площадь своего покрытия и на конечных стадиях восстановительной сукцессии сменяются более олиготрофными видами *Sphagnum magellanicum* Brid. и *S. fuscum* (Schimp.) Klinggr. На территории Самотлорского месторождения трансформация геохимического фона более значительна, из-за чего старые обводненные нефтяные разливы преимущественно зарастают более трофным *Sphagnum riparium*, нередко примесь *Warnstorfia fluitans* (чаще других), *Straminergon stramineum*, *Drepanocladus aduncus* (Hedw.) Moenk. На относительно дренированных участках в восстановлении мохового покрова участвуют *Pohlia nutans* (особенно на начальных стадиях), представители рода *Bryum* (например, *Bryum sybapiculatum* Hampe), *Leptobryum periforme*, *Polytrichum strictum*, *Brachythecium oedipodium* (Mitt.) A. Jaeger, нередки и печеночники – *Cladopodiella fluitans*, *Mylia anomala* (Hook.) Gray. На старых разливах возрастом старше 20 лет в мочажинах поселяются более олиготрофные виды – *Sphagnum balticum* (наиболее часто отмечаемый вид), *S. papillosum*, *S. russowii* Warnst., *S. majus* (Russow) С.Е.О. Jensen.

В целом ранее загрязненные нефтью участки олиготрофных болот региона практически всегда можно выявить по присутствию в их составе мезо-эвтрофных видов. К наиболее часто встречаемым индикаторам такого рода можно отнести *Betula alba*, *Calamagrostis langsдорфii* (Link) Trin., *C. epigeios* (L.) Roth, *Carex canescens*, *Cicuta virosa* L., *Epilobium palustre*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus alpinoarticulatus* Chaix., *Rumex aquaticus* L., *Typha latifolia*, некоторые виды ив, ряд зеленых мхов. Это касается как непосредственно контуров загрязнения, так и ореолов рассеивания поллютантов.

Индикаторы солевого загрязнения

Одним из видов нарушений, широко распространенных в районе нефтедобычи, является техногенное засоление почв высокоминерализованными под-

товарными (пластовыми) водами сеноманского горизонта, используемыми для поддержания давления в скважинах. Разливы рассолов могут встречаться сами по себе и в сочетании с загрязнением нефтью, так как сырая нефть нередко бывает обогащена рассолами. По данным М.Н. Казанцевой (2014), площадь техногенно засоленных земель на месторождениях ХМАО-Югры составляет около 4 тыс. га, большая часть из которых сосредоточена на заболоченных территориях.

Солевое загрязнение в регионе в чистом виде встречается в среднем в 7–10 раз реже по сравнению с нефтесолевым и нефтяным (Соромотин, 2010). Общая минерализация подтоварных вод в среднем составляет от 9 до 15 г/л, основные агенты – хлориды натрия и калия, значительно меньше доля кальция и магния, отмечаются весьма малое содержание карбонатов и полное отсутствие сульфатов. Для таких вод характерна высокая жесткость, обусловленная содержанием ионов кальция и магния, превышающим 8 ммоль/л. Часто поступления засоленных вод носят многократный (длительный) характер в силу коррозионного разрушения трубопроводов, особенностей функционирования объектов (территории компрессорно-насосных станций). Источником засоления прилегающих территорий могут служить и отбуренные шламы, размещенные в амбарах. Засоление в большинстве случаев сопровождается существенным подщелачиванием почв.

В силу природных особенностей региона наибольшие площади солевых загрязнений приходится на массивы водораздельных верховых болот. Из-за ослабленного дренажа, характерного для этих ландшафтов, подобные нарушения могут сохраняться на протяжении нескольких лет, что является фактором формирования устойчивых производных сообществ с набором видов, служащих индикаторами засоления, в том числе и не являющихся доминантами естественных сообществ региона.

Низкие уровни засоления на участках олиготрофных болот приводят к перекombинации растений внутри биоценозов, в первую очередь к увеличению доли видов, обладающих более широкой экологической амплитудой по отношению к трофности торфяных почв. Например, в условиях слабого засоления (около 0,8 г/кг хлоридов) мочажин олиготрофных грядково-мочажинных комплексных болот значительно повышает свое обилие *Eriophorum russeolum* (как отмечалось выше, вид, редко доминирующий в ненарушенных ландшафтах в рассматриваемом регионе). Важно отметить, что у *Eriophorum russeolum* в этих условиях отмечалось явление гигантизма, выраженное в увеличении вегетативных частей растения в 1,5–2 раза. Кроме того, участки с низкими концентрациями солей можно выделить по повышенной роли в проективном покрытии сообщества *Carex limosa*, *C. paupercula*, *Eriophorum vaginatum*, *Rhynchospora alba*, *Rubus chamaemorus*, *Охыссосус palustris*. В некоторых случаях эти виды также обнаруживают проявления гигантизма, не свойственного растениям ненарушенных местообитаний.

Более высокие уровни засоления олиготрофных торфяных почв (до 6–7 г/кг хлоридов) способствуют внедрению на фоне частично сохраняющихся видов первичного биоценоза мезо- и эвтрофных видов местной флоры, ранее для олиготрофных болот не характерных (Лапшина, Блойтен, 1999; Аветов и др., 2007; Аветов, Шишконокова, 2010; Тюрин, Кукуричкин, 2011; Казанцева, 2014). Так, в травяном ярусе нередко поселение мезо-эвтрофных *Calamagrostis*

langsdorffii, *Carex canescens*, *C. lasiocarpa*, *C. paupercula*, *C. rostrata*, *Eriophorum angustifolium*, *E. gracile* W.D.J. Koch, *E. scheuchzeri* Норре, *Epilobium palustre*, *Rumex aquaticus* и ряда других видов. В составе древесного яруса начинает доминировать *Populus tremula* L., несколько меньшее участие у березы и ив. В то же время олиготрофные виды по мере роста засоления выпадают. Одним из немногих исключений является *Empetrum nigrum*. По нашим наблюдениям на месторождениях в подзоне северной тайги, этот вид способен не только существовать в условиях небольшого и среднего засоления, но и замещать другие болотные кустарнички, становясь на таких участках выраженным доминантом. Сфагновые мхи замещаются на гипновые, которые, в свою очередь, поселяются на элементах микро- и нанорельефа, менее подвергнутых засолению, причем этими элементами могут служить как положительные элементы (кочки, микрогряды, борозды), так и отрицательные (микромочажины). В последнем случае рассоление достигается за счет стока по ним атмосферных вод, особенно в период снеготаяния. Следует также подчеркнуть, что представители семейства Осоковых среди упомянутых видов сосудистых растений несколько менее устойчивы к умеренному засолению торфяных почв и, по-видимому, не преодолевают барьер в 3–4 г/кг (Шишконакова и др., 2014).

Сходные индикационные закономерности выявлены И.Д. Махатковым и Ю.В. Ермоловым (2009) для приречных эвтрофных и мезотрофных болот: при росте засоленности болотных вод на фоне отмирания осок, клюквы и мхов увеличивается покрытие *Eriophorum angustifolium*, *Chamaenerion angustifolium*, *Epilobium palustre*.

Сильные степени засоления торфяных почв вызывают полную или практически полную гибель растительности. На участках болот, примыкающих к солерастворным узлам нефтепромыслов, концентрации хлоридов могут достигать 200 г/кг, однако уже концентрации 40–50 г/кг являются пороговыми для произрастания высших растений. Пионерные фитоценозы, формирующиеся на таких участках, отличает присутствие эвтрофных, синантропных, солеустойчивых видов. Среди них нередки *Agrostis gigantea* Roth, *Calamagrostis epigeios*, *Chamaenerion angustifolium*, *Chenopodium album* L., *Epilobium palustre*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus alpinoarticulatus*, *J. filiformis* L., *Plantago major* L., *Rumex aquaticus*, *R. crispus* L., *Taraxacum officinale* F.H. Wigg., *Tripleurospermum perforatum* (Merat) M. Lainz, *Tussilago farfara* L., а среди мхов – *Bryum caespiticium* Hedw., *Funaria hydrometrica* Hedw., *Pohlia nutans*, которые занимают относительно менее засоленные в поверхностном слое пятна. Важнейшей отличительной чертой участков сильного засоления торфяных почв является внедрение представителей экологической группы галофитов: *Tripolium vulgare* Nees, *Chenopodium rubrum* L., *Puccinellia distans* (Jucq.) Parl., *P. hauptiana* V. Krecz. (растений, характерных для луговых сообществ юга Западной Сибири, в том числе остепненных и галофитных). На обводненных участках к ним примешиваются *Alisma plantago-aquatica*, *Rumex maritimus* L., *Tephrosieris palustris* (L.) Rchb., *Scirpus lacustris* L., *Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *T. laxmannii*.

Рекультивация засоленных массивов верховых болот обычно приводит к увеличению доли гемигалофитов в формирующемся напочвенном покрове, а в некоторых случаях – к появлению обильной поросли осины. На обводненных

засоленных участках болот разрастаются *Alisma plantago-aquatica*, *Tephrosieris palustris*, виды рода *Typha*, в среднетаежной подзоне (особенно на участках, примыкающих к долине Оби и ее крупных притоков) – *Lactuca sibirica* (L.) Benth. ex Maxim. Обнаруживает устойчивость к засолению в обводненных вторичных местообитаниях, кроме вышеотмеченных видов, *Bidens radiata* Thuill., распространению которого способствует высаживание при фитомелиорации нефтезагрязненных участков. Для дренированных сегментов отфрезерованных болот характерно формирование крупных куртин *Juncus bufonius* L. Необходимо отметить, что на участках с выраженным микрорельефом по микроповышениям постепенно восстанавливается *Sphagnum fuscum*, что свидетельствует о начальной фазе процесса рассоления торфяных почв, дальнейший прогресс которого требует долговременного мониторинга. По мере зарастания рекультивированных засоленных участков галофитные одно-двулетние виды уступают место сообществам, сформированным корневищными видами. Обычно старые разливы солевых растворов покрывают вейниково-тростниковые, рогозово-тростниковые, тростниковые сообщества. В коридорах коммуникаций существование таких группировок носит долговременный характер, так как в условиях многолетнего функционирования инфраструктуры месторождений высока повторяемость аварий, связанных с разливами технологических вод. При этом *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., обладая стратегией типичного виолента, постепенно вытесняет другие солеустойчивые виды с засоленных болот, часто с образованием моноценозов. Выраженную способность тростника к локальным инвазиям в нарушенные бореальные ландшафты с использованием в качестве коридоров проникновения придорожных полос наблюдают в настоящее время также в Северной Америке (Maheu-Giroux, de Blois, 2007).

По нашим наблюдениям, наличие проточности и отсутствие повторных поступлений засоленных вод в торфяные почвы способствуют успешному восстановлению растительности нарушенных болот – такие участки постепенно зарастают Осоковыми, сфагновыми мхами.

На минеральных почвах региона определенную индикационную роль в выявлении засоленных участков играет внедрение *Hordeum jubatum* L. В поймах рек при нарушениях подобного типа нередко поселяется *Beckmannia syzigachne* (Steud.) Fernald.

Сравнительно высокая встречаемость вторичных фитоценозов, в которых доминирующую роль играют виды-индикаторы засоления, позволяет сделать вывод о широком распространении в районах нефтедобычи Среднего Приобья техногенно засоленных торфяных почв. Однако вопрос о нормировании содержания легкорастворимых солей (прежде всего, хлоридов) в торфяных почвах таежной зоны Западной Сибири до сих пор не решен, инвентаризация засоленных земель не проводится, соответственно не осуществляется и их целенаправленная рекультивация, несмотря на прогрессивно расширяющиеся площади земель, подверженных этому типу нарушений.

Глава 2
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА
ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ПОЧВ ПО РЕАКЦИЯМ
ПОЧВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ
Влияние физико-географических условий на почвенную фауну

А.С. Зайцев

Особенности взаимодействия почвы и населяющих ее животных

На почвенную биоту прямо или косвенно действует целый спектр факторов – от физико-химических условий почвы в конкретной точке до особенностей циркуляции атмосферы над районом исследований и конфигурации макрорельефа. Одновременно с этим сами почвенные организмы имеют тенденцию к меж- и внутривидовой ассоциации или диссоциации, которая приводит к их неоднородному распределению в пространстве. Если работы по изучению вертикального распределения почвенной фауны ведутся достаточно давно (например, Гиляров, 1965), то география размещения почвенных организмов по поверхности суши до сих пор комплексно не изучена. Существуют лишь отдельные и разноплановые работы, рассматривающие разные пути расселения групп (Berthet, 1964; Krivolutsky, Lebedeva, 2004). Объясняется это и необходимостью сбора и обработки значительного материала, трудностью разномасштабного анализа градиентов факторов, а также очень сложной иерархической организацией почвенных экосистем (Pokarzhevskii et al., 2000). Таким образом, проблема оценки биологического разнообразия почвенных животных в пределах той или иной территории до конца не решена.

Почвенные животные воспринимают географическое пространство совершенно иначе, чем наземные организмы или человек. Влияние факторов среды преломлено сквозь призму почвы – консервативной, но одновременно и динамичной трехмерной среды обитания, отвечая за своеобразные и зачастую неожиданные реакции на изменения биотических и абиотических факторов во времени и пространстве (Криволицкий, 2004). Учитывая малый размер почвенных организмов, само действие фактора происходит на принципиально ином уровне пространственного разрешения, чем его измерение с помощью существующих в настоящее время технических средств.

Территория Российской Федерации характеризуется самым разнообразным почвенным покровом в мире, который включает в себя практически все (за исключением тропических желтоземов и красноземов) основные типы почв. Каждый из зональных типов почв характеризуется своим особым набором обитающих организмов, зоомассой, а также набором и степенью выраженности тех или иных экологических функций (Гиляров, 1965). В последнее время

удалось значительно продвинуться как в инвентаризации общего почвенного биологического разнообразия (Криволуцкий, 2004), так и в количественной оценке функциональной роли почвенной фауны (Добровольский и др., 2011). Для некоторых групп почвенных организмов проведено картирование их биологического разнообразия в пределах России или отдельных регионов (например, Зайцев, 2001). Разработаны и успешно апробированы методы оценки функционирования сообществ почвенных животных (Методы исследования..., 2003), подходы к изучению пространственного распределения почвенного разнообразия при разном масштабе исследований (Покаржевский и др., 2007). При этом однако, надо помнить, что изменение биологического разнообразия и таксономического состава почвенных организмов в пространстве не обязательно четко совпадает с границами почвенных зон (Гиляров, 1965). При этом, каждому типу почвы соответствует свой комплекс животных. Особенность почв в том, что в условиях России это молодая и относительно изменчивая в геологическом плане среда. Если в тропических лесах Африки почвы существуют и развиваются с мела (не менее 60 млн лет), то в условиях России, особенно ее северо-запада, который еще недавно был покрыт ледником, они очень лабильны. По оценкам, в средней полосе страны процесс почвообразования идет со скоростью 10 см за 1000 лет (Гиляров, 1965). При этом в результате значительных климатических изменений на территории России за последние 10 000 лет природные зоны смещались на сотни километров на север или юг трижды (Динамика современных..., 2006).

Распределение почвенных животных и выполняемые ими функции в основных зональных типах почв России

Самые северные примитивные и маломощные арктические почвы встречаются в Арктике (Новая Земля, Северная Земля) и характеризуются крайне бедной почвенной фауной. Всего в этих почвах зафиксировано лишь 70 видов артропод, да и то если включить в эту зону почвы северной тундры. Здесь представлены лишь немногие группы почвенной микро- и мезофауны. Присутствует лишь два вида дождевых червей. Характерно развитие в этих переувлажненных почвах личинок типично водяных видов (например, комары-звонцы). Характерно присутствие мух (*Diptera*) с бескрылой взрослой стадией. Их нарушения незначительны по площади, но, как правило, такие почвы в случае нарушений не восстанавливаются вовсе.

В тундре почвенная фауна также относительно немногочисленна и сосредоточена в 2–3-сантиметровом слое тундрово-глебовых почв и мохово-лишайниковой дернине. Доминирующей группой среди членистоногих становятся пауки. В строгом понимании, в этой зоне почвенная фауна функционально мало зависит от почвы из-за присутствующей здесь практически повсеместно вечной мерзлоты. Тем не менее в условиях Якутии верхние сантиметры оттаивающего деятельного слоя могут вмещать многие тысячи и даже десятки тысяч животных на квадратный метр. Преимущественно это личинки двукрылых. Характерно практически полное отсутствие групп, питающихся почвенной фауной. Почвы тундр в силу труднодоступности этих регионов в целом относительно хорошо сохранились, однако в районах хозяйственного освоения они чрезвычайно легко повреждаются и затем не восстанавливаются десят-

ки и сотни лет. Их несущая способность очень низка. Гумусонакопление идет крайне медленно.

В северной тайге в подзолистых и мерзлотно-таежных почвах почвенная фауна проникает на глубину 10–15 см. Присутствуют в значительном количестве многоножки, моллюски, дождевые черви. Эти организмы становятся важными пищевыми объектами для наземных позвоночных, особенно птиц и насекомоядных млекопитающих. На одном квадратном метре северотаежной почвы можно встретить до ста тысяч почвенных микроартропод (клещи и ногохвостки – коллемболы) и десятки особей, относящихся к мезофауне (жуки, дождевые черви, многоножки и моллюски). Почвы северотаежной зоны за исключением окрестностей крупных промпредприятий и городов находятся в относительно благополучном состоянии. Однако они крайне чувствительны к химическому загрязнению за счет относительно низких темпов биологических процессов и ограниченной способности к самоочищению. Кислая среда этих почв приводит, как правило, к мобилизации токсикантов, особенно тяжелых металлов, что может представлять дополнительную опасность для почвенных животных и нормального функционирования детритных пищевых сетей (Бутовский, 2001).

В подзолистых почвах средней тайги мощность относительно плотно заселенного верхнего горизонта достигает 20 см. Отсутствие в этой зоне вечной мерзлоты позволяет отдельным видам проникать и гораздо глубже. При этом гумусовый горизонт почвы оказывается более густо заселен организмами, чем подстилка. В этой зоне становятся обычными двупароногие многоножки (диплоподы) и мокрицы. Дождевые черви доминируют как по численности, так и по биомассе. Начиная с этой зоны и на юг до степей дождевые черви играют роль экосистемных инженеров, т.е. видов, которые своей деятельностью меняют и формируют местообитания и характеристики почв, важные для других видов животных, а также растений (Lavelle et al., 1997). Появляются специализированные хищники, питающиеся исключительно дождевыми червями: крот и землеройки. Общая численность почвенных микроартропод здесь максимальна. На одном квадратном метре можно найти до миллиона особей клещей и ногохвосток. Численность червей составляет несколько десятков, а иногда и сотен на квадратный метр. Суммарная зоомасса в почве здесь может достигать 500–1000 кг/га. Нарушенность почвенного покрова в этой зоне существенно выше, чем севернее, за счет более интенсивного сельскохозяйственного освоения и заселенности этих земель. С учетом необходимости обеспечения населения дорогами пресс на эти почвы будет только расти.

В дерново-подзолистых почвах южной тайги и смешанных лесов при походе со средней тайгой таксономическом составе почвенных организмов наблюдается максимум численности, а соответственно и перерабатывающей и инженерной активности дождевых червей. Их численность может достигать нескольких сотен на квадратный метр. При этом на каждом квадратном метре лесной подстилки можно с легкостью встретить до 80 видов раковинных амеб, десятки видов нематод, до 50 видов ногохвосток, 100 видов клещей и несколько десятков видов, относящихся к мезофауне. В южную часть этой зоны проникают такие интересные и скорее тропические группы насекомых, как дикие тараканы. Однако подавляющее большинство почвенной зоомассы (до 70%) приходится на дождевых червей, которые служат кормовой базой не только для насекомоядных млекопитающих, но также и для некоторых мелких хищников

и копытных. Роющая деятельность червей и кротов приводит в этой зоне к тому, что верхние 10 см почвы полностью переворачиваются этими животными быстрее, чем за 10 лет. При этом дождевые черви могут переработать до 100 кг поступающего на поверхность почвы азота.

В серых лесных почвах, изначально занятых широколиственными лесами (южнее реки Оки на европейской территории России) с их 6% гумуса и мощностью гумусового горизонта около 40 см, численность почвенных животных тем не менее несколько ниже, чем в южной тайге. На этих почвах изначально произрастали широколиственные леса, которые, однако, в значительной степени сведены и замещены сельхозугодьями. В этой зоне за счет пониженной кислотности и обилия кальция преобладают моллюски и диплопеды. Проникает и неморальная фауна. Почвенная биота характеризуется наибольшим общим таксономическим разнообразием. На одном квадратном метре можно встретить более 300 видов многоклеточных организмов. Вертикальное распределение почвенных животных по профилю соответствует размещению гумуса. Тем не менее зоомасса почвенных животных здесь несколько ниже, чем в предыдущей зоне. Серые лесные почвы в значительной степени распаханы либо заняты под поселения и промпредприятия. Деградация почв, в особенности их эрозия, идет угрожающими темпами. Значительное загрязнение, а также внесение большого количества удобрений, которые могут связываться гумусом, приводят к существенным изменениям комплексов почвообитающих беспозвоночных.

Для черноземов, которые исторически были заняты лесостепями и степями, характерно присутствие большого числа и разнообразия кивсяков. Эта группа является основным переработчиком растительного опада, причем как наземного, так и подземного. Мощность гумусового горизонта до 1 м предопределяет то, что почвенные животные проникают очень глубоко в почву. Некоторые виды по ходам корней достигают глубины 3 м, где они находят благоприятные для себя по влажности условия. Для каждого подтипа черноземов характерен различный состав почвенной фауны. В условиях большого содержания кальция в почвах преобладают моллюски и диплопеды, в кислых вариантах – дождевые черви. Среди почвенных позвоночных характерно появление слепышей, которые являются фитофагами. Они экологически замещают кротов, которые в условиях низкой объемной плотности червей не имеют шансов прокормиться. Черви в черноземах, если и присутствуют, то распределяются по большой массе гумуса в профиле и поэтому не образуют достаточной по концентрации кормовой базы для кротов. Общая численность почвенных организмов ниже, чем в серых лесных почвах. Здесь можно встретить лишь десятки тысяч микроартропод на одном квадратном метре и до нескольких десятков особей, относящихся к мезофауне. Тем не менее общее видовое разнообразие остается на достаточно высоком уровне за счет появления глубокопочвенных форм. Черноземы крайне нарушены, они практически полностью распаханы, что определяет развитие активных эрозионных процессов, дефляции и повсеместного снижения содержания гумуса. По оценкам ученых, за последние 100 лет черноземы европейской территории России потеряли до половины своего плодородия (Добровольский и др., 2011). Значительный урон нанесен и сообществам почвенных животных в черноземах. Так, существенно снизилась плотность популяции сурков, которые являются очень важным агентом рыхления и биогенного круговорота веществ в степных почвах.

Каштановые почвы сухих степей характеризуются исчезновением максимума численности почвенных животных на поверхности из-за неблагоприятного гидротермического режима и иссушения в теплое время года. Это потенциально замедляет биологическую ремедиацию верхних горизонтов после каких-либо негативных антропогенных воздействий. Общая численность всех групп почвенных животных невелика и составляет не более 50% таковой в черноземах. Животные распределены равномерно по профилю почвы. Характерно полное исчезновение дождевых червей, которые функционально замещаются насекомыми. Основную опасность для таких почв представляет засоление, а также уплотнение в результате бесконтрольного проезда транспорта вне улично-дорожной сети и чрезмерного выпаса.

Сероземы и буроземы пустынь крайнего юга России характеризуются крайне низкими показателями численности и разнообразия почвенной фауны. Здесь можно встретить преимущественно глубокопочвенные виды, которые никогда не выходят на поверхность. Общая зоомасса в этих почвах не превышает 20–30 кг/га.

Довольно интересны и самобытны бурые и иные лесные почвы черноморского побережья Кавказа. Сюда легко проникают элементы тропической почвенной фауны. Часты завозы экзотических видов с почвенным материалом. Например, только здесь и на юге Дальнего Востока можно встретить червей из семейства Megascolecidae. Также встречаются термиты, которые могут представлять опасность для деревянных сооружений. Общее видовое разнообразие почвенных организмов этих почв изучено хуже всего в России, однако можно с уверенностью констатировать, что оно максимально по сравнению с почвами других природных зон. При этом численность почвенных животных, как правило, не превышает таковую в серых лесных почвах под широколиственными лесами и сильно зависит от влажности. Данные почвы крайне чувствительны к всевозможным инженерным работам и легко деградируют в результате склоновой эрозии, а также могут быть смыты. Чрезвычайно важно не нарушать произрастающий на них растительный покров.

Действие физико-географических факторов на биоразнообразии почвенных животных (на примере панцирных клещей)

Радиационный индекс сухости коррелирует с численностью панцирных клещей в биоценозах (Криволицкий, 1968а). Однако его роль в формировании видового богатства не столь однозначна. Д.А. Криволицким предложена эмпирическая формула оценки степени благоприятности среды для орибатид (Криволицкий, 1968а, 1968б):

$$A = \frac{F + L}{F} \times R \times K$$

где показатель A , отражающий благоприятные для орибатид условия среды, вычисляется из отношения суммы годового растительного опада F и массы подстилки L к количеству опада $(F + L)/F$, умноженного на коэффициент увлажнения (K) и показатель радиационного баланса (R).

К сожалению, этот интересный подход к моделированию состояния таксоценов панцирных клещей не нашел дальнейшего развития, хотя он до сих пор актуален, и не только для этой группы педобионтов. В частности, дальнейшее развитие подобного прогнозирования может идти в сторону учета качества

подстилки, которое, по мнению ряда авторов, в значительной мере определяет численность и разнообразие орибатид на локальном уровне, а также изучение амплитуд годового хода температур как еще одного показателя, например, континентальности климата. Лучше всего эта формула подходит для оценки сообществ на региональном уровне, где максимально выражены различия осадков, годового хода температуры и других климатических факторов.

Влияние эдафических факторов на разнообразие панцирных клещей было достаточно подробно изучено в середине прошлого века Гиляровым (1965) и Криволицким (1978). Несколько позже Мараун и Шой (Maraun, Scheu, 2000) провели метаанализ данных о влиянии почвенно-эдафических факторов, растительности и нарушений на разнообразие и численность панцирных клещей. Полученные ими результаты противоречивы, так как не учитывалась разница в пространственном охвате исследований. Затем Мараун с соавторами предпринял попытку объяснить глобальные закономерности распределения разнообразия орибатид (Maraun et al., 2007), но результаты данного исследования были практически недостоверны, кроме того, в работе нет сведений о размерах минимального выдела.

Собственные исследования на примере европейской территории России показали важность присутствия и степень выраженности вечной мерзлоты грунтов (Зайцев, 1996, 2001). На значительных по протяженности территориях вечная мерзлота приводила к исчезновению модельного вида *Nothrus palustris* C.L. Koch, 1839 и сокращению общего видового и семейственного разнообразия группы примерно наполовину. При этом даже небольшие и изолированные островки многолетнемерзлых грунтов могут являться убежищем (рефугиумом) для видов, характерных для почв, формирующихся в более мягких климатических условиях (Зайцев, 1996, 1998).

Иллюстрацией к вопросу о замещении семейств от зоны к зоне могут служить карты, на которых показаны границы их распространения. Обычно такие карты строятся для проведения фаунистического районирования методом оценки ступеней границ ареалов (Тупикова, 1978). В нашем случае на такой карте можно показать сам процесс замещения и соответственно доказать, что при равных значениях разнообразия структура и состав сообществ будут фаунистически и экологически совсем иными. Интересен вариант, когда семейство отмечается в лесной зоне, а также на северном побережье Кольского полуострова в Мурманской области (сем. Xenillidae). Возможно, это случай проникновения одного вида семейства далеко на север по побережью Атлантики из Западной Европы.

На основании исследований границ распространения отдельных видов и семейств орибатид можно провести типологию их ареалов. На рис. 1–4 представлены ареалы распространения на ЕТР некоторых модельных семейств орибатид, которые показывают наиболее типичные варианты распространения. Большинство семейств заселяют все долготные сектора ЕТР, но ограничены в своем продвижении на юг (рис. 1). Можно выделить группу чисто лесных западно-европейских семейств (Humerobatidae и Tenuialidae) (рис. 2). Ряд семейств с аналогичным типом распространения проникают за Урал, а также распространены на Дальнем Востоке. Эти семейства, приуроченные к лесам вообще, могут быть отнесены к лесному Палеарктическому типу (Rajski, 1970). Конфигурация их ареала будет напоминать конфигурацию ареала модельного вида *N. palustris*, речь о котором пойдет ниже.

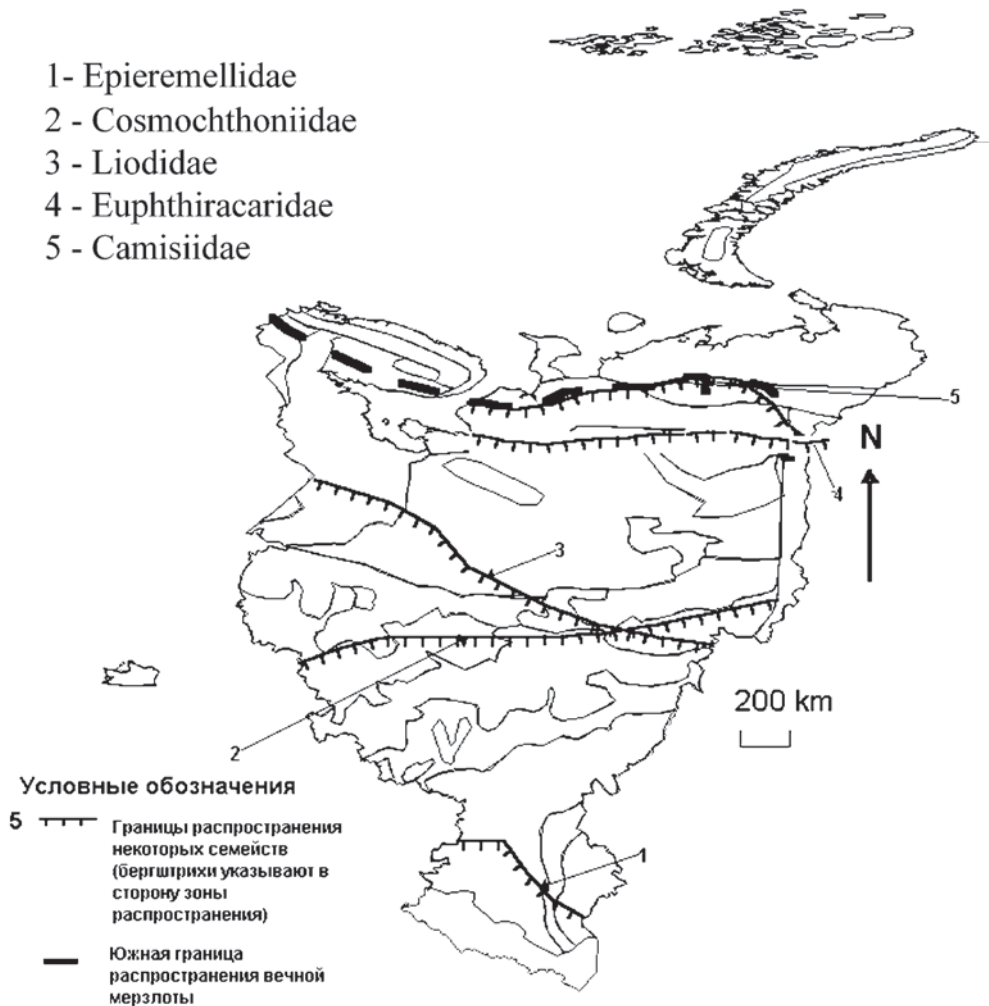


Рис. 1. Ограничение распространения некоторых модельных семейств панцирных клещей на равнинной части ЕТР при продвижении на север.

Обозначения границ распространения и иллюстраций представителей некоторых семейств: 1 – Epieremellidae; 2 – Cosmochthoniidae (на иллюстрации *Cosmochthonius* sp.); 3 – Liodidae (на иллюстрации *Liodes* sp.); 4 – Euphthiracaridae (на иллюстрации *Euphthiracarus* sp.); 5 – Camisiidae (на иллюстрации *Platynothrus peltifer*) (иллюстрации 2–3 по: [Панцирные клещи, 1995])

Играют свою роль и южно-европейские, а также, вероятно, средиземноморские семейства, представители которых встречаются только на юго-западе территории (*Stenobelbidae*), от степей до средней тайги, но только в западном секторе (рис. 3). Ряд семейств ограничен в своем распространении только пустынными ландшафтами (например, *Collochmanniidae* и *Archeonothridae*) (рис. 4). Они проникают к нам с юга, из Закавказья. Экологически клещи этих семейств являются глубокопочвенными обитателями или приспособлены к засушливым условиям.

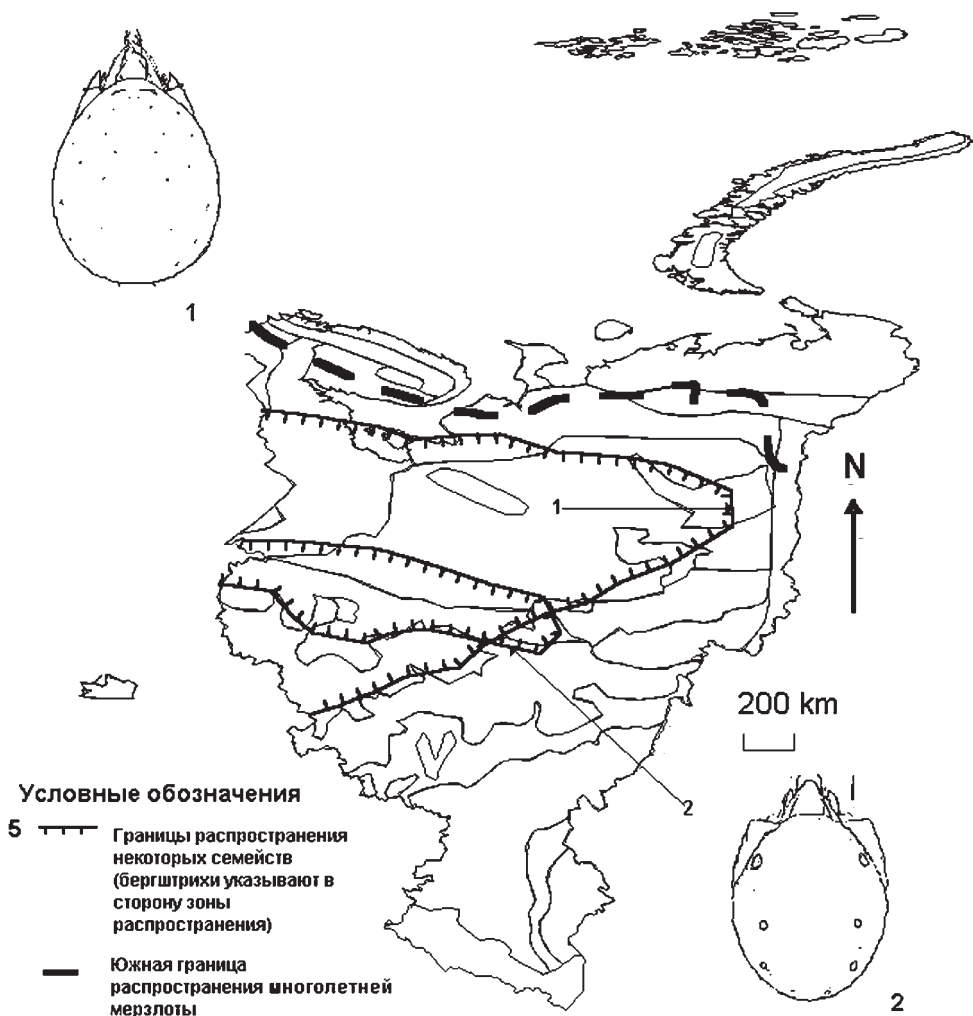


Рис. 2. Проникновение западно-европейских лесных семейств панцирных клещей на европейскую территорию России

Обозначения границ распространения семейств: 1 – Tenuialidae (на иллюстрации *Hafenferrefia* sp.); 2 – Humerobatidae (на иллюстрации *Humerobates rostroramellatus*)

Примером семейства, которое населяет лишь южную часть ЕТР до широколиственных лесов, может служить сем. *Cosmochthoniidae* (рис. 1). Большинство же семейств орибатид распространены до того или иного рубежа лесной зоны. Северные границы южной и средней тайги достаточно точно повторяются северными границами распространения семейств *Liodidae* и *Euphthiracaridae* соответственно (рис. 1). Конечно, существуют и несколько семейств, представители которых населяют всю ЕТР. Их границ на рис. 1–4 просто нет. Это, в первую очередь, космополитное семейство *Tectocephidae*.

Хотя не удалось выявить виды семейств с арктическим или гипоарктическим типами ареалов, на видовом уровне это возможно. Примером клеща с ги-

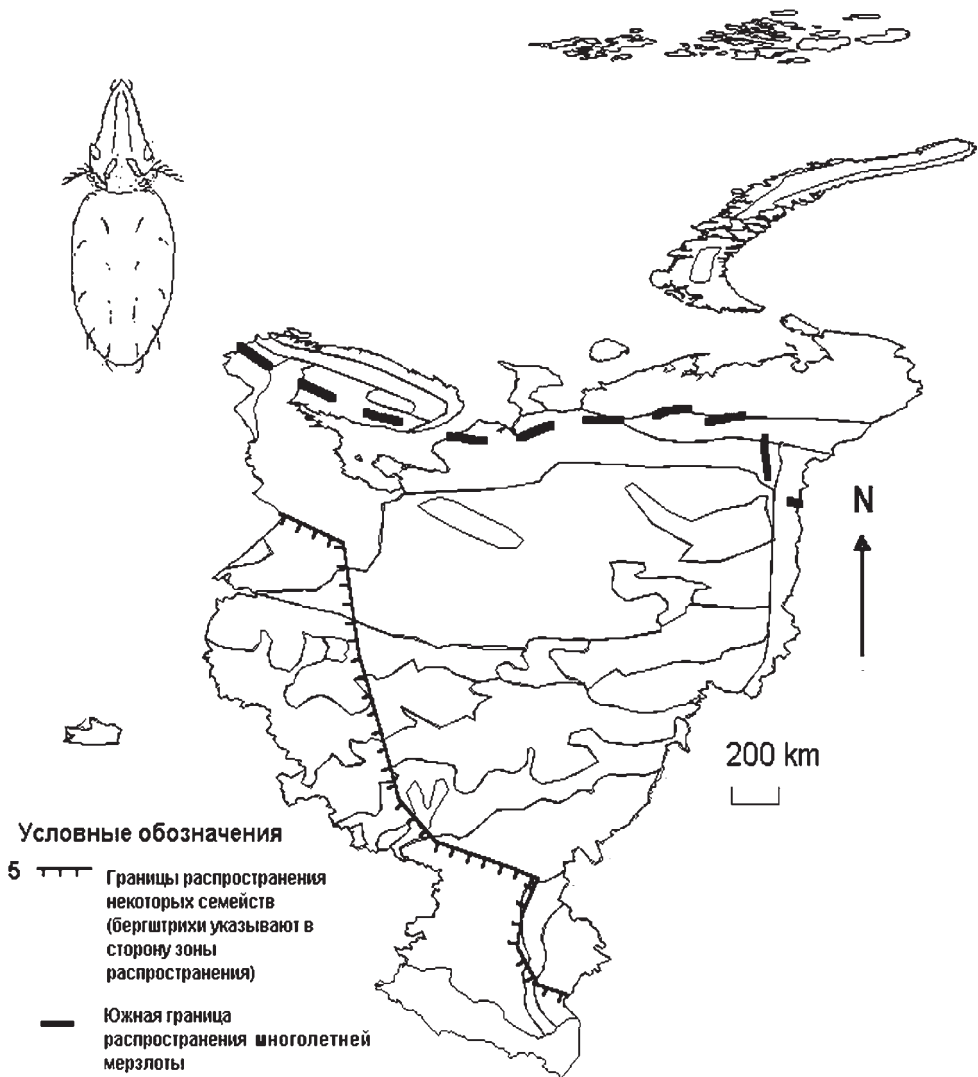


Рис. 3. Участие семейств с предположительно средиземноморским распространением в формировании разнообразия сообществ орибатид европейской территории России (на примере сем. *Ctenobelbidae*) (на иллюстрации *Ctenobelba obsoleta*)

поарктическим распространением является вид *Hermannia reticulata* Thorell, 1841. Вне ЕТР вид встречается в Скандинавии, на Шпицбергене и в низовьях Оби. Это позволяет предполагать, что арктический фаунистический комплекс также присутствует на исследуемой территории, однако на уровне видов, а не семейств.

В европейских полупустынях и пустынях практически отсутствуют интразональные местообитания, а именно долинные леса. Из-за этого они еще более фаунистически обособлены и характеризуются пониженным разнообразием сообществ орибатид. Таким образом, анализ распространения семейств по-

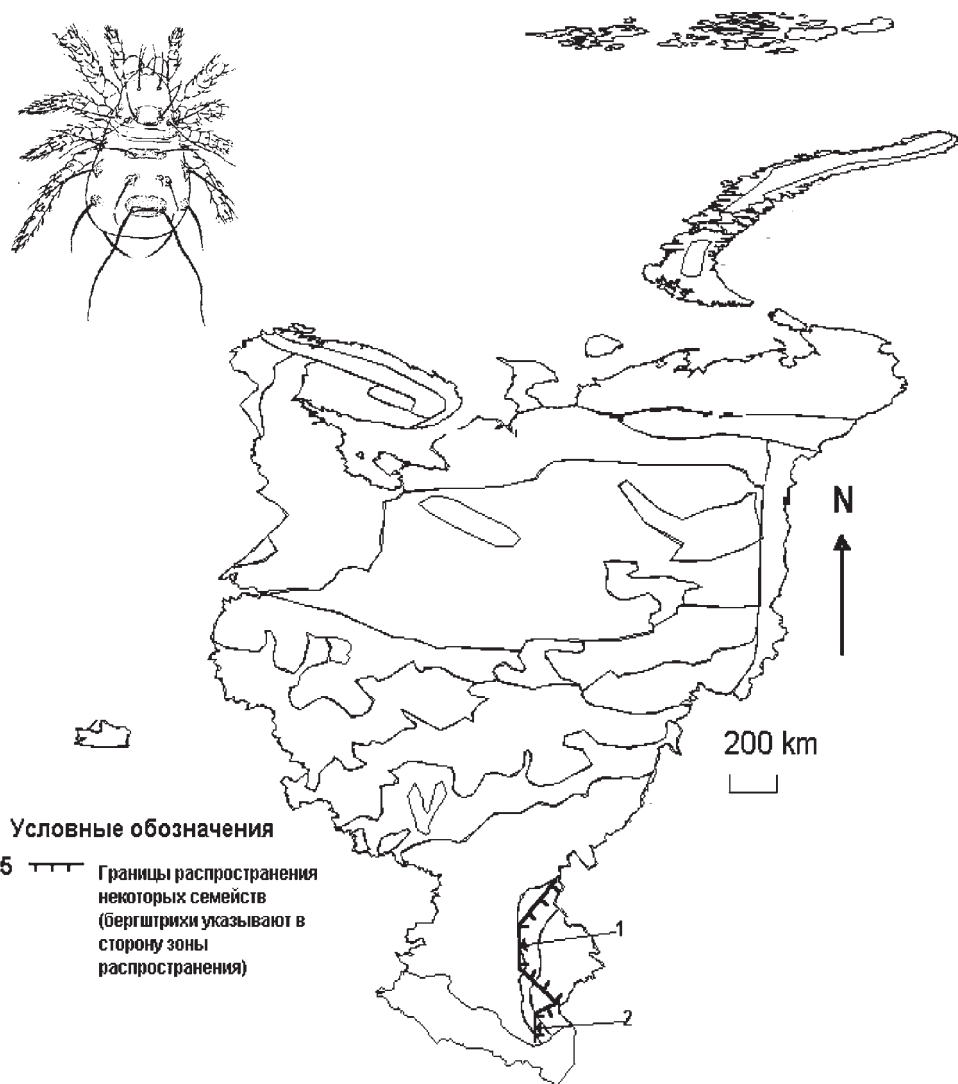


Рис. 4. Проникновение семейств панцирных клещей с южным распространением на ЕТР. Обозначения границ распространения семейств: 1 - Collohmanniidae; 2 - Archeonothridae (на иллюстрации *Zakhvatkinella belbiformis* по: [Определитель обитающих..., 1975])

казывает, что первый «пик» разнообразия в смешанных лесах и южной тайге определяется проникновением сюда западно-европейских лесных видов панцирных клещей, тогда как второй, степной «пик» сформирован наложением ареалов панъевропейских и южно-европейских видов, а также орибатид с южным типом распространения.

В целом на европейской территории России северная граница распространения многих видов орибатид обусловлена распространением многолетней мерзлоты. Этот фактор, как было показано выше, является основным препятствием для продвижения клещей и других почвенных микроартропод на север. Также

очевидно, что с юга на ЕТР распространение большинства видов определяется в значительной степени историческими, а не экологическими причинами (Матвеевко, 1983; Матвеевко, Гришина, 1987), а именно распространением широколиственных лесов в Атлантическое время – 6–7 тыс. лет назад (Зайцев, 1996). Действительно, наблюдалось совпадение ареалов, но в настоящее время, после уточнения южной границы, нам представляется, что современное естественное безлесье территории играет куда более важную роль. Многие виды орибатид так и не были найдены в степях, часть которых раньше была занята лесами. На лугах, в пределах лесной зоны, эти орибатиды также встречаются, но они не столь многочисленны (Zaitsev, 1997).

В степях значения разнообразия сообществ орибатид несколько возрастают по сравнению с широколиственными лесами за счет интразональных местообитаний и региональной диверсификации условий обитания. Усиление сухости в степях, ответственное за сокращение численности панцирных клещей в природных зонах, не оказывает заметного влияния на изменение разнообразия группы. Разнообразие местообитаний оказывается более важным фактором, определяющим видовое богатство сообществ панцирных клещей. Именно в степях наблюдается замещение одних семейств другими. «Степной» максимум разнообразия обусловлен проникновением сюда видов с южно-европейским, предположительно средиземноморским и южным типами распространения. Семейства с более южным распространением могут доходить до широколиственных лесов. Для нескольких семейств с более северным распространением южная граница проходит по полосе смены луговых степей типичными или типичных сухими. Сухость становится ведущим фактором, ограничивающим разнообразие группы только в полупустынях и пустынях.

В смешанных лесах мы встречаем наиболее оптимальное для орибатид соотношение тепла и влаги, а также практически неограниченные пищевые ресурсы. Это определяет максимум их разнообразия в этой зоне.

Реакция почвенной мезофауны при освоении газовых месторождений (на примере Краснодарского края)

К.Б. Гонгальский, А.С. Зайцев

Добыча газа и газового конденсата неизбежно оказывает влияние на окружающие экосистемы. Оценка экологической ситуации в районах разработки месторождений является необходимой составляющей мониторинга качества окружающей среды. Методы экологического мониторинга, как правило, сводятся к химическому контролю концентрации загрязняющих веществ и констатации факта ее соответствия или несоответствия требованиям, установленным нормативными документами. Вместе с тем разработаны и успешно апробированы разнообразные методы экологического мониторинга состояния окружающей среды, основанные на биоиндикации, или оценки качества окружающей среды по состоянию ее биоты (Шуберт, 1988; Van Straalen, Krivolutsky, 1996). Методы биоиндикации более информативны в части определения прямой и комплексной реакции экосистемы на антропогенное воздействие, а экологический мониторинг с применением данных подходов позволяет получать более объективные результаты, проводить количественную оценку процессов восстановления объектов окружающей среды и оценивать уровень эффективности природоохранных мероприятий.

Наши исследования проведены на территории Прибрежно-Новотитарского лицензионного участка ООО «Газпром добыча Краснодар», расположенного на Кубано-Приазовской низменности в северо-западной части Славянского района Краснодарского края. Район включает в себя прибрежные мелководья Азовского моря с открытыми и закрытыми заливами (прибрежная зона) и дельту реки Кубань с мелководными озерами, лиманами, соединенными протоками, ериками, каналами, канавами с разнообразным надводным и подводным растительным миром (лиманно-плавневая зона).

Для оценки степени воздействия объектов производственной деятельности на экосистему территория исследований была разделена на участки:

- в зоне влияния объектов (на удалении до 500 м от контролируемого объекта газодобычи);
- в переходной зоне (примерно на расстоянии 1 км от объектов);
- условно фоновые (ненарушенные) участки (более 1,5 км от объектов).

В ходе полевых работ в сентябре 2011 и мае 2012 г. были исследованы 17 объектов обустройства месторождений углеводородного сырья, из них 15 площадок скважин и 2 промплощадки установок подготовки газа и газового конденсата.

В пределах каждого наземного участка закладывались по 5 модельных площадок, охватывающих различные микроместообитания с разным уровнем увлажнения. Для количественных учетов почвенных животных отбирали пробы буром диаметром 9,8 см (площадь пробы 76 см²), захватывая весь горизонт подстилки и верхние 5 см почвы. Это позволяет учесть в условиях влажных ландшафтов до 90% общего числа животных. Количество проб на одном участке равнялось 5. Выгонка почвенных животных проводилась с использованием эклектора Тулльгрена. В дальнейшем почвенные животные разбирались под

бинокулярным микроскопом. Определение для представителей почвенной мезофауны (почвенные животные крупнее 2–3 мм) велось до семейства.

Выбор видов-биоиндикаторов и оценка состояния окружающей среды

Виды-биоиндикаторы нарушенности или ненарушенности окружающей среды выявлялись в соответствии с классификацией местообитаний на подверженные воздействиям высокой степени, подверженные воздействиям низкой степени и контрольные.

При проведении такой классификации учитывались следующие критерии: (1) удаленность от источника воздействия (на границе промплощадки, на границе санитарно-защитной зоны, вне санитарно-защитных зон промышленных объектов), (2) степень воздействия (контроль, низкая – при штатной эксплуатации объекта, высокая – при авариях либо выявлении негативных воздействий на экосистему, таких как разливы нефтепродуктов и технологических жидкостей и т.п.), (3) результаты химических анализов проб почвы и воды и содержание в этих средах токсикантов (выше или ниже ПДК).

При выделении видов-индикаторов учитывалось четыре параметра:

1) в пределах одного класса степени нарушенности вид должен быть встречен в более чем 50% проб;

2) по результатам анализа встречаемости вид должен быть встречен в 66% случаев на контрольных участках или на нарушенных участках;

3) по результатам дисперсионного анализа (однофакторный дисперсионный анализ, $p < 0,05$) численность вида в пределах одного класса воздействий должна быть либо достоверно выше, либо достоверно ниже, чем в других классах;

4) вид-индикатор может быть универсальным, годным для всех ландшафтов, или только для местообитаний только лиманно-плавневой зоны или прибрежной зоны.

По степени соответствия этим критериям (в %) определялась надежность биоиндикатора, которая могла колебаться в пределах от 50 до 100%.

Выбранные виды-индикаторы были разделены на две группы: виды-индикаторы ненарушенных условий («положительные» индикаторы) и виды-индикаторы, приуроченные к нарушенным местообитаниям («отрицательные» индикаторы). Для проведения дальнейшей балльной оценки состояния окружающей среды на исследовательских площадках «положительному» виду-индикатору был присвоен балл +1 и «отрицательному» виду-индикатору – -1. Численность и относительное обилие в каждом биотопе во внимание не принимались.

В дальнейшем наличие или отсутствие видов-биоиндикаторов применялось для определения класса нарушенности среды, а исследованные участки делились на классы нарушенности. Для каждого участка было проведено суммирование индикационных баллов (K).

Невозможность использования отрицательных величин в расчетах привела к модификации балльной оценки среды. Для участков, которые были населены «положительными» видами-индикаторами, расчет проведен по исходной формуле, а наличие или отсутствие «отрицательных» видов-биоиндикаторов учтено следующим образом. Если «отрицательный» вид-индикатор отсутствовал, это давало +1 балл к сумме баллов. Таким образом, рассчитан коэффициент (K') степени нарушенности окружающей среды на каждом из участков, при-

веденный только к неотрицательным значениям. Затем по числу набранных баллов участки были ранжированы на классы нарушенности (0 – наименее нарушенные биотопы).

Таксономический состав и структура сообществ почвенной мезофауны

В отобранных пробах практически на всех участках выявлено большое количество почвенных животных. Всего обнаружено 2084 экз. беспозвоночных, относимых к 69 таксономическим группам, в основном в ранге семейства. Основу населения в 2011 г. составляли личинки двукрылых, в первую очередь комаров-звонцов (*Chironomidae*) – 1008 экз., и мокрецов (*Ceratorogonidae*) – 256 экз. Третьими по численности среди всех участков были жуки-веерокрылки (*Ptiliidae*) – 131 экз. В 2012 г. было обнаружено в пробах 547 экз. беспозвоночных, относимых к 53 таксономическим группам. Основу населения составляли клопы – 40 экз., два семейства мокриц (по 30 экз.), личинки галлиц (*Cecidomyiidae*) – 28 экз.

В зоне воздействия УПГ-500, на участке АЗ-11-01-01, отмечена высокая численность почвенной мезофауны – 2672 ± 953 экз./м². Всего встречено 18 таксономических групп. Максимальной численности достигали личинки комаров-звонцов (943) и мокрецов (576), а также многоножки из семейства поликсенид (210 экз./м²). Только на этом участке были встречены многоножки-симфилы.

На участке АЗ-11-02-01, в зоне влияния строящейся скважины Восточно-Прибрежная-4, численность мезофауны была 2279 ± 500 экз./м²; встречено 24 таксономические группы. Максимально обильны были личинки комаров-звонцов (472 экз./м²) и жуки-веерокрылки (445 экз./м²). Также в пробах встречено большое количество муравьев и камподеид, но они учитываются количественно другими методами (муравьи – по числу муравейников на гектар; камподеиды относятся к микрофауне) и в расчет численности мезофауны приняты не были. Третьими по численности были костянки (157) совместно с двумя другими семействами двукрылых. На этом участке встречены личинки мух-журчалок, которые вместе с остальным комплексом личинок двукрылых свидетельствуют о чрезвычайно сильно обводненном характере биотопа.

Участок АЗ-11-03-03 за границей СЗЗ УПГ 500 (юго-западное направление) характеризуется более высокой численностью (5476) и достаточно высоким разнообразием (22 группы при среднем 7,2). Доминировали на участке те же три основные группы (личинки комаров-звонцов – 3851 экз./м², мокрецов – 524 и жуки-веерокрылки – 367). Также довольно многочисленны были жуки-стафилиниды и двупарноногие многоножки. Наличие в пробах клопов-водомеров (*Gerridae*) свидетельствует о сильной обводненности участка.

Контрольный участок имел средний показатель численности 3065 ± 873 экз./м²; встречено 18 таксономических групп. Основу составлял типичный для района комплекс беспозвоночных – личинки комаров-звонцов – 236 экз./м², мокрецов – 183 и жуки-веерокрылки – 105. Здесь была отмечена максимальная численность дождевых червей – 105 экз./м²; интересно полное отсутствие многоножек и мокриц.

Вблизи УПГ 500, на участке АЗ-11-03-01 отмечен один из самых низких показателей зарегистрированной численности 1362 ± 240 экз./м² при очень низком уровне разнообразия (14 таксономических групп). Уникальной особенностью

участка является отсутствие личинок комаров-звонцов и низкая численность двукрылых в целом. Доминировали на участке мелкие жуки *Muscetophagidae* (734 экз./м²), а также мокрицы (157), из которых основную долю составлял вид, тяготеющий к антропогенно измененным ландшафтам, – *Armadillidium vulgare* (131).

Участок АЗ-11-03-02 (за границей СЗЗ УПП 500, юго-западное направление) характеризуется достаточно невысокой численностью почвенной мезофауны (1205 экз./м²), однако сбалансированным составом входящих в нее групп. Если на большинстве других участков наблюдалось супер-доминирование личинок хирономид, то здесь они достигали лишь 17,3% от общей численности (235 экз./м²), а идущие вслед за ними личинки мокрецов были почти так же многочисленны (183), как и несколько других крупных групп мезофауны: мокрицы, пауки, двупарноногие многоножки и личинки комаров-болотниц (по 105).

На первом участке 4-й трансекты, возле амбара-накопителя в конце сбросных линий скважины Прибрежная-15 (АЗ-11-04-01) отмечен средний уровень численности почвенной мезофауны (1991 экз./м²) при невысоком уровне разнообразия (15 таксономических групп). Наиболее многочисленны здесь были жуки-клямбиды (966), а также личинки мокрецов (366) и уже после них – хирономид (78). На данном участке отмечена максимальная численность лжескорпионов (53).

На втором по удаленности участке данной трансекты АЗ-11-04-02 отмечен более низкий уровень численности (1467 экз./м²), но не разнообразия (18 групп). Доминировали на участке личинки комаров-звонцов (445), а личинок мокрецов не было отмечено вовсе. Второй по численности группой были веерокрылки (210) и личинки галлиц (*Cecydomyiidae*) (184). Наличие жуков-плавунчиков (*Halipidae*) и гаммарусов вместе с дождевыми червями, многоножками и мокрицами говорит о смешанном происхождении мезофауны данного участка.

Последний участок данной трансекты АЗ-11-04-03 характеризовался минимальным значением численности (917 экз./м²) и промежуточным значением разнообразия (19 таксонов) почвенной мезофауны. Хирономиды на участке отсутствовали, а доля мокрецов достигала 23% (209 экз./м²). Второй группой по численности были мокрицы (157 экз./м²), из которых наиболее обильны представители сем. *Trachelipodidae* (*Trachelipus lignai*) и *Armadillidiidae* (*Armadillidium vulgare*). Высока численность пауков (105), из которых половину составляли пауки-волки, представленные родом *Pyrata*.

Участок трансекты АЗ-11-05-01, расположенный на промплощадке скважины Восточно-Прибрежная-5, характеризовался высокой численностью мезофауны (5659 экз./м²), и довольно высоким числом таксонов (21). Доминировали на участке личинки хирономид, составлявшие 69% всей численности (3930). После них отмечена чрезвычайно высокая численность мокриц – 472 экз./м² с доминированием *A. vulgare*. Численность хищных костянок и пауков (по 157 экз./м²) свидетельствует о богатстве участка кормовыми ресурсами для них.

На участке вблизи амбара под сбросные линии скважины Восточно-Прибрежная-5 Бис (АЗ-11-06-01) присутствовали комплексы мезофауны, средние по значениям численности (1913 экз./м²) и разнообразия (17 групп). Здесь не отмечены хирономиды, а доминантами выступали мокрицы (524 экз./м²), причем только здесь (и на участке АЗ11-07-01) был найден галофильный вид из сем. *Halophilosciidae* – *Halophiloscia couchii*. Интересно, что только на этом участке отмечены представители всех пяти зарегистрированных в районе ис-

следования семейств мокриц. Кроме того, участок уникален тем, что здесь в число доминантов входили геофилиды – группа внутрпочвенных многоножек, обитающих в полостях почвенных пор. Наличие геофилид свидетельствует о хорошей аэрированности почвы в районе отбора. Как и на многих других участках, не обошлось без засилья веерокрылок (445 экз./м²).

Участок, расположенный непосредственно у факела УКПГиК «Прибрежная» (А3-11-07-01), характеризовался средними показателями численности (2987 экз./м²) при высоком уровне разнообразия почвенной фауны (28 групп). Число групп на пробу было наряду с участком А3-11-10 максимальным среди рассмотренных участков (29). Здесь доминировали мокрицы (550 экз./м²), личинки хирономид (367) и мокрецов (472), присутствовали в достаточно больших количествах бокоплавы (262). Только здесь были отмечены среди доминантов сеноеды (340), а нехарактерным элементом почвенной фауны оказался водный скорпион (Nepidae).

Участок, предполагавшийся в качестве контроля к предыдущему (А3-11-07-03), характеризовался довольно низкими значениями численности (1245), минимальным значением разнообразия (только 6 таксонов!) среди всех рассмотренных. Причем 90% всех животных составляли личинки хирономид и мокрецов, а остальные группы разделили поровну оставшиеся 10%.

На участке А3-11-08-01, вблизи ликвидированной скважины Прибрежная-7, присутствовал уникальный комплекс мезофауны с характерными значениями численности (5161) и разнообразия (19), но с необычным доминантом: здесь максимальной численности достигали щитовки (Ortheziidae) (1415, но все они были отмечены в одной пробе!), а с ними вместе пара наиболее обильных семейств двукрылых – около 2100 экз./м². Численность бокоплавов была более 130 экз./м².

На участке А3-11-09-01 отмечен максимальный показатель численности 14148±6860 экз./м²; при этом встречено лишь 12 таксономических групп. Большинство особей (84%) составляли мелкие личинки хирономид, что за их вычетом делало это сообщество достаточно обычным по составу и численности. Остальными доминантами на участке были практически только мокрецы (14% или 1913 экз./м²), и никакая другая группа по численности не превышала 53 экз./м².

Участок А3-11-10-01 (ликвидированная скважина Прибрежная-19) характеризовался средними значениями численности мезофауны (3275 экз./м²) и максимальным числом таксонов (30). Хотя доминировали здесь традиционные три группы (хирономиды, мокрецы, веерокрылки – 1100, 210, 734 экз./м² соответственно), на участке встречено довольно много разных беспозвоночных – от мокриц и бокоплавов, разнообразных многоножек до нескольких семейств клопов и большого разнообразия жуков.

Можно заключить, что комплекс почвенной мезофауны характеризуется высокой гидробионтностью его представителей, которые достаточно бедны по видовому составу. Доминирование личинок двукрылых, гаммарусов и даже присутствие водных жуков и клопов характеризует типичный для фауны почв дельты реки состав животных.

Поступление в экосистемы дополнительного строительного материала, создающего прослойку с лучшей порозностью почв, улучшающего дренирование почвы и определяющего развитие не характерного для этого района типа местообитаний, – все это способствует проникновению новых элементов в

Таблица 2. Результаты анализа пригодности групп почвенной мезофауны по критериям выбора видов-индикаторов

| Группа | Встречаемость в пределах одного класса нарушенности не менее 50% | Не менее 66% приурочено к контролю или нарушенным участкам | Дисперсионный анализ | Применимость для различных зон местообитаний |
|-------------------|------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Lumbricidae | Да, в контроле | Да, к контролю | $P = 0,065$ | Для лиманно-плавневой зоны |
| Gammaridae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Agnaridae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Armadillidiidae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Cylisticidae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Halophilosciidae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Trachelipodidae | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Pseudoscorpionida | Нет | Да, к контролю | $p > 0,05$ | Нет |
| Lycosidae | Да, в контроле | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Salticidae | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Aranea прочие | Да | Нет | $p < 0,01$ (выше на нарушенных) | Да, для всех |
| Geophilida | Да | Да | $p > 0,05$ | Нет |
| Lithobiida | Да | Да | $p > 0,05$ | Нет |
| Julida | Да | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Polyxenida | Нет | Да | $p > 0,05$ | Нет |
| Polydesmida | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Simphila* | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Campodeida | Да | Да | $p > 0,05$ | Нет |
| Forficulidae | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Gryllotalpidae L. | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Psocoptera | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Cicadellidae | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Ortheziidae | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Anthocoridae | Да, в нарушенных | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Gerridae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Ligaeidae | Нет | Да, к контролю | $p > 0,05$ | Нет |
| Miridae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Nepidae | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Hemiptera прочие | Нет | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Byrrhidae J. | – | – | – | Нет |
| Byrrhidae L. | – | – | – | Нет |
| Carabidae J. | Да, в нарушенных | Да, в нарушенных | $p < 0,05$ | Да, везде |
| Carabidae L. | Да, к нарушенным | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Clambidae J. | – | – | – | Нет |
| Coccinellidae J. | – | – | – | Нет |
| Curculionidae J. | – | – | – | Нет |
| Curculionidae L. | – | – | – | Нет |
| Haliplidae J. | Да, в контроле | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Histeridae J. | Да, в нарушенных | Нет | $p > 0,05$ | Нет |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------------|-----------------------|------------------|------------|-----|
| Nitidulidae J. | – | – | – | Нет |
| Pselaphidae J. | Да, в нарушен- ных | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Ptiliidae J. | Да | Да | $p > 0,05$ | Нет |
| Staphylinidae J. | Да | Да | $p > 0,05$ | Нет |
| Staphylinidae L. | Да | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Coleoptera Im. | Нет | Да, к контролю | $p > 0,05$ | Нет |
| Formicidae* | Да, в контроле | Да, к контролю | $p > 0,05$ | Нет |
| Asilidae L. | Да, в нарушен- ных | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Cecidomyiidae L. | Нет | Да | $p > 0,05$ | Нет |
| Ceratopogonidae L. | Да | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Chironomidae L. | Да | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Dolichopodidae L. | – | – | – | Нет |
| Empididae L. | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Limoniidae L. | Да, в контроле | Да, к контролю | $p > 0,05$ | Нет |
| Muscidae L. | Да, в нарушен- ных | Да, к нарушенным | $p > 0,05$ | Нет |
| Stratiomyiidae L. | – | – | – | Нет |
| Syrphidae L. | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Tipulidae L. | Нет | Да, к контролю | $p > 0,05$ | Нет |
| Diptera P, L. | Нет | Нет | $p > 0,05$ | Нет |
| Geometridae L. | – | – | – | Нет |
| Noctuidae L. | – | – | – | Нет |
| Mollusca | Да | Нет | $p > 0,05$ | Нет |

* - группы в подсчет общей численности мезофауны не включены

комплексы почвенной биоты. Поэтому в данном случае нарушением структуры экосистем будет не снижение биоразнообразия, а наоборот его увеличение, особенно за счет групп, не характерных для фауны почв заболоченных и переувлажненных местообитаний, например мокриц *Armadillidium vulgare*.

Биоиндикаторы изменения состояния компонентов экосистем

По результатам анализа, учитывающего все четыре критерия выбора почвенных и водных организмов-индикаторов, были выделены как виды-биоиндикаторы нарушенных, так и ненарушенных условий, что дало достаточно плавный градиент от крайне нарушенных к максимально ненарушенным участкам (табл. 2).

В итоге установлено, что большинство групп-биоиндикаторов, выявленных для данной территории, проявили индифферентное отношение к присутствующим и находящимся в штатной эксплуатации объектам газодобычи и скорее реагировали на прочие антропогенные воздействия, что ранее было отмечено для наземных позвоночных животных (Арефьев и др., 2000).

Функционирование рассмотренных объектов в штатном режиме при соблюдении всех мер безопасности, производственной и технологической дисцип-

лины, а также адекватного и оперативного контроля (мониторинга) ситуации позволяет поддерживать биологическое разнообразие и продуктивность рассмотренных компонентов биоты на стабильном уровне и оказывать минимальное воздействие на природные экосистемы. Более того, регулирование несанкционированного доступа за счет перекрытия путей, связанных с обеспечением безопасности объектов газодобычи, может оказывать положительное влияние на водно-болотные угодья.

Детритные пищевые сети и их функционирование в условиях радиоактивного загрязнения

А.С. Зайцев

До середины XX в. проблематика радиоактивного загрязнения почв и действия радиоактивных веществ на почвенную биоту не являлась по-настоящему актуальной. Участки с повышенным естественным радиационным фоном на поверхности нашей планеты хотя и не редки, но обычно занимают малые площади. Участки с повышенным радиационным фоном известны, например, в Австрии, Финляндии, Франции, Испании, Швеции, где он может в десятки раз превышать среднемировые значения (Abumurad, Al-Tamimi, 2001). В некоторых местностях, например в Бразилии и Индии, природный радиационный фон (до 250 мЗв/год) в сотни раз превышает среднее значение по планете (от 0,3 до 0,6 мЗв/год) и более чем в миллион раз превышает дозу облучения от штатно эксплуатируемых атомных станций. Связано это с естественным насыщением почв торием. Максимальная мощность дозы зафиксирована в Иране, в районе г. Рамсер (до 400 мЗв/год).

Однако с развитием ядерной отрасли и активным применением радиоактивных веществ как в военных, так и в гражданских целях количество и площадь территорий, подвергнувшихся радиоактивному загрязнению, многократно возросли. В случае если почвенные организмы не адаптированы к такому типу воздействия, они, как правило, вымирают либо значительно снижают свою численность (Fesenko et al., 2005). Существенные изменения в соотношении численности и биомассы различных групп почвенной биоты влекут за собой серьезные нарушения в выполнении детритными пищевыми сетями таких важных функций, как переработка растительного опада, мобилизация и трансформация углерода, азота, фосфора и других биогенных элементов, связывание и переработка токсинов, уничтожение патогенных организмов, буферизация массивного поступления в почву тех или иных веществ (Sokolov, Krivolutsky, 1998; von Wehrden et al., 2012). В результате радиоактивного загрязнения даже по прошествии длительного времени в кажущихся на первый взгляд полностью восстановившимися ландшафтах значительно снижен функциональный потенциал почвенных сообществ, а следовательно, остаются деградированными базовые функции почв (Zaitsev et al., 2014).

Действие ионизирующего излучения на почвенные организмы

Воздействие радиоактивного загрязнения на почвенные организмы имеет несколько особенностей. Его сила и четкость ответа будут определяться типом радиоактивного излучения (альфа-, бета-, гамма-, нейтронное). Это, в свою очередь, связано со спектром выпадающих радиоизотопов и периодом их полураспада. Кроме того, некоторые радиоизотопы, как, например, ^{137}Cs и ^{90}Sr , встраиваются в биогеохимические циклы и таким образом наносят продолжительный и часто непоправимый урон детритным пищевым сетям на протяжении многих десятилетий (Mousseau et al., 2014). Оседание горячих частиц (мелких пылевидных объектов с активностью 1–10 КБк) на поверхности почвы приводит к практически мгновенной смерти вступающих с ними в контакт почвенных организмов, особенно в случае их заглатывания (Kashparov, 2003). Эта особенность сапротрофных почвенных организмов, а именно пропускание в том или ином виде почвы или подстилки через пищеварительный тракт, приводит к получению двойной дозы: “извне” за счет облучения через покровы тела и “изнутри” за счет радионуклидов, попадающих в организм с питанием. Поэтому, несмотря на то что изначально почвенные животные хорошо экранированы от радиации почвой на начальных стадиях радиоактивного загрязнения ландшафтов в результате техногенных воздействий получаемая ими доза крайне велика (Maksimova, 1996). Этому способствует и тот факт, что большинство почвенных животных относительно неподвижны или требуют для построения тела значительного количества кальция (Mollusca, Annelida, Myriapoda, Isopoda и др.), совместно с которым накапливается и радиоактивный стронций (Криволицкий, 1999). Наибольшую опасность для почвенных животных при всем этом представляют альфа-частицы (Krivolutsky, 1987).

Методологические ограничения и сложности интерпретации результатов

Основная проблема интерпретации результатов оценки влияния радиоактивного загрязнения на функционирование детритных пищевых сетей – отсутствие настоящего контроля в подобных исследованиях. В лучшем случае приходится довольствоваться контрольными участками в рамках пространственно-временных рядов. По очевидным причинам, связанным с непредсказуемостью радиоактивных загрязнений, метод ВАСИ («Before–after, control–impact», что переводится как «до–после; контроль–влияние») неприменим. В качестве альтернативы для повышения надежности анализа возможно применение избыточного контроля с дальнейшим обсчетом результатов методами байесовой статистики либо проведение метаанализа значительного объема данных (Wolters et al., 2006).

Связанная с этим проблема – недостаточная повторность точек изучения почвенной биоты в условиях радиоактивного загрязнения. Это обусловлено серьезными рисками для отбирающих пробы людей, а также уникальностью каждого конкретного случая радиоактивного загрязнения, которые, по счастью, все еще редки. Кроме того, высокая пространственная неоднородность радиоактивного загрязнения на локальном уровне затрудняет поиск участков с идентичным уровнем радиоактивного излучения и спектром выпавших радиоизотопов (Møller, Mousseau, 2013).

Наконец, в районах с повышенным радиационным фоном, как правило, проводятся мероприятия по дезактивации, что ставит дополнительную задачу по отделению эффектов радиоактивного загрязнения от влияния иных воздействий (работа техники, применение химикатов при дезактивации и т.п.). Одновременно в зонах отчуждения снимается пресс, связанный с нормальной деятельностью человека (сельхозработы, загрязнение от местных промышленных предприятий, рекреационная нагрузка и прочее). Разделение и баланс нагрузок, как правило, не проводятся (Zaitsev et al., 2014).

Принципы мониторинга функционирования почв в условиях радиоактивного загрязнения

По результатам обзора литературных данных можно сделать вывод, что почвенная фауна является надежным и долговременным индикатором функциональных последствий радиоактивного загрязнения (International Commission..., 2009). При этом чувствительность различных групп почвенных животных к ионизирующему излучению существенно варьирует и определяется рядом параметров.

Размер ядер клеток организмов. Чем он больше, тем более чувствителен к радиации данный вид (Криволицкий, 1994).

Глубина обитания в почвенном профиле. Глубокопочвенные виды сохраняют свою численность и функции на протяжении многих лет после выпадения радионуклидов на поверхность почвы, но по мере проникновения из глубь (Matisoff et al., 2011) они вымирают и восстанавливаются лишь по прошествии десятков лет. Более того, сами почвенные животные способствуют миграции радионуклидов в вертикальном направлении за счет биотурбации субстратов (Jarvis et al., 2010) и их накопления в собственном теле (Bunnenberg, Taeschner, 2000).

Также на степень облучения влияют *пищевые предпочтения и мобильность почвенных таксонов*. Даже при известной высокой стойкости большинства почвенных животных к значительным дозам излучения за счет своей резидентности они набирают смертельные дозы достаточно быстро.

Лучшими группами-индикаторами радиоактивного загрязнения, которые одновременно играют важную функциональную роль в детритных пищевых сетях, являются: дождевые черви, мокрицы, двупароногие многоножки и панцирные клещи. Особенно важно отслеживать состояние первой группы животных, которые являются экосистемными инженерами в большинстве экосистем умеренных широт (Lavelle, 1988). Радиоактивное загрязнение в первую очередь оказывает негативное влияние на размножение почвенных животных, а уже затем на их функциональный потенциал (Zaitsev et al., 2014).

В таком случае характер восстановления сообществ почвенных животных и соответственно функционального потенциала детритных пищевых сетей будет включать три стадии.

1. Восстановление численности занимает примерно 3 года, в зависимости от спектра попавших в почву радионуклидов.

2. Таксономическое богатство достигает первоначального уровня приблизительно за 25–40 лет.

3. Структура пищевых сетей и изначальный функциональный уровень могут восстановиться лишь за 100 лет в условиях сильного радиоактивного загрязнения (Zaitsev et al., 2014).

Данная схема показывает, что почвенная фауна восстанавливается в среднем медленнее, чем наземные компоненты экосистем (за счет высоких хронических поглощенных доз). Таким образом, в долгосрочной перспективе почвенная биота является самой уязвимой частью наземных экосистем (Krivolutskii, Pokarzhevskii, 1992). Радиоактивное загрязнение территорий наносит значительный и долговременный ущерб экосистемным функциям, что прямо или косвенно сказывается и на других компонентах экосистем. Организация радиационных заповедников слабо помогает в восстановлении детритных пищевых сетей (Крыжановский, 2006).

Система мониторинга функциональных последствий радиоактивного загрязнения почв может базироваться не только на прямом измерении таких функциональных показателей, как почвенное дыхание, концентрация почвенных экзоферментов и др., но и на изучении компонентов самой детритной пищевой сети (Pentreath, Woodhead, 2001). Такой подход позволяет прогнозировать развитие радиоэкологической и геоэкологической ситуации в зонах радиоактивного загрязнения и проанализировать потенциал восстановления экосистемных функций почвенной биоты.




















С учетом характера облучения и его интенсивности целесообразно разработать отдельные схемы мониторинга радиоэкологической обстановки для острых, среднесрочных и долгосрочных последствий загрязнения почв радионуклидами. В зависимости от типа излучения и дозы наиболее репрезентативные показатели – индикаторы радиоэкологической обстановки будут разными и будут иметь разный вес.

Предполагаемая схема показателей краткосрочного радиоэкологического мониторинга, проводящегося сразу после момента загрязнения, представлена на рис. 5. Из-за необходимости проведения работ в условиях максимального загрязнения акцент делается на наиболее легко и быстро измеряемых показателях: численности и числа видов. Особенное внимание уделяется параметрам размножения отдельных видов (Hertel-Aas et al., 2007).

Среднесрочный радиоэкологический мониторинг проводится примерно по такой же схеме, что и краткосрочный, однако в данной схеме акцент делается на изучении видового состава и нарушений генотипа отдельных особей (Nakamori et al., 2008) (рис. 6). При среднесрочных наблюдениях важно оценить намечающиеся процессы восстановления функционального потенциала почвенной биоты.

При мониторинге последствий радиоактивных загрязнений, произошедших в далеком прошлом, требуется привлечение сведений о нарушениях в генотипе отдельных особей, а также отслеживание состояния и степени отклонений от нормы функциональных показателей сообществ и общей структуры детритной пищевой сети (рис. 7).

Во всех случаях в качестве модельных групп индикаторов используются таксоны, перечисленные в начале этого раздела. Данная методика позволяет в перспективе оценить экологические риски, приистекающие из радиоактивного загрязнения почв (Jones et al., 2003).

| | | Тип излучения или воздействия | | | |
|------------------------------------------|----------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| | | α | β | γ | "гор. частицы" |
| Степень радиоактивного загрязнения почвы | Очень высокая (> 1.480 ТБк/км ²) | Все | Все |   |   |
| | Высокая (1.480 – .185 ТБк/км ²) |   |   |    |   |
| | Средняя (< .185 ТБк/км ²) |   |  |  |   |

УСЛОВНЫЕ ОБОЗНАЧЕНИЯ



– панцирные клещи



– коллемболы



- дождевые черви

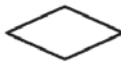


– многоножки

Все – все таксоны



- Численность



- Разнообразие видов



- Размножение



- Генетические маркеры



- Соотношение экологических групп

Рис. 5. Возможные компоненты системы экстренного почвенно-радиоэкологического мониторинга в зависимости от типа и интенсивности радиоактивного загрязнения почвы

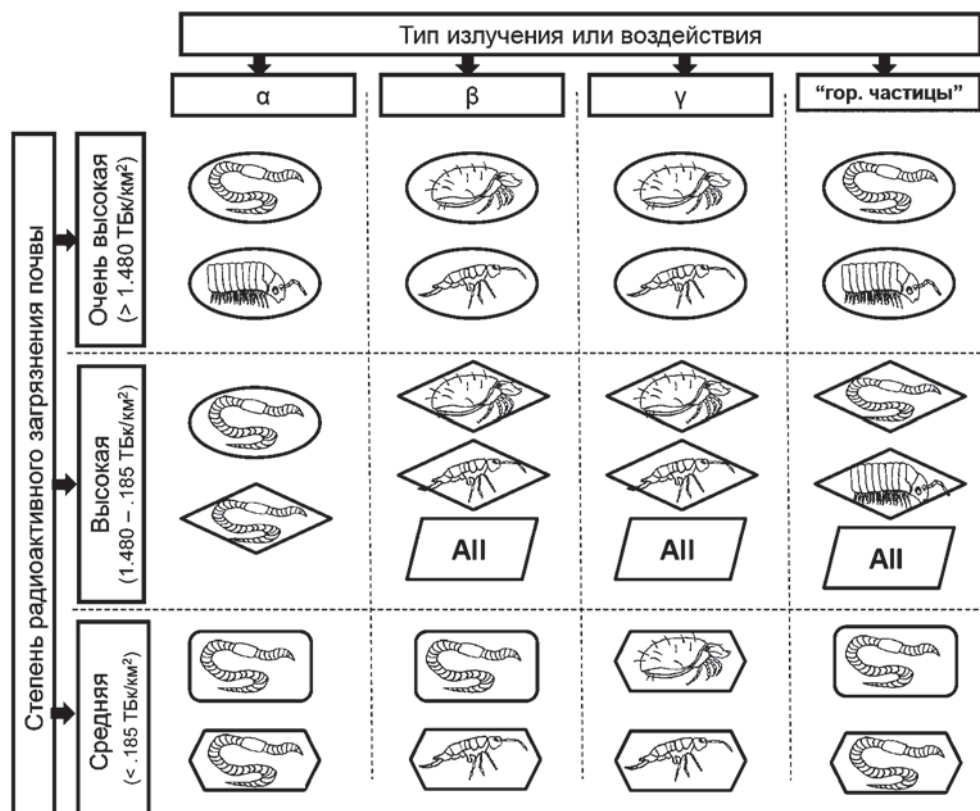


Рис. 6. Возможные компоненты системы среднесрочного почвенно-радиоэкологического мониторинга в зависимости от типа и интенсивности радиоактивного загрязнения почвы. Условные обозначения см. на рис. 5

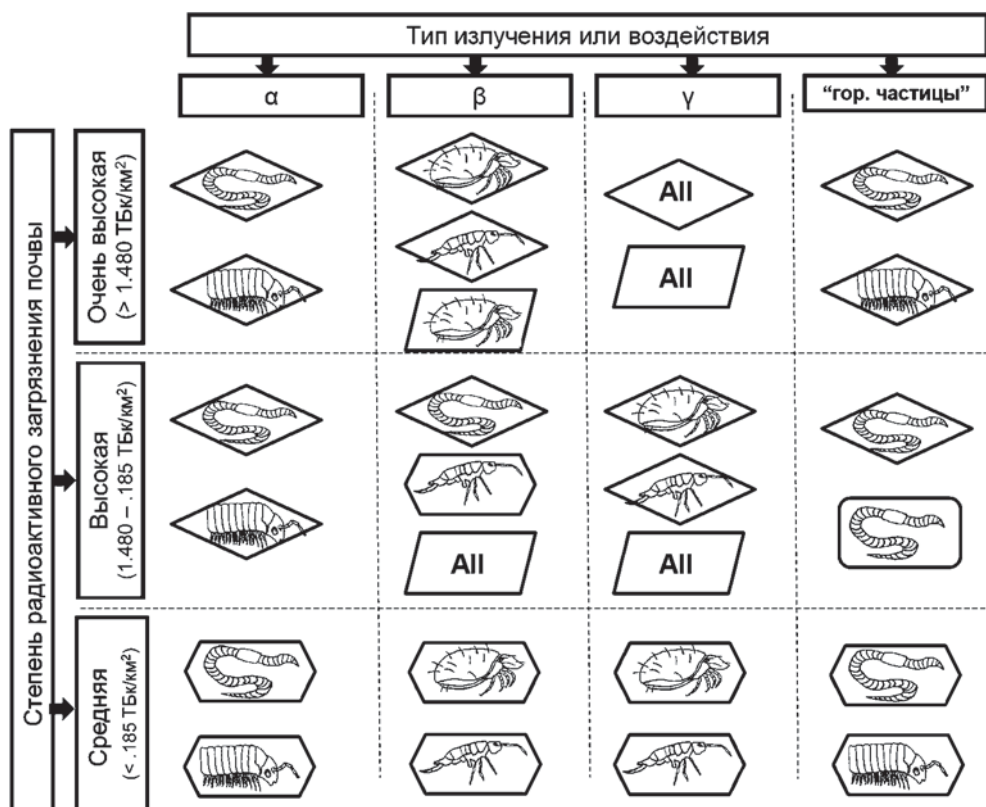


Рис. 7. Возможные компоненты системы долгосрочного почвенно-радиоэкологического мониторинга в зависимости от типа и интенсивности радиоактивного загрязнения почвы. Условные обозначения см. на рис. 5

Глава 3

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ПОЧВ ПО РЕАКЦИЯМ СООБЩЕСТВ МИКРООРГАНИЗМОВ

Почвенные микроорганизмы представляют важнейшую функциональную и структурную составляющую биологических систем. Устойчивое функционирование почв в значительной мере обусловлено состоянием и биологической активностью главных представителей блока биодеструкторов органического материала – бактериальных и грибных сообществ, обеспечивающих круговорот вещества и энергии в почве и сопредельных средах. Механизм регуляции процессов накопления и разложения органических остатков растений и животных определяет устойчивое функционирование почвенных экосистем, при котором динамика накопления биомассы в естественных биогеоценозах должна уравниваться динамикой ее разложения. Выполняя эту основную стратегическую задачу, микроорганизмы вступают в многообразные контакты (биотрофия, паразитизм, симбиотрофия и т.п.) с другими элементами экосистем – представителями разных царств и видов.

Грибные сообщества в мониторинге почв

В.А. Терехова

Роль микобиоты в функционировании экосистем

Грибы контролируют широкий спектр экосистемных функций – первичную и вторичную продуктивность, регенерацию биофильных элементов путем разложения органических остатков и перевода элементов из геологического круговорота в биологический. Одним из важнейших природных явлений, которым управляют грибы, является средообразование. В наземных ценозах участие грибов проявляется в регуляции почвообразовательных процессов через трансформацию состава органического вещества почв, изменение структурированности, кислотности и даже температурных характеристик почв. Важную роль при этом, конечно же, играет воздействие на функционирование других групп почвенной биоты.

Грибы способны изменять количественные показатели биомассы, влиять на видовое разнообразие растений, животных, микроорганизмов, изменять патогенность, агрессивность и вирулентность, что определяет их роль как постоянного участника процессов оптимизации структурно-функционального устройства экосистем.

Процессы, сопровождающие антропогенную трансформацию микобиоты, могут привести к нарушению баланса биосинтеза и биодеструкции органических

кого вещества в экосистемах и вызвать прямые отрицательные воздействия на качество условий жизни человека.

Оценка техногенной трансформации микобиоты почв

К настоящему времени на основе микоиндикационных исследований получен богатый фактический материал, который дает представление о характере техногенных трансформаций почвенных грибов. Он в известной мере учитывается в построении отдельных концепций экологического контроля качества почв. Согласно одним представлениям, грибы – чрезвычайно пластичная группа организмов с высоким уровнем адаптации и целесообразность включения их в систему, тестирующую, к примеру, экологические нормативы почв, ставится под сомнение. С другой стороны, грибы и грибные сообщества претерпевают регистрируемые изменения на всех уровнях, в том числе и на уровне отдельного вида или культуры. Методические возможности организации и проведения микологического мониторинга достаточно широки. Традиционной оценкой биологического разнообразия микроскопических грибов остается синэкологический анализ культивируемых видов микромицетов на основе «метода посева», когда видовая идентификация осуществляется при выделении микромицетов на питательные среды. Для оценки запасов грибной биомассы, ее морфо-биологической структуры существуют методы прямого учета, в том числе люминесцентная микроскопия. Для характеристики биохимической и генетической изменчивости грибов, выявления межвидовых и внутривидовых различий все более широкое распространение получают молекулярно-генетические методы (изозимный анализ, ПЦР-анализ и др.).

В последние десятилетия накапливаются свидетельства того, что одним из основных последствий антропогенного воздействия на естественные экосистемы является снижение в них видового разнообразия. Однако пока нельзя утверждать, что это свойственно всем видам экосистем и всем типам загрязнений. При антропогенных воздействиях на почвы изменение в комплексах грибов, действительно, довольно часто наблюдается как снижение видового разнообразия. В наибольшей степени это выражено в бедных почвах, при высоких уровнях отдельных (несмешанных) воздействий и особенно под влиянием стойких загрязнителей. Многие загрязняющие вещества органической природы, напротив, вызывают увеличение обилия отдельных видов и рост видового разнообразия.

В норме в ненарушенных условиях в комплексах почвенных грибов присутствуют: виды-доминанты, виды с высокой встречаемостью, значительное разнообразие видов с наименьшей встречаемостью и обилием. В то же время низкие дозы поллютантов нередко стимулируют развитие микромицетов (Марфенина, 1999; Григорьев, 2003). Эффект стимуляции развития грибов *Phoma* spp. низкими дозами солей тяжелых металлов отмечался и в нашей работе (Терехова, Швед, 1994). Характерно, что при низких уровнях воздействий и сочетании действия нескольких факторов грибное биоразнообразие в наземных экосистемах может заметно увеличиваться. Это определяется частичным сохранением видов из зональных комплексов, развитием минорных видов в новых условиях среды, а также внедрением видов, не типичных для данной зоны. В результате высоких уровней антропогенного воздействия происходит

упрощение видовой структуры комплексов за счет элиминации редких видов и может наблюдаться «концентрация доминирования», т.е. увеличение доли видов с высокой частотой встречаемости. При высоком уровне воздействий происходит упрощение пространственной структуры комплексов почвенных грибов. Это может проявляться как на локальном, так и на региональном и зональном уровнях.

Потерю биологического разнообразия оценивают как важнейшую составную часть экологического кризиса биосферы. Наиболее популярен в описании антропогенных изменений сообществ индекс Шеннона, значения которого снижаются при уменьшении числа видов и менее равномерном соотношении их численностей. Индекс Шеннона можно использовать для выявления не только видового разнообразия, но и разнообразия комплекса по другим параметрам. Так, достаточно распространенным приемом описания микобиоты является кинетический способ, основанный на различии радиальных скоростей роста колоний (Кожевин, 1989). Такой прием, во-первых, позволяет оперативно без выявления видовой принадлежности колоний охарактеризовать разнообразие микобиоты биотопов и, во-вторых, по соотношению быстро и медленно растущих видов грибов строить предположения о характере и степени антропогенного воздействия. Радиальная скорость роста грибных колоний может быть использована как косвенная характеристика функциональной активности грибного комплекса, в зависимости от доступности органического субстрата. При наличии большого количества легкоусвояемого субстрата (сахаров, крахмала и т.п.) в выделяемом комплексе микромицетов будут преобладать быстрорастущие грибы с гидролитическими свойствами (представители пор. *Mucorales*, *Penicillium* spp. и др.), в других условиях будут доминировать формы с невысоким коэффициентом скорости роста (Kr), процентное содержание быстрорастущих видов уменьшится. Необходимым дополнением оценок разнообразия принято считать данные о видовом составе, а также индикаторные виды, помогающие понять, каким образом меняется сообщество. При анализе изменения состава комплексов в антропогенных условиях часто выявляются группы видов грибов, устойчивых сразу к нескольким антропогенным факторам.

Это, как правило, виды с широким ареалом распространения и высоким уровнем спорообразования. Наряду с отдельными видами можно выявить и целые группы видов грибов, более устойчивых к ряду антропогенных воздействий, накопление которых в почвах и сопряженных средах может свидетельствовать об антропогенных изменениях в экосистеме. Хорошим показателем в этом смысле являются темноцветные гифомицеты (*Dematiaceae*). Резистентность этих грибов к ряду экстремальных воздействий, в том числе и антропогенных, обычно объясняется наличием в их клеточной стенке меланиновых пигментов (Жданова, Василевская, 1988). Анализ долей темноцветных микромицетов, проведенный в городских лесах г. Тольятти, позволил осуществить зонирование дерново-подзолистых почв. Наиболее отчетливо по группам доминирующих видов микромицетов различались зоны стресса вблизи крупных автотрасс и промышленных комплексов и зоны гомеостаза на территории охраняемого лесничества (Терехова, 2007).

Результаты экспериментальных исследований дают дополнительные основания полагать, что надежность индексов меланизированных форм для экологической оценки природных сред и прежде всего почв объясняется особым

регуляторным механизмом. И механизм этот связан с участием грибных меланинов в образовании гуминовых веществ. Устойчивость богатых гумусом почв выше, чем почв, менее обогащенных органическим веществом. Увеличение же доли меланизированных форм грибов при многих видах химического загрязнения следует рассматривать как компенсаторный механизм, позволяющий грибам, адаптированным к стрессовым условиям, продуцировать пигментированную (меланизированную) биомассу и вносить вклад в гумификацию почв (Терехова, 2014).

Неоднородность почв и микобиотические параметры

Важной особенностью почвы как среды обитания микромицетов с точки зрения индикации ее состояния является большая пространственная неоднородность почвенного покрова. Сравнительная оценка вариабельности основных микобиотических показателей проведена на участках двух зон на разном расстоянии от оживленной автотрассы в Московской области. Даже наименьшие коэффициенты вариации значений микологических параметров были не < 20 %. При этом структурные показатели варьировали в меньшей степени, чем общая численность. Более высокие значения коэффициентов вариации для всех параметров микобиоты были на пробных площадках, расположенных ближе к автотрассе. Так, коэффициент вариации индекса Шеннона на участке, более удаленном от автотрассы, $Cv = 23,48 \%$, а на участке, расположенном ближе к автотрассе и испытывающем большую автотранспортную нагрузку, был в 2,5 раза выше – $Cv = 58,75 \%$ (табл. 3).

На фоне достаточно высокой пространственной неоднородности химических компонентов почвы (гумуса, биогенных элементов и т.п.) по степени варьирования некоторых микобиотических показателей два участка, расположенные на разном расстоянии от автотрассы, характеризовались разным уровнем вариабельности. При этом для дифференциации участков с разной транспортной нагрузкой более информативными оказались индексы разнообразия (индексы Шеннона, Пиелу), а не интегральные показатели численности и общего числа видов.

Таблица 3. Коэффициенты вариации (Cv , %) структурных параметров микобиоты в дерново-подзолистой почве (Солнечногорский район, Московская область)

| Группы площадок отбора образцов и расстояние от автотрассы, м | Коэффициенты вариации параметров микобиоты | | | | | |
|---------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|------------------|------------------|--------------------------------------|-------------------------------|--------------------|
| | Cv общей численности | Cv числа видов | Cv числа родов | Cv индекса Шеннона по классам Kr | Cv индекса Шеннона по видам | Cv индекса Пиелу |
| Группа I (160–640) | 83,64 | 61,20 | 46,77 | 61,59 | 58,75 | 58,75 |
| Группа II (720–1060) | 54,37 | 38,15 | 36,42 | 25,86 | 23,48 | 23,63 |
| Отношение Cv гр. I / Cv гр. II | 1,54 | 1,60 | 1,28 | 2,38 | 2,50 | 2,49 |

Грибы можно рассматривать как надежные индикаторы антропогенных трансформаций почв в решении практических задач. Вместе с тем одной из острых проблем, стоящих на пути включения микобиоты в систему оценки и регламентации нагрузки на почвы, является, на наш взгляд, проблема информативности микологических параметров для целей экологического нормирования и контроля экологического состояния природных сред. Правда, критический анализ санитарно-гигиенических нормативов и разработка системы экологического нормирования техногенных нагрузок на наземные экосистемы сделали актуальной проблему надежности в выборе биотических показателей развития не только для грибных сообществ, но и для других живых организмов.

В качестве параметров, информативных для целей экологического контроля и нормирования воздействий, уже обсуждается целый набор характеристик, связанных с грибами: число колониеобразующих единиц, биомасса, разнообразие, длина живого мицелия, некоторые функциональные интегральные оценки.

Оценка варьирования структуры микобиоты в связи с неоднородностью почвенного покрова, проведенная на участках с разными разновидностями дерно-подзолистой почвы, как и в ряде других случаев (Тропина и др., 2003), выявила невысокую информативность для достоверной характеристики экологического состояния почв таких показателей, как общая численность микромицетов (число колониеобразующих единиц, КОЕ/г почвы), индексы богатства отдельных видов и родов. По причине большой вариабельности с их помощью трудно установить закономерные изменения в микобиотических комплексах при техногенном воздействии на почвенные ценозы. Меньшей вариабельностью характеризуются показатели видового разнообразия. Такие показатели в большей степени подходят для общих систем экологических оценок и нормирования.

Для характеристик состояния и функционирования почвенных экосистем в дополнение к биоиндикации *in situ* целесообразно использование реакций тест-организмов или биотестирование на основе педобионтов, включая отдельные виды микроскопических грибов. Если под максимальной информативностью понимать максимум дисперсии между разными вариантами при минимуме дисперсии внутри одного варианта, то, несомненно, в лабораторных тест-системах достичь этого более реально. Другое дело, что лабораторное биотестирование, имея явное преимущество фиксировать ранние невидимые, не проявившиеся пока признаки нарушений (экологическую токсичность), позволяет лишь прогнозировать развитие событий. Будет ли развиваться «болезнь экосистемы» в дальнейшем, и какие «органы» – части этой системы больше пострадают, как это скажется в целом на функционировании почв, можно проследить лишь в комплексном исследовании всех компонентов биоты. Диагноз без лабораторных тестов так же, как и без описания специалистами разного профиля индицирующих заболевание признаков, будет неполным.

Одним из вариантов интеграции данных химических анализов, биоиндикации и биотестирования является так называемый «триадный» подход, пример использования которого изложен в завершающей главе этой книги.

Бактериальные сообщества в мониторинге почв

Л.В. Лысак

Микробиотический бактериальный мониторинг

Микробиотический бактериальный мониторинг – один из наиболее распространенных способов индикации качества функционирования почв. Состояние микробных сообществ почвенной микробиоты чаще всего оценивается набором дифференциальных и интегральных показателей биологической активности, указывающих на интенсивность протекания биохимических процессов в почвах микроорганизмами (Почва, город, экология, 1997). Широко используются такие показатели биологической активности почв, как численность и биомасса основных групп почвенных бактерий, активность почвенных ферментов, а также интенсивность эмиссии диоксида углерода (дыхание почвы) и метана, активность протекания процессов азотфиксации и денитрификации (Звягинцев и др., 2005). Однако, несмотря на достаточно хорошо разработанные схемы анализа сложных микробных комплексов по валовым и структурным показателям, вариабельность условий и многообразие типов почв требуют развития исследований в направлении поиска постоянного уточнения приемлемости данных по численности, таксономическому составу, ферментативной активности и другим структурно-функциональным особенностям.

Наиболее вариабельным изменениям окружающей среды подвержены почвы урбозкосистем. Островками городских территорий, более или менее лишь в умеренной мере страдающими от воздействия транспортных выбросов и прочей техногенной нагрузки, можно считать городские парки и ботанические сады.

Возможности микробной индикации почвенных свойств в данном разделе продемонстрируем на примере изучения функционирования почв Ботанического сада МГУ.

Городские ботанические сады являются закрытыми территориями, на которых ограничено негативное влияние города, процессы почвообразования здесь обладают определенной спецификой, характерной для искусственно созданных экосистем. Оценка структуры и функционирования почвенной биоты в почвах городских ботанических садов представляет особый интерес, поскольку в подобных функционирующих в пределах города биогеоценозах, включенных в городские экосистемы, есть возможность разграничить и проконтролировать действие сложного набора факторов. Характеристики биологических свойств почв ботанических садов важны для оценки динамики качества всей урбозкосистемы, находящейся в определенной природно-климатической зоне и атмосферных условиях.

В искусственно-созданных экосистемах Ботанического сада МГУ им. М.В. Ломоносова на Воробьевых горах проводились сравнительные исследования верхнего горизонта ряда почв: техно-дерново-подзолистая на покровном суглинке, сформировавшаяся под лиственницей сибирской; техно-дерново-подзолистая на покровном суглинке, сформировавшаяся под липой сердцевидной; техно-дерново-подзолистая на покровном суглинке, сформировавшаяся под кленом красным; серогумусовая почва на техногенных отложениях под елью сибирской; серогумусовая почва на техногенных отложениях под орехом маньчжурским; серогумусовая почва на техногенных отложениях под сообществом

кленов (клен платановидный, клен татарский, клен полевой) и рекреазем на тех же техногенных отложениях, но под газонной растительностью.

В биоиндикационных исследованиях определяли численность и биомассу основных групп почвенных микроорганизмов (бактерии и грибы) прямым микроскопическим методом, активность почвенных ферментов (каталаза, дегидрогеназа, инвертаза, уреазы), а также интенсивность процессов эмиссии диоксида углерода и метана, азотфиксации и денитрификации. Оказалось, что такие показатели, как ферментативная активность почв, эмиссия диоксида углерода, метана, закиси азота, а также интенсивность азотфиксации в городских почвах имеют больше оснований для использования в целях биодиагностики состояния городской среды как наиболее информативные и относительно легко выполнимые. Ферментативную активность почвы принято рассматривать как совокупность процессов, катализируемых внеклеточными (иммобилизованными на почвенных частицах и стабилизированными в почвенном растворе) и внутриклеточными ферментами почвенных микроорганизмов. Ферментативная активность почв – один из показателей потенциальной биологической активности почв, характеризующий потенциальную способность системы сохранять гомеостаз (Звягинцев и др., 2005). Наиболее хорошо изучены в почве ферменты классов оксидоредуктаз и гидролаз. Оксидоредуктазы (каталаза, дегидрогеназа) катализируют окислительно-восстановительные реакции, связанные с процессом синтеза гумусовых веществ в почве. Гидролазы (инвертаза, уреазы) осуществляют реакцию гидролиза сложных органических соединений и играют важную роль в обогащении почвы подвижными и доступными для растений и микроорганизмов питательными веществами (Хазиев, 1990).

Численность бактерий варьировала от 1,5 до 3,4 млрд клеток в 1 г почвы под разными типами растительности, что в целом соответствовало средней (техно-дерново-подзолистая, серогумусовая) и бедной (рекреазем) степени обогащенности почвы бактериями и ниже, чем обычно регистрируется в верхнем

Таблица 4. Численность и биомасса микроорганизмов в почвах Ботанического сада МГУ на Воробьевых горах

| № | Почва, фитоценоз | Численность | | Длина Мицелий грибов, м/г | Биомасса | | | |
|---------------------------|------------------|------------------|----------------------|---------------------------|-----------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|
| | | бактерий, млрд/г | споры грибов, млрд/г | | Бактерии, мкг/г | Грибы (споры + мицелий) | Содержание бактерий, % | Общая биомасса, мкг/г |
| Техно-дерново-подзолистая | | | | | | | | |
| 1. | Лиственница | 3,4 | 7 | 1230 | 68 | 4957 | 1,4 | 5026 |
| 2. | Липа | 3,4 | 7 | 490 | 68 | 2014 | 3,3 | 2082 |
| 3. | Клен | 2,3 | 9 | 850 | 46 | 3453 | 1,3 | 3499 |
| Серогумусовая | | | | | | | | |
| 4. | Ель | 3,1 | 7 | 900 | 62 | 3626 | 1,7 | 3688 |
| 5. | Орех | 2,1 | 6 | 284 | 40 | 1192 | 3,3 | 1233 |
| 6. | Клен смесь | 1,7 | 8 | 1113 | 34 | 4473 | 0,8 | 4507 |
| Рекреазем | | | | | | | | |
| 7. | Газон | 1,5 | 6 | 200 | 30 | 863 | 3,5 | 893 |

горизонте ненарушенных дерново-подзолистых почв зоны южной тайги (Полянская и др., 1993). Длина грибного мицелия в исследованных образцах почв также варьировала от 200 до 1230 м в 1 г почвы (табл. 4).

Общая микробная биомасса (бактерии + грибы) составляла от 893 до 5026 мкг в 1 г почвы. Максимальные показатели грибной биомассы зафиксированы в образцах техно-дерново-подзолистой почвы под лиственницей (5026 мкг/г) и серогумусовой почвы под елью (3688 мкг/г), минимальные (893 мкг/г) – в рекреаземе под газоном. Содержание прокариотной (бактериальной) биомассы было максимальным в рекреаземе под газоном (3,5%), минимальным – в образцах почвы под лиственницей и елью, т.е. в почвах с фрагментарной подстилкой, где отмечалась максимальная длина грибного мицелия. Отчасти полученная закономерность определяется обильным развитием мицелия грибов при разложении опада, поступающего на поверхность почвы. Та же закономерность – значительное преобладание грибной биомассы над бактериальной в лесных биоценозах неоднократно отмечалась рядом авторов. Запасы микробной биомассы в исследованных образцах почв несколько ниже, чем это обычно регистрируется в ненарушенных дерново-подзолистых почвах зоны южной тайги (Полянская и др., 1993).

Таким образом, максимальные показатели общей численности бактерий, длина грибного мицелия, запасы бактериальной и грибной биомассы, а также суммарной биомассы бактерий и грибов были выше в техно-дерново-подзолистой и серогумусовой почве, ниже эти величины были в рекреаземе под газоном. Следует отметить, что полученные закономерности сохранялись во все сроки наблюдений (2012–2014 гг.), при этом абсолютные величины варьировали в довольно широком интервале. На основании полученных результатов можно сделать вывод о более благоприятных для развития микроорганизмов условиях в техно-дерново-подзолистой и серогумусовой почве, чем в рекреаземе.

Была изучена эмиссия парниковых газов (диоксида углерода, метана и азота) и активность азотфиксации в почвах БС МГУ. Полученные резуль-

Таблица 5. Интенсивность эмиссии диоксида углерода, метана, активности денитрификации и азотфиксации в почвах Ботанического сада МГУ

| № | Почва, фитоценоз | Эмиссия CO ₂ , ммоль CO ₂ /г/сут | | Биомасса, мкгС /г | Денитрификация мкг N ₂ O/г/сут | | Азотфиксация, мкг C ₂ H ₄ /г/сут | Эмиссия CH ₄ , нг CH ₄ /г/сут |
|---------------------------|------------------|--------------------------------------------------------|--------|-------------------|-------------------------------------------|--------|--------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| | | Акт. | Потен. | | Акт. | Потен. | | |
| Техно-дерново-подзолистая | | | | | | | | |
| 1. | Лиственница | 9,5 | 33,2 | 541,1 | 3,1 | 59,9 | 7,1 | 4,7 |
| 2. | Липа | 7,9 | 31,3 | 612,8 | 6,8 | 74,5 | 1,4 | 3,9 |
| 3. | Клен | 10,9 | 40,6 | 708,7 | 3,8 | 50,9 | 3,2 | 3,5 |
| Серогумусовая | | | | | | | | |
| 4. | Ель | 13,3 | 47,6 | 849,3 | 6,5 | 61,5 | 0,8 | 10,8 |
| 5. | Орех | 8,3 | 29,8 | 582,7 | 1,4 | 53,4 | 12,8 | 7,9 |
| 6. | Клен. смесь | 7,7 | 37,1 | 499,9 | 2,3 | 40,7 | 2,9 | 5,7 |
| Рекреазем | | | | | | | | |
| 7. | Газон | 8,1 | 24,8 | 624,5 | 2,4 | 47,2 | 36,2 | 5,1 |

Таблица 6. Ферментативная активность почв Ботанического сада МГУ на Воробьевых горах

| № | Почва, фитоценоз | Каталаза, см ³ O ₂ /г/мин | Дегидрогеназа, мг ТТФ/10г/сут | Инвертаза, мг глюкозы/г/сут | Уреаза, мг NH ₃ /10 г/сут |
|---------------------------|------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|
| Техно-дерново-подзолистая | | | | | |
| 1. | Лиственница | 4,6 | 0,44 | 0,79 | 28 |
| 2. | Липа | 4,6 | 0,46 | 2,31 | 12 |
| 3. | Клен | 3,1 | 0,54 | 0,84 | 15 |
| Серогумусовая | | | | | |
| 4. | Ель | 0,47 | 0,29 | 0,79 | 27 |
| 5. | Орех | 2,6 | 0,69 | 1,15 | 13 |
| 6. | Клен смесь | 3,5 | 0,51 | 0,55 | 17 |
| Рекреазем | | | | | |
| 7. | Газон | 2,0 | 0,43 | 0,53 | 10 |

таты представлены в табл. 5 (наблюдения 2012 г.). Исследованные почвы БС характеризовались значительным варьированием интенсивности эмиссии CO₂, CH₄ и закиси азота, при этом более высокие значения этих показателей зарегистрированы в техно-дерново-подзолистой и серогумусовой почве, ниже эти значения в рекреаземе. В целом интенсивность эмиссии CO₂, CH₄ и закиси азота была ниже, чем в ненарушенных почвах той же природной зоны (Степанов, 2011), что свидетельствует о меньшей интенсивности процессов трансформации органических веществ в этих почвах. Интенсивность азотфиксации была более высокой в рекреаземе по сравнению с техно-дерново-подзолистой и серогумусовой почвами, что связано с высокой долей бактерий в общей биомассе и обильным развитием корней злаков под газоном в рекреаземе.

Полученные результаты определения активности оксидоредуктаз (каталаза и дегидрогеназа) и гидролаз (инвертаза и уреазы) представлены в табл. 6 (наблюдения 2012 г.).

Показатели активности каталазы в исследованных образцах почв соответствуют средней (техно-дерново-подзолистая, серогумусовая) и бедной (рекреазем) обогащенности почвы каталазой. Как и активность дегидрогеназы, соответствующая очень бедной обогащенности почвы дегидрогеназой, эти показатели ниже, чем обычно регистрируются в верхнем горизонте ненарушенных дерново-подзолистых почв зоны южной тайги (Щербакова, 1983; Хазиев, 1990) Сравнительно низкая обогащенность почв оксидоредуктазами свидетельствует о снижении интенсивности протекания процессов гумусообразования в исследуемых почвах по сравнению с природными ненарушенными почвами той же природной зоны.

Активность инвертазы характеризовалась значительной вариабельностью. Показатели активности фермента в техно-дерново-подзолистой почве, серогумусовой почве и рекреаземе соответствуют очень бедной обогащенности почвы инвертазой, они ниже, чем обычно регистрируется в верхнем горизонте ненарушенных дерново-подзолистых почв зоны южной тайги (Щербакова, 1983; Хазиев, 1990). В целом показатели гидролазной активности выше в техно-дерново-подзолистой и серогумусовой почве и ниже в рекреаземе. На этом

основании можно говорить о том, что почвы с наиболее трансформированной геохимической средой обладают меньшей гидролазной активностью.

Показатели же активности фермента уреазы, напротив, в техно-дерново-подзолистой, серогумусовой почве и рекреаземе соответствуют богатой или средней обогащенности почвы уреазой, что сравнимо с показателями, которые обычно регистрируются в верхнем горизонте ненарушенных дерново-подзолистых почв зоны южной тайги. Полученные данные об активности уреазы в исследуемых почвах могут быть связаны с поступлением в почву органических веществ с городскими аэрозольными осадками, а также повышенной рекреационной нагрузкой на почву вследствие посещений человеком и животными.

При сравнении с контрольными зональными аналогами исследованные почвы Ботанического сада МГУ по функциональной активности ферментов могут быть отнесены к почвам с невысокой интенсивностью процессов трансформации органических веществ. Интенсивность биохимических процессов снижается в ряду техно-дерново-подзолистая почва – серогумусовая почва – рекреазем. Следует отметить, что полученные закономерности, когда почвы с наиболее трансформированной геохимической средой обладают меньшей ферментативной активностью, сохранялись во все сроки наблюдений (2012–2014 гг.).

В итоге проведенного мониторинга биологической активности почв искусственно созданных экосистем Ботанического сада МГУ им. М.В. Ломоносова установлено, что напряженность микробиологических процессов за редким исключением (азотфиксация) снижается в ряду: техно-дерново-подзолистая почва – серогумусовая почва – рекреазем. При этом практически все показатели ниже, чем в природных почвах той же природной зоны (южная тайга). Низкая обогащенность исследованных почв оксидоредуктазами и инвертазой свидетельствует о снижении интенсивности процессов синтеза гумусовых веществ, а значительная обогащенность почв уреазой – о загрязнении почв органическими азотсодержащими веществами (мочевина, аминокислоты, пептиды, белки, амины и т.п.), поступающими с городскими аэрозольными осадками. Свой вклад в обогащение почвы азотсодержащей органикой вносит существенная рекреационная нагрузка.

Полученные сведения об интегральных (ферментативная активность, эмиссия диоксида углерода, метана, закиси азота, интенсивность азотфиксации) и дифференциальных характеристиках (структура микробной биомассы, содержание в общей микробной биомассе бактериальной компоненты) микробных сообществ в исследованных почвах свидетельствуют об их значительных отличиях от природных ненарушенных почв зоны южной тайги.

Бактериальные сообщества: специфика структуры и функционирования в городских почвах

Почвы урбанизированных территорий в настоящее время активно изучаются почвоведомы, однако сведения о структурно-функциональной организации микробного сообщества крайне ограничены. Комплексные исследования сообществ микроорганизмов городских почв с использованием современных методов почвенной микробиологии позволяют дать ответ на многие вопросы, которые возникают при оценке функционирования почв разных типов поселений.

Таблица 7. Общая численность и доля жизнеспособных клеток бактерий (окраска L 7012) в исследованных городских почвах

| Почва | Тип загрязнения | Общая численность бактерий, млрд/г | Содержание жизнеспособных клеток, % |
|-----------|--------------------|------------------------------------|-------------------------------------|
| Урбанозем | Придорожная полоса | 0,32 ± 0,02 | 56 |
| Урбанозем | Тяжелые металлы | 0,35 ± 0,02 | 55 |
| Интрузем | Углеводороды нефти | 0,42 ± 0,02 | 60 |

Городские почвы представляют собой неотъемлемый компонент городской среды и существенно отличаются от зональных (фоновых) почв по ряду химических, физических и биологических свойств. Это отражается на выполнении городскими почвами таких важных экологических функций, как сохранение микробного разнообразия, способность почвы к самоочищению от патогенных микроорганизмов, участие в поглощении и выделении парниковых газов и многих других (Почва, город, экология, 1997; Экологические функции городских почв, 2004). Реализация экологических функций тесно связана с жизнедеятельностью почвенной биоты, что в значительной степени обеспечивается стабильным функционированием бактериального сообщества почвы. Важность изучения биологического состояния городских почв, в том числе мониторинг бактериальных сообществ, отражены в законе правительства г. Москвы «О городских почвах» (№ 45 от 21.11.2007 г., № 19 от 10.06.2009 г.).

Ряд особенностей и специфику формирования и функционирования бактериальных сообществ в городских почвах с разными типами загрязнения выявили исследования бактериальных сообществ городских загрязненных почв Московского региона, сформированных под влиянием разнотипного и разновременного антропогенного воздействия.

Длительное загрязнение почвы тяжелыми металлами и нефтепродуктами (исследовались городские почвы – урбаноземы и интрузем) не вызывало значительного снижения показателей общей численности бактерий, однако несколько снижало содержание жизнеспособных клеток бактерий по сравнению с ненарушенными природными почвами. Доля жизнеспособных клеток в загрязненных почвах составляла 55–60% (табл. 7), что несколько ниже, чем в природных ненарушенных почвах, где она обычно составляет 65–70% (Лысак и др., 2009). Это свидетельствует о высокой устойчивости и адаптационной способности значительной части почвенных бактерий к действию таких неблагоприятных факторов среды, как тяжелые металлы и нефтепродукты, что определяется, видимо, защитной ролью почвы по отношению к населяющим ее организмам.

С помощью прямых микроскопических методов наблюдения еще в прошлом веке было показано, что бактерии в почве имеют довольно мелкие размеры (Звягинцев, 1987). Была высказана гипотеза, что уменьшение размера клеток является одним из механизмов сохранения жизнеспособности бактерий в неблагоприятных условиях природной среды (Красильников, 1954). В последнее десятилетие при помощи электронно-микроскопических и молекулярно-биологических методов показано, что мелкие бактерии, описываемые терминами «фильтрующиеся формы», «L-формы», «ультрамикробактерии», «наноформы бактерий», «нанобактерии», «наннобактерии», довольно широко распространены в природных средах (Panikov, 2005). Это позволило предположить, что

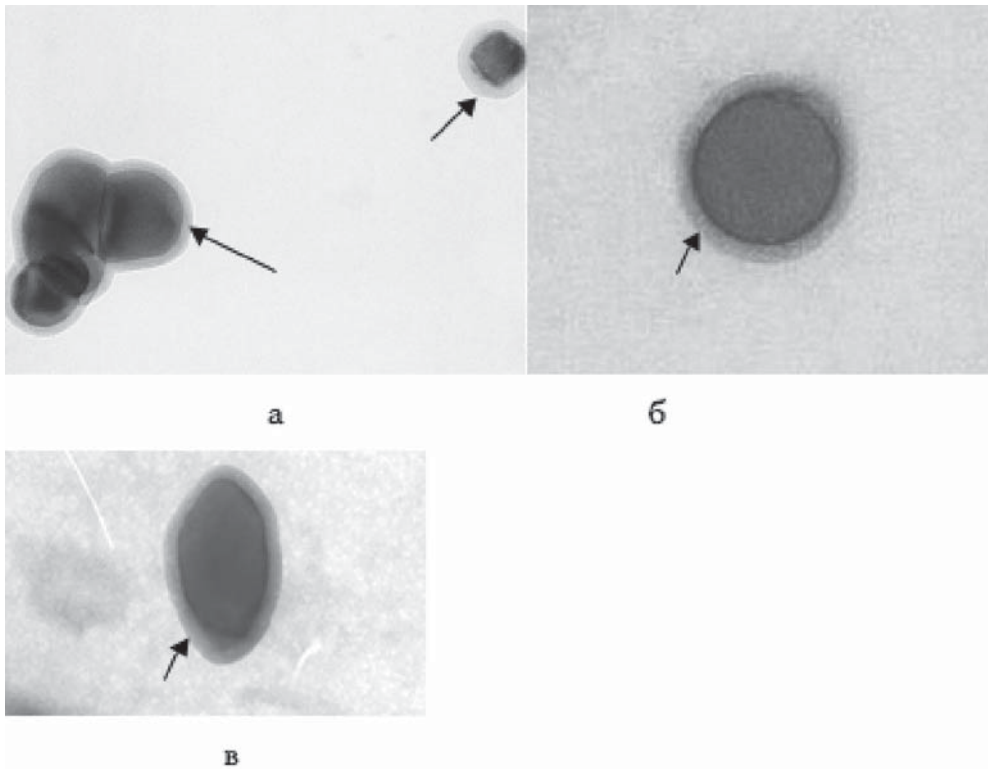


Рис. 8. Препараты целых клеток наноформ бактерий из фильтратов городских почв: а, б – кокковидные клетки, в – одиночная овальная клетка (стрелками показаны наружные капсулярные слои, характерные для клеток *in situ*). Максимальные линейные размеры клеток около 200 нм

некоторая часть популяции бактерий в городских загрязненных почвах может быть представлена наноформами.

В городских почвах, загрязненных тяжелыми металлами и углеводородами нефти, численность наноформ бактерий была сравнима с численностью наноформ в природных почвах и составляла около 50 млн клеток в 1 г (табл. 7). Обращает на себя внимание, что содержание наноформ бактерий в этих почвах составляло от 12 до 15% от общего числа клеток, т.е. было выше (в 3–10 раз), чем в природных незагрязненных почвах той же природной зоны, где эта величина не превышала 5% (Лысак и др., 2010).

Высокое содержание наноформ бактерий в городских почвах, загрязненных тяжелыми металлами и углеводородами нефти, свидетельствует в пользу гипотезы о переходе бактерий в состояние наноформ как возможном механизме сохранения жизнеспособности в неблагоприятных условиях среды.

Изучение потенциальной жизнеспособности наноформ бактерий указывает на высокую потенциальную жизнеспособность наноформ бактерий. Содержание жизнеспособных клеток среди наноформ бактерий составляло 85–92%, что значительно выше доли жизнеспособных клеток среди бактерий обычного размера (55–60 %). Высокая доля клеток с неповрежденной мембраной (до 95%) под-

Таблица 8. Общая численность бактерий, численность и содержание наноформ бактерий в верхнем горизонте городских загрязненных почв (окраска L 7012)

| Почва | Бактерии, млрд/г | Наноформы бактерий, млрд/г | Содержание наноформ бактерий, % от общей численности |
|--------------------------------|------------------|----------------------------|------------------------------------------------------|
| Урбанозем (придорожная полоса) | 0,32 ± 0,03 | 0,05 ± 0,002 | 15 |
| Урбанозем (тяжелые металлы) | 0,35 ± 0,03 | 0,05 ± 0,005 | 14 |
| Интрузем (углеводороды нефти) | 0,42 ± 0,05 | 0,05 ± 0,01 | 12 |

Таблица 9. Структура сапротрофного бактериального комплекса городских загрязненных почв

| Почва, тип загрязнения | Доминанты | Субдоминанты | Группа среднего обилия |
|----------------------------------------------|--------------------------------------------|--------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| Дерново-подзолистая (контроль) | <i>Arthrobacter</i> | <i>Bacillus</i> <i>Streptomyces</i> | <i>Myxococcus</i> <i>Cytophaga</i> <i>Aquaspirillum</i> |
| Урбанозем (тяжелые металлы) | <i>Bacillus</i> | <i>Streptomyces</i> <i>Arthrobacter</i> | <i>Myxococcus</i> <i>Cytophaga</i> |
| Урбанозем (комплексное хозяйственно-бытовое) | Сем. Enterobacteriaceae | <i>Streptomyces</i> <i>Myxococcus</i> | <i>Bacillus</i> <i>Arthrobacter</i> <i>Rhodococcus</i> |
| Урбанозем (полихлорбифенилы) | <i>Rhodococcus</i> <i>Bacillus</i> | <i>Streptomyces</i> | <i>Pseudomonas</i> <i>Flavobacterium</i> |
| Урбанозем (цементная пыль) | <i>Arthrobacter</i> <i>Streptomyces</i> | <i>Bacillus</i> <i>Azotobacter</i> | <i>Rhodococcus</i> <i>Pseudomonas</i> |
| Интрузем (нефтепродукты) | <i>Rhodococcus</i> | <i>Bacillus</i> | <i>Streptomyces</i> <i>Myxococcus</i> |

тверждает гипотезу о переходе бактерий в состояние наноформ как возможном механизме сохранения жизнеспособности в неблагоприятных условиях среды.

Использование электронно-микроскопического метода подтвердило присутствие наноформ бактерий в фильтрате почвенной суспензии (Соина и др., 2012). Были обнаружены два типа клеток наноформ бактерий (рис. 8). Первый тип клеток характеризовался наличием толстых клеточных стенок, капсулы, S-слоев. Второй тип клеток имел обычное строение. Толстая клеточная стенка, капсула, S-слой, мелкие размеры клеток позволяют провести некоторую аналогию с цистоподобными клетками, обнаруженными у бактерий, наблюдавшихся ранее в мерзлотных почвах (Соина и др., 2012). Можно предположить, что часть клеток, имеющих наноразмеры, находятся в покоящемся цистоподобном состоянии. На это указывает отсутствие у них деления, наличие крупных капсульных слоев, структурное состояние мембраны и цитоплазмы, свойственное

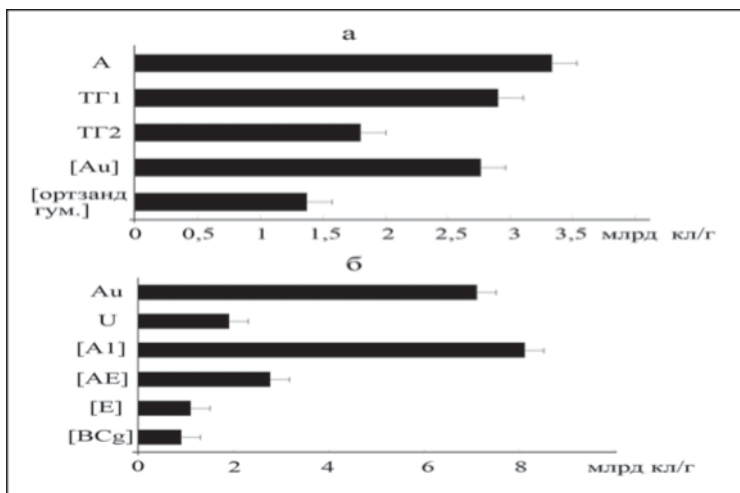


Рис. 9. Общая численность бактерий (N , млрд/г) в рекреаземе (а) и культуроземе (б)

покоящимся формам бактерий (рис. 8). Крупные капсулоподобные структуры, очевидно, играют протекторную роль и являются одним из факторов, обеспечивающих устойчивость клеток. Капсулы, как известно, способны защищать клетки микроорганизмов от действия многих неблагоприятных факторов среды, в том числе действия кислорода на чувствительные к нему клетки бактерий.

Морфологические особенности наноформ свидетельствуют в пользу того, что значительная часть клеток, имеющих наноразмеры, находится в покоящемся состоянии, что подтверждается не только отсутствием у большинства клеток деления, но и наличием толстых капсульных слоев, структурным состоянием мембраны и цитоплазмы. Капсульные слои, очевидно, играют протекторную роль и являются одним из факторов, обеспечивающих высокую жизнеспособность наноформ бактерий в условиях воздействия неблагоприятных факторов среды.

Определение таксономической структуры сапротрофного бактериального комплекса городских загрязненных почв на родовом уровне показало, что в урбаноземах с разными типами загрязнений бактериальные сообщества имеют ряд специфических особенностей и отличаются от естественных бактериоценозов ненарушенных почв той же природной зоны по показателям таксономической структуры бактериального сообщества (табл. 9). Особого внимания заслуживает изменение структуры бактериального комплекса в сильнозагрязненных городских почвах, проявляющееся в перераспределении таксонов в пользу увеличения удельного веса бактерий, адаптированных к определенным типам загрязнений: пигментированные родококки – нефтепродукты, полихлорбифенилы; артробактерии, бациллы – тяжелые металлы; энтеробактерии – хозяйственно-бытовое загрязнение. Подобные изменения следует рассматривать как индикационные.

О нарушении экологической функции почвы как «бактериального фильтра» свидетельствует накопление в городских загрязненных почвах потенциально патогенных (многие роды и виды сем. *Enterobacteriaceae*), а также аллергенных бактерий (некоторые виды родов *Rhodococcus* и *Micrococcus*), что может представлять определенную опасность для человека.

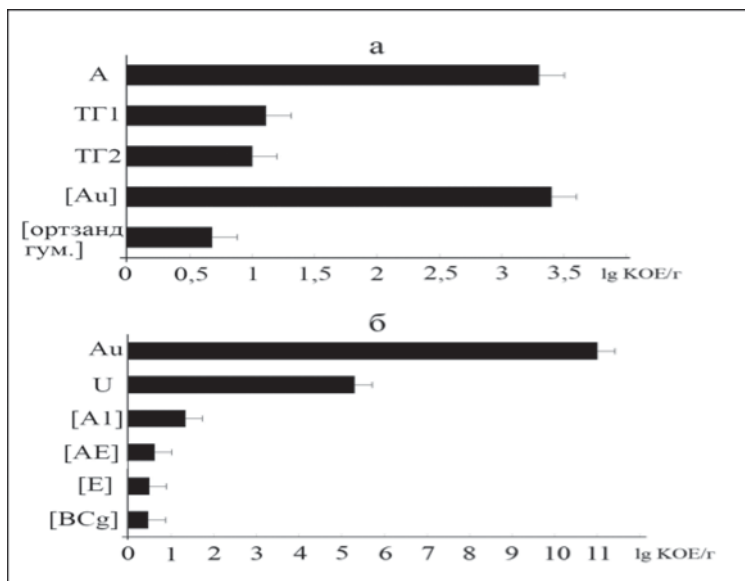


Рис. 10. Численность сапротрофных бактерий (N , млн КОЕ/г) в рекреаземе (а) и культуроземе (б)

Особенности бактериальных сообществ почв ботанических садов на территории г. Москвы

Почвы ботанических садов, сформированные в результате длительной деятельности человека, направленной на сохранение и воспроизводство редких растений, заслуживают особого внимания почвенных микробиологов.

При исследовании окультуренных почв на территории ботанических садов г. Москвы – филиал Ботанического сада МГУ (ФБС МГУ, проспект Мира) и Ботанического сада МГУ (БС МГУ, Воробьевы горы) – распределение показателей общей численности бактерий в основных генетических горизонтах культурозема и рекреазема показало, что на территории «Аптекарский огород» отмечены высокие значения общей численности бактерий и бактерий сапротрофного блока по всему исследованному профилю. Вниз по профилю наблюдалось незначительное уменьшение численности бактерий, высокая численность бактерий зафиксирована в погребенном горизонте (рис. 9, 10). Это отличает их от природных ненарушенных почв той же природной зоны, где наблюдается довольно резкое падение показателей общей численности и родового разнообразия вниз по профилю почвы.

Для подобных почв характерно активное развитие целлюлозоразрушающих бактерий по всему профилю, что связано с хорошим состоянием растительности ботанических садов и отражает активно идущие процессы разложения органического вещества. Значительное разнообразие бактериальных комплексов в погребенных горизонтах рекреазема и культурозема может рассматриваться как одна из дополнительных функций ботанических садов, осуществляющих защиту не только растений, но и бактериального генофонда.

Результаты изучения интегральных (численность, жизнеспособность бактерий, доля наноформ) и дифференциальных характеристик (структура сапротрофного бактериального комплекса) свидетельствуют о значительных трансформациях бактериальных сообществ городских загрязненных почв, что отражается на реализации экологических функций почв и может быть использовано в целях биоиндикации антропогенных воздействий.

Под действием антропогенных факторов в урбаноземах, загрязненных тяжелыми металлами и нефтепродуктами, происходят значительные трансформации бактериальных сообществ почв, проявляющиеся в изменении показателей общей численности, физиологического состояния (снижение жизнеспособности, увеличение доли ультрамелких форм (наноформ) бактерий) и таксономической структуры бактериальных комплексов, в появлении бактериальных таксонов, не свойственных природным ненарушенным почвам.

Обобщая, можно сказать, что почвы, сформированные в условиях длительной земледельческой практики (ботанические сады), характеризуются высокой численностью и иным профильным распределением бактерий по сравнению с фоновыми почвами. Структура сапротрофного бактериального комплекса проявляет черты сходства с почвами более южных регионов. Почвы городских ботанических садов требуют особо бережного отношения к ним, поскольку выполняют функцию сохранения и поддержания микробного разнообразия, особенно в погребенных горизонтах.

В сильно загрязненных городских почвах по сравнению с фоновыми микробные сообщества существенно изменены. Они характеризуются снижением доли жизнеспособных клеток бактерий и отличаются от сообществ ненарушенных зональных почв соотношением таксонов и спектром потенциальных доминантов. При загрязнении нефтью и полихлорбифенилами потенциальными доминантами становятся родококки (род *Rhodococcus*), при комплексном хозяйственно-бытовом загрязнении – энтеробактерии (роды *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*), при загрязнении цементной пылью – род *Arthrobacter*. В городских сильнозагрязненных почвах прослеживается тенденция накопления опасных для человека бактерий – потенциально патогенных (роды *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Alcaligenes*) и аллергенных (роды *Rhodococcus*, *Micrococcus*). Полученные данные об изменении интегральных (численность, жизнеспособность бактерий, доля наноформ) и дифференциальных характеристик (структура сапротрофного бактериального комплекса) свидетельствуют об значительных трансформациях бактериальных сообществ городских загрязненных почв, что отражается на выполнении экологических функций почв и может быть использовано в целях биоиндикации антропогенных воздействий.

Результаты изучения специфики формирования и функционирования бактериальных сообществ городских почв представляют значительный интерес не только с точки зрения фундаментальной науки, но и в практическом отношении, вследствие важной роли бактерий в создании и поддержании устойчивости городских экосистем, выполнении ими важных экологических функций почвы, использовании свойств «ключевых» популяций в биотехнологии. Изученные закономерности позволяют наметить подходы к управлению важными популяциями почвенных организмов для сохранения «здоровья» почвы и благополучного проживания населения в городских экосистемах.

Глава 4

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ПОЧВ ПО ДИНАМИКЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА

Изменение запасов органического углерода в почвах южной тайги и лесостепи европейской территории России за исторический период

О.В. Чернова, И.М. Рыжова, М.А. Подвезенная

Органическое вещество является важнейшим характерным компонентом почвы как естественно-исторического тела. В зависимости от глобальных изменений климата и характера землепользования почвы могут быть источником или стоком углерода, поэтому прогнозирование изменений запасов почвенного углерода является одной из актуальных и наиболее сложных проблем современного почвоведения и экологии.

Подходы к оценке изменения запасов органического углерода в почвах при смене типов землепользования

Запасы почвенного углерода в 3 раза превышают его запасы в биомассе и в 2 раза – в атмосфере. Согласно оценкам разных исследователей, современные запасы углерода в почвах нашей планеты составляют $(1,2-1,7) \cdot 10^{12}$ т или, включая торфяные залежи и лесные подстилки, $(1,4-3,0) \cdot 10^{12}$ т. Оценки запасов углерода в почвах обычно основаны на модельных расчетах, данных дистанционного зондирования, обобщении картографической информации и результатах точечных исследований. Выбор подходов определяется размером анализируемой территории и объемом пригодной для анализа и обобщения фактической информации.

Уровни рассмотрения

При оценках на глобальном уровне (континентов и планеты в целом) обычно оперируют мелкомасштабными картами, экстраполируя данные точечных исследований на значительные по площади условно однородные территории, привлекают значительное количество экспертных оценок и широко используют методы математического моделирования. Региональный уровень обобщения охватывает государства, экономические регионы или географические страны, региональные оценки основаны на сборе и систематизации данных точечных исследований и среднемасштабных картографических материалов с использованием различных методов расчетов. При локальном уровне рассмотрения анализируют данные полевых исследований, в том числе долговременных и стационарных, касающиеся конкретных в большей или меньшей степени репрезентативных экосистем. Исследования на этом уровне позволяют оценить

многообразии природных и антропогенных процессов и оценить вклад каждого из них в круговорот элемента, в частности углерода.

В зависимости от масштаба, конкретных целей исследования, объема и набора эмпирических данных при расчетах используют различные методы усреднения и экстраполяции. Территориальная группировка типовых или усредняемых показателей осуществляется на основании различных мелкомасштабных карт (почв, биомов, экологического или лесорастительного районирования). Основными источниками неопределенности и недостаточной точности оценок являются недостаток эмпирических точечных данных и трудоемкость их получения. Этот факт вынуждает использовать при расчетах усредненные значения для почв соответствующего типа, экспертные оценки, единичные данные, характеризующие типичный почвенный профиль, или значения, вычисленные на основании данных дистанционного зондирования (Орлов и др., 1996; Рожков и др., 1997; Stolbovoi, 2002; Честных и др., 2004; Пузаченко и др., 2006; Бирюкова, Бирюков, 2011; Щепашенко и др., 2013; и др.).

В настоящее время предложены различные методы интерполяции и математические модели для оценки актуальных запасов углерода и их изменений при различных воздействиях. Так, например, Межправительственной группой экспертов по изменению климата (МГЭИК) (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) разработаны стандартные методы оценки изменения запасов почвенного углерода при различных типах землепользования и культуры земледелия (IPCC, 2006). Однако, как указывают авторы методик, большая их часть была разработана для значительных по площади территорий и не пригодна для локальных и региональных оценок (van Wesemael et al., 2011; Smith et al., 2012). Установлено, что около 40% варьирования данных по запасам углерода определяется изменчивостью глобальных факторов (соотношением тепла и влаги и биологической продуктивностью), а остальное варьирование обусловлено локальными факторами и неизбежными ошибками в экспериментальных определениях и их интерпретации (Пузаченко и др., 2006).

При рассмотрении обширных территорий из-за мелкого масштаба исходной информации и континуальности почвы как природного тела внимание исследователей концентрируется на преобладающих почвах, в то время как объекты с переходными или меняющимися характеристиками не учитываются. Глобальные оценки, без сомнения, обладают большой ценностью с политической точки зрения и привлекают внимание общественности к экологическим проблемам, но конкретные управленческие решения в землепользовании на их основе не могут быть приняты из-за отсутствия методик, учитывающих природно-географические, социально-экономические и культурно-исторические особенности конкретных регионов.

Качественно новый уровень оценочных и прогнозных работ может проявиться при создании сетевых общедоступных информационных систем, объединяющих почвенно-географические базы данных различных стран и организаций. В последние десятилетия работы в этом направлении активно ведутся как в различных странах на национальном уровне (Канада, <http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/slc/v3.0/intro.html>; Австралия, http://www.asris.csiro.au/index_ie.html#; США, http://soils.usda.gov/survey/printed_surveys; Россия, <http://www.soil-db.ru>), так и на международном уровне Infrastructure for Spatial Information in Europe (INSPIRE) (Голозубов и др., 2015).

Большое влияние на запасы почвенного углерода оказывает изменение структуры земельных угодий (Houghton et al., 1983; IPCC, 2000). Согласно некоторым данным, изменение землепользования, сведение лесов и распашка целинных земель, особенно в тропиках, определяют эмиссию CO₂, сравнимую по величине с индустриальной (Tropical Deforestation and Climate Change, 2005). Снижение запасов органического вещества в почвах при вовлечении их в сельское хозяйство обусловлено изменением количества и качества поступающих в почву органических остатков при смене растительных ассоциаций и отчуждении части продукции с урожаем, сменой условий минерализации и гумификации при обработке почвы, а также эрозионными потерями. Содержание органического углерода в пахотных почвах может снижаться на 10–40% по сравнению с аналогичными целинными. Согласно ориентировочным расчетам для всей Земли, трансформация лесов в агроэкосистемы приводит к потере приблизительно 48%, а в травяные экосистемы – 28% углерода почвы, в таком случае общие потери за исторический период составляют около четверти современного фонда почвенного углерода биосферы (Schlesinger, 1984; Buringh, 1984).

В связи с замедлением в последние десятилетия роста аграрных угодий в мире, а в ряде стран – сокращением площади пашни возникла потребность оценки динамики запасов углерода в почвах, выведенных их сельскохозяйственного оборота. Известно, что максимальная скорость накопления органического вещества отмечается в первые годы залежных сукцессий и зависит от биоклиматической зоны, типа почвы и возраста залежи. Как показывают ориентировочные расчеты, в России средняя скорость накопления углерода в пахотных почвах, выведенных из сельскохозяйственного оборота за последние 20 лет, составляет $0,96 \pm 0,08$ т С/га/год (Kurganova et al., 2014).

Оценка и прогноз динамики запасов почвенного углерода при смене типов землепользования, а также при природных или техногенных нарушениях осложняются различной устойчивостью к внешним воздействиям однотипных экосистем, различной скоростью их восстановления в конкретной географической и историко-культурной обстановке и, следовательно, проблематичностью экстраполяции данных точечных исследований на значительные по площади территории. Для проведения корректных прогнозов в настоящее время актуально получение фактических данных по краткосрочной и долгосрочной динамике запасов углерода:

– в результате пожаров и в послепожарных сукцессиях лесных и степных экосистем;

– в постагрогенных сукцессиях в разных биоклиматических условиях, на различных почвах и в зависимости от характера предыдущего землепользования;

– при осушении торфяно-болотных массивов и их последующей разработке и сельскохозяйственном использовании, а также при обводнении осушенных в прошлом земель.

Часто при изучении восстановительных сукцессий (постагрогенных, послепожарных, на рекультивированных землях) исследования акцентируются на коротком периоде активного постстрессового восстановления растительности и почв, а за образец для сравнения принимается состояние условно-ненарушенных экосистем соответствующего региона, которые, в свою очередь, могут

значительно отличаться от целинных. В такой ситуации особенно велика ценность ненарушенных природных комплексов особо охраняемых территорий, в частности «старых» заповедников, экосистемы которых могут служить аналогом доисторических биогеоценозов.

Особенности региональных оценок

Для принятия обоснованных решений по управлению земельными ресурсами на национальном и региональном уровнях необходимы методики, позволяющие рассчитывать запасы углерода в почвах и прогнозировать их динамику при изменении структуры землепользования. Однако имеется совсем немного примеров оценки запасов почвенного углерода в региональном масштабе с использованием динамических и пространственно-распределенных моделей (Paustian et al., 1997). Выработка единого алгоритма таких оценок вряд ли возможна, так как в конкретных географических условиях размеры запасов углерода и их изменение определяются совокупностью и интенсивностью проявления большого количества разнообразных факторов, поэтому проведение оценок на региональном уровне требует привлечения, обобщения и анализа большого количества разноплановой фактической информации: картографической, атрибутивной и описательной.

Вычисления запасов гумуса включают в себя все неопределенности, связанные с методами определения органического углерода, ограниченностью сведений об объемной массе почв и континуальностью почвы как объекта исследования. Точность территориальных оценок запасов элементов в почвах ограничивается также высокой пространственной неоднородностью почвенного покрова и характеристик горизонтов, недостаточностью эмпирических данных и привлечением точечных моделей круговорота углерода для прогнозирования в региональном масштабе.

Для обоснованных площадных расчетов и прогнозных экстраполяций необходимы количественные оценки пространственной изменчивости содержания и запасов углерода при различных масштабах рассмотрения: от экспериментального участка до целого региона. Варьирование на локальном уровне описывает около 50% общей глобальной изменчивости запасов углерода в почве (Пузаченко и др., 2006). Так, в автономных почвах тайги границы типичности запасов углерода в метровом слое составляют 27–65 т С/га, а коэффициенты вариации изменяются от 35 до 60% (Рыжова, Подвезенная, 2008). В разных географических условиях преимущественное воздействие могут оказывать разные факторы, такие как: глубина, режим и степень проявления гидроморфизма, состав и свойства почвообразующих пород, геохимическая обстановка, история антропогенного освоения и др. Оценивать влияние этих факторов часто приходится экспертным путем с привлечением разноплановой фактической информации, алгоритмизированная оценка которой не всегда возможна. Ниже перечислены некоторые основные моменты, на которые следует обращать внимание при оценке запасов углерода в почвах на региональном уровне изучения, особенно при площадных расчетах.

Особенно сложно учесть влияние режима увлажнения на запасы почвенного органического вещества, поскольку известно, что содержание гумуса и объемная масса гидроморфных и полугидроморфных почв значительно изме-

няются вниз по профилю от горизонта к горизонту и в латеральном направлении. Запасы углерода в переувлажненных и дренированных почвах одного небольшого региона могут различаться в несколько раз. Кроме того, основная масса опубликованных данных, касающихся исследований по запасам почвенного углерода, относятся к почвам автоморфных позиций.

Значительные количества потенциально мобильного углерода сосредоточены в торфяниках. Эти запасы, веками и тысячелетиями накапливающиеся в торфяных залежах, могут практически мгновенно перейти в углекислый газ при пожарах и очень быстро – при нерациональном использовании торфяно-болотных почв, в результате чего баланс углерода региона может за короткое время поменяться с положительного на отрицательный (Смагин, 2005). Запасы органического вещества в торфяных горизонтах заболоченных почв и болот России с привлечением доступных в настоящее время обобщающих материалов оценены коллективом авторов (Вомперский и др., 1994). Предложенная методика пригодна и для региональных оценок, однако их точность ограничивается недостаточностью сведений о глубинах торфяных залежей и заметной изменчивостью объемной массы и содержания углерода в торфе разных типов и разного ботанического состава.

Непросто оценить также запасы углерода в подстилках (и степном войлоке) ненарушенных экосистем. Теоретические разногласия о том, должна ли подстилка рассматриваться как часть почвенного профиля или она является особым природным телом, образующимся на поверхности почвы под естественной растительностью, а также следует ли включать в состав подстилки лесной опад, отражаются в разнообразных подходах к учету подстилок (Орлов и др., 1996; Богатырев и др., 2013; и др.). Кроме того, разработка методики расчета запасов углерода в подстилках осложняется рядом особенностей самого объекта изучения:

- запасы подстилок заметно изменяются в зависимости от сезона;
- во многих почвах, особенно переувлажненных, сложно установить границу между подстилкой и опадом, подстилкой и органомогенными горизонтами;
- содержание углерода в органическом веществе подстилок непостоянно, что обусловлено различным видовым составом и степенью разложения растительных остатков.

Согласно различным оценкам, запасы углерода подстилок в экосистемах России составляют от десятков граммов до нескольких (в торфяных почвах – до десяти и более) килограммов углерода на квадратный метр площади, или от единиц до десятков процентов запасов углерода в почвенном профиле (Продуктивность экосистем..., <http://biodat.ru/db/prod/index.htm>; Дорофеева, 1997; Кузнецов, 2010; Осипов, 2011; Щепашенко и др., 2013; и др.).

В регионах высокой техногенной преобразованности должны учитываться постоянно возрастающие площади земель городских поселений. При разработке моделей углеродного баланса запасы углерода в городских почвах зачастую игнорируются, так как степень их «запечатанности» приравнивается к 100%, в действительности «запечатанность» городских территорий варьирует от 5 до 70% в зависимости от локализации и функционального использования (Смагин, 2005). На размеры запасов углерода урбанизированных регионов оказывает влияние ряд специфических факторов: «запечатанность», возраст и мощность культурного слоя, особенности функционирования территории. Было показано,

что запасы углерода в городских почвах сопоставимы с фоновыми, а зачастую и превышают их. Авторами предложена методика оценки запасов органического углерода для урбанизированных территорий различного размера, которая, наряду с природными характеристиками, учитывает соотношение площадей различных функциональных зон на территории поселения и историю его развития (Васенев и др., 2013).

Оценка запасов углерода в почвах России и ее отдельных регионов

За последние два десятилетия запасы органического углерода в почвах России неоднократно оценивались с разной степенью детальности. Большая часть таких оценок охватывает всю территорию страны (Орлов и др., 1996; Рожков и др., 1997; Stolbovoi, 2002; Щепашенко и др., 2013; Rozhkov et al., 1996) или ее крупные регионы, например лесные территории (Углерод в экосистемах лесов и болот России, 1994; Честных и др., 2004). В этих работах почвы конкретных регионов (например, административных областей) обычно характеризуются усредненными показателями запасов углерода; состав почвенного покрова и соотношение площадей различных почв во внимание обычно не принимаются, историко-культурные особенности землепользования конкретных территорий не учитываются.

Коллективом исследователей предложена информационная система, позволяющая визуализировать распределение запасов углерода в почвах на всей территории России. При ее разработке авторами максимально использована доступная систематизированная картографическая и атрибутивная информация по органическому веществу почв страны. Запасы углерода в почвах были оценены на основании параметров типичных почвенных профилей с использованием корректировочных коэффициентов для учета зональных и региональных особенностей, растительности, а также типов землепользования и возможных нарушений экосистем (Щепашенко и др., 2013). Система характеризуется высоким пространственным разрешением (1 км²), однако использование ее для оценок на уровне регионов проблематично, поскольку единые корректировочные коэффициенты для значительных по размеру и разнородных по географическим характеристикам территорий нивелируют местные ландшафтно-геохимические особенности и не позволяют учесть местные культурно-исторические особенности землепользования.

Изучению запасов углерода и их динамики в почвах такого крупного региона России, как Сибирь посвящена серия работ большого коллектива авторов под руководством А.А. Титляновой (Титлянова и др., 1994; Титлянова, Наумов, 1995; Титлянова и др., 2005; и др.). Результатом работы явилась оценка запасов органического углерода в 100-см слое основных экосистем и почв региона, характеристика экосистем по параметрам баланса углерода и выделение трех групп биомов в соответствии со степенью сбалансированности углеродного цикла. Было показано, что соотношения площадей выделенных трех групп биомов с характерными для них запасами органического вещества и почвенными циклами определяют региональный баланс углерода (Титлянова и др., 1994). Благодаря сравнительно недавнему вовлечению в сельскохозяйственное производство больших территорий Сибири авторы смогли учесть при расчетах историю землепользования в регионе, в частности изменение систем распаш-

ки и схем землепользования в различные исторические периоды (Титлянова, Наумов, 1995). Аналогичных по детальности работ в других районах страны не проводилось.

Опыт оценки потенциальных и актуальных запасов углерода в почвах южной тайги и лесостепи

Целью нашей работы была оценка актуальных (при современном состоянии экосистем и структуре землепользования) и потенциальных (для некоего гипотетического доисторического состояния с целинными природными комплексами) запасов органического углерода в почвах южной тайги и лесостепи Европейской России на примере территорий Костромской и Курской областей, выбранных в качестве модельных. С определенной натяжкой эти показатели можно рассматривать как оценку изменения пула почвенного углерода на соответствующих территориях за исторический период. Поскольку для оценки актуальных и потенциальных запасов использованы общие подходы, одной из задач исследования было выявление вклада почв, различающихся таксономически, по гранулометрическому составу, по типам растительности и землепользования, в общий запас почвенного органического углерода территорий, относящихся к разным природным зонам, с учетом занимаемых этими почвами площадей.

В соответствии с поставленной целью возникла необходимость оценить возможности и разработать подходы к обобщению разноплановой и разномасштабной картографической, атрибутивной, описательной информации, а также данных государственной статистики и дистанционных исследований. В рамках настоящей работы мы попытались проанализировать возможности использования характеристик почв охраняемых территорий в качестве эталонов для сравнения с антропогенно-измененными аналогами.

В качестве модельных регионов выбраны Костромская и Курская административные области, коренным образом различающиеся по составу почвенного покрова и типу землепользования, и в меньшей степени – по климатическим характеристикам.

Природные комплексы Костромской области формируются в условиях умеренно-континентального климата со среднегодовой температурой воздуха $+1,5$ – $+3,0$ °C и преобладанием осадков над испарением ($K_{\text{увл.}} = 1,16$) в зоне распространения темнохвойных еловых, елово-сосновых и сосновых лесов южной тайги. В составе почвенного покрова преобладают дерново-подзолистые почвы и дерново-подзолы. На территории области расположен государственный природный заповедник «Кологривский лес», образованный в 2006 г., в пределах которого представлены уцелевшие от рубок и пожаров массивы коренных темнохвойных лесов.

Курская область расположена в лесостепной зоне в условиях умеренно-континентального климата со среднегодовой температурой воздуха около $+5,4$ °C и периодически промывным водным режимом ($K_{\text{увл.}} = 1,00$). Область характеризуется высокой степенью сельскохозяйственной преобразованности территории. Естественная растительность, которая была представлена широколиственными лесами и луговыми степями, практически сведена. В составе почвенного покрова преобладают черноземы оподзоленные, выщелоченные и

типичные, а также серые лесные почвы. Центрально-Черноземный государственный природный биосферный заповедник им. проф. В.В. Алехина был образован в 1935 г. и является одной из старейших и наиболее изученных особо охраняемых природных территорий страны.

В своих оценках мы использовали следующие материалы: векторные версии карт (Карта почвенно-географического районирования М:1:15 000 000, Добровольский и др., 2011; Почвенная карта РСФСР. М:1:2 500 000 под ред. В.М. Фридланда, 1988, Скорректированная цифровая версия, 2007; Карта растительности СССР М:1:4 000 000, 1990); Карта лесов (на основе разновременных космических снимков Landsat) (<http://gis.transparentwoid.ru/>); базы данных («Продуктивность экосистем Северной Евразии», <http://biodat.ru/db/prod/index.htm>, «Запасы углерода в автономных почвах природных экосистем Европейской территории России», Рыжова, Подвезенная, 2001, 2003); статистические материалы («Регионы России. Основные характеристики...», 2012; Земельный фонд Российской Федерации на 1 января 2012 г., 2012), опубликованные материалы различных авторов и результаты собственных исследований.

Картографическая основа для площадных расчетов получена путем наложения слоев векторных карт: Скорректированной цифровой версии Почвенной карты РСФСР М:1:2 500 000 (2007), Карты растительности СССР М:1:4 000 000 (1990) и Карты федерально-административного деления Российской Федерации. Выбор для анализа мелкомасштабных Карты растительности СССР и Почвенной карты РСФСР обусловлен тем, что каждая из этих карт оказалась единственной в своей области, охватывающей всю территорию страны и составленной на общей для всей территории научной и методической основе. Доступные более детальные средне- и крупномасштабные карты почв и растительности существуют только для отдельных регионов страны, построены на разной методической основе и имеют несопоставимые легенды. Основными информационными слоями являются слои Скорректированной цифровой версии Почвенной карты РСФСР. М:1:2 500 000 (2007), которые были совмещены со слоями Карты растительности СССР М:1:4 000 000 на уровне типов доминирующей растительности (без учета низших единиц, отраженных в легенде). Полученные таким образом полигоны характеризовались классификационной принадлежностью преобладающей почвы, ее гранулометрическим составом и типом растительной ассоциации, которая доминировала на этой территории до антропогенного освоения. Для того чтобы учесть региональные особенности почвообразования, результаты точечных обследований и сведения из баз данных были сгруппированы в соответствии с Картой почвенно-географического районирования М : 1 : 15 000000 (2011). Запасы углерода в преобладающих почвах модельных областей получены путем усреднения точечных характеристик аналогичных почв, расположенных в пределах двух провинций почвенно-географического районирования (Костромской области – Прибалтийской и Среднерусской провинций дерново-подзолистых почв и дерново-подзолов южной тайги; Курской области – Сурской провинции серых лесных почв лиственных лесов и Окско-Донской провинции серых лесных почв и черноземов (оподзоленных, выщелоченных и типичных) лесостепи (рис. 11).

Запасы органического углерода оценивали в 100-см слое почвы и в подстилках (и «степном войлоке»). Запасы углерода в автономных естественных почвах, преобладающих по площади в рассматриваемых областях, определяли по

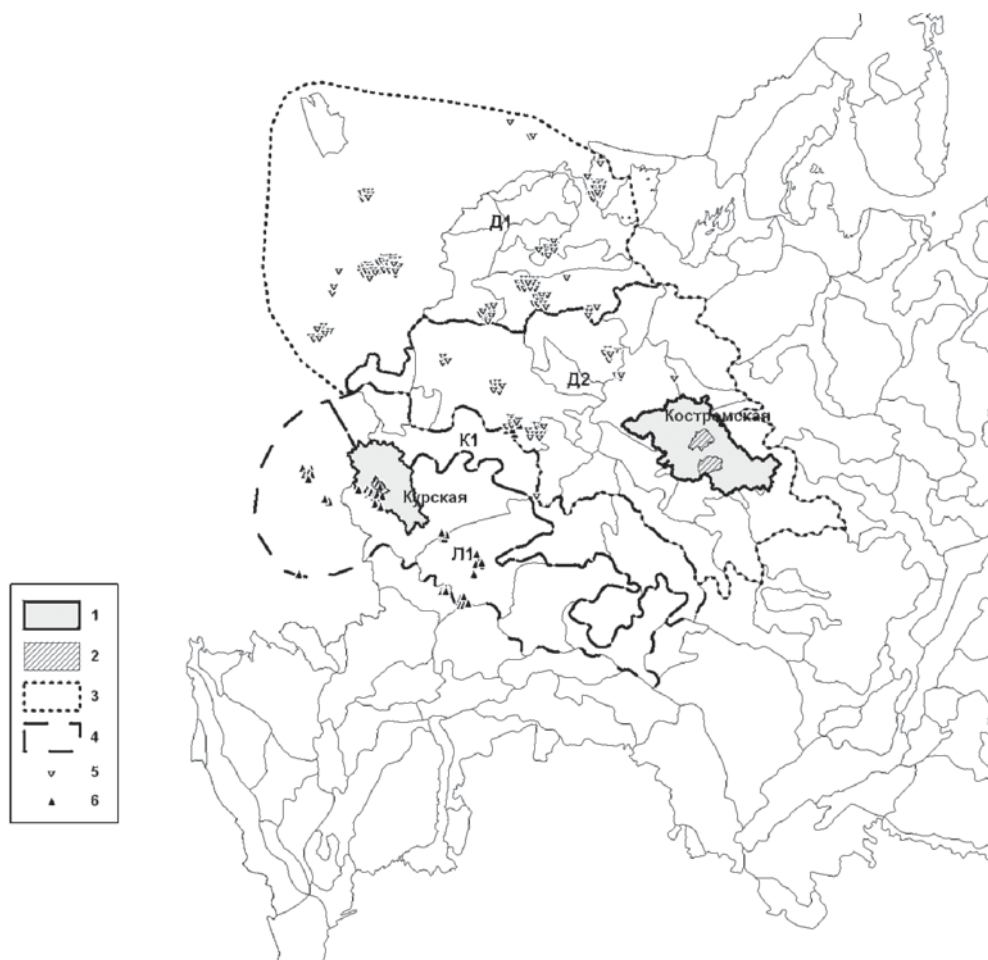


Рис. 11. Схема группировки первичных данных в соответствии с Картой почвенно-географического районирования (Добровольский и др., 2011)

1 – территории Костромской и Курской областей; 2 – районы полевых работ по изучению восстановительных залежных сукцессий; границы провинций почвенно-географического районирования: 3 – провинций дерново-подзолистых почв и дерново-подзолов южной тайги: Д1 – Прибалтийской, Д2 – Среднерусской; 4 – К1 – Сурской провинции серых лесных почв лиственных лесов, Л1 – Окско-Донской провинции серых лесных почв и черноземов (оподзоленных, выщелоченных и типичных) лесостепи; пункты полевых исследований почв и биологического круговорота элементов из баз данных и литературных источников: 5 – в пределах провинций Д1 и Д2; 6 – в пределах провинций К1 и Л1

результатам расчетов на основе нелинейной модели цикла круговорота углерода NAMSOM (Рыжова, Подвезенная, 2003) с учетом чистой первичной продукции естественных растительных ассоциаций и гранулометрического состава почв:

где x_1 – запас углерода гумуса в почве; x_2 – запас углерода растительных остатков; p_0 – потенциальная продуктивность растительного покрова; a – параметр, зависящий от свойств почвообразующей породы; k_0 – доля чистой первичной продукции ежегодно включающейся в деструкционный цикл; k_1 – константа

$$\frac{dx_1}{dt} = k_{21}x_2 - (k_1 + c)x_1$$

$$\frac{dx_2}{dt} = \frac{k_0 p_0 x_1}{a + x_1} - (k_2 + k_{21})x_2$$

скорости минерализации гумуса; k_2 – константа скорости минерализации растительных остатков; k_{21} – константа скорости гумификации растительных остатков; c – константа скорости эрозионных потерь гумуса.

Необходимые показатели биологического круговорота (чистая первичная продукция, запасы подстилок) получены путем усреднения значений соответствующих полновозрастных растительных ассоциаций из базы данных: «Продуктивность экосистем Северной Евразии» (<http://biodat.ru/db/prod/index.htm>) в границах указанных выше провинций почвенно-географического районирования. Расчеты выполнены для градаций гранулометрического состава почв, соответствующих градам выделов Почвенной карты РСФСР М:1:2 500 000. Для проверки модели использованы оценки запасов углерода в почвах, полученные по данным из научных публикаций, организованные нами в форме базы данных, которая содержит сведения более чем о 500 почвенных разрезах, характеризующих автономные почвы природных экосистем Восточно-Европейской равнины.

Таким образом, запасы органического углерода в преобладающих автоморфных почвах региона были рассчитаны по модели с учетом классификационной принадлежности, гранулометрического состава и биологической продуктивности соответствующей растительной ассоциации; запасы углерода в гидроморфных и полугидроморфных почвах приняты равными средним значениям, характеризующим аналогичные современные почвы под минимально нарушенной лесной растительностью. Среднее значение содержания углерода в органическом веществе подстилок для всех почв и растительных ассоциаций на основании расчетов Д.Г. Щепаченко с соавторами (2013) принято равным 38%.

Потенциальные запасы почвенного углерода территорий модельных областей рассчитывали, умножая полученные значения запасов углерода в почвах и подстилке на площади соответствующих полигонов построенных схематических карт восстановленной растительности (рис. 12).

При расчете современных запасов углерода в почвах рассматриваемых регионов площади оценивали на основе данных Росреестра о структуре земельных угодий областей на 2012 г. (Земельный фонд Российской Федерации..., 2012), скорректированных в соответствии со сведениями из Статистического сборника Росстата за тот же год (Регионы России. Основные характеристики субъектов Российской Федерации, 2012) и Лесными планами Костромской и Курской областей (<http://adm.rkursk.ru/>; <http://adm44.ru/economy/wood/>). Запасы углерода в почвах разных типов землепользования оценивали по усредненным данным точечных исследований, как собственных, так и из литературных источников.

При расчетах учтены следующие категории земель: пашни, сенокосы и пастбища, молодые залежи (до 20–25 лет), леса + нелесная древесная растительность, лесные земли без лесной растительности (вырубки, гари, погибшие



Рис. 12. Схематические карты преобладающей восстановленной растительности модельных регионов.

Костромская область: 1 – ельники, 2 – сосняки, 3 – заболоченные ельники, 4 – заболоченные сосняки, 5 – болота, 6 – пойменная растительность;

Курская область: 1 – луговые степи и остепненные луга, 2 – липово-дубовые леса, 3 – сосново-широколиственные леса, 4 – пойменная растительность

насаждения – в соответствии с лесными планами областей), болота, земли застройки, дороги, нарушенные земли, прочие земли.

Запасы углерода в «землях застройки» и «прочих землях» принимали равными средним значениям для естественных почв соответствующей зоны (Орлов и др., 1996). Запасы углерода под дорогами и «нарушенными землями» считали равными 0.

Потенциальные и актуальные запасы органического углерода в почвах модельных регионов

Анализ картографических материалов выявил, что в Костромской области наибольшие площади заняты различными дерново-подзолистыми почвами (более 57% территории), заметно меньшая площадь приходится на песчаные и супесчаные дерново-подзолы иллювиально-железистые (13%) и кислые пойменные почвы (почти 10%), остальные почвы (в различной степени оглеенные, болотные торфяные и др.) распространены значительно меньше (табл. 10).

В пределах Костромской области выявлено близкое совпадение областей, занятых в прошлом сосновыми лесами, с распространением легких по гранулометрическому составу почв; к более тяжелым почвам приурочены основные массивы еловых лесов. Для легких почв, подстилаемых суглинками и глинами, а также для легких суглинков такое соответствие не выявлено. При построении скорректированной карты восстановленной растительности (рис. 12) полагали, что переувлажненные тяжелые по гранулометрическому составу почвы (торфяно- и торфянисто-подзолисто-глеевые, дерново-глеевые и перегнойно-глеевые, дерново-подзолисто-глеевые) в прошлом были покрыты заболоченными еловыми лесами, а переувлажненные легкие почвы (подзолы глеевые) в об-

Таблица 10. Состав почвенного покрова Костромской области

| Почвы | % |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| Подзолистые, преимущественно неглубокоподзолистые | 5,62 |
| Торфяно- и торфянисто-подзолисто-глеевые | 0,59 |
| Дерново-подзолистые преимущественно мелко- и неглубокоподзолистые | 24,11 |
| Дерново-подзолистые преимущественно неглубокоподзолистые | 32,11 |
| Дерново-подзолистые (без разделения) | 1,03 |
| Дерново-подзолистые поверхностно-глееватые преимущественно глубокие и сверхглубокие | 0,48 |
| Дерново-подзолистые глубокоглееватые и глееватые (в том числе поверхностно-глееватые) преимущественно глубокие | 5,41 |
| Дерново-подзолы иллювиально-железистые | 13,35 |
| Дерново-подзолисто-глеевые | 0,98 |
| Подзолы глеевые торфянистые и торфяные, преимущественно иллювиально-гумусовые | 2,43 |
| Дерново-глеевые и перегнойно-глеевые | 0,16 |
| Торфяные болотные верховые | 2,63 |
| Торфяные болотные переходные | 0,26 |
| Торфяные болотные низинные | 1,30 |
| Пойменные кислые | 9,52 |

ласти распространения сосновых лесов – заболоченными сосновыми лесами. Распространение болот соответствует контурам торфяных болотных почв Почвенной карты РСФСР М: 1 : 2 500 000 (1988).

Потенциальные запасы углерода

Средние потенциальные запасы углерода в автономных почвах области оценены по модели NAMSOM с учетом гранулометрического состава почв и чистой первичной продукции зрелых растительных ассоциаций, типичных для соответствующих почв, в соответствии со схематической картой потенциальной (восстановленной) растительности.

Особенно сложно оценить запасы углерода в почвах и подстилках заболоченных лесов при наличии перегнойных и оторфованных горизонтов. В южной тайге запасы углерода в лесных подстилках могут возрастать от 1,0–1,2 кг/м² в автоморфных дерново-подзолистых почвах до 5,0–6,0 кг/м² в почвах с небольшим дополнительным увлажнением и до 15,0–20,0 кг/м² в болотно-подзолистых почвах. Соответственно запасы углерода в метровой толще изменяются от 6,0–8,0 кг/м² в автономных позициях до 15,0–25,0 кг/м² в торфянисто-подзолистых и перегнойно-подзолистых почвах (Дорофеева, 1997; Кузнецов, 2010; Осипов, 2011). Количество фактических данных по запасам углерода в переувлажненных почвах южной тайги малочисленно, поэтому для таких почв мы используем ориентировочные значения минимальных и максимальных запасов углерода в почвенной толще без разделения на органогенные и минеральные горизонты.

Запасы углерода в 100-см толще торфяно-болотных почв оценивали отдельно для верховых, переходных и низинных болот с учетом зольности и объемной массы

Таблица 11. Состав почвенного покрова Курской области

| Почвы | % |
|-------------------------------------------------------------------|----------|
| Дерново-подзолистые преимущественно мелко- и неглубокоподзолистые | 1,04 |
| Дерново-подзолы иллювиально-железистые | 0,71 |
| Светло-серые лесные | 0,77 |
| Серые лесные | 10,49 |
| Темно-серые лесные | 11,43 |
| Черноземы оподзоленные | 19,85 |
| Черноземы выщелоченные | 20,8 |
| Черноземы типичные | 26,13 |
| Лугово-черноземные | 0,54 |
| Пойменные слабокислые и нейтральные | 8,24 |

соответствующего торфа. Минимальные значения (23–25 кг С/м²) были получены для торфяной болотной верховой почвы (зольность 3%, объемная масса 0,073 г/см³, содержание углерода в органическом веществе 55,5%) с мощностью торфяного горизонта 50 см и запасами углерода в минеральной толще 4 кг С/м². Максимальные оценки (65 кг С/м²) – получены для 100-см толщи низинных торфяных болотных почв (зольность 12%, объемная масса 0,133 г/см³, содержание углерода в органическом веществе 55,3%). К сожалению, необходимых для расчетов характеристик торфяных почв южно-таежной зоны Европейской России нам найти не удалось, поэтому были использованы характеристики аналогичных почв Западной Сибири, приведенные в работе Л.И. Инишевой с соавт. (2012).

Изучение картографического материала показало, что в Курской области черноземами оподзоленными, выщелоченными и типичными было занято более 66 % площади; менее распространены серые (светло-серые, серые и темно-серые), лесные почвы (около 22 %) и пойменные слабокислые и нейтральные почвы (8 %) (табл. 11). Объем фактических данных запасов углерода в ненарушенных серых лесных почвах под широколиственными лесами оказался недостаточным для достоверных расчетов по модели, поэтому в своих оценках мы использовали усредненные показатели эмпирических определений запасов углерода в естественных светло-серых, серых и темно-серых лесных почвах Тульско-Орловского округа Средне-Русской провинции, приведенные И.С. Урусевской с соавт. (1997).

На рис. 13 представлены потенциальные запасы углерода (минимальные и максимальные) в типологически различных почвах южной тайги и лесостепи, полученные на основании модельных расчетов и путем усреднения показателей, характерных для современных минимально нарушенных почв под естественной растительностью.

Несложно заметить, что в южной тайге в целинных экосистемах наибольшие запасы органического углерода сосредоточены в болотных и других переувлажненных почвах с мощными торфяными, торфянистыми или перегнойными горизонтами, достигая в метровой толще 60 кгС/м² и более. Запасы углерода в автономных почвах в несколько раз меньше и различаются незначительно (4–8 кгС/м²). Подстилки автономных почв вносят небольшой вклад (10–20%) в общий запас почвенного углерода. С увеличением степени гидроморфизма в

Южная тайга

Лесостепь

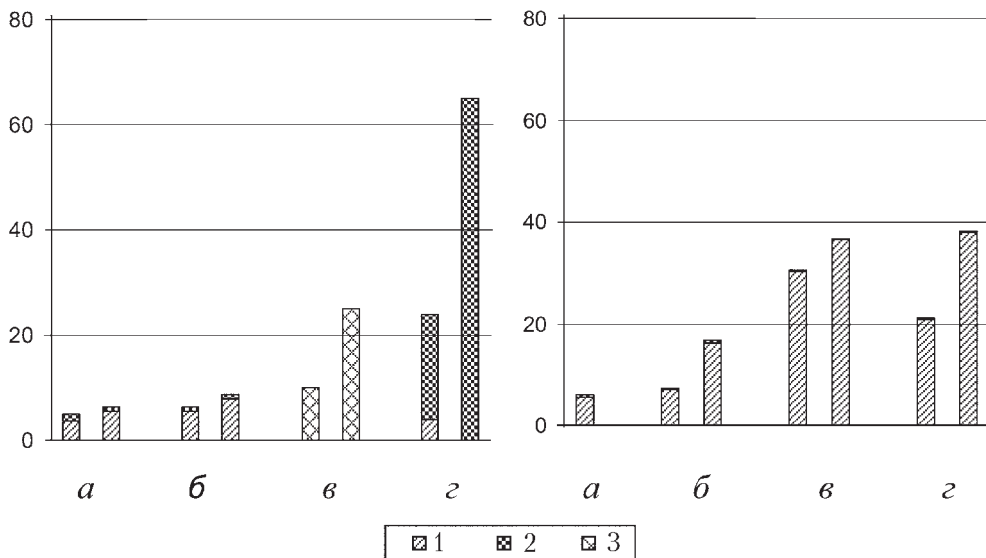


Рис. 13. Потенциальные запасы углерода в почвах модельных регионов, кг/м²

1 – минеральная толща, 2 – подстилка (подстилка и/или торф для почв Костромской области), 3 – минеральные горизонты + подстилка и оторфованные горизонты (для этих почв приведены суммарные запасы углерода в минеральной и оторфованной толщах и подстилке);

Южная тайга: а – дерново-подзолы и подзолы иллювиально-железистые песчаные и супесчаные под сосняками; дерново-подзолистые песчаные и супесчаные, подстилаемые тяжелыми суглинками и глинами под ельниками; б – дерново-подзолистые от легкосуглинистых до средне- и тяжелосуглинистых под ельниками; в – почвы переувлажненных и заболоченных лесов (подзолы глеевые, дерново-подзолисто-глеевые и глееватые, торфяно- и торфянисто-подзолисто-глеевые, дерново-глеевые и перегнойно-глеевые); г – торфяные болотные почвы (от торфяных болотных верховых с мощностью торфяной толщи 50 см до торфяных болотных низинных с мощностью торфяной толщи более 100 см).

Лесостепь: а – дерново-подзолы иллювиально-железистые и дерново-подзолистые легкосуглинистые под сосняками и сосново-широколиственными лесами; б – светло-серые лесные – темно-серые лесные под широколиственными лесами; в – черноземы (оподзоленные, выщелоченные, типичные) легкосуглинистые – черноземы (оподзоленные, выщелоченные, типичные) тяжелосуглинистые и глинистые под луговыми степями и настоящими степями; г – пойменные слабокислые и нейтральные почвы под лугово-кустарниковой растительностью – лугово-черноземные под лугами и луговыми степями.

почвах замедляется минерализация растительных остатков, возрастают запасы подстилок, формируются мощные перегнойные, торфянистые и торфяные горизонты, размываются границы между подстилкой и органическими или органо-минеральными горизонтами почв. Все это затрудняет дифференцированный учет запасов углерода в полугидроморфных и гидроморфных почвах.

В лесостепи запасы органического углерода в целинных автоморфных почвах значительно различаются, изменяясь от 6–7 кг С/м² в песчаных и супесчаных дерново-подзолах и дерново-подзолистых почвах под сосновыми лесами до 36–38 кг С/м² в тяжелых черноземах под луговыми степями (рис. 13).



Рис. 14. Потенциальные запасы углерода в почвах модельных регионов, кг С/м².
 Условные обозначения: 1 – < 7,5; 2 – 7,5–15; 3 – 15–25; 4 – 25–35; 5 – 35–45

Карты потенциальных запасов углерода в почвах Костромской и Курской областей, построенные на основе полигонов совмещенной карты почв и восстановленной растительности и расчетных запасов углерода в почвах этих полигонов, представлены на рис. 14.

Следует отметить, что в Костромской области два участка заповедника «Кологривский лес» репрезентативны для региона и представляют еловые леса на суглинистых дерново-подзолистых почвах и сосняки на легких по гранулометрическому составу дерново-подзолах, а также ряд в различной степени гидроморфных природных комплексов. В кластерных заповедниках лесостепной зоны представлены несколько степных участков, многочисленные пойменные и различные «экзотичные» природные комплексы (на песчаных отложениях, выходах карбонатных или других нетипичных породах). Значительные массивы серых и темно-серых лесных почв под широколиственными лесами в пределах основного ареала на охраняемых территориях не представлены, поэтому при расчетах были использованы литературные данные, характеризующие природные комплексы условно-фоновых территорий.

Актуальные запасы углерода

При оценке актуальных запасов органического углерода на территориях модельных областей учитывали современную структуру земельных угодий в связи с распространением типологически разнородных почв и современной локализацией разнотипной растительности. На рис. 15 представлены минимальные и максимальные значения современных запасов углерода в различающихся таксономически и по типам землепользования почвах южной тайги и лесостепи.

В южной тайге максимальными запасами органического углерода характеризуются торфяные болотные почвы (24–65 кг С/м²). В Костромской области в метровой толще таких почв, занимающих 4 % территории, сосредоточено около 19 % запасов почвенного органического углерода. В пахотных почвах южной тайги запасы углерода несколько снижаются, а в почвах сенокосов, пас-

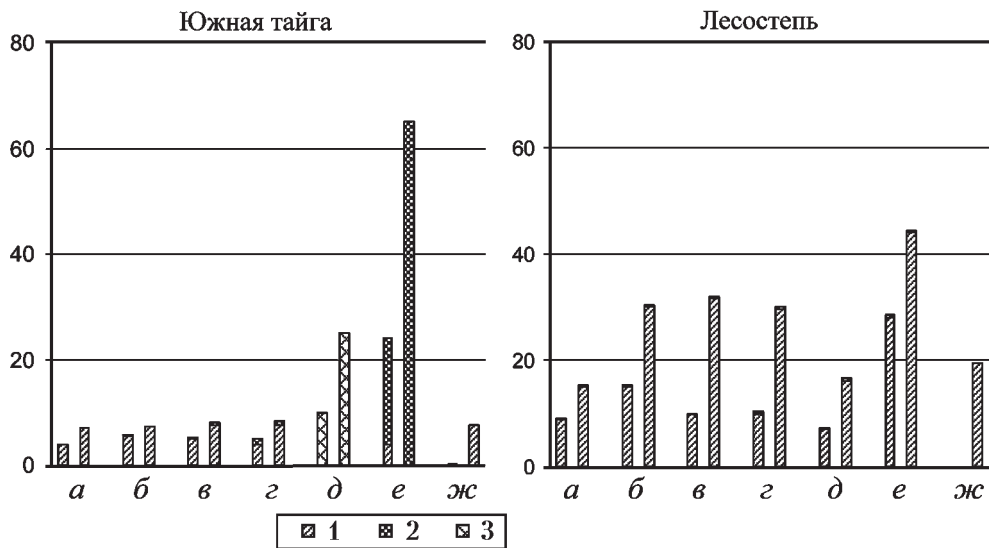


Рис. 15. Актуальные запасы углерода в почвах модельных регионов, кг/м².

Легенда: 1 – минеральная толща, 2 – подстилка (подстилка и/или торф для почв Костромской области), 3 – минеральные горизонты + подстилка и оторфованные горизонты (для этих почв приведены суммарные запасы углерода в минеральной и оторфованной толщах и подстилке).

Южная тайга: *а* – пахотные дерново-подзолистые; *б* – дерново-подзолистые почвы сенокосов и пастбищ; *в* – дерново-подзолы и дерново-подзолистые почвы под залежами и молодыми лесами; *г* – дерново-подзолы и дерново-подзолистые почвы под полновозрастными лесами; *д* – почвы переувлажненных и заболоченных лесов (подзолы глеевые, дерново-подзолисто-глеевые и глееватые, торфяно- и торфянисто-подзолисто-глеевые, дерново-глеевые и перегнойно-глеевые); *е* – торфяные болотные почвы (от торфяных болотных верховых с мощностью торфяной толщи 50 см до торфяных болотных низинных с мощностью торфяной толщи более 100см); *жс* – почвы под дорогами, «нарушенными землями» – землями застройки и «прочими землями».

Лесостепь: *а* – пахотные серые лесные и темно-серые лесные почвы; *б* – пахотные черноземы оподзоленные, выщелоченные, типичные (от легко- до тяжелосуглинистых); *в* – различные почвы сенокосов и пастбищ; *г* – различные почвы молодых залежей; *д* – светло-серые, серые и темно-серые лесные почвы широколиственных лесов разного возраста лесного фонда; *е* – почвы Центрально-Черноземного заповедника: чернозем выщелоченный под широколиственным лесом, чернозем типичный под лугово-степной растительностью; *жс* – почвы под дорогами, «нарушенными землями» – землями застройки и «прочими землями».

тбищ и молодых залежей – немного повышаются по сравнению с аналогичными почвами под лесной растительностью. К сожалению, объем исходных экспериментальных данных не позволяет корректно вычислить размеры такого накопления.

В лесостепи наибольшими запасами углерода характеризуются выщелоченные и типичные черноземы под естественной растительностью (29–44 кгС/м²). В аналогичных пахотных черноземах запасы углерода заметно ниже (21–28 кгС/м²). В различных подтипах пахотных серых лесных почв запасы углерода также снижаются относительно целинных аналогов (с 8–17 кг С/м² до 6–10 кг С/м²). В какой мере снижение запасов углерода в пахотных почвах обусловлено «сгоранием» органического вещества при выпашивании, а в какой – механи-

ческими потерями в результате эрозии и дефляции оценить, к сожалению, не представляется возможным. Согласно данным А.А. Титляновой с соавторами, за 50 лет сельскохозяйственного использования различные почвы Западной Сибири потеряли от 1,0 кг/м² (каштановые) до 10,2 кг/м² (луговые и черноземно-луговые) органического углерода, что составляет 10–40% исходных запасов (Титлянова, Наумов, 1995), в то время как средние ежегодные потери в результате эрозии и дефляции оцениваются приблизительно в 10 г/м²/год (Титлянова и др., 1998).

Изменение запасов органического углерода в почвах за исторический период

Особый интерес представляют площадные оценки изменения запасов органического углерода в почвах рассмотренных областей за исторический период (сравнение современного пула углерода, участвующего в биологическом круговороте, с потенциальным, характеризующим территорию с естественным почвенно-растительным покровом). Согласно нашим оценкам, потенциальные запасы органического углерода в почвах Костромской области составляют около $540 \cdot 10^3$ т С, что лишь немного превышает реальные современные запасы этой территории ($530 \cdot 10^3$ т С). В почвах Курской области потенциальные запасы углерода ($840 \cdot 10^3$ т С) выше актуальных ($640 \cdot 10^3$ т С) примерно на 24%. Мы полагаем, что разницу между потенциальными и реальными запасами можно рассматривать как суммарный итог неоднократного изменения структуры землепользования на рассмотренных территориях за весь период антропогенного воздействия.

Необходимо отметить, что средневзвешенные запасы почвенного углерода в Костромской области практически не изменились (уменьшились на 1–2 %), а в Курской – снизились почти на 7 кг/м² (рис. 16). Этот факт обусловлен различной структурой земельных угодий регионов, в то время как степень урбанизированности и техногенной измененности рассмотренных областей различается незначительно: дорогами, нарушенными землями, землями застройки занято менее 5 % территории (Костромская – 2,4; Курская – 4,6). В Костромской области леса и древесно-кустарниковая растительность занимают почти 75% площади, на посевы приходится лишь 3,5 %; всего в настоящее время в сельскохозяйственное производство вовлечено около 10 % территории области (не считая участков залежей, заброшенных в 1990–2012 гг., площадь которых достигает 7,7 %). В Курской области посевами занято 49 % общей площади, лугами, пастбищами и многолетними насаждениями – более 16 %, площадь молодых залежей достигает 16%, а древесными насаждениями покрыто около 10 % территории.

В Костромской области наибольший вклад в пул почвенного углерода обеспечивают болотные и заболоченные почвы, поэтому баланс углерода региона коренным образом может измениться лишь при смене режима их функционирования (осушении, пожарах, разработке торфяных залежей и т.п.). Пахотные почвы южной тайги по запасам органического вещества сравнимы с естественными аналогами, и, с учетом их невысокой степени распашки области, на их долю приходится лишь 2,5–3,0 % от общих запасов органического углерода территории. По этой причине здесь трудно ожидать повышения суммарных запасов углерода в почвах вследствие зарастания залежных земель. Кроме того, в современной Костромской области полновозрастные («перестойные») леса, в которых накап-

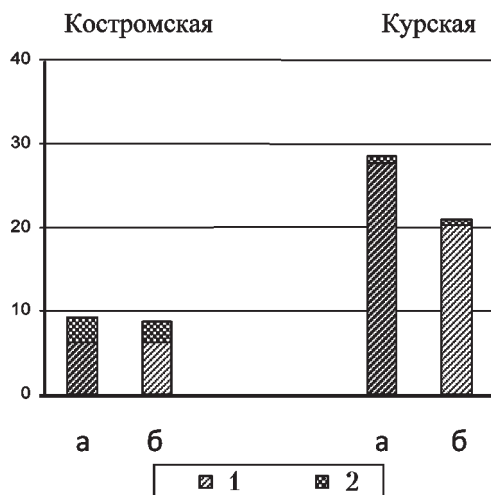


Рис. 16. Средневзвешенные потенциальные и актуальные запасы углерода в почвах модельных регионов.

Легенда: 1 – минеральная толща, 2 – подстилка (подстилка и/или торф для почв Костромской области)

Запасы органического углерода, кг/м²: а – потенциальные; б – современные.

ливаются максимальные запасы углерода в подстилках и минеральной толще, занимают лишь несколько процентов от территории области, а в залежах, молодых и средневозрастных лесах запасы почвенного углерода сравнимы с таковыми в пахотных почвах.

В Курской области заметное снижение органического пула пахотных почв относительно их целинных аналогов обусловлено многовековым истощающим сельскохозяйственным использованием. Практически полное уничтожение естественных растительных ассоциаций и сведение древесной растительности даже в речных долинах и на балочных склонах привели к изменению водного режима и активизации эрозионных процессов. Повышение углеродного пула территории области необходимо и возможно как за счет повышения гумусированности пахотных почв с помощью различных агрономических приемов, так и путем оптимизации структуры сельскохозяйственных угодий.

В большинстве лесостепных почв запасы углерода в постагрогенных залежных сукцессиях повышаются, однако не достигают характерных для целинных аналогов значений, поскольку залежные земли часто подвергаются повторному распаиванию. Достижение поздних стадий в залежных степных сукцессиях требует не только значительного промежутка времени (60–80 лет), но и доступности семенного материала, которая постоянно снижается с уничтожением естественной растительности. В этом регионе наиболее актуально предотвращение дальнейшей деградации земель и снижения запасов углерода в почвах. Расширение площади пастбищ и сенокосов за счет сокращения пашни, увеличение размеров лесозащитных зон и полос для снижения эрозии и повышения доступности семенного материала, повышение мозаичности угодий, оптимизация режима питания пахотных почв – все эти меры могут предотвратить снижение и способствовать увеличению запасов углерода в почвах региона.

В главе рассмотрены подходы к оценке запасов углерода в почвах при различных масштабах рассмотрения, проанализированы основные источники неопределенности при региональных оценках.

Показано, что на европейской территории России в естественных экосистемах южной тайги наибольшей изменчивостью характеризуются запасы углерода гидроморфных и полугидроморфных почв разной степени и режимов увлажнения, они же отличаются и максимальной неопределенностью соотношений между пулами углерода в минеральной и органической (органические горизонты и подстилка) частях почвенных профилей. Корректность оценок запасов углерода в почвах лесостепи ограничивается, в первую очередь, недостаточным объемом фактических данных о запасах углерода в различных подтипах ненарушенных серых лесных почв и черноземов.

Оценено изменение за исторический период величины пулов почвенного углерода на территориях Костромской (южная тайга) и Курской (лесостепь) административных областей с использованием единых подходов. Потенциальные запасы углерода рассчитаны с учетом классификационной принадлежности почв, их гранулометрического состава и типа естественной растительности; при оценке современных запасов учтены также структура земельных угодий и тип-возрастная структура лесных насаждений. Разница в полученных оценках рассматривается как изменение за исторический период величины пулов почвенного углерода на территориях, различающихся по природным особенностям и преобладающим типам землепользования.

Показано, что средневзвешенные запасы углерода в почвах лесостепи значительно превышают таковые в южной тайге: потенциальные - более чем в 3 раза, современные - несколько менее чем в 2,5 раза. При этом заметную часть в пул почвенного углерода южной тайги (почти треть) вносят органические горизонты (торфяные, перегнойные, подстилки), органическое вещество которых значительно менее устойчиво к разложению по сравнению с гумусом минеральных горизонтов. В лесостепи большая часть углерода находится в минеральной части высокогумусированных черноземов (оподзоленных, выщелоченных и типичных) и темно-серых лесных почв, и именно этот углерод в большой мере обеспечивает высокое плодородие этих почв.

Выявлено незначительное снижение современных запасов органического углерода относительно потенциальных в почвах Костромской области (на 1–2 %) и очень выраженное - в Курской (приблизительно на 24 %).

В южной тайге значительная часть пула почвенного углерода региона определяется болотными торфяными почвами, сохранность которых обеспечивает устойчивость этого пула. В этом регионе перевод пашни в залежи не может существенно повысить запасы органического углерода в почвах. Благоприятным фактором ведения лесного хозяйства является повышение доли полновозрастных лесов, накопление фитомассы и лесной подстилки при их формировании способствует росту общих запасов органического углерода территории.

В лесостепном регионе широкомасштабный перевод пашен в залежи невозможен по экономическим соображениям, но оптимизация структуры сельскохозяйственных земель, включающая увеличение размеров участков восстановленной растительности, расширение площади пастбищ и сенокосов за счет сокращения пахотных земель, могут несколько увеличить запасы углерода территории и предотвратить их дальнейшее снижение.

Таким образом, природно-географические особенности и различные типы землепользования рассмотренных регионов требуют принципиально различных стратегий оптимизации использования земель для сохранения и повышения запасов почвенного углерода и, следовательно, поддержания плодородия почвенного покрова. Общим является лишь повышение разнообразия, «мозаичности» территорий по типам угодий, составу и возрасту растительности с обязательным сохранением участков с целинными, минимально-нарушенными или восстановленными природными комплексами.

Глава 5

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТРАНСФОРМАЦИИ, ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И РЕКУЛЬТИВАЦИИ ПОЧВ

Формирование почв в урбанизированной среде: условия и результаты трансформации почвоподобных техногенных образований (на примере г. Москвы)*

Т.В. Прокофьева, Ф.А. Иванников, М.С. Розанова, А.А. Рахлеева

Для городской среды характерны короткие циклы почвообразования вследствие постоянных антропогенных нарушений. Малый возраст городских почв обуславливает пренебрежительное отношение к ним (как к почво-грунтам или техногенным отложениям) многих специалистов-почвоведов. С началом эпохи активного изучения почв с точки зрения их экологических функций (Добровольский, Никитин, 1990) роль городских почв в экосистеме города стала активно изучаться (Строганова, Мягкова, Прокофьева, 1997; Почва, город, экология, 1997). В контексте почвообразования и как составляющие почвенного покрова стали рассматриваться не только результаты почвообразования на техногенных грунтах, но и результаты рекультивации.

Особенности почвообразования в городской среде

Антропогенный фактор играет ведущую роль не только в почвообразовании, но и в формировании всей экосистемы города, изменяя ее и превращая в особую природно-техногенную систему, именуемую урбоэкосистемой (Почва, город, экология, 1997; Геоэкология Москвы: методология..., 2006; Курбатова и др., 2004; Burghardt, 1993, 1994; Lehman, 2007; Resulović et al., 2007; и др.) Несмотря на свое естественно-антропогенное происхождение, она характеризуется некоторой устойчивостью к воздействию внешних факторов (Антонов и др., 2007; Твердислов, 2001), а ее составляющие – стремлением к равновесию с существующей физико-географической обстановкой. Почвенный покров города также стремится к состоянию, наиболее соответствующему городской среде. В результате формируются специфические почвы, названные урбано-земами (урбостратоземами) (Строганова, Мягкова, Прокофьева, 1997; Строганова, 1998; Герасимова, Прокофьева и др., 2014). Эти почвы характеризуются синлитогенным типом почвообразования, другими свойствами по сравнению с природными зональными почвами (Почва, город, экология, 1997; Burghardt,

* Исследование проведено при поддержке фонда РФФИ — гранты № 06-04-49636; 15-04-04702

1993, 1994; Lehman et al., 2007; и др.), а также такими чертами, как переуплотнение, засоление, накопление в почвенном профиле поллютантов, например тяжелых металлов (ТМ), нефтепродуктов (НП), полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) и т.д. (Почва, город, экология, 1997; Когут и др., 2006; Габлин, 2007; Никифорова, Кошелева, 2007; Shawl et al., 2007; и др.).

Свойства почв

В табл. 12 показана обобщенная картина свойств городских почв для различных городов Германии (Lehman et al., 2007). Из первого столбца видно, что чаще всего городские почвы имеют щелочную реакцию, высокое содержание органического углерода, а также часто сильно уплотнены. Подобные выводы можно сделать и по результатам исследования в городах Российской Федерации (Почва, город, экология, 1997; Приваленко, Безуглова, 2003; Прокофьева и др., 2012; Прокофьева и др., 2014).

Почвообразовательные процессы в почвах Москвы. В городских почвах, несмотря на их специфичность, протекают следующие процессы (Строганова и др., 1997; Прокофьева и др., 2001; Прокофьева и др., 2010; Прокофьева, Герасимова и др., 2014): образование и аккумуляция гумуса, структурообразование (включая биогенную переработку), вынос и перераспределение минерального вещества (включая выветривание первичных минералов), сегрегация железа, фосфора, мобилизация и иммобилизация карбонатов, оглеение, сезонное засоление, осолонцевание под влиянием загрязненных грунтовых вод в условиях запечатывания.

Трансформация органо- и гумусово-аккумулятивных горизонтов происходит в результате изменения условий поступления в почву органического вещества. Изменения могут происходить и в элювиальных почвообразовательных процессах (прекращается кислотный гидролиз) из-за загрязнения городских ландшафтов кальцийсодержащей пылью, вследствие чего нейтрализуются кислоты, уменьшается интенсивность или сходят на нет (в присутствии карбонатов) процессы перемещения глинистого вещества по профилю.

Физические свойства, режимы. Некоторые авторы (Строганова, 1998; Шихова, 2005) отмечают ухудшение таких физических свойств, как плотность, порозность в городской среде, однако другие исследователи подчеркивают независимость этих параметров от рекреационной нагрузки (Юркова, 2005).

Загрязнение. Следует обратить внимание на такие проблемы, как накопление различных загрязнителей в почвах городов (Герасимова и др., 2003; Гладышева и др., 2007; Пляскина, 2007). По данным Никифоровой, Кошелевой (2007) содержание свинца в Восточном округе Москвы превышает в 4,9 раза фоновые значения. Это влечет за собой деградацию зеленых насаждений, накопление свинца в растениях и отрицательно сказывается на здоровье населения.

Неблагоприятное воздействие на экосистему также оказывает загрязнение полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ). Например, содержание ПАУ в дерново-подзолистых почвах парков Москвы составляет в среднем 0,002770 мг/кг почвы (Когут и др., 2006). В почвах центра Нью-Йорка значимое количество 16 видов ПАУ и основных тяжелых металлов содержалось в большей степени в поверхностных горизонтах. Концентрация ПАУ варьирует от 70 до 2000 мг/кг; свинца и ртути – от 48 до 891 и 0,14 до 3,3 соответственно

Таблица 12. Свойства и характеристики городских почв (Lehman et al., 2007)

| Свойство | Обычно в городских почвах | Редко в городских почвах |
|-----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Включения (строительно-бытовой мусор и др.) | Многочисленны: – в почвах, содержащих строительные остатки и другие большие артефакты, вызывающие высокую водопроницаемость; – в почвах с поверхностным или подземным перекрытием | Нет: – в почвах, состоящих из шлаков |
| pH | Щелочной: – в почвах, содержащих строительно-бытовой мусор (известь, бетон) | Кислый: – в почвах, содержащих серу из древесного угля или технически загрязненную серной кислотой |
| (Техногенный) органический углерод и макроэлементы | Высокое содержание: – в почвах, аккумулирующих органические отходы, пыль и сгоревшие остатки; – в почвах бывших огородов и в почвах с погребенными горизонтами, формирующими верхние минеральные горизонты | Низкое содержание углерода: – в почвах с регулярным эродированием верхних горизонтов Низкое содержание макроэлементов: – в почвах с бедной материнской породой |
| Загрязняющие вещества | Высокое содержание загрязнителей: – в почвах, содержащих различные остатки (мусор) в городах с высокой индустриализацией | Низкое содержание загрязнителей: – в почвах, в которые загрязнители привносятся извне только с пылью и дождями, за счет функционирования урбозкосистемы |
| Плотность | Плотные: – в верхних горизонтах: почвы под влиянием сил на поверхность – в нижних горизонтах: почвы под влиянием уплотнения через строительные конструкции | Рыхлые: – механически взрыхляемые почвы – почвы с высоким содержанием органического вещества – почвы, содержащие промышленные выбросы (шлаки) |
| Внутрипочвенная температура | Высокие значения: – на городских территориях с растущей температурой воздуха – почвы вблизи городских коммуникаций (с теплой водой, в частности) | Низкие значения: – в почвах, где проходят городские коммуникации с холодной водой – в непросыхающих почвах |
| Почвенная влажность | Низкие значения – почвы под влиянием дренажа | Высокие значения – почвы под влиянием ирригации, протечек городских коммуникаций |

(Shawl et al., 2007). Для сравнения по российскому законодательству (ГОСТ 17.4.1.02 – 83) ОДК свинца составляет 130 мг/кг, ртути – 2,1 мг/кг, бенз(а)пирена – 0,02 мг/кг.

Еще большую опасность представляет загрязнение радионуклидами. В городских почвах также наблюдается увеличение числа радиоактивных атомов по сравнению с фоновыми почвами примерно в пять раз (Габлин, 2007).

Особенности микробоценоза. В процессе урбанизации в антропогенно преобразованных почвах наблюдается возрастание бактериального разнообразия в связи с появлением новых биотопов. В сильнозагрязненных городских почвах в сапротрофном бактериальном комплексе происходит перераспределение таксонов в пользу увеличения удельного веса бактерий, адаптированных к определенным типам загрязнений: пигментированные родококки – нефть, полихлорбифенилы; артробактерии, азотобактер – подщелачивание почвы; энтеробактерии – хозяйственно-бытовое загрязнение. Подобные изменения могут рассматриваться как индикационные. В загрязненных городских почвах и сопряженных субстратах происходит накопление опасных для человека потенциально патогенных энтеробактерий и аллергенных родококков, что свидетельствует о нарушении экологической функции почвы как «бактериального фильтра» и может представлять опасность для человека (Лысак, 2010).

Формирование и трансформация почвенного покрова в городе

Направление трансформаций и, следовательно, разнообразие почв города обусловлено:

- хозяйственными и функциональными особенностями использования разных частей города (жилая зона, промышленная зона, природно-рекреационная зона);

- характеристиками субстрата (физико-химическими, химическими и минералогическими особенностями культурного слоя, срезанных, насыпных, намывных и перемешанных грунтов, остатков естественных почв);

- возрастом почвенного покрова, который имеет широкий спектр в разных частях города: от древних центров с бывшими монастырскими землями и усадьбами, с многометровым культурным слоем и сериями погребенных естественных и городских почв (возраст $n \cdot 100$ –1000 лет) до современных микрорайонов, создающихся на местах недавно бывших пахотных или лесных земель, а иногда и на полях орошения и свалках (возраст $n \cdot 1$ –10 лет) (Герасимова и др., 2003).

- воздействием через атмосферу – поступление в почву загрязняющих веществ из атмосферы с аэрозолями, газами, пылью, атмосферными осадками; таким воздействиям подвержены все почвы города;

- комплексом аграрных и рекультивационных воздействий — регулярные обработки, поливы и внесение органических и минеральных удобрений (Хакимов и др., 2006).

Роль пылеаэрозоля в формировании городских почв

Одна из главных особенностей формирования городских почв – рост вверх. Это происходит благодаря аэральному привносу пыли, накоплению мусора различного генезиса и погребению почв под различными техногенными слоя-

ми. Добавление различных материалов в верхние горизонты характерно практически для всех антропогенных почв, но в почвах городов изменение тренда почвообразования на синлитогенный выражено особенно интенсивно. В результате такого роста морфологически выделяются различные слои-горизонты, происходит накопление значительных количеств различных артефактов внутри профиля. Поверхностные слои городской почвенно-грунтовой синлитогенной толщи всегда имеют небольшой возраст, даже если развитие профиля не прерывалось в течение столетий. Вследствие этого свойства городских почв всегда зависимы от свойств почвообразующих пород (Прокофьева, Мартыненко, Иванников, 2011). Эти свойства могут быть очень разнообразны. Но особую роль в обеспечении единого геохимического фона для городского почвообразования играет пылеаэрозоль, оседающий из атмосферы.

Количество твердых частиц, которые оседают на поверхность почвы, зависит в большой степени от положения участка и техногенного влияния на территорию. Наибольшие количества атмосферных выпадений приурочены к промышленным зонам. Так, например, вблизи глиноземного комбината интенсивность накопления частиц достигает 11 г/м^2 в сутки (4 кг/м^2 в год). В непосредственной близости от ТЭЦ оседает в среднем $3,05 \text{ г/м}^2$ в сутки, а на расстоянии 2 км количество оседающих частиц снижается до $1,04 \text{ г/м}^2$ в сутки. Меньшие значения оседающих частиц характерны для предприятий металлургической промышленности: в непосредственной близости от завода «Азовсталь» ежедневно оседает в среднем $0,8 \text{ г/м}^2$, при удалении на 2 км от предприятия интенсивность осадения становится ниже – $0,5 \text{ г/м}^2$ в сутки (Ивлев и др., 1982). Как правило, влияние источников атмосферных частиц перекрывается и на территориях промышленных районов с крупными предприятиями, концентрации атмосферных выпадений даже при значительном удалении от промышленных центров остаются достаточно высокими, порядка $0,015 \text{ г/м}^2$ в сутки (Таловская, Язиков, 2008).

Для Московского региона фоновые концентрации твердых атмосферных выпадений невелики, порядка $0,007 \text{ г/м}^2$ в сутки. Но на территории города этот показатель значительно возрастает. Более того, в пределах города отмечаются существенные различия в количестве атмосферных выпадений, связанные с автомобильными дорогами. Так, на территорию, находящуюся в 5-метровой удаленности от МКАД, ежедневно выпадает до $8,8 \text{ г/м}^2$ твердых веществ (в среднем 3,3). По мере удаления от проезжей части пылевая нагрузка резко снижается. Пылевая нагрузка вблизи городских улиц и магистралей значительно ниже. Непосредственно вблизи дорожного полотна (в пределах метровой зоны) на 1 м^2 поверхности ежедневно выпадает в среднем 1,77 г пыли, а на расстоянии 5 м – 0,47 г. По мере удаления от проезжей части пылевая нагрузка резко снижается – в 15 и 30 м от дороги среднее поступление твердых частиц на поверхность составляет $0,09 \text{ г/м}^2$ в сутки (Ачкасов и др., 2006). Таким образом, пылеаэрозоль вносит существенный вклад в формирование почв города.

Создание ПТО – отличительная черта почвообразования в Москве

Современный этап почвообразования в Москве характеризуется повсеместной массовой рекультивацией с созданием почвоподобных техногенных образований (ПТО) (Замотаев, 2009). Рекультивации подвергаются как только что

вскрытые природные и перераспределенные техногенные грунты, так и специфические почвы городских экосистем – урбаноземы (Постановления Правительства Москвы № 743-ПП, №623, № 514-ПП). При этом многие авторы отмечают, что в ПТО протекают процессы, приводящие к формированию почв (Раппопорт, 2004; Белобров, Замотаев, 2007; Варава, 2010; Прокофьева, Попутников, 2010; Séré et al., 2010). Благодаря рекреационному использованию и строительству на территории города также встречаются «голые» техногенные грунты. И формирование ПТО, и отложение техногенных грунтов можно рассматривать как ноль-момент для специфического городского почвообразования.

В настоящее время процессы, происходящие в городских ПТО, мало изучены. Пути дальнейшего развития ПТО не ясны, тогда как они составляют большую часть почвенного покрова города Москвы. На современном этапе сложно составить прогноз развития и эффективности выполнения функций городскими ПТО и слаборазвитыми почвами на техногенных отложениях. Рекультивация проводится повсеместно, но ее необходимость не всегда очевидна, не учитываются свойства субстратов, подстилающих рекультивационные образования. Для обеспечения благополучного функционирования ПТО необходимо выявить особенности их трансформации под влиянием городской среды. Ниже представлена попытка охарактеризовать ПТО как исходный материал для начального этапа почвообразования и проследить пути их дальнейшего саморазвития и трансформации в условиях урбэкоэкосистемы.

ПТО создают для восстановления экологических функций городских почв и озеленения территорий после конструкционных работ. Они аналогичны рекультивационным телам других территорий, именуемых техноземами. Термин «технозем» впервые был введен Л.В. Етеревской (1988) и использован для наименования рекультивационных почвоподобных тел промышленных отвалов (Герасимова и др., 2003). Рекультивационные тела техногенных ландшафтов, появившиеся в результате добычи нефти и газа, горнодобывающих работ, состоят из одного или нескольких рекультивационных горизонтов и рекультивируемых техногенных грунтов, которые загрязнены в результате техногенной деятельности определенного рода. Техноземы подразделяются на простые тела – реплантоземы и сложные почвоподобные конструкции – конструктороземы (Герасимова и др., 2003; Прокофьева, Герасимова и др., 2014).

Верхний горизонт обычно представляет собой торфокомпостную смесь или другие плодородные субстраты. Эти горизонты имеют индексацию RAT (Раппопорт, 2004). При исследовании городских техноземов разного возраста и степени трансформации в пределах 1 м от поверхности нами были описаны следующие типы горизонтов городских почв (Прокофьева и др., 2011; Прокофьева, Герасимова и др., 2014):

UR – урбиковый горизонт гумусово-аккумулятивной природы, формирующийся синлитогенно в результате урбопедоседиментогенеза (за счет постепенного накопления на поверхности пылеватых частиц, строительного и бытового мусора и др.), с различными включениями, бурых или серо-бурых тонов окраски, с горизонтально ориентированной структурой, карбонатный (Почва, город, экология, 1997; Прокофьева, Герасимова и др., 2014).

AУиг – серогумусовый горизонт с признаками урбопедогенеза. Аналог гумусово-аккумулятивного горизонта зональных почв. Образуется на материале урбиковых горизонтов и техногенных грунтов (постлитогенно), но в резуль-

тате воздействия городской среды имеет признаки городского почвообразования. Отличается от урбиковых горизонтов более темной окраской, комковатой структурой, меньшим количеством включений, менее загрязнен, почти не содержит карбонатов (Прокофьева и др., 2011).

RAT – горизонт торфокомпостной смеси, являющийся поверхностным рекультивантом городских почв и грунтов, темной окраски, содержит большое количество растительных остатков разной степени разложения. Свойства регламентированы городским законодательством (Строганова, Раппопорт, 2005; Раппопорт, 2004; Постановление Правительства Москвы № 514-ПП).

TCH – техногенный горизонт. Грунт искусственный или измененный и перемещенный с мест природного залегания в результате производственной и хозяйственной деятельности человека, часто с антропогенными включениями, но без признаков почвообразования *in situ*. Отличается разнородностью материала (ГОСТ 25100-95; Прокофьева и др., 2011; Прокофьева, Герасимова и др., 2014).

Объекты и методы исследования

Работы проведены на четырех участках. Всего 21 разновозрастный объект. Участки 1 и 2 (рис. 17) располагаются в долине р. Москвы, сложенной аллювиальными отложениями (пойма – I терраса): 1 – Крылатский берег – территория Москворецкого парка (рекреационная и общественная зоны) – 8 объектов, 2 – Болотная площадь (селитебно-общественная территория, центр города) – 1 объект. Участки 3 и 4 находятся на водораздельных пространствах (возвышенные моренные равнины), перекрыты покровными суглинками: уч. 3 – Северное Тушино – 4 объекта (рекреационно-парковая территория и прилегающая к ней жилая застройка); уч. 4 – 8 объектов в окрестностях МГУ – (селитебно-общественная зона, участки, прилегающие к автомагистралям, а также природно-рекреационная территория Ботанического сада МГУ). Все объекты представляли собой реплантоземы и были подобраны с учетом их морфологического строения. Основным фактором при подборе объектов была их типичность для городской среды. Рассмотрены ПТО на самых часто встречающихся рекультивируемых основах. Для г. Москвы типичны техногенные грунты, представляющие собой смесь местной почвенно-грунтовой основы со строительным или бытовым мусором. Были найдены и описаны два ненарушенных объекта, рассматриваемые как условно-природный фон (для речной долины и для плакорных территорий). Несколько выбранных нами объектов подверглись одновременным наблюдениям в период с 2004 по 2011 г. Для изучения состава твердых атмосферных выпадений (ТАВ) были отобраны их образцы с отбойника в районе Ломоносовского проспекта в летний и позднезимний период.

В лабораторных и полевых условиях использованы следующие методы: определение pH почвы в водной суспензии (в соотношении 1:2,5 для почв, 1:25 для торфокомпостной смеси) потенциометрическим методом (ГОСТ 26423-85); определение доступных соединений фосфора и подвижных соединений калия методом Кирсанова (Теория и практика..., 2006); содержание органического углерода методом Тюрина в модификации Никитина (Орлов, Гришина, 1981). Спектры отражения почв и грунтов сняты на спектрофотометре СФ-14 в диапазоне длин волн от 400 до 750 нм. Групповой состав гумуса опреде-



Рис. 17. Положение участков на карте Москвы

лен методом Кононовой–Бельчиковой (Орлов, Гришина, 1981). Содержание карбонатов определено волюметрическим методом по Голубеву; окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) – потенциометрическим методом с помощью полевого потенциометра (Скрынникова, 1977); валовое содержание ТМ – методом инверсионной вольтамперометрии (вытяжка – концентрированные $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$ (5:1)) (ПНД Ф 16.1:2:2.2:2.3.46-06). Плотность почв (объемной массы) определяли по Качинскому (Вадюнина, Корчагина, 1961); сопротивление расклинивающему давлению – с помощью микропенетromетра (Шеин и др., 2001).

Целлюлозолитическую активность исследовали аппликационным методом, ферментативную активность (активность каталазы, дигидрогеназы, инвертазы) – в соответствии с «Методами почвенной...» (1991). Обрастание комочков почвы исследовалось на среде Эшби, проведен посев бактерий олигонитрофилов («Методы почвенной...», 1991). Субстрат-индуцированное дыхание (СИД) определяли методом газовой хроматографии в аккредитованной газогеохимической лаборатории факультета почвоведения («Методы почвенной...», 1991),

углерод микробной биомассы рассчитывали по Anderson, Domsch (1978). Почвенная мезофауна исследована методом ручной разборки (Гиляров, 1975). Микроморфологические исследования проводились на поляризационном микроскопе ЛОМО ПОЛАМ Л-213 (x25-250).

Свойства исследованных ПТО и почв

Морфологические свойства исследованных ПТО и городских почв

Протекание любых почвенных процессов приводит к образованию и накоплению новых педогенных твердофазных продуктов и структуры (Таргульян, 2008). Таким образом, изменение почв и ПТО во времени прежде всего диагностируется по изменению их морфологических свойств.

Собственно рекультивационное тело всегда состоит из горизонта RAT, включающего до 25% растительных остатков. Под горизонтами RAT располагается небольшой слой отсыпанного или разрыхленного грунта. Общая мощность рекультивационного тела не превышает 40 см. Нижняя часть – основа под рекультивацию представлена различными субстратами:

- рекультивационное тело покрывает урбиковые горизонты;
- основой является серия техногенных горизонтов (грунтов);
- основой под технозем служит рыхлая порода естественного залегания, в нашем случае аллювий;
- основа смешанная.

Также нами были описаны случаи самозарастания техногенных отложений без рекультивации.

RAT – свежесформированные горизонты выглядят под микроскопом следующим образом (рис. 18, а): много растительных остатков разной степени разложенности, плазменная составляющая гумусовая, количество минеральных зерен, не имеющих гумусовых пленок, относительно небольшое (преимущественно кварц), карбонатные включения единичны.

В горизонтах RAT возраста от 3 до 7 лет (рис. 18, б) присутствует гораздо меньшее количество слаборазложенных растительных остатков, объем минеральной части увеличивается за счет минерализации растительных остатков и аэрального привноса минеральных частиц. Тонкодисперсное органическое вещество сгустковой формы. Часто присутствуют углистые частицы. Появляются карбонатные включения, такие как обломки твердых карбонатных строительных растворов и карбонатные новообразования в форме нодулей.

В объектах возраста 4–7 лет на месте рекультивационных работ диагностированы горизонты AYur, причем, в профилях почв, описанных на участках, находящихся в речной долине, эти горизонты заместили горизонт RAT, а в разрезах, расположенных на плакорных участках, этот горизонт образовался на границе RAT и нижележащего горизонта. То, что рекультивант был положен именно на техногенные грунты, а не на серогумусовый горизонт, подтверждают история землепользования участков и одновременные наблюдения за этими объектами. В почвах, где основой под рекультивацию были горизонты UR, вне зависимости от участка, за этот период на поверхности сформировался AYur.

При самозарастании техногенных грунтов в течение 4–7 лет также образуются почвы с поверхностным горизонтом AYur, вне зависимости от подстила-

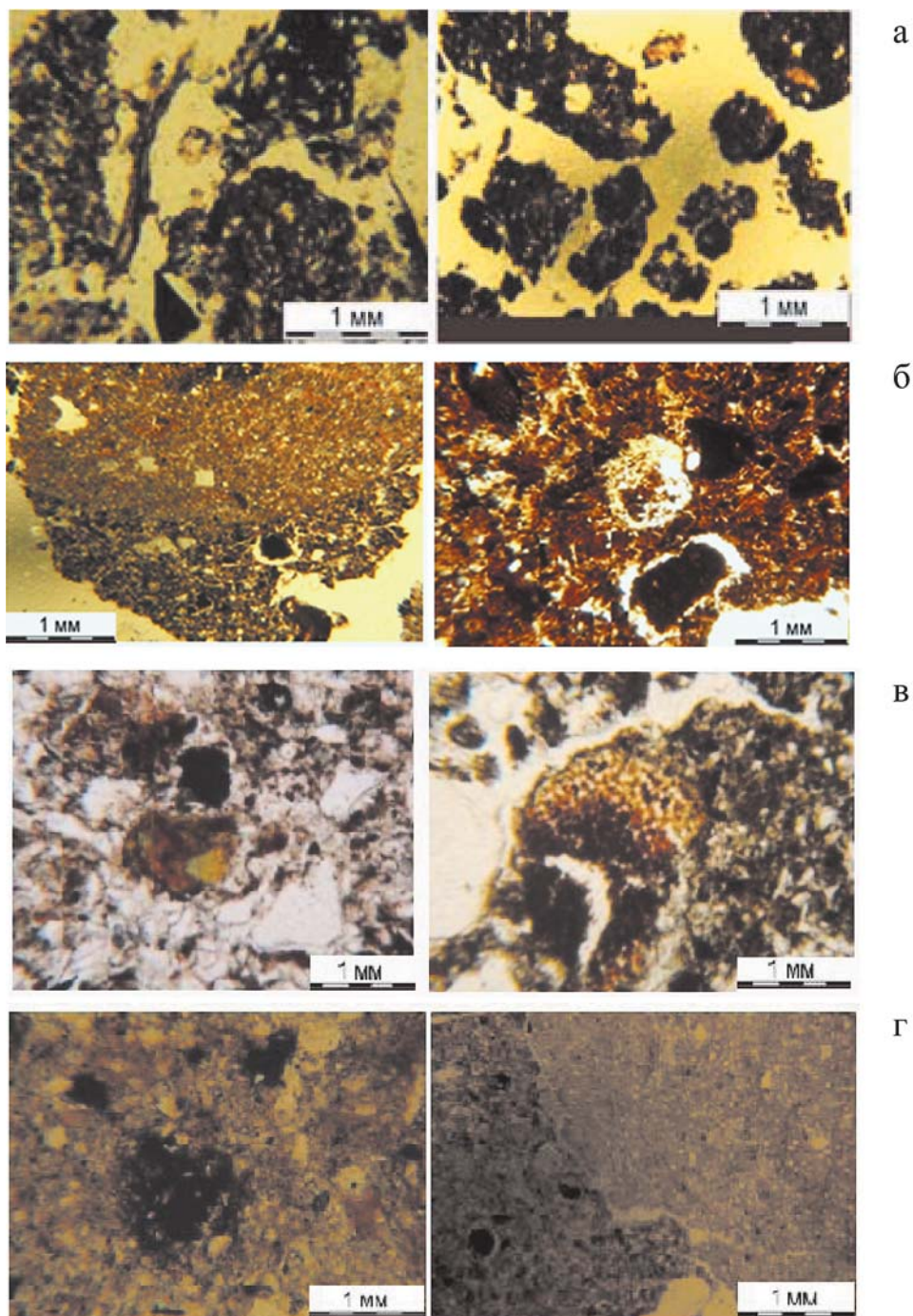


Рис. 18. Микростроение горизонтов почв и ПТО разного возраста
 а – свежесформированные RAT горизонты (||); б – горизонты RAT возраста 4–7 лет (||); в – AYur
 на техногенных отложениях (||); г – AYur на урбиках (||)

ющих пород и геоморфологических условий, однако мощность этого горизонта обычно меньше, чем горизонтов АУг, образовавшихся на месте РАТ.

АУг горизонты, возникшие из горизонтов РАТ на техногенных грунтах (4–7 лет) (рис. 18, в) как на водоразделе, так и в речной долине, имеют плазменно-пылевато-песчаное микростроение, в шлифах обнаруживаются различные микровключения, карбонатные новообразования; органическое вещество в основном дисперсное, реже сгустковое, появляются потеки гумуса, встречаются углистые частицы, заметна зоогенная проработанность материала, присутствуют также консолидированные микрофрагменты.

Аналогичные горизонты, образовавшиеся в результате рекультивации урбаноземов (рис. 18, г), отличаются плазменно-пылеватым строением, органическое вещество также дисперсное, реже сгустковое, в бескарбонатных областях присутствует потечное органическое вещество и есть признаки перемещения глины, плазма железисто-гумусовая, включений немного.

В почвах возраста более 30–40 лет в речной долине и на водоразделе на поверхности диагностируются урбиковые горизонты. Сформированный в течение 30–40 лет поверхностный урбиковый горизонт на микроуровне по своим признакам соответствует горизонтам UR, описанным ранее (Прокофьева и др., 2001; Прокофьева, Варава, 2010). Урбиковые горизонты, как основу под рекультивацию, так и поверхностные горизонты, сформировавшиеся после рекультивации, отличает преобладание гумусовой плазмы (в основном дисперсное органическое вещество), присутствуют признаки перераспределения железа, карбонаты представлены различными формами: от стяжений до отдельных кристаллов кальцита в плазме, всегда присутствуют различные микровключения – разрушающиеся фрагменты кирпича, щебень, редко асфальт и резина, твердые карбонатные строительные растворы (бетон, цемент и др.). Заметны структурированность материала и равномерная прокраска гумусом.

Для техногенных горизонтов как для основы под технозем характерны: отсутствие или единичные микровключения (при большом количестве артефактов на макроуровне), сильная разнородность и микрофрагментарность материала, большое количество уплотненных областей, присутствие оглеения, органическое вещество различных форм, как дисперсное, часто потечное, так и сгустковое. Встречаются следы движения глины, железа и гумуса в бескарбонатной среде. Присутствуют фрагменты унаследованных кутан. Минеральный скелет разнообразен, в отличие от преимущественно кварцевого состава горизонта РАТ.

Наблюдения за рекультивационными телами разного возраста в шлифах свидетельствуют о протекании в них ряда почвообразовательных процессов, которые приводят к эволюционным изменениям как поверхностного горизонта РАТ, так и нижележащих горизонтов. Тем не менее преобладающими, как это отмечается в молодых почвах (Роде, 1947), являются процессы трансформации органического вещества и формирования гумуса, которые связаны с освоением субстрата биологическими организмами.

Физические свойства исследованных ПТО и городских почв

Для городских почв характерно ухудшение физических условий («Почва, город, экология», 1997). Плотность разных типов поверхностных горизонтов

Таблица 13. Физические свойства в ряду трансформации поверхностных горизонтов

| Свойство | RAT 0-3 года | RAT 4-7 лет | A Yur | UR |
|-------------------------------------------------|-----------------|----------------|----------|----------|
| Сопротивление пенетрации, кг/см ² | 1,1±0,7 | 3,7±1,0 | 5,4±2,0 | 8,4±2,4 |
| Плотность, г/см ³ | 0,75±0,08 | 0,84±0,11 | 1,2±0,16 | 1,3±0,11 |

представлена в таблице (табл. 13). Она увеличивается с возрастом в среднем от 0,75 до 1,3 г/см³. Для стадии образования горизонта урбик наблюдается слабое переуплотнение (диапазон 1,2–1,4 г/см³ по Качинскому (Воронин, 1988)). Плотность горизонтов AYur, сформированных на урбиковых горизонтах, ниже, чем аналогичных горизонтов, образовавшихся на основе из техногенных отложений. Высока и плотность дернины слаборазвитых почв на техногенных отложениях. Плотность остальных объектов находится в оптимальном диапазоне (0,9–1,2 г/см³).

Условия для проникновения корней и животных в почву достаточно благоприятны. Сопротивление пенетрации не достигает критических значений (для легкосуглинистых и супесчаных почв – 45–55 кг/см²; Шеин, 2005). С годами сопротивление пенетрации поверхностных горизонтов возрастает вне зависимости от субстрата-основы, однако AYur на техногенных горизонтах имеют большую твердость, чем горизонты, сформировавшиеся при подстилании урбиковыми горизонтами.

При измерении физических свойств основ под рекультивацию выявлено, что техногенные горизонты как основа отличаются от остальных типов горизонтов достаточно высокой степенью уплотнения (плотность 1,8±0,2 г/см³; твердость 23±14 кг/см²). Урбиковые горизонты имеют более благоприятные свойства (1,2±0,2 г/см³; 14±3 кг/см²). Самые оптимальные физические условия для рекультивации обнаружены у естественной породы – аллювия (1,4±0,2 г/см³; 3 ± 1 кг/см²). Естественно, что скорость развития гумусово-аккумулятивных горизонтов за счет проработки породы почвенными животными и проникновения корней ниже там, где под рекультивантом залегают плотные и твердые горизонты ТСН.

Химические и физико-химические свойства ПТО и городских почв

Горизонты RAT характеризуются невысокими значениями окислительно-восстановительного потенциала (400–500 мВ) (рис. 19, а). По мере трансформации субстрата рекультиванта с образованием почвенной структуры он увеличивается до 500–600 мВ в AYur. В поверхностных горизонтах UR, образовавшихся в течение 30–40 лет, – до 600 мВ и более, что соответствует условиям в зональных почвах.

Свежие горизонты RAT иногда содержат примеси CaCO₃ (до 0,5 %). Четко прослеживается связь содержания карбонатов с возрастом – чем старше горизонт, тем больше их количество (рис. 19, б). Реакция среды рекультивантов слабобоксидная до нейтральной (рН 5,6–6,9). Горизонты AYur уже имеют рН от 6,0 до

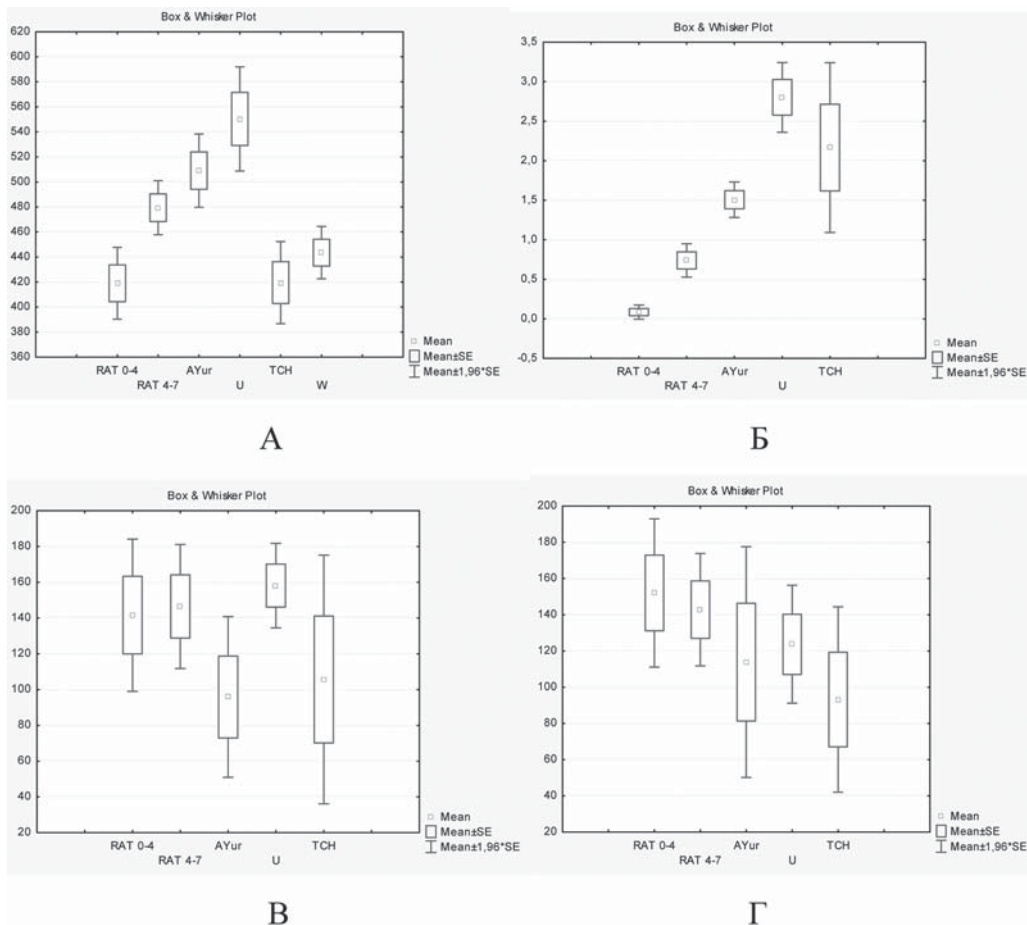


Рис. 19. Физико-химические и химические свойства антропогенных горизонтов на разных стадиях трансформации: А – окислительно-восстановительный потенциал; Б – содержание карбонатов; В – содержание подвижного фосфора; Г – содержание соединений растворимого калия

8,0. Поверхностные горизонты UR характеризуются слабощелочной реакцией среды (около 7,5 ед. pH) и относительно высоким содержанием карбонатов (в среднем 2,8%).

Содержание органического углерода в молодых горизонтах RAT до 25%, что соответствует существующим законодательным нормам, в первые 4–7 лет трансформации уровень значений этого показателя резко падает до 7–10%. В горизонтах AYur содержание органического углерода в среднем около 2,1%. В горизонтах UR, образовавшихся в течение 30–40 лет, содержание $C_{орг}$ стабилизируется примерно на том же уровне (в среднем 2,3%).

Содержание подвижного фосфора и водорастворимого калия (рис. 19, в, г) в рекультивационных горизонтах коррелирует в основном с содержанием бытового мусора в основе под рекультивацию. Так, максимальное содержание фосфора и калия (до 150 мг/кг) приходится на ПТО рекультивированных сва-

лок. В горизонтах АУ_г содержание подвижного фосфора и водорастворимого калия также варьирует в зависимости от почвообразующей породы от 2 до 130 мг/кг. Увеличение их содержания в поверхностных горизонтах возрастом более 7 лет связано с выгулом домашних животных. В связи с этим поверхностные горизонты UR отличаются высоким содержанием подвижного фосфора и водорастворимого калия (в среднем 180 и 140 мг/кг). Различия между горизонтами, образовавшимися на долинных территориях и на плакорных пространствах, незначительны.

Техногенные горизонты как основа под рекультивацию имеют следующие свойства. Реакция среды от слабокислой до слабощелочной (рН 6,0–7,9). Содержание $C_{\text{орг}}$ от 1 до 13 % в горизонтах рекультивированных свалок. Также возможно присутствие большого количества фосфора и карбонатов, в зависимости от содержания бытового и строительного мусора (до 2 % CaCO_3 , до 220 мг/кг P_2O_5). Большинство техногенных горизонтов загрязнены тяжелыми металлами, вплоть до уровня ОДК (Zn до 197, Pb до 107, Cu до 144, Cd до 0,9 мг/кг). ОВП в горизонтах ТСН составляет 400–500 мВ.

Урбиковые горизонты как основа для рекультивации характеризуются более высоким и благоприятным ОВП (500–600 мВ). Реакция среды нейтральная, до щелочной (рН 6,6–8), содержание органического углерода 0,6–4 %, высоко содержание подвижного фосфора (до 180 мг/кг) и растворимого калия (до 150 мг/кг), а также карбонатов (до 4 %). Присутствуют превышения фоновых значений содержания тяжелых металлов (мг/кг) (Zn до 148; Pb до 78; Cu до 55; Cd до 0,2).

Состав органического вещества в процессе трансформации претерпевает изменения. В свежесформированном горизонте RAT отношение $C_{\text{гк}}/C_{\text{фк}}$ варьирует от 0,9 до 2,2, что говорит о различном типе гумуса и, следовательно, о различии в способе приготовления субстратов. Важно также отметить высокое содержание негидролизуемого остатка (около 75 % всего $C_{\text{орг}}$). Спектр отражения этих горизонтов вогнутый ($\text{tg}\alpha$ угла наклона спектральной кривой равен 0,01), без перегибов и по форме соответствует спектрам отражения низинных торфов (Орлов и др., 2001) (рис. 20). Спектр отражения горизонтов RAT, отмытых пирофосфатным методом от гумусовых кислот, практически не изменяется ($\text{tg}\alpha = 0,02$), что говорит о высоком содержании трудноразлагаемых органических веществ, прочно связанных с минеральной матрицей.

Спустя 4–7 лет трансформации отношение $C_{\text{гк}}/C_{\text{фк}}$ горизонтов RAT снижается до 0,9 (гуматно-фульватный тип гумуса), доля негидролизуемого остатка в среднем около 60 % на фоне уменьшения количества органического вещества в целом. Спектры отражения этих горизонтов становятся более выположенными, $\text{tg}\alpha = 0,01$, без перегибов, которые проявляются на спектральной кривой в области 520–600 нм после удаления гумусовых кислот ($\text{tg}\alpha = 0,05$), что свидетельствует о наличии в минеральной части соединений несиликатного железа, которые маскируются соединениями почвенного органического вещества. Это говорит о том, что формирование органической составляющей почв продолжалось после формирования минеральной части, т.е. оно современное. Необходимо отметить, что усредненные спектры RAT возраста 4–7 лет и АУ_г, отмытых от гумусовых кислот, практически идентичны (рис. 20).

Тип гумуса горизонтов АУ_г гуматно-фульватный ($C_{\text{гк}}/C_{\text{фк}}$ в среднем 0,9). У горизонтов, сформированных на основе из горизонтов урбик, отношение

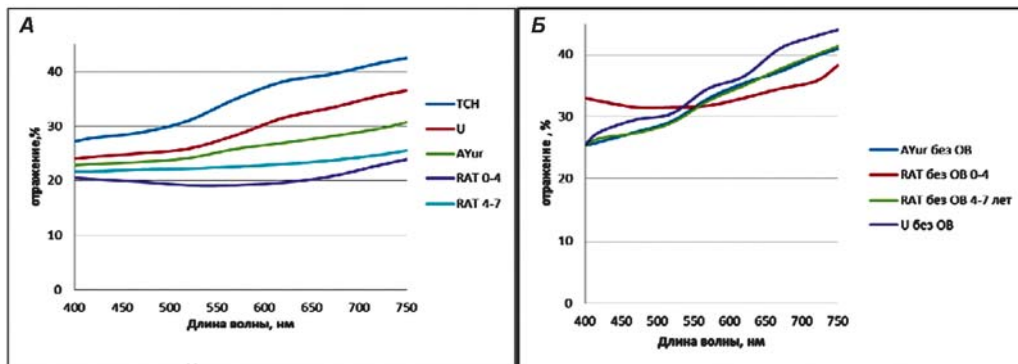


Рис. 20. Усредненные спектры отражения различных почвенных горизонтов города:
 А – спектры горизонтов; Б – спектры после удаления гумусовых кислот

$C_{гк}/C_{фк}$ ниже – около 0,7 (что соответствует зональным значениям), а на техногенных выше – 1,3. Не прошедшие стадию рекультивации серогумусовые горизонты отличаются еще более низким значением этого показателя (0,55), что говорит о формировании большего количества ФК, характерного для почв данной природной зоны. Доля негидролизуемого остатка около 70%. Спектры этих горизонтов имеют s-образный вид, с перегибом в области 520–600 нм ($tg\alpha = 0,04$), что свидетельствует о значительном влиянии соединений несиликатного железа на окраску.

Урбиковые горизонты, образовавшиеся на месте рекультивационных горизонтов за 30–40 лет, характеризуются более низким отношением $C_{гк}/C_{фк}$ – 0,55 на основе как урбиковых, так и техногенных горизонтов. Доля негидролизуемого остатка около 70 %.

Содержание тяжелых металлов. В результате исследования содержания ТМ (Pb, Zn, Cu, Cd) в ПТО на разных стадиях трансформации выяснилось, что содержание ТМ в рекультивационных горизонтах варьирует в широких пределах в зависимости от удаленности объекта от источника антропогенной нагрузки на данную территорию и возраста объекта. В молодых RAT (мг/кг): Zn – min 18, max 390; Pb – min 16, max 193; Cu – min 13, max 177; Cd – min 0,01, max 4,7; в RAT возрастом 4-7 лет (мг/кг) – Zn – min 242; max 286; Pb – min 155, max 178; Cu – min 98, max 124; Cd – min 0,1, max 0,5. Исследование поллютантов в образцах пылеаэрозоля с Ломоносовского проспекта, отобранных в зимний и летний период, показывает, что содержание нефтепродуктов в летней пыли 4153 мг/кг, а в зимней – 5133 мг/кг, что в 14 и 17 раз превышает ПДК для почв. Содержание ТМ (мг/кг): Cu – 873 и 961; Cd – 7,0 и 9,0; Zn – 1100 и 1250; Pb – 300 и 450. Таким образом, уже в первые четыре года своей «жизни» при исключительной близости к источнику загрязнения рекультивационные горизонты накапливают высокие концентрации загрязняющих веществ. Это делает замену поверхностных горизонтов малоэффективной, с учетом того, что концентрации поллютантов в дальнейшем продолжают возрастать.

В рассматриваемом ряду трансформации от свежих рекультивационных тел до специфических городских почв наблюдается тенденция к смене микробных сообществ. Высокая целлюлозолитическая активность рекультивационных горизонтов последовательно уменьшается с 35 % в RAT до 1,5 % в горизонтах UR в месяц. Уменьшается число колоний бактерий олигонитрофилов (на порядок с 70 млн КОЕ/г в свежесформированных RAT до 9 млн КОЕ/г в AYur и 4 млн КОЕ/г в UR), а обрастание комочков почвы азотобактером в процессе трансформации ПТО увеличивается. Также происходит уменьшение содержания углерода микробной биомассы с 1482 мкг С/г почвы в RAT до 672 мкг С/г почвы в молодом горизонте UR.

Сравнивая по биологическим свойствам одновозрастные горизонты, сформировавшиеся на различных подстилающих субстратах, мы также можем отметить, что у AYur горизонтов, сформированных на урбаноземе, целлюлозолитическая активность меньше, чем у горизонтов, образовавшихся после рекультивации на техногенных отложениях (соответственно 3,5 и 12,8 %). Наблюдается увеличение обрастания азотобактером почвенных комочков поверхностных горизонтов, сформированных на урбаноземе, по сравнению с серогумусовыми горизонтами, развитыми на техногенных отложениях (82 % и 50 % соответственно). Таким образом, погребенные горизонты урбик, по всей видимости, служат источником видов для заселения рекультивационного тела и его адаптации к городской среде. В горизонтах, сформированных на рекрементогенных отложениях (с большим количеством бытового мусора), наблюдался высокий уровень углерода микробной биомассы (11784,69 мкг С/г почвы), что на порядок выше, чем в других объектах, и может свидетельствовать о микробиологическом загрязнении.

Биологические свойства техногенных горизонтов (составляющих основы под рекультивацию) отличаются тем, что в них хуже всего разлагается целлюлоза (до 0,5 %), однако выявлен высокий процент обрастания азотобактером (до 80 %) (для горизонтов с содержанием включений бытового мусора). Но высокая плотность и твердость техногенных горизонтов не способствуют заселению их мезофауной, этим можно объяснить низкое видовое разнообразие и малую биомассу почвенных животных.

Для старых урбиковых горизонтов как основ под рекультивацию, так и молодых поверхностных горизонтов, характерны: низкая целлюлозолитическая активность (до 3,5 % за три месяца), высокая степень обрастания азотобактером (до 94%), небольшая численность колоний олигонитрофилов (порядка 1 млн КОЕ/г) и максимальная численность мезофауны среди изученных антропогенных горизонтов.

В процессе трансформации горизонты RAT постепенно осваиваются почвенной фауной как в речной долине, так и на водоразделе (и численность, и биомасса на участках примерно равны). В дальнейшем биомасса и численность зообиоты увеличиваются. Анализ состава и численности почвенной фауны с разделением на трофические группы показан на диаграмме (рис. 21): хищники быстрее заселяют свежесформированные ПТО, так как имеют возможность перемещаться по дневной поверхности и в воздухе (например, жуки), однако впоследствии они уступают по численности фитофагам, которые непосредственно

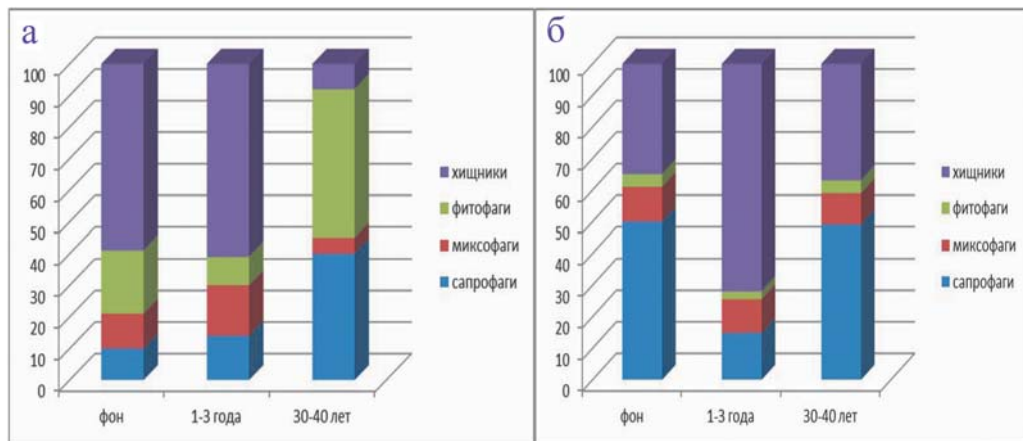


Рис. 21. Распределение трофических групп на участках:
а – Тушино; б – Крылатский берег

твенно питаются растительными остатками и корнями, многочисленными как в ПТО, так и в серогумусовом и урбиковом горизонтах (рис. 21, а). При условии близости источника биоразнообразия, такого как условно ненарушенная пойменная территория, сообщество почвенных животных, сформированное за 30 лет, сравнимо по трофическому составу с естественным (рис. 21, б).

Таким образом, при близком нахождении источника биоразнообразия и наличии основы под рекультивацию с благоприятными для живых организмов свойствами количество вредителей для зеленых насаждений уменьшается, а в доминанты выходят хищники, сообщество становится похожим на природное.

Трансформация почвоподобных образований в условиях урбэкосистемы

Итак, прослеживается следующий тренд трансформации (рис. 22) поверхностных горизонтов ПТО:

I – инициальная стадия. На различные субстраты разной мощности для рекультивации накладывается торфокомпостная смесь с маломощной супесчаной или легкосуглинистой техногенной отсыпкой – так формируется ПТО с поверхностным горизонтом RAT. Если рекультивации не происходит, то техногенный грунт зарастает растительностью, преимущественно сорной, с образованием дернины и формированием слаборазвитых почв (за 1–2 года). И момент формирования ПТО, и формирование техногенного грунта на дневной поверхности можно рассматривать как ноль-момент для современного почвообразования.

Из сопоставления времени существования рекультивационных тел и морфологии профилей следует, что верхние горизонты рекультивационных смесей начинают минерализовываться уже в первые годы после рекультивации. Меняются их свойства. Интенсивно трансформируется органическое вещество.

II – стадия формирования серогумусового горизонта (4–7 лет). Благодаря преобразованию органического вещества и формированию нового гумуса в материале рекультивационного тела или за счет накопления органического ве-



Рис. 22. Схема трансформации ПТО в условиях городской среды

щества на техногенных грунтах, по прошествии от 4 до 7 лет (в зависимости от основы) образуется серогумусовый горизонт с признаками урбопедогенеза. Мощность серогумусового горизонта, сформировавшегося из RAT, на суглинистых отложениях 5–7 см, на супесчаных – около 15 см; мощность серогумусового горизонта на некультивируемой основе на супесчаных отложениях за тот же период 11 см. Сначала в рекультивационных горизонтах начинают появляться морфоны серогумусовых горизонтов, а далее обособляются и целостные горизонты. При этом горизонты RAT на территории речной долины практически полностью прорабатываются процессами почвообразования и в результате замещаются серогумусовыми горизонтами. Если же ПТО находится на территориях с суглинистыми литологическими основами, процессы преобразования органического вещества затрагивают нижнюю часть горизонта торфокомпостной смеси и верхнюю часть основы под рекультивацию – в результате горизонт AYur на начальных стадиях почвообразования формируется между горизонтом RAT и основой под рекультивацию.

На этой стадии повышается плотность поверхностного горизонта, снижается количество органического углерода, появляются карбонаты, формируется гуматно-фульватный тип гумуса. Окислительно-восстановительный режим меняется со слабовосстановительного на слабоокислительный, что свидетельствует об активном биологическом освоении рекультивационных тел. Французские исследователи (Séré, Schwartz et al., 2010) получили схожие результаты. Было экспериментально показано, что в сконструированных из искусственных суглинистых грунтов телах за три года увеличивается плотность, количество органического углерода, происходит оструктурирование. За три года образовался целый горизонт, который изначально не был сконструирован.

В случае отсутствия рекультивации на техногенных отложениях также формируется горизонт AYur, позволяющий диагностировать почву как серогумусовую (дерновую) на техногенных отложениях. Однако он менее гумусированный, с гумусом более фульватного типа, и его мощность меньше, чем у аналогичных горизонтов, сформировавшихся после рекультивации за тот же период времени.

III – стадия формирования урбикового горизонта (30–40 лет). На территории города происходит постоянный привнос твердых аэральных выпадений, крупного мусора и других субстратов на поверхность почвы, поэтому в серогумусовых горизонтах практически с начала их образования проявляются признаки урбопедогенеза, такие как накопление антропогенных включений, карбонатов, поллютантов и т.д. Постоянный аэральный привнос твердых частиц, составляющий в Москве от 0,09 до 8,80 г/м² в сутки в зависимости от функциональной нагрузки (Ачкасов, Башаркевич и др., 2006), и вовлечение их в почвообразование приводят к формированию урбикового горизонта мощностью 20–30 см за 30–40 лет. Для этих горизонтов характерны слабая переуплотненность, высокое содержание карбонатов, окислительный режим, содержание органического вещества около 2 % с преобладанием фульвокислот (в автоморфных условиях).

При минимальном привносе аэральных выпадений за тот же период не происходит переход на стадию урбикового горизонта. Серогумусовый горизонт с признаками урбопедогенеза лишь немного увеличивает свою мощность. Примеры такого «торможения» были встречены в Ботаническом саду МГУ, где возраст серогумусовых почв на техногенных отложениях составляет около 50 лет, и на рекреационной территории Крылатский берег, где рекультивационный горизонт на аллювии I террасы трансформировался в гумусово-аккумулятивный горизонт (около 20 см). По причине минимального аэрального привноса эти горизонты практически не имеют признаков урбопедогенеза. Основа под рекультивацию из аллювия естественного залегания в наибольшей степени способствует развитию зоо- и фитоценоза.

Горизонты урбик с их хорошими физическими и химическими свойствами также благоприятны как основа под рекультивацию. Техногенные грунты, напротив, являются наименее благоприятной основой из-за их переуплотнения, низкого окислительно-восстановительного потенциала, неоднородности и отсутствия структуры. Случай формирования ПТО на покровном суглинке естественного залегания нами не встречен. Но даже в суглинистых техногенных горизонтах, если их возраст превышает 30 лет, на микроуровне отмечаются явные признаки зоогенной трансформации и современные гумусо-глинистые кутаны, что свидетельствует о перемещении органического вещества и глины.

В заключение следует подчеркнуть наиболее важные моменты.

В городской среде протекает трансформация ПТО в направлении образования специфических городских почв – урбостратоземов (урбаноземов). Время трансформации рекультивационной смеси в серогумусовый горизонт (AY) составляет от 4 до 7 лет. Дальнейшая трансформация до урбикового горизонта (UR) протекает несколько десятков лет. Направление саморазвития почв на нерекультивированных техногенных отложениях то же. Развитие серогумусовой почвы идет через стадию слаборазвитой почвы и составляет 7–10 лет.

Основными процессами на ранних стадиях трансформации ПТО являются процессы минерализации органического вещества и накопления гумуса. О минерализации свидетельствует резкое снижение содержания органического вещества уже в первые годы. В процессы трансформации вовлекаются также прочносвязанные фракции гумуса. На стадии формирования урбиковых горизонтов микрофлора целлюлозолитиков угнетается и процессы преобразования растительных остатков замедляются. По мере трансформации рекульти-

вационного материала в урбоэкосистеме в автоморфных условиях тип гумуса приближается к типу гумуса фоновых почв.

Высокая микробиологическая активность падает уже в первые четыре года существования рекультивационного тела. На стадии серогумусового горизонта микробиологическая активность минимальна. В дальнейшем показатели биологической активности остаются на постоянно низком уровне, что свидетельствует о формировании устойчивого сообщества. Развивается особый микробный пул, характерный для городских почв.

Распределение содержания органического углерода, карбонатов, рН и микробный пул на разных стадиях трансформации носят аккумулятивный характер. Максимумы содержания в средних и нижних частях профилей приходятся лишь на погребенные горизонты урбик, выступающие в роли источников органического вещества, карбонатов, а также служащие источником биоразнообразия.

Содержание водорастворимого калия и подвижного фосфора зависит от состава основы под рекультивацию (загрязненность бытовым и строительным мусором, наличие фрагментов почвенных горизонтов) и интенсивности рекреационного воздействия на эти объекты и слабо зависит от времени трансформации.

Изучение ПТО, расположенных в различных функциональных зонах, показывает, что, чем ближе источники загрязнения, тем больше поллютантов накапливается в рекультивационном горизонте, что обуславливает необходимость быстрого проведения повторной рекультивации. Содержание поллютантов в рекультивационных телах близ крупной автомагистрали уже в первые годы трансформации достигает концентраций, многократно превышающих ПДК, что может приводить к угнетению и гибели зеленых насаждений. Излишнее воздействие на компоненты биогеоценоза при проведении рекультивационных работ и загрязнение из атмосферных выпадений неблагоприятно сказываются на функционировании поверхностных почвоподобных тел. В результате постоянная замена грунтов препятствует формированию устойчивых биологических сообществ и способствует повышению эмиссии парниковых газов (Васенев, 2011), проблема загрязнения почв при этом не решается.

Для повышения эффективности рекультивационных работ необходимо уделять гораздо большее внимание основе, хотя бы в пределах 1 м, как предписывает закон «О городских почвах» г. Москвы. По-видимому, нужно проводить мероприятия по рыхлению и оструктурированию техногенных горизонтов перед созданием ПТО, например применять структурообразователи. Как показано выше, техногенные грунты имеют неблагоприятные физические свойства, что препятствует быстрому освоению биотой и вовлечению их материала в процессы почвообразования. Для продления «жизни» рекультивационных поверхностных горизонтов в условиях загрязнения требуется разработка специальных мер, позволяющих не производить частой замены грунта.

Газогеохимическое состояние и экологические функции городских почв в условиях сезонной динамики биоты

Н.В. Можарова, С.А. Кулачкова

В настоящее время большое внимание уделяется проблеме увеличения содержания парниковых газов в тропосфере. Согласно различным исследованиям, на долю городов приходится от 40 до 75 % выбросов парниковых газов (Додмен, Саттервейт, 2009; Тибайджука, 2009). В городскую структуру выбросов углекислого газа в г. Феникс, штат Аризона (Koerner, Kloratek, 2002) максимальный вклад вносят выхлопы автомобилей (79,9%), 2,2% составляют выбросы электростанций, 1,6 % – дыхание человека, 0,5% – свалки, <0,1% – выбросы самолетов. Эмиссия углекислого газа городскими почвами составляет 15,8%. Из единичных работ известно, что в теплое время года эмиссия углекислого газа из почв варьирует от 15 мг/м² в час (камерный метод) на территориях промышленных предприятий до 700–900 мг/м² в час на газонах, полях для гольфа и сельскохозяйственных угодьях. Концентрации углекислого газа в атмосфере в среднем достигают 550 ppm.

Наиболее известными источниками метана в городах являются полигоны твердых бытовых отходов (ТБО), а также очистные сооружения и предприятия газоснабжения (Еланский, 2002). На фоне среднего по России содержания метана в приземном слое воздуха 1,8–1,9 ppm в городах регистрируются высокие средние концентрации метана в атмосфере – 2,2–2,6 ppm и более. По данным Кайе с соавт., для американского города Форт Колинс в Колорадо (Kaue et al., 2004) городские почвы под газонами в теплый период года с апреля по октябрь являются стоками атмосферного метана, но меньшими по сравнению с природными почвами (камерный метод, среднее поглощение меньше, чем –20 мг С/м² в час). Похожие результаты получены для почв газонов 50-летнего возраста в ботаническом саду в Мельбурне (Австралия) (Livesley et al., 2010), за редким исключением они были стоком атмосферного метана примерно той же интенсивности. Иногда встречающаяся эмиссия метана в атмосферу составляла 1–4 мг С/м² в час.

В литературе имеются сведения об образовании, эмиссии и утилизации метана с территорий газовых источников – подземных газохранилищ, примыкающих к городам. В летний период в условиях высоких температур и испаряемости с поверхности черноземов эмиссия метана в атмосферу проявляется с интенсивностью 0,001–0,1 мг СН₄/м² в час. Фрагментарно выделяются участки с более высокой эмиссией, достигающей 0,14–1,2 мг СН₄/м² в час и связанной с конвективными потоками метана, обусловленной негерметичностью скважин и грифонами. В зонах трещиноватости геологических структур и выхода газоносных пород на поверхность локально при низкой емкости геохимических барьеров эмиссия метана в атмосферу составляет 0,02–0,04 мг СН₄/м² в час. Сток атмосферного метана варьирует по интенсивности, но всегда преобладает по площади по сравнению с эмиссией метана. Потоки природного газа задерживаются почвой и расходуются на бактериальное окисление (90–99 %) и эмиссию метана в атмосферу (1–10 %). Годовая интенсивность бактериального окисления техногенно-аллохтонного метана в почвах больше его эмиссии в атмосферу на 1–2 порядка, автохтонного – на порядок (Можарова, 2014).

Неотъемлемой частью городской территории являются действующие заброшенные и рекультивированные поля орошения и фильтрации, предназначенные для утилизации сточных вод. На нереккультивированных и действующих полях фильтрации сформированы техногенные поверхностные образования (ТПО) типа артифимостратов (Классификация почв России, 2004). Для их нижней части профиля характерны анаэробно-биотические процессы, а также высокое содержание органического вещества и азота, что является причиной интенсивного процесса образования компонентов биогаза: метана и углекислого газа (метана 4,4–53 %, углекислого газа 0,9–8 %). В поверхностных частях профиля данных ТПО функционируют метанотрофные бактерии, окисляющие диффундирующий метан и выделяющие углекислый газ. Окисление метана достигает чрезвычайно высоких значений (несколько тысяч $\text{нг CH}_4/\text{г}$ в час) (Ножевникова и др., 1999). По нашим данным, на нефункционирующих полях фильтрации без привнесения свежих сточных вод эмиссии метана в атмосферу превышают 0,6 $\text{мг CH}_4/\text{м}^2$ в час и углекислого газа – 800 $\text{мг CO}_2/\text{м}^2$ в час. Вследствие этого концентрации названных газов в атмосфере высоки и составляют 60 ppm и 0,20 % соответственно, что приближается к нормативам ОБУВ и ПДК (Kulachkova, Mozharova, 2014). Сообщается о выделениях метана с полигонов ТБО, варьирующих от 0 до 9000 $\text{мг}/(\text{м}^2 \cdot \text{ч})$ (Каллистова и др., 2006). Ряд авторов (Leson, Winer, 1991; Nikiema et al., 2005; Hettiarachchi et al., 2011) указывают на то, что поверхностные почвенные образования, покрывающие территории захоронения мусора, в автоморфных условиях способны демонстрировать почти 100 % утилизацию метана при его входящей концентрации 2–2,5 %. Аналогичные результаты были получены нами в модельных экспериментах в летний период, а более низкие значения – в осеннее и зимнее время (Lisovitskaya et al., 2014). Данные об эмиссии парниковых газов в атмосферу могут служить основой для подсчета их массовых балансов. Серьезным препятствием на пути реализации данной задачи является отсутствие сведений об эмиссии газов в зимний период снижения интенсивности функционирования биоты, что особенно актуально для климатических условий России.

При исследовании газогеохимического состояния (изменения) и экологических функций городских природных и антропогенных почв преследовалась цель оценить связь с сезонной динамикой биоты.

Для этого предпринята попытка решить два блока задач.

1. Выявить газогеохимическое состояние и экологические функции городских почв и ТПО на слабопроницаемых природных грунтах при разных способах использования в условиях сезонной динамики биоты.

2. Выявить газогеохимическое состояние и экологические функции городских почв и ТПО полей орошения и фильтрации сточных вод и их рекультивированных вариантов в условиях сезонной динамики биоты.

Объектами исследования служили, во-первых, природные и антропогенные почвы на слабопроницаемых природных грунтах при разных способах использования в городах ближайшего Подмосковья, во-вторых, почвы и ТПО заброшенных и ныне рекультивируемых Люберецких полей фильтрации и рекультивированных ранее Люблинских полей орошения в Москве. Рекультивированные земли бывших полей орошения и фильтрации используются под строительство.

В качестве основного методологического подхода использовалось изучение статической составляющей почвенного покрова параллельно с его функциони-

рованием. Новизна подхода состоит в его комплексности, в сочетании общепринятых методик исследования консервативных характеристик почв и ТПО с авторскими интерпретациями способов определения газовых и микробиологических показателей, использованием современных методов компьютерной картографии, а также статистики.

Методами полевой почвенной и газогеохимической (приповерхностной и скважинной), приповерхностной атмосферной съемки (СП 11-102-97) было заложено около 10 ключевых участков в различных районах Москвы и Московской области (30 разрезов в летний период и около 100 полуюм в различные сезоны года). Отобрано около 4000 проб почвенного и атмосферного воздуха.

В профиле почв и ТПО определялось содержание метана и углекислого газа. Для этого на глубину горизонтов помещался пробоотборник из инертного материала, представляющий собой открытую снизу полую камеру объемом около 1000 см³. Через 1 ч шприцами отбирались пробы грунтового воздуха, которые переносились в герметичные стеклянные флаконы, предварительно заполненные насыщенным солевым раствором. Концентрации газов измерялись в лаборатории.

Эмиссия метана и углекислого газа определялась камерным методом. Камеры, представляющие собой полые металлические, открытые снизу цилиндрические сосуды-изоляторы объемом ~1100 см³, врезались с поверхности почв и грунтов на глубину до 5 см. Сразу же после установления камеры и через 1 ч из нее отбирали пробы воздуха. Первая проба характеризовала содержание газов в приземном атмосферном воздухе, вторая – отражала процессы эмиссии или поглощения газов в результате газообмена между почвами и атмосферой.

Количественное определение метана и углекислого газа проводилось на газовом хроматографе (модель «Кристаллюкс 4000М») с пламенно-ионизационным детектором и катарометром, обработка хроматограмм и расчет концентраций проходили в компьютерной программе NetChrom for Windows 2.0. Точность определения 0,1 ppm (10–5 %).

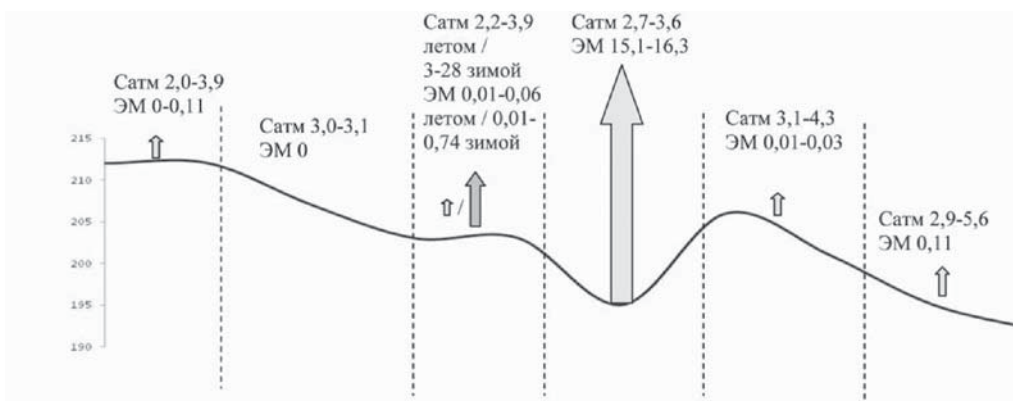
Потенциальные активности бактериального образования и окисления метана почвами определялись кинетическим методом с инкубированием образцов почв в закрытых флаконах по выделению или поглощению метана соответственно (принцип метода описан в (Звягинцев, 1991)). Параллельно определялось абиотическое поглощение метана.

Определение физических, химических и физико-химических параметров проводилось по общепринятым методикам (Вадюнина, Корчагина, 1986; Воробьева, 1998). Названия почв и ТПО даны по классификации и диагностике почв России (2004).

Газогеохимическое состояние и экологические функции городских почв и ТПО в условиях сезонной динамики биоты

Слабопроницаемые природные грунты при разных способах использования

Исследования газогеохимического состояния и экологических функций почв и ТПО в условиях сезонной динамики биоты проходили в почвах, сформированных на суглинистых двучленных отложениях в пределах Верейско-Звенигородской возвышенной равнины с пологими моренными холмами. Почвооб-



| Геоморфология | Плоский водораздел | Склоны водораздела крутизной 1-3° | Выположенный участок (<1°) | Ложбина стока | Склоны крутизной 1-3° | Инженерная подготовка территории |
|----------------------------------|-------------------------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------|
| Почвы | Перегнойно-глеевые (и техно-подзолисто-глеевые) | (Агро, техно)-подзолистые поливные | Подтопляемые дерново-подзолисто-глеевые | Иловато-перегнойно-глеевые | Техно-дерново-подзолистые глееватые постагрозенные, в т.ч. пиростратифицированные | ТПО (литостраты глеевые) |
| АМО, нг/г в ч | 0,05-0,07 | 0,01-0,02 | 0,08-0,156 | 0,05-0,07 | 0,001-0,01 | 0,04-0,07 |
| АБО, нг/г в ч | 19-29 | 17-28 | 14-27 летом / 3 зимой | 0-6 | 0 | 40-52 |
| С CH ₄ в профиле, ppm | 3-4 | 2-3 | 2-4 летом / 40-6000 зимой | 490-510 | 2-5 | 8,8-148 |

Рис. 23. Зависимость газогеохимического состояния и экологических функций почв от литолого-геоморфологических условий

АМО – активность микробиологического образования метана, АБО – активность бактериально-альтернативного окисления метана, C_{CH_4} в профиле – концентрация метана в профиле почв и ТПО, ЭМ – эмиссия метана в атмосферу, $mgCH_4/m^2$ в час, $C_{атм}$ – концентрация метана в атмосфере, ppm

разующие породы представлены покровными суглинками мощностью 0,5–1,5 м, подстилаемыми серовато-коричневыми покровными и водно-ледниковыми серовато-зелеными глинами мощностью 1,2–2,7 м соответственно. Последние служат водоупором для почв на покровных суглинках, что подтверждается контрастом коэффициентов фильтрации почв, составляющих соответственно менее 0,5 и 3–5 см/сут. Специфика литолого-геоморфологических факторов почвообразования имеет принципиальное значение для формирования почв и оценки их газогеохимического состояния.

На плоских водоразделах при доминировании радиального стока широко развиты перегнойно-глеевые почвы, а также техно-подзолистые глеевые рекультивированные почвы (рис. 23).

Вниз по склону на склонах крутизной 1–3° при наличии радиального и латерального стока развиты агро(техно)подзолистые поливные почвы.

Вниз по склону на выположенных пространствах крутизной менее 1° при наличии преимущественно радиального стока образованы дерново-подзолистые глеевые подтопляемые почвы. Подтопление и загрязнение этих почв, по-видимому, связано с орошением сточными и поливными водами агро-дерново-подзолистых почв, расположенных выше по склону.

За подтопляемыми почвами по склонам различных экспозиций крутизной $1-3^\circ$, при наличии стока широкое распространение получили природные (дерново-подзолистые постагрогенные) и антропогенно нарушенные почвы (техно-дерново-подзолистые постагрогенные глееватые и глеевые, в том числе пиростратифицированные). Эти участки используются в качестве свалки бытового мусора. Возникновение пиростратифицированных слоев на дерново-подзолистых почвах связано со сжиганием бытового мусора на несанкционированных свалках.

При инженерной подготовке территории под строительство происходит засыпание природных почв, формирование склонов крутизной $1-3^\circ$ и ТПО (литостратов, включая глеевые), представляющих собой смесь грунтов, в том числе с низкой водопроницаемостью, перемещенных с различных глубин на поверхность. Различные части ТПО имеют неодинаковые водно-физические, в том числе фильтрационные свойства. Последние варьируют от проницаемых до водоупорных. В агрегатах и глыбах различной проницаемости формируются соответственно аэробные и анаэробные условия. При наличии органического вещества в анаэробных условиях происходит образование метана.

Все рассматриваемые почвы характеризуются повышенным содержанием органического углерода вплоть до образования торфяно-перегнойных горизонтов, что, по-видимому, связано с замедленной трансформацией органического вещества в условиях застоя влаги, переувлажнения и подтопления. Содержание органического углерода в гумусово-аккумулятивных (в том числе погребенных) и перегнойных горизонтах составляет соответственно 3–6 и 17–21%. В техногенных поверхностных образованиях рассматриваемый параметр составляет 1–2,5%. Отмечается формирование глеевых горизонтов в дерново(техно)-подзолистых подтопляемых почвах и ТПО. Часто на общем буром фоне по крупным почвенным агрегатам заметны рыжие, сизые и черные пятна. Отмечаются новообразования: железомарганцевые примазки и ортштейны. Почвы характеризуются низкими отношениями пор аэрации к общей пористости (0,1–0,3) и окислительно-восстановительными потенциалами, варьирующими по горизонтам и агрегатам от интенсивно-восстановительных до слабо- и умеренно-окислительных. В техногенных поверхностных образованиях ярко выражена контрастность по степени морфологической оглеенности и окислительно-восстановительному потенциалу.

В этих условиях в теплое время года (июнь–сентябрь) в поверхностных гумусово-аккумулятивных и глеевых горизонтах почв и ТПО повсеместно отмечается автохтонное генерирование метана. Метан образуется в анаэробных зонах агрегатов, слоев и горизонтов почв и ТПО, затем диффундирует в аэробную зону, где окисляется специфической группой метанотрофных микроорганизмов. Данные процессы образования, транспорта, окисления и возможной эмиссии метана в атмосферу являются проявлением цикла Зенгена (Заварзин, 1999). Главными экологическими функциями почв и ТПО являются бактериальное окисление и утилизация метана.

В иловато-перегнойных почвах на отложениях малых водотоков в условиях отсутствия аэробной зоны и повышенной влажности (до 40 %), близкого уровня верховодки интенсивное метанобразование (0,05–0,07 нг/г в час) не обеспечивается соответствующим бактериальным окислением (0–6,4 нг/г в час). Наблюдаются интенсивное накопление метана в профиле почв (500 ppm) и очень сильная его эмиссия в атмосферу, составляющая 15,74 мг/м² в ч.

Активность образования метана в перегнойно-глеевых почвах варьирует от 0,05 до 0,07 нг/г в час. Образование метана компенсируется высоким бактериальным окислением (19–29 нг/г в час). В зависимости от пористости аэрации бактериальное окисление обуславливает соответственно низкую или среднюю (от 0 до 0,11 мг СН₄/м² в час) эмиссию метана в атмосферу. Содержание метана в приземном слое атмосферы над этими почвами превышает среднее планетарное содержание этого газа в 1,3–2,3 раза.

Вниз по склону в агродерново-подзолистых глееватых почвах на покровных суглинках автохтонное образование метана (0,08 нг/г в час) в гумусово-аккумулятивном горизонте компенсируется весьма интенсивным бактериальным окислением (17–28 нг/г в час). Концентрации метана в почвах значительно ниже аномальных (<100 ppm). Эмиссия метана в атмосферу не проявляется. Содержание метана в приземном слое атмосферы над этими почвами превышает среднее планетарное содержание этого газа в 1,8 раза.

В подтопленных техно-дерново-подзолистых почвах скорость образования метана в погребенных органогенных глеевых горизонтах с высоким содержанием гумуса составляет 0,156 нг/г в час, в горизонтах с меньшим содержанием гумуса она уменьшается (до 0,01–0,08 нг/г в час). Концентрации метана в почвах ниже аномальных. Среди них скорости окисления метана (14,3–27,6 нг/г в час) выше в почвах с большей скоростью образования метана по сравнению с почвами с меньшей скоростью (1,0–4,9 нг/г в час), что обеспечивает соответственно несколько меньшую (0,01 мг СН₄/м² в час) или большую (0,06 мг СН₄/м² в час) эмиссию метана в атмосферу в летний период. Содержание метана в приземном слое атмосферы превышает среднее планетарное содержание этого газа в 1,3–2,3 раза. В зимнее время, в период наиболее низкой активности метанотрофных бактерий, в подтопленных почвах, особенно в нижних горизонтах резко снижается активность бактериального окисления метана до 3 нг/г в час, накапливается значительное количество метана (40–6000 ppm), потенциально-опасное и аномальное по существующим нормам пожаро-взрывоопасности, и сильно увеличивается эмиссия метана в атмосферу (0,01–0,74 мг СН₄/м² в час). Содержание метана в приземном слое атмосферы (3–28 ppm) превышает среднее планетарное содержание этого газа в 2–16 раз. По санитарно-гигиеническим нормативам наибольшие концентрации метана в атмосфере составляют половину ОБУВ. Тенденции снижения бактериального окисления метана в зимний период продолжают в весенний период, при повышении температуры, что связано с длительностью выхода бактерий из латентного состояния (Mozharova, Kulachkova, 2008).

Дерново-подзолистые подтопленные почвы на выположенных поверхностях сменяются дерново-подзолистыми постагрогенными техногенно преобразованными глееватыми почвами с размещенной на них несанкционированной свалкой. Часть этой территории подготовлена под строительство, и сформированы техногенные поверхностные образования.

Техногенно-преобразованные и природные дерново-подзолистые почвы, на которых размещаются свалки, характеризуются невысокой активностью бактериального образования метана (0,001 нг/г в час в глееватых и около 0,01 нг/г в час в глеевых разностях). Регулярное сжигание мусора приводит к уничтожению бактериальной массы – природного бактериального фильтра, способного утилизировать мигрирующий метан. В рассматриваемых почвах скорости бактериального окисления метана почти во всех поверхностных горизонтах оказываются равными 0. Это сопровождается усилением эмиссии метана в атмосферу до значительных величин (0,014–0,03 мг $\text{CH}_4/\text{м}^2$ в час). Содержание метана в приземном слое атмосферы над этими почвами превышает среднее планетарное содержание этого газа в 1,8–2,5 раза.

В техногенных поверхностных образованиях за счет перемещения пород с низкими и водоупорными фильтрационными свойствами, усиления оглеения и ухудшения окислительно-восстановительных условий скорость образования метана увеличивается до 0,04–0,071 нг/г в час. В поровом пространстве почв происходит накопление метана до аномальных значений (148 ppm). При хорошей пористости верхних горизонтов в них происходит интенсивное окисление метана. Однако эмиссия метана в атмосферу все равно довольно ярко выражена (0,11 мг $\text{CH}_4/\text{м}^2$ в час). Содержание метана в приземном слое атмосферы над этими почвами превышает среднее планетарное содержание этого газа в 1,7–3,3 раза.

Образование углекислого газа происходит в почве в результате разложения органического вещества микроорганизмами и дыхания корней. Определенное количество углекислого газа образуется при окислении метана. Наибольшее содержание диоксида углерода в профиле почв отмечается в дерново-(техно)-подзолистых постагрогенных профильно-глееватых почвах и уменьшается к подтопляемым разностям и перегнойно-глеевым почвам, что связано с уменьшением интенсивности разложения органического вещества от автоморфных к гидроморфным почвам. Среднее содержание диоксида углерода в почве в 2–3 раза выше его содержания в атмосфере. При наличии растительности и корневой системы в почве концентрации углекислого газа в атмосфере прямо пропорциональны концентрациям в почве ($r = 0,71$). На техногенных поверхностных образованиях, лишенных растительности, названные связи выше ($r = 0,79$). Судя по полученным корреляциям, определенная часть углекислого газа атмосферы, по-видимому, связана с эмиссиями автотранспорта и объектов энергетики. Содержание углекислого газа в атмосфере на порядок превышает средние планетарные концентрации этого газа в атмосфере и согласно санитарно-гигиеническим нормам составляет 1/3 ПДК. Однако в литературе имеются сведения об опасности названного газа для здоровья человека при концентрации 1/6 ПДК (Robertson, 2006).

Содержание диоксида углерода в почвах и атмосфере в зимние месяцы по сравнению с летним периодом намного ниже. Концентрации в почвах, согласно принятым нормативам, относятся преимущественно к аномальным, в атмосфере составляют 1/8 ПДК.

Оценка рисков загрязнения атмосферы парниковыми газами. Для оценки риска загрязнения атмосферы применялось два критерия – сравнение с нормативными показателями (для метана ОБУВ 70 ppm, для углекислого газа ПДК 0,49%) и трехкратное превышение фонового среднепланетарного содержания (для метана >6 ppm, для углекислого газа > 0,10%).

Риска загрязнения атмосферы до превышения нормативных показателей не выявлено для всех исследованных почв и ТПО. Риск загрязнения атмосферы метаном выше фонового уровня существует в холодное время года для дерново(техно)подзолистых подтопленных почв и составляет 75 %, в летний период он минимален (<10 %). Риск загрязнения атмосферы углекислым газом выше фонового уровня, напротив, в зимний период отсутствует, а в летний период составляет 100 %.

Газогеохимическое состояние и экологические функции городских ТПО

Исследование полей фильтрации до и после их рекультивации

Люберецкие поля фильтрации находятся на западных окраинах Мещерской зандровой низменной равнины. До создания полей фильтрации данная территория, по всей видимости, была сформирована современными болотными отложениями и отложениями верхнечетвертичного отдела, представленными слоями торфа, сапропели и песка с прослоями торфа. В качестве регионального фона был принят незастроенный участок, находящийся в 1 км от полей фильтрации на территории района Некрасовка, где содержание метана в атмосфере составляло 2–3 ppm, а углекислого газа – 0,023 %, что близко к среднепланетарным значениям содержания этих газов в атмосфере (1,8 ppm и 0,038 % соответственно). Концентрации метана и углекислого газа в грунтовом воздухе – 3–4 ppm и 0,026–0,039 % соответственно.

До рекультивации поля фильтрации состояли из серии иловых чеков, представляющих собой искусственные прямоугольные лагуны глубиной 3–4 м и размером около 70 × 120 м, куда сливались и подвергались уплотнению осадки сточных вод. Поверхность иловых чеков покрыта водой, нефункционирующие чеки зарастают густой травой или кустарником. В процессе функционирования полей фильтрации в чеках происходит формирование техногенных поверхностных образований (ТПО), представляющих собой пастообразную черную массу. Для Люблинских полей фильтрации по данным Ножевниковой с соавт. (1999), влажность черного субстрата составляла 80–85%, pH около 7, содержание органического углерода чрезвычайно высокое – 20–25%, водорода – 3–4%, азота – 3–3,5%. ТПО на глубине ниже 40 см характеризуются сильновосстановительными условиями среды. Анаэробнозис, высокое содержание органического вещества и азота являются причиной интенсивного процесса образования компонентов биогаза: метана и углекислого газа. Концентрации метана в анаэробной части профиля могут достигать пожаровзрывоопасных значений 4,4–53%, а углекислого газа – 0,9–8,6%. В поверхностных частях профиля ТПО функционируют метанотрофные бактерии, окисляющие диффундирующий метан и выделяющие углекислый газ. Окисление метана достигает чрезвычайно высоких значений (несколько тысяч нг CH₄/г в час), но несмотря на это активности биоты не хватает, чтобы утилизировать весь образовавшийся метан (Ножевникова и др., 1999). Как уже отмечалось, широко развиты процессы эмиссии метана (>0,6 мг/м² в час) и углекислого газа (около 800 мг/м² в час), концентрации их в атмосфере высоки: метана около 60 ppm (содержание приближается к нормативному показателю ОБУВ), углекислого газа около 0,20% (содержание на порядок превышает фоновые среднепланетарные значения и приближается к ½ ПДК).

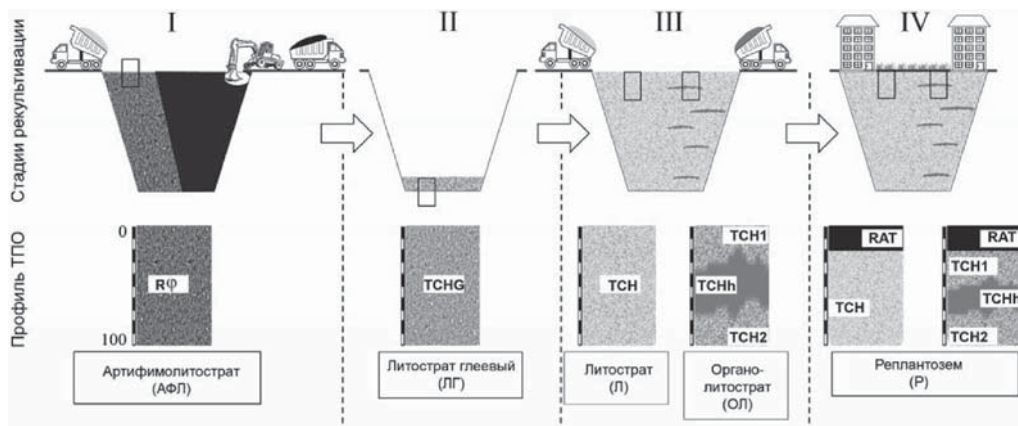


Рис. 24. Этапы рекультивации полей фильтрации и формирующиеся на них техногенные поверхностные образования

□ – почвенный профиль, расшифровка которого приведена на нижней части рисунка; Rφ, TCHG, TCH, TSHh, RAT – обозначения почвенных горизонтов

В процессе рекультивации происходило удаление осадков методом «отжима». Мощность насыпанного на их месте песка 4–6 м (рис. 24).

На первой стадии рекультивации происходит перемешивание остатков осадка с песком, и короткое время существует ТПО **артифимолитострат**, представляющий собой еще черную, мокрую мажущуюся опесчаненную массу с обилием корней, содержанием органического углерода 5%, слабокислой реакцией среды и менее восстановительной обстановкой по сравнению с нерекультивированными ТПО (табл. 14). В таких условиях в летний период наблюдается средняя интенсивность образования метана (0,03 нг/г в час) и довольно высокая скорость его бактериального окисления (25,7 нг/г в час), что, вероятно, связано с поступлением кислорода при перемешивании грунта и наличием большого количества свободного метана в профиле (1139,6 ppm). Такое содержание метана обусловлено как образованием на месте, так и поступлением из нижележащих слоев осадка и характеризует данные ТПО как потенциально опасные по пожаровзрывоопасности. Емкости бактериального окисления метана оказывается недостаточно, о чем свидетельствуют эмиссия этого газа в атмосферу (0,2 мг $\text{CH}_4/\text{м}^2$ в час) и повышенное его содержание в атмосфере (36,7 ppm, что составляет $\frac{1}{2}$ ОБУВ), но стоит отметить, что данные показатели ниже, чем на нерекультивированных ТПО. В связи с высоким окислением метана в артифимолитостратах мы наблюдали повышенное содержание CO_2 в профиле ТПО (0,97 %), что приводило к эмиссии его в атмосферу (53,3 мг/м² в час) и повышению там концентрации до 0,19 %.

На втором этапе рекультивации после выдавливания осадка сточных вод и извлечения его из карт на днище карт формируется **литострат глеевый**, представляющий собой супесчаную сизую влажную массу с редкими рыжими пятнами и включениями полуразложившихся растительных остатков, низким содержанием органического углерода (0,7%), нейтральной реакцией среды, восстановительными условиями ($E_h < 200$ мВ). Исследованные в летний пери-

Таблица 14. Свойства ТПО различных стадий рекультивации полей фильтрации

| Название ТПО | Горизонт | Физическая глина, % | Удельная поверхность, м ² /г | C _{орг} , % | pH H ₂ O | Eh, mV |
|--------------------------|----------|---------------------|-----------------------------------------|----------------------|---------------------|--------|
| Артифимолитостраты (АФЛ) | Rф | 6,1 | 60 | 5,0 | 6,0 | -90 |
| Литостраты глеевые (ЛГ) | TCHG | 12,3 | 23 | 0,7 | 7,0 | 180 |
| Литостраты (Л) | TCH | 6,4±1,3 | 34±15 | 0,3±0,1 | 6,1±0,4 | 571±76 |
| Органолитостраты (ОЛ) | TCH | 7,3±2,1 | 29±4 | 0,4±0,2 | 6,2±0,3 | 549±62 |
| | TCHh | 7,3±2,6 | 50±17 | 0,8±0,3 | 6,3±0,4 | 543±93 |
| Реплантоземы (Р), 0 лет | RAT | 17,7 | 43 | 3,6 | 4,9 | 621 |
| | TCH | 5,3±0,6 | 31±3 | 0,3±0,1 | 5,5±0,3 | 640±71 |
| Реплантоземы (Р), 10 лет | RAT | 4,8 | 33 | 2,3 | 6,5 | 620 |
| | TCH | 7,4±0,9 | 36±10 | 1,0±0,6 | 6,6±0,3 | 640±50 |

Примечание: Если объем выборки (*n*) составляет 5–10, то приведено среднее ± стандартное отклонение; для *n* < 3, приведены только средние значения.

од процессы метаногенеза ослабевают по сравнению с артифимолитостратами (0,007 нг/г в час). То же происходит и с бактериальным окислением метана (6,7 нг/г в час), что, вероятно, связано с длительным погребением массой осадков и нахождением в восстановительных условиях. На данной территории (табл. 15) наблюдаются очень высокое содержание метана в профиле (2632 ppm), а также очень высокая эмиссия этого газа в атмосферу (0,88 мгСН₄/м² в час). Такие показатели можно объяснить вероятным наличием под литостратом глеевым газогенерирующего фильтрата с иловых чеков. Содержание метана в атмосфере над данным ТПО минимум в 2 раза превышает среднепланетарную величину, но уже на порядок ниже ОБУВ. Содержание углекислого газа в профиле ТПО также крайне высокое и составляет 0,79%, идет выделение СО₂ в атмосферу (44,35 мг/м² в час), где он накапливается до 0,17%, что составляет 1/3 ПДК.

На третьем этапе рекультивации возможно формирование двух типов ТПО. В случае успешно проведенной рекультивации образуется литострат, при неосторожном попадании на поверхность грунта взвесей с вывозимыми органическими отходами – органолитострат.

Литостраты представляют собой песчаную толщу с неоднородной желтопалевой окраской с мелкими бурыми и черными пятнами, иногда со слабыми признаками глееватости, бесструктурные и уплотненные (1,65 г/см³), но хорошо аэрированные ($P_{\text{аэ}}/P_{\text{общ}}$ 0,8 %), с невысокой удельной поверхностью (20–63 м²/г). Характеризуются низким содержанием органического углерода (0,14–0,52 %), реакцией среды от слабокислой до нейтральной. Окислительно-восстановительный потенциал более 600 мВ, в глееватых разностях около 540–560 мВ. Микробиологическое образование метана в литостратах не выражено (средняя интенсивность 0,005±0,001 нг/г в час, показано среднее ± стандартное отклонение), так как они находятся в аэробных условиях. Накопления метана в профиле не происходит (C_{СН₄} 3,3±0,5 ppm), активность бактериального окисления метана невысокая (медиана 5,8 нг/г в час), несмотря на благоприят-

Таблица 15. Микробиологические и газовые характеристики ТПО различных стадий рекультивации полей фильтрации

| Название ТПО | Горизонт | Активность бактериального образования CH_4 , $\text{нг}/(\text{г}\cdot\text{ч}^{-1})$ | Активность бактериального окисления CH_4 , $\text{нг}/(\text{г}\cdot\text{ч}^{-1})$ | C_{CH_4} в профиле ТПО, ppm | Эмиссия CH_4 , $\text{мг CH}_4/(\text{м}^2\cdot\text{ч}^{-1})$ | C_{CH_4} в атмосфере, ppm | C_{CO_2} в профиле ТПО, % | Эмиссия CO_2 , $\text{мг CO}_2/(\text{м}^2\cdot\text{ч}^{-1})$ | C_{CO_2} в атмосфере, % |
|--------------|----------|------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|-------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|
| АФЛ | Рф | 0,030 | 25,7 | 1140 | 0,2 | 36,7 | 0,97 | 53,3 | 0,19 |
| ЛГ | ТСНГ | 0,007 | 6,7 | 2632 | 0,88 | 5,0 | 0,79 | 44,4 | 0,17 |
| Л | ТСН | 0,005± 0,001 | 5,8* | 3,3±0,5 | -0,04* | 3,2± 0,6 | 0,21± 0,05 | 32,4* | 0,13± 0,06 |
| ОЛ | ТСН | 0,005± 0,001 | 14,7* | 4,1±1,5 | -0,02* | 3,5± 0,9 | 0,28± 0,16 | 228,5* | 0,23± 0,09 |
| | ТСНh | 0,006± 0,001 | 23,4* | 3,9±0,5 | | | 0,32± 0,11 | | |
| Р, 0 лет | RAT | 0,089 | 18,1 | 2,8 | 0,01 | 3,0 | 0,20 | 26,4 | 0,18 |
| | ТСН | 0,006± 0,001 | 3,5* | 1,9 | | | 0,16 | | |
| Р, 10 лет | RAT | 0,007 | 3,5 | 3,0 | 0* | 2,7± 0,2 | 0,10 | 33,0* | 0,08± 0,01 |
| | ТСН | 0,005± 0,002 | 13,3* | 2,7±0,2 | | | 0,09± 0,01 | | |

Примечание: Если объем выборки (n) составляет 5–10, то приведено среднее ± стандартное отклонение; для $n < 3$ приведены только средние значения; * – медиана.

ные почвенные условия для этого процесса, что обусловлено низким количеством субстрата для метанотрофов. В связи с вышесказанным эмиссия в летний период за редким исключением отсутствует, наблюдается слабое поглощение метана из атмосферы, вследствие чего содержание в атмосфере мало ($3,2\pm 0,6$ ppm), на порядок ниже, чем над нерекультивированными участками, и в 2 раза ниже, чем над литостратом глеевым. Концентрация углекислого газа в профиле литостратов значительно меньше, чем в вышеописанных ТПО ($0,21\pm 0,05\%$), едва достигает аномальных показателей (по СП 11-102-97) и соответствует содержанию углекислого газа в природных почвах в летний период. Это связано с невысоким содержанием органического вещества и низким уровнем бактериального окисления метана. Вследствие малого содержания в профиле эмиссия углекислого газа в атмосферу также снижается (медиана $32,4$ мг/м² в час), приводя к уменьшению его концентрации в атмосфере ($0,13\pm 0,06$ %).

В сезонных циклах встречается увеличение содержания метана в профиле литостратов в холодное время года. Так, в весенний и осенний периоды до 15% исследованных литостратов содержали 27–57 ppm метана (при медиан-

ном значении для всего массива 3 ppm), в зимний период единично встречаются концентрации и 120 ppm (при медианном значении для всего массива 4,9 ppm). Вместе с повышением содержания метана в профиле ТПО наблюдается эмиссия и в атмосферу, которая летом отсутствовала. Наибольшие значения эмиссии характерны для зимы, что приводит к фрагментарному росту концентрации метана в приземной атмосфере до 11–16 ppm.

Сезонная динамика содержания углекислого газа в литостратах имеет похожие закономерности с динамикой метана. В осенний и зимний периоды увеличивается частота встречаемости ТПО с концентрацией углекислого газа, превышающей летние показатели ($>0,2\%$). При снижении биологической активности в эти времена года данное явление может быть связано с подтоками газов из нижележащей толщи. Эмиссия углекислого газа в атмосферу повышается незначительно, что, вероятно, связано с его ассимиляцией в более влажных условиях по сравнению с летом. Вследствие этого содержание его в атмосфере также уменьшается.

Описанные выше факты по динамике показателей метана и углекислого газа могут свидетельствовать о фрагментарно оставшихся включениях иловых осадков под насыпной толщей песчаного грунта, являющихся источником этих газов для ТПО.

Органолитостраты отличаются от литостратов тем, что представляют собой чередование чистых песчаных слоев ТСН (с медианным значением содержания $C_{\text{орг}}$ 0,4 %) с пропитанными органическим веществом субстратами ТСНн (с медианным значением содержания $C_{\text{орг}}$ 0,8 %, варьированием до 1,3 %). Горизонты с органическими субстратами характеризуются несколько большей удельной поверхностью и немного меньшим Eh по сравнению с чистыми песчаными слоями. Микробиологическое образование метана так же, как и в литострате, не выражено ($0,006 \pm 0,001$ нг/г в час), накопления метана не происходит ($4,0 \pm 1,0$ ppm), хотя концентрации несколько выше, чем в литострате. Тем не менее в органолитостратах отмечается увеличение метанооксиляющей активности (медиана 14,7 нг/г в час, может варьировать до 50 нг/г в час), что, возможно, связано с поступлением метана из нижележащих фрагментарных органосодержащих слоев. В органолитостратах отмечается и несколько повышенное содержание углекислого газа (в среднем $0,30 \pm 0,10\%$, может достигать 0,60 %), что, по-видимому, связано с активно идущими процессами разложения органического вещества. Это является причиной эмиссии углекислого газа в атмосферу (медиана $228,5$ мг $\text{CO}_2/\text{м}^2$ в час) и увеличения его концентрации в атмосфере над участками с органолитостратами в 2 раза по сравнению с литостратами ($0,23 \pm 0,09\%$), а по сравнению со среднепланетарной фоновой концентрацией – до 6 раз. Накоплению углекислого газа в приземной атмосфере способствует отсутствие на данных ТПО растительности, которая могла бы его утилизировать в процессе фотосинтеза.

Следует отметить, что описанная выше в летний период благоприятная ситуация по метану в органолитостратах наблюдается не всегда. Минимальные показатели содержания и эмиссии метана в летний период связаны с наибольшей активностью его бактериального окисления. 12 % исследованных органолитостратов в весенний период и до 25–27 % в осенне-зимний период года могут характеризоваться потенциально опасным (>1000 ppm) и даже опасным содержанием метана (>10000 ppm), очень интенсивной эмиссией (>1 мг $\text{CH}_4/$

Таблица 16. Сезонная динамика концентрации и эмиссии метана и углекислого газа

| | | Концентрация в профиле ТПО | | Эмиссия в атмосферу, мг/ (м ² ·ч ⁻¹) | | Концентрация в атмосфере | |
|-------------------|-------|----------------------------|---------------------|-------------------------------------------------------------|-----------------|--------------------------|---------------------|
| | | СН ₄ , ppm | СО ₂ , % | СН ₄ | СО ₂ | СН ₄ , ppm | СО ₂ , % |
| Литостраты | Весна | 2,4-57,2 | 0,07-0,33 | 0,02-0,24 | 3,7-198 | 1,7-3,4 | 0,06-0,22 |
| | Лето | 1,9-3,8 | 0,08-0,50 | < 0-0,02 | < 0-145 | 2,5-4,3 | 0,06-0,25 |
| | Осень | 2,4-47,0 | 0,12-0,60 | 0-0,15 | 0-270 | 1,4-5,7 | 0,03-0,16 |
| | Зима | 1,8-120,0 | 0,08-0,64 | 0-0,98 | 0-170 | 2,1-16,3 | 0,03-0,12 |
| Органо-литостраты | Весна | 3,0-944,0 | 0,53-2,26 | 0,02-8,74 | 125-1900 | 1,5-2,0 | 0,07-0,08 |
| | Лето | 2,9-6,9 | 0,16-0,50 | <0-0,01 | < 0-318 | 2,6-4,8 | 0,06-0,24 |
| | Осень | 3,4-16670 | 0,10-2,20 | 0-3,7 | 50-790 | 2,4-7,3 | 0,04-0,16 |
| | Зима | 4,5-2580 | 0,30-0,82 | 0,09-51,51 | 82-260 | 3,6-6,6 | 0,07 |

м² в час, иногда до 51 мг СН₄/м² в час) и накоплением в приземном слое атмосферы до 7,3 ppm. Это обусловлено тем, что органо-литостраты формируются, по всей видимости, при планировании территории некачественным грунтом, содержащим органический материал, в теле которого возможны образование компонентов биогаза и его миграция к поверхности в холодный период, когда бактериальное окисление метана минимально. Интенсивная эмиссия в весенний период, вероятно, связана с конвективными потоками при прогревании и иссушении почв после зимнего периода, тогда как зимой она может протекать по трещинам, образующимся при замерзании грунта (табл. 16).

Сезонные изменения показателей углекислого газа в органо-литостратах проявляются в том, что в весенний, осенний и зимний периоды при увеличении влажности и замедлении миграции происходит накопление СО₂ в толще органо-литостратов (максимальные значения 0,8–2,2 %) и возможны редкие интенсивные выделения в атмосферу (в 25 % органо-литостратов до 800–1900 мг СО₂/м² в час), которые, вероятно, быстро рассеиваются, что не способствует накоплению в атмосфере, и концентрации снижаются по сравнению с летом в 2 раза.

На заключительных стадиях рекультивации при подсыпке плодородного горизонта формируются **реплантоземы**. Нами были рассмотрены реплантоземы, образованные на литострате; органо-литостраты, по всей вероятности, будут менее благоприятным субстратом. С поверхности реплантоземы имеют однородно окрашенный органо-минеральный горизонт РАТ с комковато-порошистой структурой, высокой пористостью (48%), супесчаным гранулометрическим составом и обилием корней, оптимальной плотностью (1,28 г/см³),

удельной поверхностью около $50 \text{ м}^2/\text{г}$. Глубже залегает серия минеральных песчаных горизонтов ТСН рыжевато-бурых с различными пятнами, иногда с признаками глееватости, повышенной плотности ($1,57\text{--}1,73 \text{ г}/\text{см}^3$), с более низкой удельной поверхностью (до $27 \text{ м}^2/\text{г}$) и пористостью (до 31%). Содержание органического вещества падает от 3,5% в А горизонте до 0,17–0,40% вниз по профилю, реакция среды от кислой до слабокислой. Процессы метаногенеза выражены только в верхнем горизонте (медиана $0,089 \text{ нг}/\text{г}$ в час) с большим количеством органического углерода, вниз по профилю их интенсивность снижается на порядок. Это приводит к очень слабой эмиссии метана в атмосферу ($0,01 \text{ мг CH}_4/\text{м}^2$ в час). Выделение метана из ТПО невысокое из-за довольно активного бактериального окисления метана в верхнем горизонте (медиана $18,1 \text{ нг}/\text{г}$ в час). Накопления метана в атмосфере практически не происходит (не более 3 ppm). Образование углекислого газа снижается вниз по профилю, и в целом его содержание меньше, чем в литостратах и органолитостратах (в среднем 0,18 %). То же можно сказать и про эмиссию углекислого газа в атмосферу ($26,4 \text{ мг CH}_4/\text{м}^2$ в час). Тем не менее содержание углекислого газа в атмосфере не опускается до фоновых показателей, а в 3–4 раза их превышает. По данным зарубежных ученых, такие концентрации углекислого газа могут оказывать негативное влияние на здоровье человека (Robertson, 2006).

Реплантоземы через несколько лет после рекультивации исследованы на площадке детского сада вблизи кустарниковой растительности. Данные ТПО характеризуются несколько меньшим содержанием $S_{\text{орг}}$ в верхнем горизонте (2,3%) и наоборот большим в нижних горизонтах, что, вероятно, связано с промыванием атмосферными осадками. Скорость генерации метана по сравнению с вновь образованными реплантоземами остается на том же уровне в срединных горизонтах, а в верхних значительно снижается, что связано с уменьшением количества органического вещества. Активность бактериального окисления метана приходит к фоновым показателям и не превышает $3 \text{ нг}/\text{г}$ в час в гумусовом горизонте. В нижних же горизонтах фрагментарно может наблюдаться повышение скорости окисления до $18\text{--}20 \text{ нг}/\text{г}$ в час. Возможно, эти цифры свидетельствуют о подтоках остаточных глубинных газов. Но содержание метана в профиле низкое ($2,7 \pm 0,2 \text{ ppm}$), эмиссии в атмосферу не происходит, что свидетельствует о том, что если эти потоки и существуют, то они невелики и реплантоземы с ними справляются. Содержание метана в приземной атмосфере невысокое ($2,7 \pm 0,2$). Что касается углекислого газа, то его содержание в профиле самих реплантоземов уменьшается, тогда как эмиссия в атмосферу несколько возрастает, что уже связано в основном с дыханием корней растений. При этом содержание углекислого газа в приземной атмосфере опускается до 0,08 %, что, вероятно, связано с его ассимиляцией в процессе фотосинтеза. Данные концентрации превышают фоновые минимум в 2 раза и, по зарубежным данным, находятся на нижней границе неблагоприятных для человека показателей.

Экологические функции реплантоземов отличаются в зависимости от субстрата, на котором они сформированы. Если в основе реплантозема лежит литострат, то единственным источником метана и углекислого газа может выступать свежесформированный верхний органоминеральный горизонт на основе торфокомпостных смесей. Но высокая окислительная способность данного горизонта для метана обеспечивает практически полную утилизацию автотон-

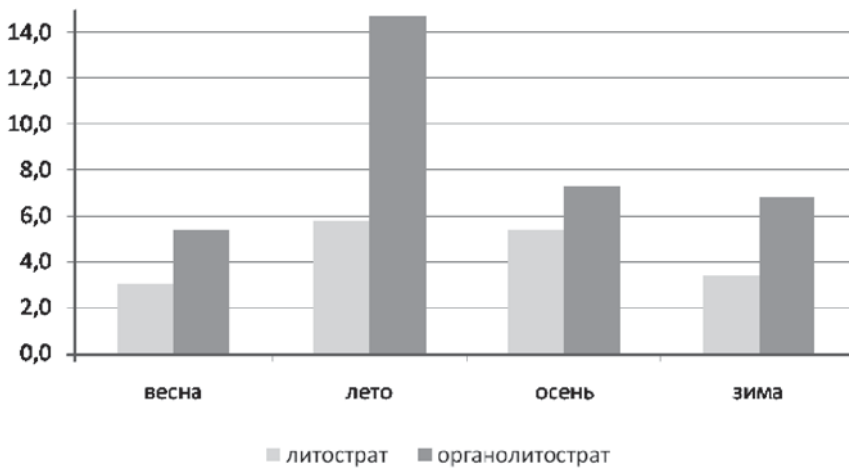


Рис. 25. Сезонная динамика активности бактериального окисления метана, нг/г в час (медианы)

ного метана и снижает его поступление в атмосферу. В летний период данные типы реплантоземов поглощают и возможные потоки компонентов биогаза из нижележащих слоев в редких случаях неполного удаления илового осадка в процессе рекультивации. В холодный же период года вследствие невысокой сорбционной емкости, хорошей пористости из-за песчаного гранулометрического состава и низкого бактериального окисления метана (рис. 25) эти ТПО не справляются с функцией задержания и поглощения глубинных потоков метана, может наблюдаться его эмиссия в атмосферу и повышение его содержания в ней. Поступающий в профиль ТПО углекислый газ в большей степени остается в нем вследствие большей растворимости в отличие от метана.

В случае с реплантоземами, сформированными на основе органолитостратов, дополнительным источником метана и углекислого газа выступают органические прослойки в профиле ТПО и толще под ними. Вследствие аэробных условий, в большей степени при разложении органического вещества образуется углекислый газ, который эмиттирует в атмосферу, повышая свое содержание в ней. В летний период данные ТПО большой опасности для выделения метана, так же как и реплантоземы, сформированные на литостратах, не представляют из-за хорошей активности бактериального окисления метана в них. В холодный период реплантоземы, сформированные на органолитостратах, так же как и на литостратах, не справляются с функцией задержания и поглощения глубинных потоков метана, и так как в них развито автохтонное газообразование, содержание и интенсивность эмиссии метана и углекислого газа в атмосферу на них выше.

Оценка рисков загрязнения атмосферы парниковыми газами. Риска загрязнения атмосферы до превышения нормативных показателей не выявлено для всех исследованных ТПО как до, так и после рекультивации полей фильтрации. Максимально приближается к ОБУВ содержание метана над нерекультивиро-

ванными полями, после рекультивации оно в разы и десятки раз ниже ОБУВ, ПДК по углекислому газу ни в одном случае превышено не было.

Риск загрязнения атмосферы метаном выше фонового уровня существует в холодное время года: для литостратов и реплантоземов, сформированных на них, в зимний период он составляет 7%, для органолитостратов и реплантоземов, сформированных на них, в осенний и зимний период – 27–25%. Риск загрязнения атмосферы углекислым газом выше фонового уровня существует для вышеназванных ТПО круглый год, и он довольно высок, кроме зимнего периода, составляет около 50% и выше (максимальный для органолитостратов в летний период – 100%).

Экологические функции почв и ТПО на исследованных объектах заключаются в способности задерживать и утилизировать мигрирующий в атмосферу метан и обусловлены механизмами сорбции и бактериального окисления метана. В теплое время года эмиссия метана в атмосферу компенсируется в большей степени его бактериальным окислением. В холодное время года, особенно в зимние месяцы, активность бактериального окисления метана сильно снижается, утилизации метана не происходит, отмечается прорыв метана в атмосферу, эмиссии увеличиваются на порядок, по сравнению с летними. Концентрации метана в атмосфере от теплых к холодным месяцам увеличиваются в десятки раз.

Среди почв на слабопроницаемых природных грунтах в теплый период года на фоне близкого бактериального образования метана максимальная его эмиссия наблюдается на иловато-перегнойно-глеевых почвах с весьма низким бактериальным окислением. Из переувлажненных почв и ТПО с глеевыми и торфянисто-перегнойными горизонтами отмечается слабая эмиссия на фоне высокого бактериального окисления метана. Эмиссия не проявляется на агро-дерново-подзолистых почвах с низким образованием метана и высокой окислительной способностью. На пиростратифицированных и глееватых вариантах названных почв при снижении бактериального окисления метана до 0 вновь регистрируется эмиссия метана в атмосферу. Риск загрязнения атмосферы метаном выше фонового уровня существует в холодное время года для дерново(техно)подзолистых подтопляемых почв и составляет 75 %, в летний период он минимален (< 10 %). Риск загрязнения атмосферы углекислым газом выше фонового уровня, напротив, в зимний период отсутствует, а в летний – составляет 100 %.

Антропогенные почвы рекультивированных полей фильтрации в теплый период года не являются источником метана в атмосферу, тогда как в холодный период существует риск загрязнения атмосферы (7–27 %) в зависимости от типа ТПО. Риск загрязнения атмосферы углекислым газом выше фонового уровня существует круглый год (50 % и выше).

Главными факторами экологической опасности накопления метана и диоксида углерода в атмосфере на территории со слабопроницаемыми породами являются следующие *природные и антропогенные* элементы среды: низкая проницаемость подстилающих почвы пород и наличие водоупора; наличие плоских водоразделов с плохой дренированностью; полив и загрязнение сточными водами, богатыми органическим веществом, ведущие к формированию подтоплений и загрязнений на плоских поверхностях; техногенное перемеще-

ние грунта с низкими фильтрационными свойствами на поверхность; замена почв техногенными поверхностными образованиями; создание несанкционированных свалок и стихийное горение мусора.

Основным фактором экологической опасности накопления парниковых газов в ТПО, а затем в атмосфере на территории полей фильтрации является наличие толщи иловых осадков, обогащенных органическим веществом и находящихся в восстановительных условиях. Рекультивация полей фильтрации направлена на удаление опасных иловых осадков и их дальнейшую утилизацию. В случае неполного изъятия осадков в ходе рекультивации данные территории могут представлять определенную экологическую опасность.

Роль органического вещества и биоты в биогеохимической ремедиации почв

Ю.Н. Водяницкий

Окружающая среда включает в себя три основные части: воздух, вода и почва. Поведение поллютантов в каждой из частей имеет свою специфику. Быстрее всего они распространяются по воздуху, несколько медленнее – в воде. Что касается почвы, то в ней судьба поллютантов принципиально иная: благодаря своей буферности, почва способна закреплять многие токсические вещества или со временем их инактивировать, превращая в менее опасные соединения. Таким образом, почва выступает биогеохимическим барьером, предотвращая перемещение поллютантов в смежные фазы – в воздух и воду.

Эта функция почвы очень значительна, например, при аэральном загрязнении, весьма распространенном явлении в промышленно развитых городах. В городе и окрестностях высокобуферная почва накапливает аэральные поллютанты, препятствуя загрязнению почвенно-грунтовых вод, а стало быть, и открытых водоемов: рек, озер и др. Таким образом, ценой своего загрязнения буферная почва сохраняет чистыми водные бассейны: подземные (как источник питьевой воды) и поверхностные (как среду обитания живых организмов и источник питьевой воды). Напротив, низкобуферная почва неспособна к аккумуляции большого количества поллютантов и, оставаясь почти чистой (согласно ПДК), не препятствует загрязнению почвенно-грунтовых вод. Именно такая обстановка имеет место в г. Улан-Баторе, где легкие, низкогумусированные городские почвы практически не сорбируют разнообразные аэральные поллютанты, оставаясь практически чистыми (Сорокина, 2013). Такую ситуацию рассматривают как «природно-техногенный геохимический диссонанс ландшафтов», когда, несмотря на высокую аэральную эмиссию поллютантов, почва загрязнена слабо. Но осевшие поллютанты, не задерживаемые почвой, проникают в подземные воды, со всеми вытекающими последствиями.

Аэральное загрязнение – не единственное, что угрожает грунтовым и поверхностным водам. Происходят также разливы нефти и бензина. Очень опасны свалки промышленных и городских отходов. Еще один мощный источник загрязнения – удобрения и средства химической защиты растений, вымываемые

из почв и поступающие в поземные и открытые воды. Эта проблема особенно остро стоит в странах с интенсивным земледелием, например в Нидерландах. Исследования в рамках системы «почва – грунтовые воды» получили в этой стране государственную поддержку (Voima, 2006). Более того, специалистами ставится вопрос об оформлении новой дисциплины – «гидропедологии» (Baveye, 2006).

Что же лучше для окружающей среды: низкобуферная почва, сохраняющая свою чистоту и не препятствующая загрязнению подземных вод, или высокобуферная почва, утратившая чистоту, но благодаря прочному закреплению поллютантов, охраняющая почвенно-грунтовые воды? Попытаемся ответить на этот важный вопрос. В условиях ограниченного финансирования важно оптимально распределять средства на охрану в отдельности каждого из компонентов окружающей среды. В США при разведке и добыче нефти расходы на охрану почв, воздуха и воды соотносятся как 1 : 5 : 35 (Солнцева, 1998). То, что расходы на охрану водных ресурсов в 35 раз превосходят расходы на охрану почв, говорит об особой важности для человека сохранения чистых вод. Их загрязнение приводит к гибели водной флоры и фауны, а также к болезням людей, пьющих грязную воду. При загрязнении воды поллютанты, распространяясь далеко от источника, наносят вред большой территории, и локальное загрязнение превращается в региональное.

Для предотвращения губительных последствий используют ремедиацию, т.е. очистку территории от опасных отходов или сдерживание их распространения. Методы ремедиации различны. Традиционная технология очистки путем откачки загрязненных вод и их очистки на поверхности малоэффективна и весьма дорога. За 18 лет (к 2005 г.) число объектов ремедиации с откачкой грязной воды сократилось в США на 20 % (Mueller et al., 2012).

Место дорогой технологии откачки занимает новая, дешевая технология очистки подземных вод *in situ*, путем надежного закрепления минеральных поллютантов или ускоренной деградации органических поллютантов за счет создания проницаемых барьеров в загрязненных почвогрунтах. Эта технология ремедиации имеет биогеохимическую основу.

Проницаемые геохимические барьеры действуют за счет химических и/или биологических процессов трансформации или закрепления поллютантов. Барьеры, сооружаемые поперек движения загрязненного грунтового потока, представляют собой полупроницаемые активные среды. Часто эти среды формируются из веществ, не характерных для зоны гипергенеза (например, Fe⁰-барьеры или MgO₂-барьеры).

За последние 20 лет проницаемые геохимические барьеры получили в мире большое распространение благодаря их достоинствам: эффективности и дешевизне устройства и эксплуатации (Водяницкий, 2014а; Водяницкий, 2014б; Водяницкий и др., 2014; Водяницкий, Минеев, 2015). Интерес к проницаемым барьерам возник в начале 1990-х годов, начиная с публикаций Р. Гиллхама (Gillham, O'Hannesen, 1994), где была сформулирована идея устройства проницаемых барьеров *in situ*. Идея была подхвачена и стала реализовываться. С тех пор количество проницаемых барьеров в мире быстро растет, их число превысило 200. Большинство барьеров создано в США и меньше – в ЕС. Действие барьеров основано на ряде довольно сложных химических и биологических процессов.

Проницаемые геохимические барьеры делятся на две большие группы. В одну группу входят сорбционные барьеры, когда в область загрязнения вносят высокоактивные сорбенты, в другую – редокс-барьеры, когда в зону загрязнения вносят минеральные восстановители или окислители, или стимулируют биологические редокс-реакции путем активизации соответствующих групп микроорганизмов.

Химические поллютанты делятся на органические (более опасные) и неорганические (менее опасные). Токсиканты органического происхождения вызывают у людей и животных ряд опасных заболеваний. Наиболее стойкие органические поллютанты принадлежат к классу хлорорганических соединений. К самым опасным относят 12 соединений: полихлордибензодиоксины (диоксины), полихлордифенофураны (фураны), полихлорбифенилы, гексахлорбензол и восемь С1-пестицидов – ДДТ, альдрин, дильдрин, эндрин, хлордан, мирекс, таксофен, гептахлор (Мотузова, Карпова, 2013). Диоксины и фураны образуются при многих производственных процессах: сжигании угля и твердых отходов, особенно поливинилхлоридов, в цветной и целлюлозно-бумажной промышленности, при работе автотранспорта и т.д. Их опасность определяется низкой растворимостью в воде, низкой летучестью, липофильностью, устойчивостью к разложению. Полихлорированные бифенилы (ПВХ) производят для изготовления лаков, синтетических смол, красок, пластификаторов, а также они служат изолятором в трансформаторах, конденсаторах и т.п. Мировой объем производства ПВХ оценивается от 1 до 2 млн т. Из них 1/3 поступает в окружающую среду, из которых только 5% разложилось (Мотузова, Карпова, 2013). Хлорсодержащие пестициды относятся к крайне опасным препаратам первого поколения. Сейчас они не производятся, но благодаря стойкости огромные их запасы сохраняются в почвах и почвенно-грунтовых водах.

Из списка 12 самых опасных органических поллютантов только хлорсодержащие пестициды и гексахлорбензол поддаются деструкции *in situ*, а самые стойкие: диоксины, фураны, полихлорбифенилы – требуют более сложных и дорогих приемов ремедиации, например высокотемпературного нагрева. Таким образом, искусственные геохимические барьеры можно успешно применять против среднестойких органических поллютантов: хлорсодержащих углеводородов, углеводородов нефти, нитратов и т.д.

Проектирование, сооружение и мониторинг искусственных редокс-барьеров требует детального изучения свойств поллютантов и почвогрунтов, а также биогеохимических аспектов взаимодействия их друг с другом. Эти исследования ведутся как путем моделирования в лаборатории, так и в природных условиях. Много полезной информации дал многолетний мониторинг работы возведенных редокс-барьеров. Всем этим вопросам в настоящее время посвящено множество почвенных и биогеохимических исследований.

Восстановительные биохимические барьеры, закрепляющие тяжелые металлы

Биологические барьеры создают при участии различных металл-редуцирующих бактерий. Хорошо изучены диссимиляционные железо-редуцирующие бактерии в составе группы «*Gamma*proteobacteria» (Пиневиц, 2005). К этой группе бактерий относятся несколько видов *Shewanella*, которые используют

богатый набор доноров-электронов (Furukawa et al., 2002; Patterson et al., 1997). Акцепторами электронов для *Shewanella*, помимо Fe(III) и Mn(IV), могут быть другие металлы: Cr(VI) и U(VI) (Patterson et al., 1997).

В зависимости от степени снижения редокс-потенциала E_H (умеренно восстановительные – ориентировочно при $E_H < 100$ мВ или сильно восстановительные – ориентировочно при $E_H < -200$ мВ условия) образуются разные продукты соединения тяжелых металлов/металлоидов. Так, при умеренном восстановлении урана в условиях дефицита серы образуются осадки оксидов урана, а вода очищается от этого актинида. При сильном восстановлении и при избытке серы начинается биогенный сульфидогенез, образуются нерастворимые осадки сульфидов тяжелых металлов/металлоидов. Поэтому оба биологических процесса очистки почвенно-грунтовых вод следует рассматривать раздельно.

Умеренное биологическое восстановление для осаждения оксидов урана.

В биологических барьерах восстановительная обстановка создается за счет внесения в загрязненный поток органического вещества, чаще всего органических отходов. Благодаря им стимулируются природные анаэробные «местные» металл-редуцирующие бактерии (Finneran et al., 2002). Например, таким путем развивается биологическое закрепление урана и сопутствующих металлов (технеция, хрома), образующихся при работе АЭС и при производстве ядерного оружия (Chandler et al., 2010; Fletcher et al., 2010; Istok et al., 2004; Senko et al., 2002; Водяницкий, 2011). Рассмотрим действие биоты на закрепление урана.

Диссимиляционные металл-редуцирующие микроорганизмы используют уран(VI) как акцептор электронов (Sharma, Foster, 1993). Эти микроорганизмы осаждают уран(IV) при относительно высоком E_H . В результате биоредукции U(VI) закрепляется в форме оксида UO_2 . При обработке U-содержащих рудных вод наиболее эффективны бактерии *Clostridium*.

Лабораторные опыты и полевые исследования подтвердили, что внесение легкоокисляемого органического вещества в грунтовые воды надежно тормозит распространение уранового загрязнения (Chandler et al., 2010; Istok et al., 2004; Michalsen et al., 2006; Senko et al., 2002). Уран концентрируется в ограниченной зоне редукционного барьера, где он становится пригодным для вторичного использования. С помощью этой технологии закрепляются и другие элементы: радиоактивные (Tc, Co) и тяжелые (Cr, As).

Удаление урана из загрязненных грунтовых вод стимулируют путем активации уран-редуцирующих бактерий (Finneran et al., 2002), добавляя органические соединения. Добавление ацетата или глюкозы сильнее стимулировало редукцию, чем лактат, бензоат или формиат. Редукция U(VI) идет при более высоком значении E_H , чем сульфат-редукция. В модельном опыте внесение электронного челнока заметно стимулировало редукцию U(VI).

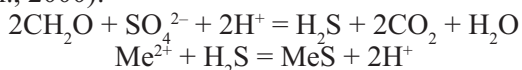
В воде, загрязненной ураном(VI), после внесения доступного органического соединения (например, ацетата) диссимиляционные металл-редуцирующие микроорганизмы используют его, потребляя такие окислители, как кислород и нитрат. Затем диссимиляционные металл-редуцирующие микроорганизмы окисляют оставшийся ацетат до CO_2 , одновременно редуцируя уран и другие металлы (Lovley et al., 1991).

Биологическая редукция урана наиболее изучена на модельных грамотрицательных организмах *Geobacter* и *Shewanella* spp. Кроме того, уран(VI) редуци-

руется грамположительными бактериями *Desulfitobacterium* spp. (Fletcher et al., 2010). Они редуцировали 100 мкМ U(VI) с образованием осадка UO₂ менее чем за 10 сут, тогда как в абиотическом опыте с убитыми бактериями весь U(VI) оставался подвижным. Редукция U(VI) была подтверждена XANES-анализом.

Сильное биологическое восстановление для образования сульфидов тяжелых металлов. Биологические процессы инициируют очистку грунтовой воды от неорганических катионов за счет редукции неорганических анионов. При биологической редукции сульфатов образуются слабо растворимые сульфиды металлов. Лабораторные исследования показали, что таким путем образуются сульфиды следующих металлов: Cd, Co, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn (Waybrant et al., 1998). Для создания сильновосстановительной обстановки вносят много органического вещества.

Биологически инициируемую редукцию сульфата в сульфид, сопровождаемую образованием сульфидов тяжелых металлов, записывают следующим образом (Blowes et al., 2000):



В этих реакциях CH₂O представляет собой органический углерод, а Me²⁺ – двухвалентный катион тяжелого металла.

Все эти процессы идут при участии микроорганизмов в глубоковосстановительных условиях. Так, при действии сульфат-редукторов *Desulfovibrio* сульфат переводится в SH₂, который реагирует с ионами уранила, образуя нерастворимые частицы уранинита (Kauffman et al., 1986).

В ряде случаев развитие сульфатредукции сдерживает дефицит доноров электронов (Gibert et al., 2002). Такая ситуация характерна для кислых сульфатсодержащих дренажных вод из угольных шахт, которые содержат различные тяжелые металлы (Kijjanapanich et al., 2012). В анаэробном опыте с колонками стимулировали образование сульфидов тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu) путем внесения органических отходов. В длительном опыте (более 200 сут) в качестве органических отходов применяли сточные воды со свинофермы, стружки бамбука и рисовую шелуху в разных соотношениях. Стружки бамбука и рисовая шелуха содержат в своем составе до ~25 % трудноокисляемого лигнина, что снижает их эффективность как донора электронов. В составе стоков свинофермы лигнина практически нет. Это обстоятельство определило эффективность стоков свинофермы: было достигнуто максимальное снижение редокс-потенциала с 100 до -300 мВ и ниже через 10–15 сут (Kijjanapanich et al., 2012).

Пилотный барьер был устроен в промышленной зоне г. Ванкувер, Канада (Blowes et al., 2000). Барьер установили на пути движения загрязненных почвенно-грунтовых вод с повышенным количеством Cd, Cu, Ni, Pb, Zn. В качестве реагента использовали компост с высоким содержанием доступного органического вещества. Содержание меди снизилось с 300 до <5 мг/л, вероятно, не только за счет закрепления металла в виде сульфидов, но и за счет его сорбции органическим веществом. Также резко снизилось содержание остальных металлов.

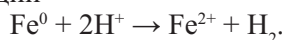
Полномасштабный проницаемый барьер для инактивации отходов из отходов рудника создан в Судбари, провинция Онтарио в Канаде (Benner et al., 1999). Траншею заполнили смесью органических веществ: муниципальных отходов,

компоста из листового опада и древесных опилок. К ним добавили мелкий гравий для лучшей фильтрации загрязненной воды. За первый год эксплуатации барьера концентрация сульфатов в воде снизилась с 2400–3800 до 110–1900 мг/л, резко снизилась концентрация Fe: с 740–1000 до 1–91 мг/л, значительно возросла щелочность воды, а значение pH поднялось до нейтрального уровня. Резко возросла численность бактерий сульфатредукторов. Все это привело к тому, что содержание Ni в воде снизилось с 30 до < 0,2 мг/л.

Биохимическая денитрификация нитратов

Реакция денитрификации эндотермическая, т.е. требует внешнего источника энергии. В гумусовом горизонте источником энергии (донором электронов) служит органическое вещество. Но в глубоких водонасыщенных слоях, куда попадают подвижные нитраты, возможен дефицит органического вещества и, следовательно, дефицит доноров электронов. В этих условиях деятельность бактерий денитрификаторов резко ограничивается. Проблему дефицита электронов решают добавлением органических или неорганических доноров электронов (Robertson, Cherry, 1995; Schipper, Vojvodic-Vukovic, 1998). Чаще обогащают грунтовые нитрифицированные воды минеральным донором электронов – нульвалентным железом (Fe⁰) (Cheng et al., 1997; Choe et al., 2000; Choe et al., 2004; Huang et al., 1998; Huang, Zhang, 2006; Yang, Lee, 2005).

В ходе реакции коррозии железа среда подщелачивается. Кроме того, нульвалентное железо окисляется водой, подщелачивая среду и образуя молекулярный водород согласно реакции



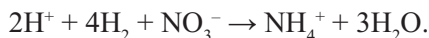
Эта реакция имеет решающее значение, так как образуется газообразный водород, необходимый бактериям гидрогенотрофам для редукции нитратов.

Роль бактерий денитрификаторов в редукции азота хорошо известна (Мишустин, Емцев, 1978). Денитрификаторы как факультативные анаэробы активно развиваются в отсутствие кислорода воздуха (Минеев, 2004). Для дыхания они используют кислород нитратов, восстанавливая азот до свободной молекулярной формы. Восстановление нитратов идет под действием ферментов нитратредуктазы и нитритредуктазы; при этом расходуется доступное органическое вещество. Благоприятствуют денитрификации слабощелочная реакция почвы, высокая влажность, избыточное количество органического вещества, богатого глюкозой и другим энергетическим материалом (Минеев, 2004).

Ремедиация почвогрунтов происходит в присутствии микроорганизмов, поэтому их роль в денитрификации активно изучается. Способностью диссимиляторной денитрификации обладают специфические бактерии, в почвах преобладают виды *Pseudomonas*, *Paracoccus* (Мишустин, Емцев, 1978). В чистых почвах денитрификаторы развиваются за счет органического вещества как донора электронов. В загрязненных нитратом грунтовых водах с дефицитом органических соединений роль доноров электронов выполняют вносимые частицы нульвалентного железа.

Нульвалентное железо может участвовать не только как прямой редуцтант нитратов, но и косвенно, за счет водорода, образующегося из воды в результате коррозии железа. Молекулярный водород используют бактерии гидрогенотрофы для денитрификации (Till et al., 1998). Бактерии *Paracoccus denitrificans* ре-

дуцируют нитрат и растут по мере того как металлическое железо окисляется. Водород, образующийся при коррозии железа, участвует в редукции нитратов денитрификаторами гидрогенотрофами согласно упрощенной реакции (Liang et al., 2000):



У комбинированной системы « Fe^0 + микроорганизмы» значительные преимущества по сравнению с отдельным участием Fe^0 и микроорганизмов (Till et al., 1998). Коррозия железа быстро генерирует восстановительные условия, благоприятные для денитрификации и других анаэробных биологических процессов (Helland et al., 1995). Этому способствует образование водорода в процессе коррозии железа.

Процессы коррозии, абиогенной и биогенной редукции нитратов способствуют росту рН за пределы, оптимальные для бактерий-денитрификаторов. Влияния кислотно-основных условий на удаление нитрата не было в интервале рН 6–9, а при подщелачивании до рН 10 и выше деятельность бактерий *Paracoccus denitrificans* полностью прекратилась (Till et al., 1998). В щелочной среде также снижается активность частиц Fe^0 из-за отложения оксидов и гидроксидов на поверхности металла. Чрезмерный рост рН можно предотвратить, повышая буферность, например, внесением в зону Fe^0 -барьера глинистых минералов. В этом случае закрепление OH^- -групп ускоряет коррозию железа.

В реальных условиях абиотические и биологические процессы редукции нитратов сложным образом взаимодействуют. Биологический путь приводит к образованию менее опасных конечных продуктов дегградации нитратов.

Интересно, что биологические процессы активизируются в условиях замедленного химического воздействия. Сравним действие активных наночастиц и более пассивных микрометровых частиц реагентов. Так, по сравнению с крупными тонкие частицы нульвалентного железа ускоряют абиотическую редукцию нитратов и повышают концентрацию водорода, являющегося субстратом для гидрогенотрофов денитрификаторов, хотя не исключено превышение рН выше оптимума для бактерий. В то же время тонкие частицы стимулируют преобразование нитратов в опасные промежуточные продукты через процесс абиогенной редукции, способный подавить биологическую денитрификацию. Например, добавление бактерий к порошку Fe^0 с высокой концентрацией удельной поверхности частиц Fe^0 в объеме суспензии ($\rho_{\text{Fe}^0} = 135 \text{ м}^2/\text{л}$) не предотвратило превращения всего нитрата (50 мгN/л) в аммоний (Till et al., 1998). Но после внесения дробленого сталелитейного шлака с низким значением показателя $\rho_{\text{Fe}^0} = 0,007 \text{ м}^2/\text{л}$ роль бактерий значительно возросла: через 12 сут был удален весь нитрат, хотя в контроле без бактерий дегградировала только 1/3 нитрата. Участие денитрификаторов может повысить эффективность крупных частиц Fe^0 с низкой удельной поверхностью.

В зоне Fe^0 -барьера меняются геохимические условия и состав бактериального сообщества. Геохимические изменения обусловлены накоплением ионов Fe^{2+} , потреблением кислорода, образованием водорода. Резко снижается значение редокс-потенциала E_H , что способствует развитию широкого спектра анаэробных бактерий гидрогенотрофов, представленных метаногенами, сульфатредукторами и Fe-редукторами. Соотношение между ними зависит от содержания водорода, доступных сульфатов и Fe(III)-минералов. У железоредукторов есть преимущества, а именно большее сродство к водороду, чем у

сульфатредукторов и метаногенов (Lovley, Goodwin, 1988; Scherer et al., 2000). Поэтому после внесения в анаэробную среду окисленного Fe в конкуренции бактерий побеждают железоредукторы, особенно при низком уровне нитратов и сульфатов (Liang et al., 2000).

Бактерии *Shewanella*, благодаря редукционному растворению коррозионного оксидного слоя, усиливают химическую активность частиц Fe⁰. Жизнедеятельность бактерий активизируется за счет выделения водорода при коррозии металлического железа (Gandhi et al., 2002). Бактерии железоредукторы резко ускорили удаление нитратов с 18% в стерильном варианте до 80% в варианте с *Shewanella algae*. Денитрификаторы гидрогенотрофы широко распространены и часто присутствуют в почвах.

Диссимиляционные железоредуцирующие бактерии в анаэробном консорциуме усиливают активность железа за счет редукционного растворения оксидов, покрывающих поверхность Fe⁰. Это отражается в снижении редокс-потенциала Eh с 10 в контроле до -200 мВ в слое, обогащенном нульвалентным железом (Gandhi et al., 2002). Более сильное действие железоредуктора *Shewanella algae* по сравнению с природными денитрификаторами, может быть обусловлено еще и тем, что эта бактерия, кроме растворения пассивирующего коррозионного слоя, использует широкий набор акцепторов электронов, включая нитраты. Таким образом, в зоне Fe⁰-барьера создаются новые геохимические условия, благоприятные для развития диссимиляционных Fe(III)-редукторов, способных к окислению нитратов.

Окислительная деструкция ароматических углеводородов

Важные изменения происходят в гидроморфных почвах, загрязненных ароматическими углеводородами. Природные микроорганизмы используют отдельные фракции нефти в качестве доноров электронов (Baedecker et al., 1993; Bekins et al., 1999; Cozzarelli et al., 1994; Lovley et al., 1989). При попадании нефти почва и подстилающие слои обогащаются моноароматическими углеводородами: бензолом C₆H₆, толуолом C₇H₅CH₃, этилбензолом C₈H₁₀, ксилолом C₆H₄(CH₃)₂. В водонасыщенных слоях, загрязненных ароматическими углеводородами, образуются обширные зоны анаэробнобиоза (Anderson, Lovley, 1997; Lovley, 1995), где Fe(III) становится главным акцептором электронов при окислении углеводородов (Anderson, Lovley, 1999; Lovley et al., 1994).

При техногенном оглеении активно окисляются углеводороды-поллютанты. В качестве примера рассмотрим деградационные процессы на месте разрыва нефтепровода в 1979 г. в районе Бемиджи, шт. Миннесота, США. Благодаря легкому гранулометрическому составу (почвообразующая порода на 80–90 % сложена средним и тонким песком) около 400 000 л нефти распространились на большую глубину – более 4 м. На основании многолетнего мониторинга за превращением сырой нефти установлено, что за 12 лет после аварии деградировало 46 % общих растворенных органических соединений. За счет аэробных процессов распалось только 40 % растворенных органических соединений. На анаэробную деградацию пришлось остальные 60 %. В том числе органические поллютанты деградировали за счет редукции Mn – на 5 %, редукции Fe – на 19 % и метаногенеза – на 36 % (Essaid et al., 1995). Таким образом, за счет (гидр)оксидов железа деградировало 1/5 всех органических поллютантов или 1/3 в анаэробной зоне.

Исследования в лаборатории грунта из метаногенной части водонасыщенного осадка показали, что источники акцепторов электронов могут со временем меняться. Уменьшение количества легкоредуцируемых гидроксидов железа приводит к активизации микробной редукции Fe(III) в составе глинистых минералов.. Внесение глинистой фракции из фоновой части того же осадка, так же как внесение ожелезненного каолина и Fe(III)-нонtronита в качестве источников доступного бактериям Fe(III), уменьшило уровень водорода в системе, т.е. развитие метаногенеза. Это было ответом на стимуляцию биологической редукции железа. Без добавок такого снижения содержания водорода не наблюдалось. Это показывает, что глинистая фракция, обогащенная Fe(III)-минералами, существенно усиливает биологическую редукцию Fe(III). Следовательно, оба потенциальных ресурса биологически доступного Fe(III): слабокристаллизованные гидроксиды железа и структурное окисленное железо глинистых минералов – используются как акцепторы электронов нативными микроорганизмами-железоредукторами (Shelobolina et al., 2004).

В условиях, когда окисление органического вещества сопряжено с редукцией Fe(III), метаногенез тормозится (Lovley, 2001): концентрация доноров электронов опускается до уровня, слишком низкого для метаногенных бактерий. Когда активные гидроксиды железа вносили в метаногенный осадок, содержание в нем метана уменьшилось на 50–100 %. При этом внесение гидроксидов железа не снижало скорость деструкции органического вещества, так как уменьшение потока электронов в реакции метаногенеза компенсировалось его ростом в реакции редукции Fe(III). Концентрация водорода была значительно ниже в осадке, обогащенном Fe(III), чем в зоне метаногенеза. Железоредукторы способны «оттеснить» метано-продуцирующие бактерии от главных доноров электронов (Bond, Lovley, 2002; Lovley, Phillips, 1986; Lovley, Phillips, 1987). С глобальной точки зрения редукция Fe(III), способствующая эмиссии CO₂, меньше нарушает исходный баланс газов в атмосфере, чем превращение компонентов нефти в метан, поскольку за индустриальную эпоху в составе атмосферы содержание метана стало значительно выше, чем углекислого газа: прирост 150 и 30 % соответственно (Мотузова, Безуглова, 2007). Кроме того, метан как парниковый газ в 20 раз опаснее диоксида углерода по вкладу в глобальное потепление (Глаголев и др., 2008). На полигоне Бемеджи установлено, что в зоне анаэробноз активизация процесса деструкции органических поллютантов начинается не сразу, а по прошествии четырех лет. Это относится к зоне как Fe(III)-редукции, так и метаногенеза. Но имеются различия в скоростях процессов. Редукция Fe(III) развивается быстро и достигает максимума через 10 лет, тогда как метаногенез нарастает медленно и не достигает максимума за весь 12-летний период наблюдений (Essaid et al., 1995). Таким образом, при ремедиации загрязненных почв, целесообразно активизировать процесс Fe(III)-редукции. Например, внесение обогащенных Fe(III) глинистых минералов в метаногенный осадок Бемеджи стимулировало биологическую деструкцию углеводов-поллютантов, что характеризует важность источника Fe(III) для микроорганизмов-железоредукторов.

В переувлажненных почвах, где присутствуют микроорганизмы-железо-редукторы, причиной медленной анаэробной деструкции органических поллютантов, особенно в торфяных почвах, может быть дефицит доступных для бактерий Fe(III)-минералов. Стимулировать анаэробную деструкцию поллютантов можно внесением в торфяник глинистой почвы, содержащей Fe(III)-минералы.

С помощью Fe(III) успешно окисляются замещенные ароматические углеводороды. Так, толуол сравнительно быстро окисляется до CO₂ в зоне, где доминирует редукция Fe(III) при участии бактерий *Geobacter metallireducens* (Anderson, Lovley, 1997; Anderson et al., 1998; Lovley et al., 1989; Lovley et al., 1990). Эти же бактерии способны окислять и другие моноароматические соединения, такие опасные поллютанты, как фенол C₆H₅OH (производное бензола) и его гомолог р-крезол и ряд других ароматических соединений. Они деградируют в условиях редукции Fe(III) в водонасыщенных осадках. Незамещенные ароматические углеводороды (бензол, нафталин) деградируют труднее и не во всех частях зоны железоредукции, а только в некоторых (Anderson et al., 1998). Бензол C₆H₆ относится к самым опасным среди ароматических углеводородов, он окисляется очень медленно. Участие бактерий-железоредукторов *Geothrix fermentans* окислению бензола помогает мало. Но микроорганизмы семейства Geobacteraceae способствуют деградации бензола (Anderson et al., 1998).

Влияние реагентов на почвенную биоту и гумус

Наночастицы нульвалентного железа широко применяют как мощный и недорогой восстановитель для ремедиации почв и почвенно-грунтовых вод. Большинство наночастицы Fe(0) используют для очистки почвенно-грунтовых вод и только 1/5 объектов ремедиации – почвы (Mueller et al., 2012). В то же время в почве остатки поллютантов более устойчивы, чем в водонасыщенных грунтах, особенно легкого гранулометрического состава. Со временем развиваются неблагоприятные процессы – по мере старения поллютанты и продукты их распада становятся более устойчивыми.

Исследования действия наночастиц Fe(0) на организмы необходимы для обоснования этой дешевой и эффективной ремедиации, так как свойства реактива (малые размеры и высокая активность) делают их потенциально опасными для живых организмов (Nowac, Bucheli, 2007; Handy et al., 2008; El-Temseh, Joner, 2013; Fajardo et al., 2013). У нас на глазах формируется новая ветвь токсикологии – «нанозотоксикология» (El-Temseh, Joner, 2013). Это научное направление фокусируется на оценке токсичности техногенных наночастиц, контактирующих с живыми организмами, включая растения, бактерии, беспозвоночных, рыб (Handy et al., 2008). Изучение возможного действия активных наночастиц Fe(0) на почвенную биоту особенно востребовано в ЕС, где экологические требования выше, чем в США (Nowac, Bucheli, 2007).

Установлено, что наночастицы Fe(0) вызывают в клетках окислительный стресс (Mueller et al., 2012), изменяется дыхание и проявляются формы токсического действия. Кроме того, в ходе ремедиации наночастицы Fe(0) сорбируют поллютанты и могут выступать их носителями (Fajardo et al., 2013). С другой стороны, возникающая восстановительная среда усиливает рост некоторых анаэробов, снижающих загрязнение (Elliott, Zhang, 2001).

В работе (Fajardo et al., 2013) изучали действие частиц Fe(0) размером менее 50 нм, стабилизированных Na-полиакриловой кислотой (3 %), на способность к росту *Bacillus cereus* – грамположительной, спорообразующей почвенной бактерии. Эффект был негативный из-за нарушения клеток на раннем этапе образования спор. Отмечены окислительный стресс и нарушение цикла три-

карбоновых кислот. Но уже через 2 сут клетки адаптируются и негативный эффект на бактерии нивелируется.

Подобные опыты провели с наночастицами Fe(0) как восстановителем для дехлорирования трихлорэтилена (Chen et al., 2011). Высокая активность наночастиц способствовала ингибированию местных бактерий: грамотрицательных *Escherichia coli* и грамположительных *Bacillus subtilis*. Для снижения этого влияния в систему вносили эталонное органическое вещество (гумусовые кислоты Саванны-ривер). *B. subtilis* меньше страдали от наночастиц Fe(0) в дозе 1 г/л, чем *E. coli* в среде аэробного бикарбонатного буфера. Внесение гумуса в дозе 10 мг/л значительно смягчило токсичность, и скорость размножения бактерий достигла уровня контроля без внесения наночастиц Fe(0). Причина в том, что поверхности наночастиц Fe(0) и клеток бактерий были окружены флоккулами органического вещества. Это снизило дзета-потенциал наночастиц Fe(0), который является мерой электростатического взаимодействия (отталкивания или притяжения) между частицами. Это затруднило прямой контакт наночастиц Fe(0) с клетками бактерий и снизило токсичность. Внесение гумуса значительно препятствовало образованию водорода в ходе анаэробной коррозии наночастиц Fe(0). Активность наночастиц Fe(0) в дехлорировании трихлорэтилена снизилась на ¼ (Chen et al., 2011).

Несмотря на важность таких исследований, они не дают представления о влиянии на биоту наночастиц Fe(0) именно в загрязненной почве. Поэтому представляют особый интерес наблюдения о реакции биоты на деструкцию ДДТ в почве под действием наночастиц Fe(0) (El-Temsah, Joner, 2013). В связи с высокой персистентностью период полураспада ДДТ в природных условиях велик и колеблется от 4 до 30 лет. Даже спустя 30 лет его остатки и метаболиты все еще сохраняются в окружающей среде. Две почвы инкубировали в виде водных суспензий в течение 7 и 30 сут (El-Temsah, Joner, 2013). Первая почва была песчаной, в нее внесли 20 мг ДДТ/кг, а другая – была давно загрязненной (свыше 50 лет) с остаточным содержанием 24 мг ДДТ/кг. К почвам добавляли наночастицы Fe(0) в дозах 1 или 10 г/кг и определяли остаточную токсичность почвы и водной фазы с использованием экотоксикологических биотестов с коллемболами (ногохвостками) и остракодами (ракообразными).

Внесение наночастиц Fe(0) привело к 50 % деградации ДДТ в свежезагрязненной почве через 7 и 30 сут. Но действие восстановителя на старое загрязнение было слабее: деградировало только 24 % ДДТ. Отмечено попутное негативное влияние реактива на коллембулы и остракоды через 7 суток, но через 30 сут токсическое действие наночастиц Fe(0) снизилось. В то же время ДДТ очень негативно повлиял на репродукцию коллембул и развитие остракод. Таким образом, внесение 1 г/кг наночастиц Fe(0) было достаточно для разрушения ДДТ в свежезагрязненной почве, для очистки же давно загрязненной почвы требуется более значительная доза наночастиц Fe(0). Вредный эффект наночастиц Fe(0) на организмы имеет временный характер и снижается по мере окисления реактива.

Влияние оксидов железа на почвенный гумус

Вначале рассмотрим действие природных Fe(III)-оксидов на почвенный гумус. В ходе редукции железа(III) энергоемкие органические соединения окис-

ляются (в предельном случае до CO_2), что влечет потерю органического вещества в переувлажненной почве. В настоящее время накопилось достаточно данных о потере гумуса в ходе оглеения за счет восстановления (гидр)оксидов железа (Савич и др., 1999). Наиболее ярко это проявляется в рисовых почвах. Выполнен расчет степени окисления органического вещества (в форме CH_2O) за период затопления рисовых почв (Saito, Wada, 1984). Оказалось, что на долю органического вещества, окисленного за счет сопряженной редукции Fe(III), пришлось от 1/3 до 2/3 суммарной продукции CO_2 . В других рисовых почвах доля реакции редукции Fe(III) в процессе деструкции органического вещества составляла от 1/7 до 6/7. В опытах по биологической редукции 18 почв из разных стран мира найдено, что количество полностью минерализованного углерода прямо коррелирует с содержанием редуцированного железа, коэффициент корреляции Пирсона равен 0,64. Следовательно, влияние редукции Fe(III) на процесс деструкции органического вещества, установленное в почвах со слабым водообменом, оказывается вполне ощутимым.

Обратимся теперь к действию искусственных наночастиц магнетита Fe_3O_4 на почвенный гумус. Израильские ученые изучали действие наночастиц магнетита Fe_3O_4 в дозе 1 или 5 % на свойства двух почв, различающихся по гранулометрическому составу (Ben-Moshe et al., 2013). Поскольку оксиды металлов способны окислять восстановленные органические соединения, было проверено их действие на гумус и сообщество микроорганизмов в незагрязненных почвах. Опыт длился всего 18 ч, за это небольшое время отмечено только изменение в сообществе микроорганизмов, более значительное в легкой почве, чем в почве тяжелого гранулометрического состава.

Следует отметить недостаток этого опыта – краткость действия реактивов. Наши, более длительные исследования, выполненные еще в 80-годах прошлого века показали, что внесение в легкую супесчаную почву 0,08 и 0,2 % смеси магнетита и гематита через три месяца снизило содержание $\text{C}_{\text{орг}}$ с 2,0 до 1,7–1,8 % (Водяницкий, 1989).

Таким образом, в отличие от ремедиации почвогрунтов с низким содержанием гумуса, использование окислителей для очистки от органических поллютантов должно быть предельно осторожным, чтобы избежать деградации нативного органического вещества вместе с поллютантами.

Можно утверждать, что биохимическое воздействие на поллютанты часто эффективнее, чем чисто химическое. Об этом говорит опыт ремедиации почв и почвенно-грунтовых вод, загрязненных ураном и другими тяжелыми металлами, а также нитратами и ароматическими углеводородами. Для очистки от поллютантов используют редокс-барьеры, действие которых основано на внесении доноров или акцепторов электронов. Больше всего в мире создано восстановительных барьеров, основанных на внесении доноров электронов, как минеральных, чаще всего Fe^0 и Fe(II), так и органических. По характеру устройства и эксплуатации проницаемые барьеры делятся на: 1) однократно заполняемые барьеры, устраиваемые в траншеях, и 2) многократно заполняемые барьеры с использованием скважин для инъекции реагента.

Среди химических наиболее распространены редокс-барьеры, действие которых основано на внесении доноров или акцепторов электронов. Вносимые доноры электронов делятся на два вида: 1) неорганические, чаще всего Fe^0 и Fe(II), и 2) органические, чаще всего доступные микроорганизмам органические отходы.

Используют также биохимические редокс-барьеры, основанные на стимуляции природных металл-редуцирующих бактерий за счет внесения доступного органического вещества. Такие барьеры эффективно очищают воду от многих растворенных тяжелых металлов, переводя их в нерастворимые осадки. Например, активизация «местных» бактерий способствует инситуному закреплению урана и сопутствующих металлов (технеция, хрома), образующихся при получении атомной энергии и производстве ядерного оружия. При участии микроорганизмов также образуются слабо растворимые сульфиды металлов.

Очистка почвенно-грунтовых вод от тяжелых металлов основана на их закреплении твердой фазой, очистка от органических поллютантов – на их деструкции: окисленные поллютанты восстанавливают, а восстановленные – окисляют. Внесение реактивов для деструкции органических поллютантов в глубинных грунтовых водах допускается без особых ограничений. Но внесение сильных окислителей в верхние горизонты загрязненных почв следует проводить с осторожностью во избежание деструкции гумуса.

Помимо ожидаемого действия на окисленные органические поллютанты (С1-органику), активные наночастицы Fe(0) могут неблагоприятно влиять на состав биоты, хотя это действие кратковременно, а главное, оно быстро нейтрализует поллютанты, негативное действие которых на биоту почв гораздо выше. Необходимо, чтобы действие химических реактивов было минимально токсичным по отношению к нативной почвенной биоте и гумусу.

Интегральная оценка городских почв и эффекта гуматной ремедиации

В.А. Терехова, М.А. Пукальчик, А.С. Яковлев

Состояние городской среды – одна из наиболее острых проблем экологии. Прогрессирующее ухудшение условий жизни в городах обусловлено выбросами большого количества загрязняющих веществ, разными видами физических воздействий, нарушением целостности почвенного покрова в урбэкосистемах, что влияет на способность городских почв выполнять экологические функции (Добровольский и др., 1986; Экологические функции городских почв, 2004; и др.). Источниками экологических проблем в крупных городах являются многообразные виды хозяйственной деятельности, среди которых неизбежно важное место занимает транспорт.

Значительная часть выбросов токсических веществ в городскую среду сосредоточена на поверхности почвы, что ведет к изменению их химических, физических и биологических показателей. Тяжелые металлы относятся к приоритетным загрязняющим веществам, наблюдения за которыми обязательны во всех средах. Как отмечается в многочисленных работах по экологии тяжелых металлов, все они обладают одним общим свойством – они могут быть биологически активными. Накопление тяжелых металлов в различных горизонтах почвы приводит к тому, что они длительное время оказывают токсические эффекты на все группы организмов, населяющих почву и произраста-

ющих на ее поверхности. Попадая в результате антропогенной деятельности в окружающую среду, они включаются в той или иной степени в биологический круговорот и при определенных биогеохимических условиях и концентрациях начинают оказывать токсическое действие на живые организмы (Beyer et al., 1985; Никаноров и др., 1991; Grant, 1992; Ильин и др., 2000). Наиболее распространенными являются загрязнения такими элементами, как свинец (Pb), мышьяк (As), медь (Cu), цинк (Zn), кадмий (Cd), никель (Ni), ртуть (Hg), хром (Cr), концентрации которых в почвах городов могут варьировать в пределах нескольких порядков, локально превышая ПДК до 100 раз (Саеи и др., 1985; Сизов, 2009; Lux et al., 1983; Bretzel et al., 2006; Singh et al., 2006).

В качестве примера можно привести данные работ, посвященных оценке накопления тяжелых металлов в почвах Юго-Восточного административного округа г. Москвы, в которых показано, что значительное количество тяжелых металлов поступает в почвы с пылью, а также выхлопами автотранспорта. Авторы отмечают накопление меди, свинца, цинка и кадмия в количествах, значительно превышающих нормативные и фоновые значения (Карпухин и др., 2008; Пляскина и др., 2009). В литературных источниках также широко освещены проблемы химического загрязнения Новосибирска (Баландис и др., 2002), Саратова (Балашова и др., 2001), Челябинска (Граковский и др., 1997) и многих других городов.

Приоритетными экологическими функциями для городских почв являются пригодность для произрастания зеленых насаждений, способность сорбировать и нейтрализовать загрязняющие вещества, удерживать их от проникновения в почвенно-грунтовые воды, а также способность препятствовать поступлению илесто-пылеватых частиц в городской воздух (Антропогенные почвы..., 2003).

Загрязняемая или подверженная физической деградации почва до определенного момента существует как целостная природная система. Если же граница устойчивости почвы преодолена, наступает быстрая и необратимая утрата ею экологических функций (Никитин, 1982; Добровольский и др., 1986, 2000; Pierce et al., 1993; Karlen et al., 1997, 2001). Отмечается, что основополагающую роль в снижении способности городских почв выполнять экологические функции играют повышенные концентрации загрязняющих веществ и потеря городскими почвами биоорганического потенциала, т.е. суммы живого и гумусированного органического вещества почв (Овчинникова, 2009; Орлов и др., 1996; Anderson, 1982).

Традиционно экологическая оценка почв рассматривается как способ изучения содержания загрязняющих веществ, отдельных биоиндикационных показателей в почвах и сопредельных средах. В то же время недостаточно распространены комплексные биотические оценки, в которых изучают состояние живых систем на различных уровнях организации: от организмов до сообществ.

В последние десятилетия большое внимание в отечественном почвоведении уделяется разработке подходов к оценке экологического состояния почв, основанной на диагностике изменений их биогенных и абиогенных компонентов (Виноградов и др., 1993; Опекунов, 2006; Терехова, 2010; Левич, 2013; и др.).

Несмотря на возросший интерес к использованию биотических параметров для характеристики функционирования экосистем, современные способы экологической оценки почв основаны большей частью на результатах аналитичес-

кого контроля химических веществ в окружающей среде. В значительной степени это обусловлено сложностью анализа состояния биоты и формализации данных, получаемых разными методами. В отличие от почв, находящихся под импактным воздействием точечных источников загрязнения, в урбанизированных зонах очень редко выявляются катастрофические уровни загрязнения. Определенную ценность в этой связи приобретают данные биологических исследований, поскольку именно реакции отдельных живых организмов и состояние биотических сообществ дают представление об экологическом качестве биоценозов и устойчивом функционировании почв. Одной из проблем на этом пути остается поиск наилучших способов интегрирования данных экологического мониторинга (Воробейчик и др., 1994; Булгаков и др., 2002; и др.). Предложено немало вариаций расчета индексов состояния почв, значения которых сопоставляются затем с уровнями техногенной нагрузки и/или категориями качества окружающей природной среды (Саг, 1990; Казеев и др., 2003; Яковлев, Макаров, 2006; Попутникова, Терехова, 2010; и др.). В отношении оценки ремедиационной активности гуматов имеется опыт применения интегральных показателей детоксикации (Каниськин и др., 2011; Куликова, 2008).

В мировой литературе как надежный прием оценки экологических рисков при загрязнении природных сред отмечается триадный подход (the triad approach), основанный на методологии междисциплинарного уровня и учитывающий данные химических, биоиндикационных и токсикологических исследований с различными «весовыми» коэффициентами (weight of evidence approach) (Burton et al., 2002; Chapman et al., 2002; Jensen et al., 2006; Sovari et al., 2013; Ribé et al., 2012).

Триадный подход был разработан и длительное время применялся преимущественно для оценки донных отложений (Long, Chapman, 1985; Chapman, 1990, 2002; Баканов и др., 1999; Степанова и др., 2004; Томилина и др., 2008). Распространенным способом оценки информации о составе и концентрациях загрязняющих веществ, откликах биотест-систем и данных о состоянии сообщества донных микроорганизмов оставался подход, предложенный П. Чапманом (Chapman, 1996): упрощенная оценка каждого показателя с помощью индивидуальных индексов (например, индексов биоразнообразия, индексов загрязнения тяжелыми металлами) и последующее их ранжирование.

На современном этапе триадный подход находит применение и развитие в экологическом почвоведении (Rutgers et al., 2005; Jensen et al., 2006; Dagnino et al., 2008). В ряде стран за рубежом разработаны и введены в действие рекомендации по использованию этого подхода для комплексной экологической оценки загрязненных природных сред (US EPA, 1998; Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia 2008; Swartjes et al., 2012; ISO 19204).

Согласно триадному подходу комплексная экологическая оценка почв должна проводиться с применением широкого набора методов, позволяющих получить как химико-аналитическую характеристику содержания загрязняющих веществ, так и характеристику реакций представителей биоты на загрязнение в лабораторных токсикологических анализах почвенных образцов *ex situ* (биотестирование) и в экологических наблюдениях за природными сообществами, популяциями и особями *in situ*. (рис. 26).

Анализ публикаций в этом направлении показывает, что перечень применяемых химических, токсикологических и биоиндикационных методов иссле-



Рис. 26. Методические компоненты, составляющие основу триадного подхода к оценке окружающей среды (по: Jensen et al., 2006)

дования определяется в основном экспертным путем в зависимости от масштаба и вида решаемой проблемы, и, как правило, зависит от возможностей и квалификации исследователей. Цели экологического нормирования в разных условиях могут различаться, они осознанно выбираются а разных ситуациях (оцениваются ли почвы агроценозов, убранных, или лесные). Некоторыми из экосистемных функций почв можно пренебречь или «пожертвовать», а другие должны быть сохранены обязательно (Воробейчик, 2013).

При расчетах интегрального индекса состояния почв биотические (токсикологические и биоиндикационные) показатели предлагается характеризовать более высокими «весовыми коэффициентами», чем химические, что обосновывается их большей информативностью (Dagnino et al., 2008).

Именно биотические показатели свидетельствуют о благоприятных или неблагоприятных условиях в почвах, как и в сопредельных объектах окружающей среды. Как отмечал Ю.Г. Гельцер (1986), данные биологических исследований представляют объективные показатели жизни почв и имеют важные преимущества перед данными по морфологии, химии и минералогии почв. Обосновывалось это тем, что абиотические параметры характеризуют консервативные, ранее накопившиеся признаки и свойства почв и не могут оперативно отражать быстро меняющиеся условия окружающей среды.

Первостепенную «важность оценки почв как сред обитания с целью выявления и сохранения населяющих их видов организмов» неоднократно подчеркивал в своих трудах академик Г.В. Добровольский (Добровольский, Никитин, 2000; Роль почвы в формировании и сохранении биологического разнообразия, 2011).

Триадный подход в известной мере включает анализ функции «желательности» (Воробейчик и др., 1994), позволяющей произвести перевод натуральных значений химических, биологических и токсикологических показателей в единую безразмерную шкалу с четко фиксированными границами. Расчет индексов состояния по химическим, токсикологическим и биоиндикацион-

ным параметрам (ИСх, ИСт и ИСб соответственно) состоит из трех этапов: 1) сравнение полученных значений в исследуемых образцах с аналогичными показателями для фоновых проб; 2) выбор функции перевода в зависимости от степени отклонения от фоновых значений для каждого показателя; 3) вычисленные суммарных показателей ИСх, ИСт и ИСб.

Распространен способ перевода экспериментальных данных в безразмерные индексы от 0 до 1, где 0 соответствует отсутствию негативного эффекта, а 1 – 100 % гибели тест-организмов. При этом полярные значения (от 0 до 1) соответствуют градациям «хорошо» и «плохо», а промежуточные могут быть интерпретированы по принципу «чем больше индекс, тем больше отличие от фоновых/контрольных значений», и, следовательно, тем хуже экологическое качество почв (Jensen, Mesman, 2006).

На примере ряда урбаноземов г. Кирова (Terekhova et al., 2014) продемонстрирована возможность использования триадного подхода для оценки экологического состояния городских почв, в разной мере испытывающих влияние автотранспорта и отличающихся «невысоким» уровнем загрязнения тяжелыми металлами. Негативные эффекты от воздействия токсикантов проявлялись на основных уровнях биологической организации – от организменного до уровня популяции и сообщества.

Образцы урбаноземов, испытывающих аэротехногенную нагрузку, отбирали в мае 2010 и 2011 гг. с пробных площадок, расположенных по градиенту удаления от автотрассы. Всего исследовано пять площадок со сходной травянисто-кустарничковой растительностью; размер каждой площадки 10 м²; образцы отбирались из верхних горизонтов с глубины 0–20 см на расстоянии 5, 30, 50, 150 и 200 м от автотрассы.

Химические исследования включали определение рН водной вытяжки потенциометрическим методом, валовых форм тяжелых металлов (ТМ) Pb, Ni, Cr, Cd методом атомно-абсорбционной спектроскопии согласно стандартным методикам (ПНД Ф 16.1:2.2.63-09, процедура извлечения валовых форм элементов соответствовала ПНД Ф 16.1:2.2:2.3:3.36-02), а также основных агрохимических показателей (NPK и C_{орг}).

Биотестирование проводили в условиях краткосрочных экспериментов с использованием тест-систем и организмов разных трофических уровней. В качестве тест-параметров у представителей продуцентов анализировали изменение длины корней проростков горчицы *Sinapis alba* по истечении 96 ч (согласно методикам ФР.1.31.2012.11560, ISO 11269-1) и изменение прироста численности клеток микроводорослей сценедемус *Scenedesmus quadricauda* за 72-часовую экспозицию (ФР.1.39.2007.03223, ISO 8692-1). В биотестах с использованием организмов, представляющих другую трофическую группу – консументов, оценивали выживаемость ракообразных *Daphnia magna* через 96 ч (ФР.1.39.2007.0322, ISO 7346-1) и простейших *Paramecium caudatum* через 24 ч (ФР.1.39.2006.02506). Влияние водных вытяжек из почв на представителей редуцентов оценивали по различиям в интенсивности биолюминесценции генномодифицированного штамма бактерий *Escherichia coli* в составе препарата «Эколюм» при их экспозиции 30 мин в контрольных и опытных пробах (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04; ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.8-04, аналогично ISO-11348-2).

Биоиндикационный анализ урбаноземов заключался в исследовании экологических параметров двух основных групп почвообитающих микроорганизмов:

– микромицетного комплекса почв: стандартным методом посева почвенной суспензии на среду Чапека; синэкологический анализ проводили по общей численности колониеобразующих единиц (КОЕ), числу видов, доле устойчивых к неблагоприятным факторам темнопигментированных видов грибов, индексам разнообразия (по Шеннону);

– бактериального комплекса почв: методом газовой хроматографии – масс-спектрометрии (ГХ-МС) по химическим компонентам жирно-кислотного состава клеточных стенок (Верховцева и др., 2008; Frostegard et al., 1991); анализ проводили по числу видов бактерий, актиномицетов и актинобактерий, соотношению филогенетических типов прокариот в сообществе, индексам биоразнообразия (по Шеннону), определению долей анаэробных и факультативно анаэробных бактерий в сообществе.

Полученные экспериментальные данные о содержании загрязняющих веществ, токсичности для тест-организмов и биоиндикационные параметры микробных сообществ были сгруппированы по пробным площадкам и обработаны на основе триадного подхода.

Исследуемые почвы характеризовались слабощелочной реакцией почвенного раствора (рН водной вытяжки от 7,40 до 8,06) и нарушением генетических горизонтов. По гранулометрическому составу исследуемые почвы могут быть отнесены к разновидностям средних суглинков, гор. А1 уплотнен.

Интенсивное антропогенное воздействие оказывает влияние на физико-химический комплекс почв. Содержание органических веществ ($C_{\text{орг}}$) в отобранных образцах по мере приближения к автотрассе менялось от 3,50 до 4,69 %. В почве с контрольной площадки содержание $C_{\text{орг}}$ 3,42 %. Почвы характеризовались высокой обогащенностью подвижными формами фосфора (P_2O_5 от 268 до 345 мг/кг) и обменного калия (K_2O от 167 до 250 мг/кг), что может способствовать аккумуляции тяжелых металлов.

Важным фактором, влияющим на экологическое состояние городских почв, является загрязнение традиционными видами поллютантов – тяжелыми металлами. Их содержание варьировало в зависимости от расстояния до автотрассы и вида экотоксиканта (табл. 17).

Так, содержание Cd на большинстве пробных площадок превышало региональное фоновое значение (0,66–1,11 мг/кг) более чем в 2 раза. Региональные фоновые значения валовых форм тяжелых металлов для Кировской области

Таблица 17. Загрязнение тяжелыми металлами почв г. Киров на разнородных от автотрассы площадках (2010–2011 гг.)

| Расстояние от автотрассы, м | Валовые формы ТМ, мг/кг | | | |
|-----------------------------|-------------------------|----------|-----------|-----------|
| | Pb | Ni | Cr | Cd |
| 5 | 422±39 a | 118±23 a | 278±31 a | 3±0,3 a |
| 30 | 94±10 b | 16±6 b | 60±2 b | 1,8±0,2 b |
| 50 | 130±29 b | 101±6 ac | 240±28 ac | 4±0,1 c |
| 150 | 269±28 d | 67±10 d | 226±25 c | 2,0±0,4 b |
| 200 | 297±48 d | 86±9 cd | 326±40 d | 0,5±0,2 d |
| 2 000 (фон) | 75±14 b | 29±5 b | 59±4 b | 0,5±0,4 d |

Примечание. Значения с разными буквами различаются достоверно (LSD test, $P < 0,05$) для каждого показателя.

приведены по Шиховой (Шихова, 2005.) В образцах с контрольной и пробной площадок на расстоянии 200 м от автотрассы выявили наименьшее количество кадмия. Содержание Ni в исследуемых почвах составляет в среднем 69,5 мг/кг при его региональном фоновом значении 40 мг/кг. Превышение регионального фона отмечено в почвах четырех пробных площадок из шести. Содержание Pb в образцах, отобранных в непосредственной близости от автотрассы, в 9,8 раз превышает его региональное фоновое значение (43 мг/кг) и в 5,6 раз значения, полученные для контрольных проб. Повышенные относительно регионального фона и контроля концентрации Pb были отмечены также для пробных площадок 2–5. Содержание Cr в исследуемых почвах составляло 226 мг/кг, тогда как в образцах с контрольной площадки – 59 мг/кг. Превышение регионального фонового содержания Cr отмечено в почвах четырех пробных площадок из шести.

При биотестировании почв, находящихся на различном расстоянии от оживленной автотрассы (от 5 до 200 м), по реакции стандартизованных тест-культур на водные вытяжки из образцов выявлена токсичность. Во многих вариантах отличия от контроля составили 50 %. При этом выраженное уменьшение токсичности с удалением от автотрассы показано лишь для тест-функций проростков высших растений.

Микромицетный комплекс урбаноземов был представлен 21 видом культивируемых микромицетов, способных расти на агаризованной питательной среде Чапека. В образцах было представлено от 4 до 7 видов грибов. Доминировали по частоте встречаемости стерильные формы грибов (частота встречаемости 100 %).

Результаты исследований свидетельствуют о том, что на фоне невысокой общей численности микромицетов, способных расти на питательной среде Чапека, структура грибных сообществ почв является чувствительным показателем к выбросам автотранспорта. Выявили заметные различия в доле соотношении меланизированных и апигентных форм микромицетов почв различных пробных площадок, находящихся под нагрузкой автотранспорта (рис. 27). Полученные данные подтверждают биоиндикационную значимость меланизированных форм микромицетов при выявлении загрязнения почв тяжелыми металлами (Терехова, 2007).

Таксономическое разнообразие бактерий в почве фоновой площадки намного беднее, чем в образцах, отобранных на разном удалении от автотрассы: насчитывалось 23 вида бактерий из 17 родов, тогда как в почве с пробной площадки, расположенной в 5 м от автотрассы, выявлено 37 видов из 28 родов. Учитывая, что в почвах наблюдали увеличенное количество валовых форм Pb, Ni и Cr, можно предположить, что эта группа микроорганизмов остается довольно устойчивой по показателю общей численности к воздействию избыточного количества этих токсикантов.

Рассчитанные на основании полученных экспериментальных данных (химии, биотестирования, биоиндикации) индексы экологического состояния почв позволили выделить расположенные вблизи автотрассы площадки (на расстоянии до 5 м) как испытывающие существенную нагрузку.

В условиях вегетационного эксперимента с использованием урбаноземов, отобранных на участке, испытывающем существенную антропогенную нагрузку, оценивали ремедиационное действие двух гуминовых препаратов с

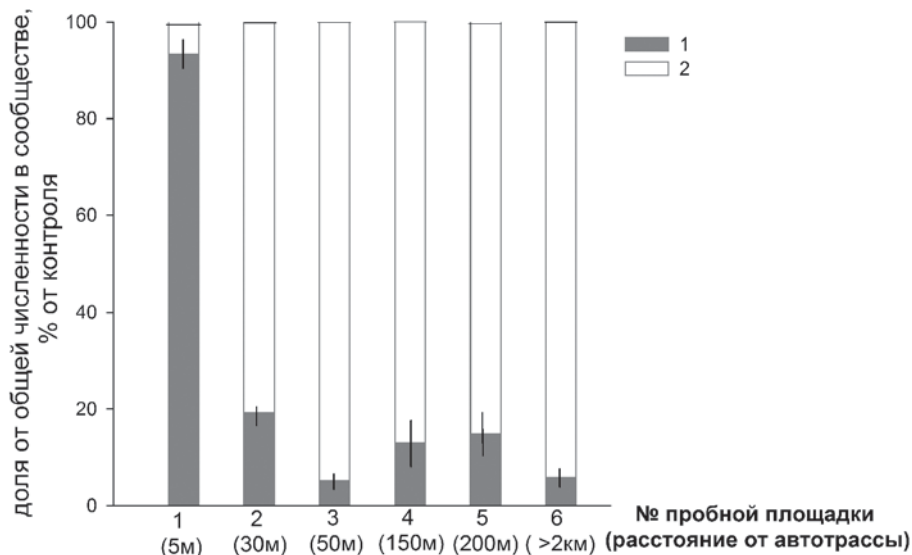


Рис. 27. Соотношение меланизированных (1) и апигментных (2) форм микромицетов в урбаноземах г. Кирова на разном удалении от автотрассы

применением триадного подхода (гумат калия, полученный в ходе искусственной гумификации лигносульфоната «Лигногумат К», и «Наномангнетитогумат», полученный в ходе механохимического синтеза из гуминовых кислот окисленных бурых углей и высокоактивных частиц магнетита).

Для опытов использовали смешанный образец урбанозема из поверхностных горизонтов (0–20 см), отобранный с пробной площадки площадью 10 м², расположенной на расстоянии 5 м от автотрассы. Почва при естественной влажности освобождалась от посторонних включений и просеивалась через сито с ячейками 2–4 мм. Гуминовые препараты (ГП) вносили в сухом виде в образцы почв в трех концентрациях: 0,0025, 0,01 и 1 мас. % (эквивалентные 0,025, 0,1 и 10 г/кг). Смеси тщательно перемешивали и помещали в вегетационные сосуды (пластиковые емкости, рассчитанные на 500 г воздушно-сухой почвы). Повторность каждого варианта трехкратная. Контрольным почвенным образцом (далее – контроль) служил образец урбанозема, не обработанный ГП, а также фоновые образцы.

Непосредственно после заполнения сосудов опытными образцами в каждый сосуд высевали по 2 г смеси газонных трав «Универсал» (Россия), в составе которой присутствовали следующие виды: овсяница луговая – 30 %, овсяница красная – 35 %, райграс многолетний – 15 %, овсяно-райграсный гибрид – 20 %. Полив соответствовал среднемесячной норме выпадения осадков для июня–июля в г. Кирове. Освещение создавалось искусственно с режимом 12 ч света/12 ч ночи.

Длительность эксперимента составила 56 сут с момента посадки растений. По завершении эксперимента проведен укос трав. Токсичность почв и влияние ГП оценивали по ряду химических, токсикологических и биоиндикационных показателей, в том числе и по продуктивности биомассы растений.

Результаты вегетационного эксперимента свидетельствуют о том, что внесение ГП оказывает влияние на подвижность некоторых тяжелых металлов, содержание элементов питания растений, проявление фито- и экотоксичных свойств, структурные и физиологические показатели функционирования почвенного биоценоза. При этом они характеризовались разнонаправленным действием на химические, токсикологические и биоиндикационные показатели почв.

Избирательность проявления протекторных (сорбирующих) свойств ГП по отношению к подвижным формам тяжелых металлов в эксперименте зависела от многих факторов, но прежде всего от дозы внесения и состава гуминовых препаратов. Так концентрации 0,01 и 1 % лигногумата и наномагнетитогумата незначительно снижали долю подвижных масс.% ионов свинца и кадмия в урбаноземе, и не влияли на концентрации подвижных форм никеля и хрома. Поскольку ГП не оказали существенного воздействия на содержание подвижных форм ТМ (свинец, хром, кадмий, никель), вероятно, это может свидетельствовать о том, что основным фактором, определяющим ремедиационный эффект наномагнетитогумата и лигногумата, является собственная биологическая активность, а не их способность связывать токсиканты. Сходные факты описаны ранее и в других исследованиях. Так, С.Н. Чуковым с соавт. (Чуков и др., 1995; Чуков и др., 2001) показано снижение токсичности ионов меди и никеля для кукурузы и хлореллы при внесении гуминовых кислот (ГК), причем суммарная сорбционная емкость внесенных ГК была в 5–6 раз ниже концентрации катионов. Это привело к заключению, что биопротекторный механизм ГК скорее связан с прямой физиологической стимуляцией адаптационных процессов, чем с непосредственным взаимодействием с ионами тяжелых металлов.

Наиболее выраженное положительное действие от внесения ГП фиксировалось методами биотестирования почвенных образцов. При этом отклик биотестов практически не зависел от видовой принадлежности тест-культуры.

ГП в высокой концентрации (1 масс. %) не оказывали заметного влияния на интенсивность почвенного дыхания и экофизиологические параметры почвенной биоты урбаноземов. Подобная реакция на высокие концентрации гкматов наблюдалась и в ранее проведенных экспериментах с искусственными почвами (стандартные образцы), загрязненными ионами меди. Ремедирующий эффект невысоких доз гуминовых продуктов (0,0025 и 0,01 масс. %) может быть обусловлен собственной физиологической (гормоноподобной) активностью препаратов и не связан с дополнительным количеством органического углерода как источника питания микроорганизмов.

Интересный, на наш взгляд, результат действия ГП заключался в перестройке сообщества почвенных микромицетов, а именно в снижении доли темноокрашенных микромицетов в сообществе в вариантах с внесением 0,01 и 1 масс.% гуматов.

Для количественной оценки действия гуминовых препаратов как ремедиантов загрязненных почв использовали триадный подход, позволяющий выявить изменение токсичности, состояние почвенной биоты и содержание загрязняющих веществ в почвах, обработанных ГП, по сравнению с контролем и фоном в относительной безразмерной шкале значений (от 0 до 1). В результате оценки стало очевидно, что экологическое состояние урбаноземов после обработки образцов невысокими концентрациями ГП изменилось: почвы из категории

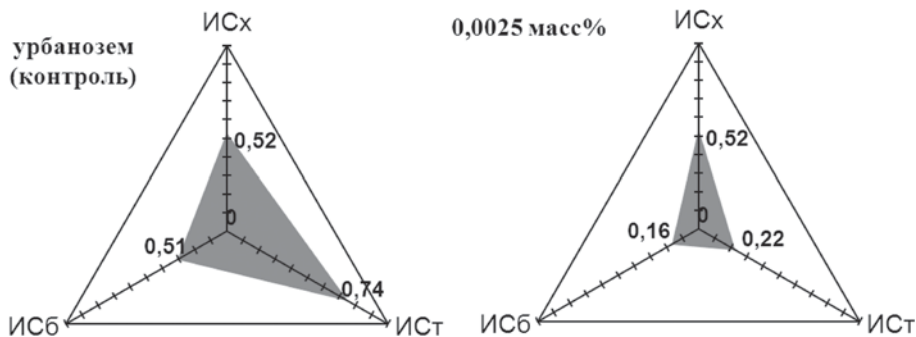


Рис. 28. Графическое отображение результатов оценки экологического состояния урбаноземов до и после обработки 0,0025 масс. % лигногумата с применением триадного подхода. Значения по осям ИСх, ИСб, ИСт соответствуют индексам состояния образцов, рассчитанным по химическим, биоиндикационным и токсикологическим данным соответственно; 0 – «фоновое» состояние, 1 – «экологическое» бедствие»; площадь темного треугольника отражает степень нарушенности почв

“нарушенных” перешли в категорию «слабонарушенных». В качестве примера можно привести графическое отображение результатов оценки экологического состояния контрольных урбаноземов и урбаноземов, обработанных 0,0025 мас. % лигногумата, представленных на рис. 28.

Результаты работы и применение триадного подхода могут быть полезны и в целях принятия практических решений о способах обращения с городскими почвами, оценке результатов почвовосстановительных работ. К примеру, сопоставляя интегральные индексы состояния почв, рассчитанные с помощью триады данных, и пятибалльную шкалу оценки экологического качества (Яковлев и др., 2006), можно заключить, что, когда значения ИС находятся в диапазоне от 0 до 0,30 отн. ед (I и II категории качества), почвы относятся к категориям «чистых» и «слабонарушенных». Такие почвы в должной степени выполняют экологические функции. Если же почвам присвоена III или IV категория качества, а ИС – в диапазоне от 0,30 до 0,79 отн. ед., то они обладают потенциалом к самовосстановлению. Однако рекомендуется проведение работ по санации (рекультивации) для восстановления их качества до уровня I или II категории. В случаях когда интегральный индекс состояния превышает 0,79 отн. ед (V категория качества), экологическое состояние почв следует признать «катастрофическим» и необратимо нарушенным, к указанным почвам следует применять особые меры консервации.

Интегральный индекс, рассчитанный методом триад для оценки экологического состояния урбаноземов, представляется нам более полным и взвешенным по сравнению, например, с индексами химического загрязнения почв Zc (по Саету) или индексами интегрального биологического показателя качества почв (Казеев и др., 2003).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Современный этап развития почвоведения характеризуется как экологическое почвоведение, которое благодаря трудам выдающихся отечественных ученых переросло рамки генетического почвоведения. Экологические процессы и факторы, влияющие на функционирование почв и выполнение ими биосферных и биоценологических функций, на протяжении нескольких последних десятилетий стали предметом ряда фундаментальных публикаций. Разнообразие почв, их функций и свойств обеспечивает биологическое разнообразие и, следовательно, эволюцию живых систем. Почва как многокомпонентное биокосное тело через сложные механизмы взаимодействия абиотических и биотических составляющих реализует свою важнейшую экологическую функцию – средообразующую. Почва – важнейший фактор формирования условий для существования всего живого разнообразия жизни (Добровольский, 2011).

Благодаря трудам Г.В. Добровольского, его научной школы, исследованиям зарубежных авторов проанализированы многие аспекты функционирования почвы как подсистемы биогеоценозов. Почву рассматривают как саморегулирующийся компонент наземных экосистем. Эта саморегулирующая способность проявляется в способности не только воспринимать различные виды внешних воздействий, но и трансформировать их, сглаживать проявление неблагоприятных факторов.

На вопросы о том, насколько возможно при современных техногенных нагрузках и природно-климатических колебаниях условий окружающей среды такое сглаживание и какого рода негативных воздействий, ответы можно получить лишь в экспериментальных исследованиях реакций разных групп биоты.

В разработке систем оценок экологического риска и функционирования почв приоритет отдается расширению перечня токсикологических и биоиндикационных методов испытаний. Именно биотические показатели свидетельствуют о благоприятных или неблагоприятных условиях в почвах, как и в сопредельных объектах окружающей среды. Данные биологических исследований представляют объективные показатели жизни почв и имеют важные преимущества перед данными по морфологии, химии и минералогии почв (Гельцер, 1986). Обосновывается это тем, что абиотические параметры характеризуют консервативные ранее накопившиеся признаки и свойства почв и не могут так оперативно отражать быстро меняющиеся условия окружающей среды.

Первостепенную «важность оценки почв как сред обитания с целью выявления и сохранения населяющих их видов организмов» неоднократно подчеркивал в своих трудах академик Г.В. Добровольский (Добровольский, Никитин, 2000; Роль почвы в формировании и сохранении биологического разнообразия, 2011).

При оценке экологического качества почв биотические (токсикологические и биоиндикационные) показатели предлагается характеризовать более высокими «весовыми коэффициентами», чем химические, что обосновывается их большей информативностью (Dagnino et al., 2008).

Лавинообразный рост поступлений в почвы плохо идентифицируемой химическими методами массы загрязняющих веществ, засоление, радиоактивное загрязнение, появление широкого спектра продуктов и отходов новых технологий, разнообразных видов техногенных воздействий, особенно в городских экосистемах и в районах крупных промышленных разработок – газовых, нефтяных месторождений, заставляет искать новые способы оценки функционирования почвенных экосистем, более эффективные, чем химико-аналитические подходы и индивидуальные биотические индексы.

Экологическое нормирование тесно связано и вырастает из санитарно-гигиенического. Санитарно-гигиеническое нормирование находит широкое использование как наиболее развитая система оценки пределов негативного воздействия на функционирование почв и сейчас, а в предшествующий период развития системы нормирования оно было основным и единственным регламентированным подходом для принятия управленческих решений. Однако ограниченность санитарно-гигиенического подхода и применения критериев нормирования вредных воздействий, когда только человек, здоровье населения и последствия для последующих поколений, являются основной целью защиты, давно стала очевидной. Появилось немало предложений и схем экологической оценки почв по набору биотических показателей, по процентному содержанию органического вещества и другим индикационным показателям, в выборе которых, однако, прослеживается субъективный (авторский) подход с акцентом на определенный набор наиболее распространенных и доступных для экспертной оценки параметров. Вместе с тем экспериментальных данных для выявления динамики почвенных параметров и реакций биоты при воздействии тех или иных факторов окружающей среды явно недостаточно, чтобы преодолеть эту субъективность. Восполнение недостатка сведений о трансформации почвенной биоты в современных весьма динамично меняющихся условиях окружающей среды мы считаем одной из основных задач данной работы.

Интегральные способы оценки, получаемые при реализации триадного подхода, не лишены ограничений, поскольку для объективности индексов необходим большой массив данных экологии (биоиндикации), токсикологии (биотестирования) и химии. В обосновании информативности этих данных должна помочь статистика. Предлагаемый к внедрению для оценки функционирования экологического качества почв междисциплинарный подход – новый шаг в развитии экологического нормирования.

В заключение подчеркнем, что обобщение в одной книге результатов исследований геоботаников, специалистов по почвенной зоологии, микробиологии и почвоведению имеет цель не только привлечь внимание к многообразию критериев экологической оценки почв, но и способствовать совершенствованию определения пределов негативных воздействий на экосистемы на основе реакций разных групп живых организмов и динамики органического вещества. В настоящее время в прикладной экологии в разных формах реализуется биотическая концепция экологического нормирования. Для совершенствования экологических оценок и критериев отбора информативных показателей, расчетных интегральных индексов необходимы разноплановые многолетние исследования почв, реакций почвенных организмов на внешние воздействия. При этом следует оценивать как природные факторы, так и результаты многообразных непреднамеренных техногенных воздействий или намеренного вмешательства человека.

В.А. Терехова

ЛИТЕРАТУРА

Аветов Н.А. Геоботаническая индикация трофности и увлажненности почв рекультивированных нефтезагрязненных болот Среднего Приобья // Почвоведение. 2009. № 1. С. 119–123.

Аветов Н.А., Шведчикова Н.К., Шишконокова Е.А. Геоботаническая индикация антропогенного засоления почв верховых болот в районе Среднего Приобья // «Экология и биология почв». Материалы Междун. научн. конф. Ростов-на-Дону, 2007. С. 7–8.

Аветов Н.А., Шишконокова Е.А. Растения-зарастатели нефтезагрязненных и рекультивированных олиготрофных болот центра Западно-Сибирской равнины // Проблемы региональной экологии. 2010. № 2. С. 149–155.

Аветов Н.А., Шишконокова Е.А. Фитоиндикация влажности и обеспеченности элементами питания (трофности) нефтезагрязненных почв Среднего Приобья // Вестник Моск. ун-та. Серия 17. Почвоведение. 2008. № 1. С. 10–13.

Антонов В.А., Сидорова А.Э. Устойчивость урбэкоосистем с позиции теории автоволновой самоорганизации активных сред // Экология урбанизированных территорий. 2006. № 4. С. 14–21.

Арефьев С.П., Гашев С.Н., Степанова В.Б. и др. Природная среда Ямала. Т. 3. Биоценозы Ямала в условиях промышленного освоения. Тюмень: Изд-во Ин-та проблем освоения Севера СО РАН, 2000. 136 с.

Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1962.

Ачкасов А.И., Башаркевич И.Л., Варава К.В., Самаев С.Б. Загрязнение снегового покрова под влиянием противогололедных реагентов // Ж. Разведка и охрана недр. 2006. № 9-10. С. 132–137.

Базилевич Н.И., Гребенщикова О.С., Тишков А.А. Географические закономерности структуры и функционирования экосистем. М.: Наука, 1986. 296 с.

Белобров В.П., Замотаев И.В. Почвогрунты и зеленые газоны спортивных и технических сооружений. М.: ГЕОС, 2007.

Белюсова Н.И., Мешалкина Ю.Л. Опыт создания унифицированной базы данных бореальных почв России // Почвоведение. 1997. № 8. С. 1–9.

Бирюкова О.Н., Бирюков М.В. Запасы органического углерода в почвах // Национальный атлас почв Российской Федерации / Под ред. С.А. Шобы. М.: Астрель: АСТ, 2011. С. 242–243.

Богатырев Л.Г. Является ли подстилка самостоятельным биогеоценоотическим телом природы? // Экология. 1990. № 6. С. 3–7.

Богатырев Л.Г., Смагин А.В., Акишина М.М., Витязев В.Г. Географические аспекты функционирования лесных подстилок // Вестник Моск. ун-та. Серия 17. Почвоведение. 2013. № 1. С. 30–36.

Бутовский Р.О. Устойчивость комплексов почвообитающих членистоногих к антропогенным воздействиям: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2001.

Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа, 1961. С. 345.

Васнев В.И., Прокофьева Т.В., Макаров О.А. Разработка подхода к оценке запасов почвенного органического углерода мегаполиса и малого населенного пункта // Почвоведение. 2013. № 6. С. 725–736.

- Васильев С.В.* Воздействие нефтегазодобывающей промышленности на лесные и болотные экосистемы. Новосибирск: Наука СО, 1998. 136 с.
- Великанов Г.Б.* Использование и охрана лесных ресурсов в зонах влияния разведки месторождений и строительства объектов добычи нефти и газа // Экология нефтегазового комплекса. Тез. докл. М., 1988. С. 9–12.
- Викторов С.В., Ремезова Г.Л.* Индикационная геоботаника. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1988. 168 с.
- Владыченский А.С., Рыжова И.М., Телеснина В.М., Галиахметов Р.Т.* Пространственно-временная динамика содержания органического углерода в дерново-подзолистых почвах постагрогенных биогеоценозов // Вестник Моск. ун-та. Серия 17. Почвоведение. 2009(б). № 2. С. 3–10.
- Владыченский А.С., Телеснина В.М., Румянцева К.А., Филимонова С.И.* Динамика некоторых свойств постагрогенных почв южной тайги в связи с особенностями смены растительности // Вестник Моск. ун-та. Серия 17. Почвоведение. 2009(а). № 1. С. 3–10.
- Владыченский А.С., Телеснина В.М., Румянцева К.А., Чалая Т.А.* Органическое вещество и биологическая активность постагрогенных почв южной тайги на примере Костромской области // Почвоведение. 2013. № 5. С. 518–529.
- Водяницкий Ю.Н.* Влияние восстановленного железа на деградацию хлорсодержащих углеводородов в загрязненных почвенно-грунтовых водах (обзор литературы) // Почвоведение. 2014а. № 2. С. 235–249.
- Водяницкий Ю.Н.* Искусственные проницаемые редокс-барьеры для очистки почвенно-грунтовых вод // Почвоведение. 2014б. № 10. С. 1262–1272.
- Водяницкий Ю.Н.* Оксиды железа и их роль в плодородии почв. М.: Наука, 1989. 160 с.
- Водяницкий Ю.Н.* Химические аспекты поведения урана (обзор литературы) // Почвоведение. 2011. № 8. С. 940–952.
- Водяницкий Ю.Н., Минеев В.Г.* Деградация нитратов при участии Fe(II) и Fe(0) в почвенно-грунтовых водах (обзор литературы) // Почвоведение. 2015. № 2. С. 156–163.
- Водяницкий Ю.Н., Минеев В.Г., Шоба С.А.* Роль нуль-валентного железа в деградации хлорорганических препаратов в почвенно-грунтовых водах // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 2014. № 4. С. 32–41.
- Вомперский С.Э., Иванов А.И., Цыганова О.П. и др.* Заболоченные органогенные почвы и болота России и запас углерода в их торфах // Почвоведение. 1994. № 12. С. 17–25.
- Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280 с.
- Габлин В.А.* Состав проб грунтов, почв и донных отложений и достоверная оценка радиационной ситуации на урбанизированных территориях // Экология урбанизированных территорий. 2007. № 1. С. 81–87.
- Габлин В.А.* Состав проб грунтов, почв и донных отложений и достоверный прогноз радиационной ситуации на урбанизированных территориях // Экология урбанизированных территорий. 2007. № 4. С. 95–101.
- Гельцер Ю.Г.* Биологическая диагностика почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986.
- Геоэкология Москвы: методология и методы оценки городской среды / Отв. ред. Г.Л. Кофф, Э.А. Лихачева, Д.А. Тимофеев. М.: Медиа-Пресс, 2006. С. 200.
- Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы. Генезис, география, рекультивация. М.; Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
- Гляров М.С.* Зоологический метод диагностики почв. М.: Наука, 1965.
- Глазов М.В., Чистотин М.В., Шнырев Р.А., Сирин А.А.* Летне-осенняя эмиссия диоксида углерода и метана осушенными торфяниками, измененными при хозяйственном использовании, и естественными болотами // Агрехимия. 2008. № 5. С. 46–58.
- Гладышева М.А., Иванов А.В., Строганова М.Н.* Выявление ареалов техногенно-загрязненных почв Москвы по их магнитной восприимчивости // Почвоведение. 2007. № 2. С. 235–242.
- Глазовская М.А.* Педолитогенез и континентальные циклы углерода. М.: Книжный дом «ЛИБРОКОМ», 2009. 336 с.

- ГН 2.1.7.2042-06 «Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве».
- Голозубов О.М., Рожков В.А., Алябина И.О. и др. Технологии и стандарты в информационной системе Почвенно-географической базы данных России // Почвоведение. 2015. № 1. (в печати).
- ГОСТ 25100-95 Грунты. Классификация (введен в действие Минстроем РФ 20 февраля 1996 г.). 32 с.
- ГОСТ 26423-85 Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки.
- Гречищев С.Е., Москаленко Н.Г., Шур Ю.Л. Геокриологический прогноз для Западно-Сибирской газоносной провинции. Новосибирск: Наука, 1983. 182 с.
- Гузев В.С., Левин С.В., Звягинцев Д.Г. Реакция микробной системы почв на градиент концентраций тяжелых металлов // Микробиология. 1985. Т. 54, вып. 3. С. 414–420.
- Динамика современных экосистем в голоцене. Материалы Российской научной конференции. М.: Т-во науч. изданий КМК, 2006. 280 с.
- Добровольский Г.В. и др. Роль почвы в формировании и сохранении биоразнообразия / Под ред. Г.В. Добровольского и И.Ю. Чернова. М.: КМК, 2011.
- Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: функционально-экологический подход. М.: Наука, МАИК «Наука/Интерпериодика», 2000. 185 с.
- Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. М.: Наука, 1990. 261 с.
- Дорофеева Е.И. Распределение, запасы и формы органического вещества в почвах южной тайги (на примере Центрально-лесного заповедника): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1997. 25 с.
- Ефремова Т.Т., Ефремов С.П., Мелентьева Н.В. Запасы и содержание соединений углерода в болотных экосистемах России // Почвоведение. 1997. № 12. С. 1470–1477.
- Жданова Н.Н., Васильевская А.И. Меланинсодержащие грибы в экстремальных условиях. Киев: Наукова думка, 1988. 196 с.
- Жданова Н.Н., Захарченко В.А., Васильевская А.И. и др. Новый подход к выявлению микробиоты-биоиндикаторов радиационного загрязнения почв Украинского Полесья // Микол. и фитопатол. 1995. Т. 29, вып. 1. С. 23–29.
- Зайцев А.С. Анализ границ ареала модельного вида почвенной микрофауны *Nothrus palustris* C.L. Koch. // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. Геогр. 1996. № 6. С. 78–82.
- Зайцев А.С. География распространения панцирных клещей в России // Вестник МГУ. Сер. 5. Геогр. 2001. № 6. С. 34–37.
- Зайцев А.С. Трансформация сообществ панцирных клещей (Acari, Oribatida) северной тайги Соловецких островов под влиянием длительного хозяйственного освоения // Сб. трудов конф. «Экология таежных лесов». Сыктывкар, 1998. С. 140.
- Закон г. Москва «О городских почвах» от от 04.07.2007 №31 http://www.infosait.ru/norma_doc/50/50589/#i691714 получено 15.01.2015 г.
- Замотаев И.В. Почвоподобные техногенные образования: свойства, процессы, функционирование. Автореферат диссертации на соискание степени доктора географических наук. М., 2009. 50 с.
- Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во МГУ, 1987. 255 с.
- Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв: Учебник. М.: 2005. 445 с.
- Земельный фонд Российской Федерации на 1 января 2012 г. Стат. сб. / Росреестр. М., 2012.
- Ивлев Л.С. Химический состав и структура атмосферных аэрозолей. Л.: Изд-во ЛГУ, 1982.
- Ивлев Л.С., Довгалюк Ю.А. Физика атмосферных аэрозольных систем. СПб.: НИИХ СПбГУ, 1999.
- Инишева Л.И., Сергеева М.А., Смирнова О.Н. Депонирование и эмиссия углерода болотами Западной Сибири. Научный диалог. Вып. №7. Естествознание и экология. Екатеринбург, 2012. С. 61–74.

- Исаев А.С., Коровин Г.Н.* Депонирование углерода в лесах России // Углерод в биогеоценозах: XV Чтения памяти акад. В.Н. Сукачева. М.: Наука, 1997. С. 59–98.
- Казанцева М.Н.* Техногенное засоление земель Тюменской области и его последствия для растительного покрова // Междунар. журн. прикладных и фундаментальных исследований. 2014. № 8–4. С. 150.
- Карта лесов (на основе разновременных космических снимков Landsat). <http://gis.transparentwoid.ru/>
- Карта почвенно-географического районирования М:1:15 000000 Г.В. Добровольский, И.С. Урусевская, И.О. Алябина. Национальный атлас почв Российской Федерации. 2011.
- Карта растительности СССР (для высших учебных заведений) М:1:4000000. М.: ГУГК, 1990.
- Кирюшин В.И., Ганжара Н.Ф., Кауричев И.С. и др.* Концепция оптимизации режима органического вещества в агроландшафтах. М.: Изд-во ТСХА, 1993. 99 с.
- Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
- Козут Б.М., Шульц Э., Галактионов А.Ю., Тутова Н.А.* Содержание и состав полициклических ароматических углеводородов в граноденсимметрических фракциях почв парков Москвы // Почвоведение. 2006. № 10. С. 1182–1189.
- Кожевин П.А.* Микробные популяции в природе. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. 174 с.
- Королюк А.Ю.* Болота и заболоченные леса в районе оз. Сомотлор (подзона средней тайги) // Антропогенная трансформация растительного покрова Западной Сибири. Новосибирск, 1992. С. 122–127.
- Красильников Н.А.* О неклеточных формах у микроорганизмов // Успехи современной биологии. 1954. Т. 54, вып. 6. С. 22–32.
- Криволицкий Д.А.* (ред.) Биоиндикация радиоактивного загрязнения. М.: Наука, 1999.
- Криволицкий Д.А.* Зональное распределение панцирных клещей (*Oribatei*) в почвах СССР // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1968а. Т. 73. С. 29–34.
- Криволицкий Д.А.* Некоторые закономерности зонального распределения панцирных клещей // Oikos. 1968б. Т. 19. С. 339–344.
- Криволицкий Д.А.* Панцирные клещи как индикатор почвенных условий. М.: ВИНТИ, 1978.
- Криволицкий Д.А.* Почвенная фауна в экологическом контроле. М.: Наука, 1994.
- Криволицкий Д.А.* Становление биогеографии почвы // Вестн. МГУ. Сер. 5. Геогр. 2004. № 6. С. 10–16.
- Криволицкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., Смирнов Е.Г.* Биоиндикация и экологическое нормирование на примере радиологии // Журн. общ. биол. 1986б. Т. 47. № 4. С. 468–478.
- Крыжановский В.И.* Чернобыльская катастрофа с точки зрения зоолога // Вестніл Зоологіі. 2006. Т. 40. С. 195–204 (на укр. яз.).
- Кудряшова С.Я., Байков К.С., Титлянова А.А. и др.* Распределенная ГИС для оценки запасов углерода в почвах бореальной зоны Западной Сибири // Сибирский экол. журн. 2011. № 5. С. 641–657.
- Кузнецов М.А.* Динамика содержания органического углерода в заболоченных ельниках средней тайги: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2010. 18 с.
- Кузнецов А.В.* Влияние степени агрогенного воздействия на агроэкологическое состояние чернозема типичного ЦЧР: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Курск, 2012. 24 с.
- Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О.* Запасы органического углерода в почвах Российской Федерации: современные оценки в связи с изменением системы землепользования // Докл. Академии наук. 2009. Т. 426, № 1. С. 132–134.
- Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О.* К чему ведет сокращение пахотных земель // Природа. 2009. № 11. С. 20–27.
- Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Швиденко А.З., Сапожников П.М.* Изменение общего пула органического углерода в почвах России в 1990–2004 гг. // Почвоведение. 2010. № 3. С. 361–368.
- Куркин К.А.* Параметры биогеоценозов и системный подход к их определению // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1980. Т. 85, вып. 3. С. 40–56.

- Лаврентьев В.В.* Мобилизация азота гумуса в черноземных почвах европейской части СССР // Органическое вещество в целинных и освоенных почвах. М.: Наука, 1972. С. 142–177.
- Лакин Г.Ф.* Биометрия. 3-е изд. М.: Высшая школа, 1980. 293 с.
- Латишина Е.Д., Блойтин В.* Типы нарушений и естественное восстановление растительности олиготрофных болот на нефтяных месторождениях Томской области // Крыловия. 1999. Т. 1. №1. С. 129–140.
- Лебедева Е.В., Лугаускас А.Ю.* Влияние промышленного загрязнения на почвенные микромицеты // Микол. и фитопатол. 1985а. Т. 19, вып. 1. С. 16–19.
- Лебедева Е.В., Назаренко А.В., Козлова И.В., Томилин Б.А.* Влияние возрастающих концентраций меди на почвенные микромицеты // Микол. и фитопатол. 1999. Т. 33, вып. 4. С. 257–262.
- Лесной план Курской области. 2008; <http://adm.rkursk.ru/>
- Лесной план Костромской области (проект) <http://adm44.ru/economy/wood/>
- Лисс О.Л., Абрамова Л.И., Аветов Н.А. и др.* Болотные системы Западной Сибири и их природоохранное значение. Тула: Гриф и К, 2001. 584 с.
- Литвинович А.В., Павлова О.Ю., Плылова И.А.* Изменение состава растительного покрова, морфологического строения профиля, содержания и запасов гумуса окультуренной дерново-подзолистой глееватой суглинистой почвы в процессе постагрогенной эволюции // Изв. СПб ГАУ. 2011. № 22. С. 74–78.
- Лопатин В.Д.* О методике полевого изучения биогеоценоза и анализа полученных материалов // Экология. 1988. № 1. С. 23–28.
- Лысак Л.В.* Бактериальные сообщества городских почв: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: МГУ, 2010. С. 46.
- Лысак Л.В., Латыгина Е.В., Конова И.А., Звягинцев Д.Г.* Численность и таксономический состав наночастиц бактерий в некоторых почвах России // Почвоведение. 2010. № 7. С. 819–824.
- Лысак Л.В., Латыгина Е.В., Конова И.А., Звягинцев Д.Г.* Определение физиологического состояния бактерий в почве с помощью люминесцентного красителя L7012 // Изв. РАН. Сер. биол. 2009. № 6. С. 750–754.
- Люри Д.И., Горячкин С.В., Караваева Н.А. и др.* Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагрогенное восстановление растительности и почв. М.: ГЕОС, 2010. 416 с.
- Марфенина О.Е.* Микологический почвенный мониторинг: Методы почвенной биохимии и микробиологии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: МГУ, 1991. 304 с.
- Марфенина О.Е.* Микологический мониторинг почв: возможности и перспективы // Почвоведение. 1994. № 1. С. 75–80.
- Марфенина О.Е.* Антропогенные изменения комплексов микроскопических грибов в почвах: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: МГУ, 1999. 48 с.
- Матвеев А.А.* Изучение панцирного клеща *Nothrus palustris* C.L. Koch, 1839 в Белоруссии // Вид и его продуктивность в ареале. М., 1983. С. 54–56.
- Матвеев А.А., Гришина Л.Г.* Гигропреферендум у панцирного клеща *Nothrus palustris* C.L. Koch // Экология и география членистоногих Сибири. Новосибирск, 1987. С. 79–80.
- Махатков И.Д., Ермолов Ю.В.* Чувствительность метода фитоиндикации засоления болот в подзоне северной тайги // Экология и природопользование в Югре. Материалы науч.-практ. конф. Сургут, 2009. С. 72–73.
- Методы исследования структуры, функционирования и разнообразия детритных пищевых сетей / Под ред. А.Д. Покаржевского, К.Б. Гонгальского и А.С. Зайцева. М.: ИПЭЭ РАН, 2003.
- Методы почвенной микробиологии и биохимии // Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 224 с.
- Миляева Е.В.* Влияние дорожных сооружений на болотные геосистемы лесотундровой и таежной зон западной Сибири: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Томск, 2013. 20 с.
- Минеев В.Г.* Агрохимия. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2004. 720 с.
- Мирчинк Т.Г., Степанова Л.Н., Марфенина О.Е., Озерская С.М.* Характеристика комплексов грибов микромицетов некоторых почв Советского Союза // Вестник МГУ. Сер. Почвоведение. 1981. № 1. С. 61–66.

- Мирчинк Т.Г.* Почвенная микология. М.: Изд-во МГУ, 1988. 220 с.
- Мирчинк Т.Г., Озерская С.М., Марфенина О.Е.* Способы выявления типичных для определенных условий комплексов микроскопических грибов на основе характеристики их структуры // Биол. науки. 1982. № 11. С. 61–66.
- Мишустин Е.Н., Емцев В.Т.* Микробиология. М.: Колос, 1978. 351 с.
- Мотузова Г.В.* Содержание, задачи и методы почвенно-экологического мониторинга // Почвенно-экологический мониторинг и охрана почв / Под ред. Д.С. Орлова и В.Д. Васильевской. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1994.
- Мотузова Г.В., Безуглова О.С.* Экологический мониторинг почв. М.: Гаудеамус, 2007. 237 с.
- Мотузова Г.В., Карпова Е.А.* Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. М.: Изд-во МГУ, 2013. 304 с.
- Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е.* Динамика загрязнения городских почв свинцом (на примере восточного округа Москвы) // Почвоведение. 2007. № 8. С. 984–997.
- О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2006 году. Информ. вып. / Под ред. А.С. Качан, Н.Г. Рыбальского, Е.Д. Самотесова, А.Б. Барсова. М.: НИА-Природа, 2007. 314 с.
- Определитель обитающих в почве клещей. Sarcoptiformes / Под ред. М.С. Гилярова и Д.А. Криволуцкого. М.: Наука, 1975.
- Орлов Д.С., Бирюкова О.Н.* Запасы углерода органических соединений в почвах Российской Федерации // Почвоведение. 1995. № 1. С. 21–32.
- Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханова Н.И.* Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 254 с.
- Орлов Д.С., Гришина Л.А.* Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во МГУ, 1981.
- Орлов Д.С., Суханова Н.И., Розанова М.С.* Спектральная отражательная способность почв и их компонентов. М.: Изд-во МГУ, 2001. 176 с.
- Осипов А.Ф.* Динамика содержания органического углерода в заболоченных сосняках средней тайги: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2011. 18 с.
- Панцирные клещи / Под ред. Д.А. Криволуцкого. М.: Наука, 1995.
- Патин С.А.* Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М.: Пищ. пром-сть, 1979. 302 с.
- Пиневиц А.В.* Микробиология железа и марганца. СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 2005. 374 с.
- Пляскина О.В.* Особенности загрязнения тяжелыми металлами городских почв Юго-Восточного административного округа г. Москвы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2007. С. 25.
- ПНД Ф 16.1:2.2:2.3.46-06 Методика выполнения измерений массовой доли кислоторастворимых форм тяжелых металлов и токсичных элементов (Cd, Pb, Cu, Zn, Bi, Tl, Ag, Fe, Se, Co, Ni, As, Sb, Hg, Mn) в почвах, грунтах.
- Покаржевский А.Д., Гонгальский К.Б., Зайцев А.С., Савин Ф.А.* Пространственная экология почвенных животных. М.: КМК, 2007. 174 с.
- Полкошников О.В.* Влияние автомобильных дорог на растительность верховых болот Среднего Приобья: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1982. 24 с.
- Полянская Л.М., Добровольская Т.Г., Павлова О.С. и др.* Микробные комплексы в разных типах биогеоценозов Окского заповедника // Микробиология. 1993. Т. 64. №4. С. 540–547.
- Постановление Правительства Москвы от 6 августа 2002 г. № 623-ПП «Об утверждении Норм и правил проектирования комплексного благоустройства на территории города Москвы МГСН 1.02-02».
- Постановление Правительства Москвы от 10 сентября 2002 г. № 743-ПП «Об утверждении правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений города Москвы».
- Постановление Правительства Москвы от 27 июля 2004 г. № 514-ПП «О повышении качества почвогрунтов в городе».
- Почва, город, экология / Под общей ред. акад. РАН Г.В. Добровольского. М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. 320 с.

Почвенная карта РСФСР / Под ред. В.М. Фридланда. Масштаб 1:2 500 000. М.: ГУГУК, 1988 (Скорректированная цифровая версия, 2007).

Приваленко В.В., Безуглова О.С. Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Т. 1. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦ ВШ, 2003. 290 с.

Продуктивность экосистем Северной Евразии (на основе работ Базилевич, 1979, 1993 и др.; Базилевич, Тишков, 1981, 1983, 1986, 1988; Bazilevich, Tishkov, 1997; Базилевич и др., 1987, 1988; Вильчек, 1984, 1986, 1987; Тишков, 1986; Тишков, Турсина, 1985, 1986; Тишков, Шеремет, 1986; Тишков, Царевская, 1995; Царевская, 1989 и др.) <http://biodat.ru/db/prod/index.htm/>

Прокофьева Т.В., Седов С.Н., Строганова М.Н., Каздым А.А. Опыт микроморфологической диагностики городских почв // Почвоведение. 2001. № 7. С. 879–890.

Прокофьева Т.В., Попутников В.О. Антропогенная трансформация почв парка Покровское-Стрешнево (Москва) и прилегающих жилых кварталов // Почвоведение. 2010. № 6. С. 748–758.

Прокофьева Т.В., Варава О.А., Седов С.Н., Кузнецова А.М. Морфологическая диагностика почвообразования в антропогенно-измененных поймах рек на территории г. Москвы // Почвоведение. 2010. № 4. С. 399–411.

Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Иванников Ф.А. Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию // Почвоведение. 2011. № 5. С. 611–623.

Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С. и др. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164.

Пузаченко Ю.Г., Козлов Д.Н., Сиунова Е.В., Санковский А.Г. Оценка запасов органического вещества в почвах мира // Почвоведение. 2006. №12. С. 1427–1440.

Регионы России. Основные характеристики субъектов Российской Федерации. Стат. сб. / Росстат. М., 2012.

Роде А.А. Почвообразовательный процесс и эволюция. М.: ОГИЗ. Государственное издательство географической литературы, 1947. С. 143.

Рожков В.А., Вагнер В.В., Козут Б.М. и др. Запасы органических и минеральных форм углерода в почвах России // Углерод в биогеоценозах: Чтения памяти акад. В.Н. Сукачева. М.: Наука, 1997. С. 5–58.

Романовская А.А. Органический углерод в почвах залежных земель России // Почвоведение. 2006. № 1. С. 52–61.

Романовская А.А. Основы мониторинга антропогенных эмиссий и стоков парниковых газов (CO₂, N₂O, CH₄) в животноводстве, в сельскохозяйственном землепользовании и изменении землепользования в России: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2008. 40 с.

Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Запасы гумуса в автономных почвах природных экосистем Восточно-Европейской равнины и их чувствительность к изменениям параметров круговорота углерода // Почвоведение. 2003. № 9. С. 1043–1049.

Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Пространственная вариабельность запасов органического углерода в почвах лесных и степных биогеоценозов // Почвоведение. 2008. № 12. С. 1429–1437.

Рыжова И.М., Подвезенная М.А. Теоретическая и экспериментальная оценка запасов гумуса в автономных почвах природных экосистем Восточно-Европейской равнины // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2001. № 3. С. 33–38.

Савич В.И., Кауричев И.С., Шишов Л.Л. и др. Окислительно-восстановительные процессы в почвах, агрономическая оценка и регулирование. Костонай, 1999. 404 с.

Семочкина М.А. Динамика изменения растительности на рекультивированных после нефтяного загрязнения участках Самоглорского месторождения // Материалы VII науч.-практ. конф., посвященной памяти А.А. Дунина-Горкавича. Ханты-Мансийск, 2011. С. 45.

Сидоренко А.В. Изучение влияния рисоводства на почвенную биоту рисовых почв Кубани // Научный журн. Кубанского гос. аграрного ун-та. 2006. № 18. С. 1–6.

Скрынникова И.Н. Методы определения окислительно-восстановительных условий в почве // Методы стационарного изучения почв. М., 1977. С. 41–54.

- Смагин А.В.* Газовая фаза почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 301 с.
- Смирнова Т.И., Виталь А.Д.* Вопросы рекультивации территорий с нарушенными в процессе строительства линейных сооружений условиями // Прогноз изменения природных условий Западной Сибири. М., 1988. С. 198–205.
- Снакин В.В., Мельченко В.Е., Бутовский Р.О. и др.* Оценка состояния и устойчивости экосистем. М., 1992.
- Соина В.С., Лысак Л.В., Конова И.А. и др.* Электронно-микроскопическое исследование наночастиц бактерий в почвах и подпочвенных отложениях // Почвоведение. 2012. № 11. С. 1188–1198.
- Солнцева Н.П.* Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1998. 369 с.
- Сорокина О.И.* Тяжелые металлы в ландшафтах г. Улан-Батора: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М.: МГУ, 2013. 26 с.
- Соромотин А.В.* Воздействие добычи нефти на таежные экосистемы Западной Сибири. Тюмень: Изд-во ТГУ, 2010. 320 с.
- Степанов А.Л.* Микробная трансформация парниковых газов // Микробная трансформация парниковых газов в почвах. М.: ГЕОС, 2011. 193 с.
- Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В.* Роль почв в городских экосистемах // Почвоведение. 1997. № 1.
- Таловская А.В., Языков Е.Г.* Геохимический состав пылеаэрозолей на территории полигона Томский Томской области // Вычислительные технологии. 2008. Т. 13. Спец. вып. 3: Избр. докл. междунар. конф. и шк. мол. ученых по вычислительно-информационным технологиям для наук об окружающей среде, 2007. Томск. С. 30–36.
- Таргульян В.О., Горячкин С.В.* Память почв: Почва как память биосферно-геосферно-антропоферных взаимодействий. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. С. 692.
- Теория и практика химического анализа почв /* Под ред. Л.А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 490 с.
- Терехова В.А.* Биоиндикационное значение микроскопических грибов // Биоиндикация: теория, методы, приложения / Под ред. Г.С. Розенберга. Тольятти, 1994. С. 25–38.
- Терехова В.А.* Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. М.: Наука, 2007. 215 с.
- Терехова В.А.* Биоиндикационное значение грибов в экологической оценке водных и наземных экосистем: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: МГУ, 2004. 48 с.
- Терехова В.А., Семенова Т.А., Полянская Л.М.* Микробиотический мониторинг состояния лесных дерновоподзолистых почв // Вестник Моск. ун-та. Сер. 16. Биология. 1994. № 4. С. 54–59.
- Терехова В.А., Семенова Т.А., Трофимов С.Я.* Структура комплексов микромицетов в подстилке заповедных ельников Тверской области // Микология и фитопатология. 1998. Т. 32. № 3. С. 18–24.
- Терехова В.А.* Динамика структуры и физиологические особенности меланизированных микромицетов в условиях разного гумусного статуса сред и химического загрязнения // Экология и биология почв: Междунар. науч. конф., 17-19 ноября 2014 г., Ростов-на-Дону, Россия. ЮФУ. Ростов-на-Дону, 2014. С. 587-590.
- Титлянова А.А., Булавко Г.И., Кудряшова С.Я. и др.* Запасы и потери органического углерода в почвах Сибири // Почвоведение. 1998. № 1. С. 51–59.
- Титлянова А.А., Булавко Г.И., Мironычева-Токарева Н.П., Хвоцевская М.Ф.* Запасы органического углерода в почвах западной Сибири // Почвоведение. 1994. № 10. С. 49–53.
- Титлянова А.А., Кудряшова С.Я., Косых Н.П., Шибарева С.В.* Биологический круговорот углерода и его изменение под влиянием деятельности человека на территории Южной Сибири // Почвоведение. 2005. № 10. С. 1240–1250.
- Титлянова А.А., Наумов А.В.* Потери углерода из почв Западной Сибири при их сельскохозяйственном использовании // Почвоведение. 1995. № 11. С. 1357–1362.

Тропина О.В., Терехова В.А., Семенова Т.А. Вариабельность структуры микромицетных комплексов в связи с неоднородностью почвенного покрова // Микология и фитопатология. 2003. Т. 37. № 6. С. 74–80.

Тутикова Н.В. Зоологическое картографирование. М. МГУ. 1978.

Тюрин В.Н., Кукуричкин Г.М. Некоторые особенности зарастания участков солевых загрязнений на болотах Сургутской низины // Западно-сибирские торфяники и цикл углерода: прошлое и настоящее: материалы Третьего Междунар. полевого симп. Новосибирск, 2011. С. 204–205.

Углерод в экосистемах лесов и болот России / Под ред. В.А. Алексеева, Р.А. Бердси. Красноярск, 1994. 170 с.

Урусевская И.С., Мешалкина Ю.Л., Хохлова О.С. Гумусное состояние серых лесных почв центра Русской равнины, развитых на разных почвообразующих породах // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 1997. № 1. С. 7–14.

Федоров В.Д. Проблема предельно допустимых воздействий антропогенного фактора с позиций эколога // Всесторонний анализ окружающей природной среды: Тр. II Сов.-амер. симп. Л., 1976. С. 192–211.

Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 1990. 189 с.

Хакимов Ф.И., Деева Н.Ф., Ильина А.О. Почвы промышленного города: трансформация и загрязнение // Экология та ноосферология. 2006. Т. 17, № 1–2. С. 24–40.

Чалая Т.А. Запасы углерода в почвах и растительности постагрогенных ландшафтов южной тайги: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2012. 26 с.

Честных О.В., Замолодчиков Д.Г. Зависимость плотности почвенных горизонтов от глубины их залегания и содержания гумуса // Почвоведение. 2004. № 8. С. 937–944.

Честных О.В., Замолодчиков Д.Г., Уткин А.И. Общие запасы биологического углерода и азота в почвах лесного фонда России // Лесоведение. 2004. № 4. С. 30–42.

Чижов Б.Е. Влияние нефтегазодобычи на лесной фонд и лесные экосистемы Среднего Приобья // Пути и средства достижения сбалансированного эколого-экономического развития в нефтяных регионах Западной Сибири. Екатеринбург: Уральский рабочий, 1995. С. 34–38.

Чижов Б.Е. Лес и нефть Ханты-Мансийского автономного округа. Экологический фонд Ханты-Мансийского автономного округа. Тюмень: Изд-во Ю. Мандрики, 1998. 144 с.

Шейн Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во МГУ, 2005. 432 с.

Шихова Н.С. Мониторинг физического состояния городских почв в связи с проблемами озеленения // Сибирский экологический журн. 2005. № 5. С. 899–907.

Шишонакова Е.А. Эколого-ботанические аспекты воздействия транспортной инфраструктуры на ландшафты нефтегазодобывающих районов Западной Сибири: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 2005. 23 с.

Шишонакова Е.А., Аветов Н.А., Алексеев Ю.Е., Шведчикова Н.К. Экология представителей семейства Осоковые (Cyperaceae) в нарушенных местообитаниях нефтяных месторождений Среднего Приобья // Бюл. МОИП. Отд. биологический. 2014. Т. 119. № 4. С. 70–80.

Шуберт Р. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем. М.: Мир, 1988.

Щепаченко Д.Г., Мухортова Л.В., Швиденко А.З., Ведрова Э.Ф. Запасы органического углерода в почвах России // Почвоведение. 2013. № 2. С. 123–132.

Щербакова Т.А. Ферментативная активность почв и трансформация органического вещества (в естественных и искусственных фитосеннозах) Минск: Наука и техника, 1983. 222 с.

Экологические функции городских почв / Отв. ред. А.С. Курбатова. М.; Смоленск: Маджен-та, 2004. 232 с.

Экологические основы оптимизированной технологии восстановления нефтезагрязненных природных объектов на Севере / Г. Тулянкин, И. Арчегова, Ф. Хабибуллина и др. Под ред. Г.С. Тулянкина, И.Б. Арчеговой. Сыктывкар: Коми НЦ УРО РАН, 2007. 140 с.

Юркова Н.Е. Экологическое состояние и функционирование почв московского зоопарка: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2005. 25 с.

Яковлев А.С. Биологическая диагностика и мониторинг состояния почв // Почвоведение. 2000. № 1. С. 70–79.

- Abumurad K.M., Al-Tamimi M.* Emanation power of radon and its concentration in soil and rocks // *Radiat. Meas.* 2001. V. 34. P. 423–426.
- Adams J.* Estimates of total carbon storage in various important reservoirs. 2004. Available online (<http://www.esd.ornl.gov/projects/qen/carbon2.html>).
- Alvarez-Puebla R.A., Valenzuela-Calahorro C., Garrido J.J.* Cu(II) retention on a humic substance // *J. of Colloid and Interface Science.* 2004. V. 270. Is. 1. P. 47–55.
- Anamika Verma, Shalu, Anita Singh, Narsi R. Bishnoi, Asha Gupta.* Biosorption of Cu(II) using free and immobilized biomass of *Penicillium citrinum* // *Ecological Engineering.* 2013. V. 61. Part A. P. 486–490.
- Anderson J.P.N., Domsch K.H.* A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // *Soil Biol. Biochem.* 1978. V. 10. № 3. P. 215–221.
- Anderson R.T., Lovley D.R.* Ecology and biogeochemistry of in situ groundwater bio-remediation // *Adv. Microbial Ecol.* 1997. V. 15. P. 289–350.
- Anderson R.T., Lovley D.R.* Naphthalene and benzene degradation under Fe(III)-reducing conditions in petroleum-contaminated aquifer // *Bioremediation J.* 1999. V. 3. P. 121–135.
- Anderson R.T., Rooney-Varga J.N., Lovley D.R.* Anaerobic benzene oxidation in the Fe(III) reduction zone of petroleum-contaminated aquifer // *Environ. Sci. Technol.* 1998. V. 32. P. 1222–1229.
- Arnebrandt K., Baath E., Nordgren A.* Copper tolerance of microfungi isolated from polluted and unpolluted forest soil // *Mycologia.* 1987. V. 79. P. 890–895.
- Arnebrandt K., Baath E., Soderstrom B.* Changes in microfungi community structure after fertilization of Scots pine forest soil with ammonium nitrate or urea // *Soil Biol. Biochem.* 1990. V. 22, N 3. P. 309–312.
- Arunava Pradhan, Sahadevan Seena, Dirk Dobritzsch et al.* Physiological responses to nanoCuO in fungi from non-polluted and metal-polluted streams // *Science of The Total Environment.* 2014. V. 466–467. P. 556–563.
- Awetow N.A., Schischkonakowa E.A., Hartge K.H.* Pflanzen als ökologische Frühzeiger anthropogener Einflüsse auf die Böden im Erdölgewinnungsgebiet Westsibiriens // *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie.* 2007. Bd 41. S. 36–41.
- Azevedo M.-M., Carvalho A., Pascoal C. et al.* Responses of antioxidant defenses to Cu and Zn stress in two aquatic fungi // *Science of The Total Environment.* 2007. V. 377. Is. 2–3. P. 233–243.
- Azevedo M.-M., Almeida B., Ludovico P., Cássio F.* Metal stress induces programmed cell death in aquatic fungi // *Aquatic Toxicology.* 2009. V. 92. Is. 4. P. 264–270.
- Baath E., Diaz-Ravina M., Bakken L.R.* Microbial biomass, community structure, and metal tolerance of a naturally Pb-enriched forest soil // *Microb. Ecol.* 2005. V. 50. P. 496–505.
- Baath E., Diaz-Ravina M., Frostegard A., Campbell C.D.* Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community // *Appl. Environ. Microbiol.* 1998. V. 64. P. 238–245.
- Baath E.* Effects of heavy metals in soil on microbial processes and population // *Water, Air and Soil Pollution.* 1989. N 47. P. 335–379.
- Baedecker M.J., Cozzarelli I.M., Siegel D.I. et al.* Crude oil in a shallow sand and gravel aquifer. 3. Biochemical reactions and mass balance modeling in an-oxic groundwater // *Appl. Geochem.* 1993. V. 8. P. 569–586.
- Baveye P.A.* Vision for future of soil science // *For Future of Soil Science / Ed. A.E. Harrtemink.* Wageningen, 2006. P. 10–12.
- Bekins B.A., Godsy E.M., Warren E.* Distribution of microbial natural physiological types in an aquifer by crude oil // *Microbial Ecology.* 1999. V. 37. P. 263–275.
- Ben-Moshe T., Frenk S., Dror J. et al.* Effects of metal oxide nanoparticles on soil properties // *Chemosphere.* 2013. V. 90. P. 640–646.
- Benner S.G., Herbert R.B., Jr., Blowes D.W. et al.* Geochemistry and microbiology of a permeable reactive barrier for acid mine drainage // *Environ. Sci. Technol.* 1999. V. 33. P. 2793–2799.

- Berthet P.* L'activite des Oribatides d'une chenaie. Bruxelles, 1964.
- Blowes D.W., Ptacek C.J., Benner S.G. et al.* Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers // *J. Contam. Hydrol.* 2000. V. 45. P. 123–137.
- Bond D.R., Lovley D.R.* Reduction of Fe(III) oxide by methanogens in the presense and absence of extracellular quinones // *Environ. Microb.* 2002. V. 4. P. 115–124.
- Bouma J.* Future of soil science // *For Future of Soil Science* / Ed. A.E. Harttemink. Wageningen. 2006. P. 22-24.
- Bridges E.M., Batjes N.H.* Soil gaseous emissions and global climate change // *Geography.* 1996. V. 81 (2). P. 155-169.
- Bukeley H., Betsill M.H.* Cities and climate change: Urban sustainability a global environmental governance. L., N.-Y.: Routledge, 2003. P. 237.
- Bunnenberg C., Taeschner M.* Soil fauna transport versus radionuclide migration // *Radiat. Prot. Dosim.* 2000. V. 92. P. 35–38.
- Burghardt W.* Soil quality of urban ecosystems // *Integrated soil and sediment research: a basis for proper protection* // Kluwer Dordeacht. 1993. P. 78-88.
- Burghardt W.* Soils in urban and industrial environments // *Z. Pflanzenernahr. Badenkd* 157. 1994. P. 205-214.
- Buringh P.* Organic carbon in soils of the world // *The Role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle.* Scope 23. N.Y.: John Wiley&Sons, 1984. P. 91-109.
- Chandler D.P., Kukthin A., Mokhiber R. et al.* Monitoring microbial community structure and dynamics during in situ U(VI) bioremediation with a field-portable microarray analysis system // *Environ. Sci. Technol.* 2010. V. 44. P. 5516-5522.
- Chen J., Zia Z., Lowry G.V., Alvarez P.J.J.* Effect of natural organic matter on toxicity and reactivity of nanoscale zero-valent iron // *Water Res.* 2011. V. 45. P. 1995-2001.
- Cheng I.F., Mufitkian R., Fernando Q., Korte N.* Reductive of nitrate to ammonia by zero-valent iron // *Chemosphere.* 1997. V. 35. P. 2689-2695.
- Choe S., Chang Y.Y., Hwang K.Y., Hwang K.J.* Kinetics of reductive denitrification by nanoscale zero-valent iron // *Chemosphere.* 2000. V. 41. P. 1307-1311.
- Choe S., Liljestrang H.M., Khim J.* Nitrate reduction by zero-valent iron under different pH regimes // *Appl. Geochim.* 2004. V. 19. P. 335-342.
- Cozzarelli I.M., Baedecker M.J., Eganhouse R.P., Goerlitz D.F.* Geochemical evolution of low-molecular-weight organic acids derived from degradation of petroleum contaminants in groundwater // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 1994. V. 58. P. 863–877.
- De la Rosa J.M., Santos M., Araiño M.F.* Metal binding by humic acids in recent sediments from the SW Iberian coastal area Estuarine // *Coastal and Shelf Sci.* 2011. V. 93. Is. 4. P. 478-485.
- Diekmann M.* Species indicator values as an important tool in applied ecology – a review // *Basic and Applied Ecology.* 2003. V. 4. P. 493-506.
- Dilna Damodaran, Vidya Shetty K., Raj Mohan B.* Effect of chelaters on bioaccumulation of Cd(II), Cu(II), Cr(VI), Pb(II), and Zn(II) in *Galerina vittiformis* from soil // *Intern. Biodeterioration & Biodegradation.* 2013. V. 85. P. 182-188.
- Elliott D., Zhang W.* Field assessment of nanoscale biometallic particles for groundwater treatment // *Environ. Sci. Technol.* 2001. V. 35. P. 4922-4926.
- El-Temsah Y., Joner E.J.* Effects of nano-sized zero-valent iron (nZVI) on DDT degradation in soil and its toxicity to collembola and ostracods // *Chemosphere.* 2013. V. 93. P. 131-137.
- Essaid H.I., Bekins B.A., Godsy E.M. et al.* Simulation of aerobic and anaerobic biodegradation processes at a crude oil spill site // *Water Resources Research.* 1995. V. 31. P. 3309–3327.
- Fajardo C., Sacca M.L., Martinez-Gomariz M. et al.* Transcriptional and proteomic stress responses of a soil bacterium *Bacillus cereus* to nanosized zero-valent iron (nZVI) particles // *Chemosphere.* 2013. V. 93. P. 1077-1083.
- Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Geras'kin S.A. et al.* Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant // *J. Environ. Radioactiv.* 2005. V. 80. P. 1–25.

Finneran K.T., Anderson R.T., Nevin K.P., Lovley D.R. Potential for bioremediation of uranium-contaminated aquifers with microbial U(VI) reduction // *Soil Sediment Contam.* 2002. V. 11. P. 339-357.

Fletcher K.E., Boyanov M.I., Thomas S.H. et al. U(VI) reduction to mononuclear U(VI) by *Desulfotobacterium* species // *Environ. Sci. Technol.* 2010. V. 44. P. 4705-4709.

Fowler J., Cohen L., Jarvis P. Practical statistics for field biology. 2nd edition. West Sussex, England: John Wiley and Sons Ins., 2003. 259 p.

Frostegard A., Tunlid A., Baath E. Changes in microbial community structure during long-term incubation in two soils experimentally contaminated with metals // *Soil Biol. Biochem.* 1996. V. 28. P. 55-63.

Fuentes M., Olaetxea M., Baigorri R. et al. Main binding sites involved in Fe(III) and Cu(II) complexation in humic-based structures // *Journal of Geochemical Exploration.* 2013. V. 129. P. 14-17.

Furukawa Y., Kim J.-W., Watkins J., Wilkin R.T. Formation of ferrihydrite and associated iron corrosion products in permeable reactive barriers of zerovalent iron // *Environ. Sci. Technol.* 2002. V. 36. P. 5469-5475.

Gadd G.M. Fungal response towards heavy metals // *Microbes in Extreme Environments* / Ed. G.M. Gadd, R.A. Herbert. L.: Academic Press, 1985. P. 83-110.

Gadd G.M., White C. Heavy metal and radionuclide accumulation and toxicity in fungi and yeasts // *Metal-Microbe Interact.: Symp. Cell Biol. Group Soc. Gen. Microbiol.*, Oxford, Apr. 1989. Oxford, 1989. P. 19-38.

Gandhi S., Oh B.-T., Schnoor J.L., Alvarez P.J.J. Degradation of TCE, Cr(VI), sulfate, and nitrate mixtures by granular iron in flow-through columns under different microbial conditions // *Water Res.* 2002. V. 36. P. 1973-1982.

Gibert O., De Pablo J., Cortina J.L., Ayora C. Treatment of acid mine drainage by sulfate-reducing bacteria using permeable reactive barrier: A review from laboratory to full-scale experiments // *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2002. V. 1. P. 327-333.

Gillham R.W., O'Hannesen S.F. Enhanced degradation of halogenated aliphatics by zero-valent iron // *Ground Water.* 1994. V. 32. P. 958-967.

Guo I.B., Gifford R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis // *Global Change Biology.* 2002. V. 8. P. 345-360.

Handy R.D., Owen R., Valsami-Jones E. The ecotoxicology of nanoparticles and nanomaterials: current status, knowledge gaps, challenges and future need // *Ecotoxicology.* 2008. V. 17. P. 315-325.

Helland B.R., Alvarez P.J.J., Schnoor J.L. Reductive dechlorination of carbon tetrachloride with elemental iron // *J. Hazard Mater.* 1995. V. 41. P. 205-216.

Hertel-Aas T., Oughton D.H., Jaworska A. et al. Effects of chronic gamma irradiation on reproduction in the earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta) // *Radiat. Res.* 2007. V. 168. P. 515-526.

Hese S., Schmullius C. High spatial resolution image object classification for terrestrial oil spill contamination mapping in West Siberia // *Intern. Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation.* 2009. V. 11. P. 130-141.

Houghton R.A. Carbon flux to the atmosphere from land-use changes 1850-2005, 2005. (<http://cdiac.ornl.gov/trends/landuse/houghton/houghton.html>).

Houghton R.A., Hobbie J.E., Melillo J.M. et al. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: A net release of CO₂ to the atmosphere // *Ecological Monographs.* 1983. V. 53. P. 235-262.

Houghton R.A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000 // *Tellus.* 2003. V. 55B, N 2. P. 378-390.

Huang C.P., Wang P.C., Chiu P.C. Nitrate reduction by metallic iron // *Wat. Res.* 1998. Vol. 32. P. 2357-2364.

Huang Y.H., Zhang T.C. Nitrite reduction and formation of corrosion coatings in zerovalent iron systems // *Chemosphere.* 2006. Vol. 64. P. 937-943.

Ingelmo F., Molina M.J., Soriano M.D. et al. Influence of organic matter transformations on the bioavailability of heavy metals in a sludge based compost // *Journal of Environmental Management.* 2012. V. 95. Suppl. P. S104-S109.

- International Commission of Radiological Protection and Environmental Protection. 2009. The Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of ICRP. Publ. 108.
- IPCC. Land Use, Land Use Change, and Forestry. Cambridge: University Press, 2000.
- IPCC. Generic methodologies applicable to multiple land use categories // 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories / Eds H. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe. Intergovernmental Panel on Climate Change. Hayama, Kanagawa, Japan, 2006.
- Istok J.D., Senko J.M., Krumholz L.R. et al.* In situ bioreduction of technetium and uranium in a nitrate-contaminated aquifer // Environ. Sci. Technol. 2004. V. 38. P. 468-475.
- Jarvis N.J., Taylor A., Larsbo M. et al.* Modelling the effects of bioturbation on the re-distribution of ¹³⁷Cs in an undisturbed grassland soil // Eur. J. Soil Sci. 2010. V. 61. P. 24-34.
- Lebrun J.D., Lamy I., Mougin C.* Favouring the bioavailability of Zn and Cu to enhance the production of lignin-modifying enzymes in *Trametes versicolor* cultures // Bioresource Technology. 2011. V. 102. Is. 3. P. 3103-3109.
- Jones D., Domotor S., Higley K. et al.* Principles and issues in radiological ecological risk assessment // J. Environ. Radioactiv. 2003. V. 66. P. 19-39.
- Jun Kang, Zengqiang Zhang, Jim J. Wang.* Influence of humic substances on bioavailability of Cu and Zn during sewage sludge composting // Bioresource Technology. 2011. V. 102. Is. 17. P. 8022-8026.
- Kadlec R.H., Bevis F.B.* Wastewater treatment at the Houghton Lake wetland: Vegetation response // Ecological Engineering. 2009. V. 35. P. 1312-1332.
- Kalinina O., Chertov O., Dolgikh A.V. et al.* Self-restoration of post-agrogenic Albeluvisols: Soil development, carbon stocks and dynamics of carbon pools // Geoderma. 2013. V. 207-208. P. 221-233.
- Kalinina O., Krause S.-E., Goryachkin S.V. et al.* Self-restoration of post-agrogenic chernozems of Russia: soil development, carbon stocks, and dynamics of carbon pools // Geoderma. 2011. V. 162. P. 196-206.
- Kandeler E., Tschirko D., Bruce K.D. et al.* Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil // Biol. Fertil. Soils. 2000. V. 32. P. 390-400.
- Kapos V., Ravilious C., Campbell A. et al.* Carbon and biodiversity: a demonstration atlas. Cambridge, UK: UNEP World Conservation Monitoring Centre, 2008.
- Kashparov V.A.* Hot particles at Chernobyl // Environ. Sci. Pollut. R. Special Issue. 2003. P. 21-30.
- Kauffman J.W., Laughlin W.C., Baldwin R.A.* Microbiological treatment of uranium mine waters // Environ. Sci. Technol. 1986. V. 20. P. 243-248.
- Kijjanapanich P., Pakdeerattanamint K., Lens P.N.L., Annachhatre A.P.* Organic substrate as electron donors in permeable reactive barriers for removal heavy metals from acid mine drainage // Environ. Technol. 2012. V. 33. P. 2635-2644.
- Kireeva N.A., Galinzjanova N.F., Miftahova A.M.* Micromycetes from soils, polluted by oil, and their phytotoxicity // Mycology and phytopathology. 2000. V. 34. №1. P. 36-41.
- Krivolutskii D.A., Pokarzhevskii A.D.* Effects of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station // Sci. Total Environ. 1992. V. 112. P. 69-77.
- Krivolutsky D.A., Lebedeva N.V.* Oribatid mites (Oribatei, Acariformes) in bird feathers: Non-Pas-serines // Acta Zool. Lith. 2004. V. 14. P. 26-47.
- Krivolutsky D.A.* Radiation ecology of soil animals // Biol. Fert. Soils. 1987. V. 3. P. 51-55.
- Kulikova N.A., Perminova I.V., Lebedev G.F.* Binding of atrazine by humic acids of some soils // Soil science. 2003. №10. P. 1207-1212.
- Kulikova N.A., Stepanova E.V., Koroleva O.V.* Mitigating activity of humic substances: direct influence on biota // Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice / I.V. Perminova et al. (eds.). Netherlands, 2005. P. 285-309.
- Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Six J., Kuzyakov Y.* Carbon cost of collective farming collapse in Russia // Global Change Biology. 2014. V. 20. P. 938-947.
- Lavelle P.* Earthworm activities and the soil system // Biology and Fertility of Soils. 1988. V. 6(3). P. 237-251.

- Lavelle P., Bignell D., Lepage M. et al.* Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers // *Eur. Journ. Soil Biol.* 1997. V. 33. P. 159-193.
- Lehmann A., Stahr K.* Nature and Significance of Anthropogenic Urban Soils // *J. Soils Sediments.* 2007. N 7. P. 247-260.
- Liang L.Y., Korte N., Gu B.N., Puls R., Reeter C.* Geochemical and microbial reductions affecting the long-term performance of in situ "iron barriers" // *Adv. Environ. Res.* 2000. V. 4. P. 273-286.
- Lishawa S.C., Albert D.A., Tuchman N.C.* Water level decline promotes *Typha x glauca* establishment and vegetation change in Great Lakes costal wetlands // *Wetlands.* 2010. V. 30. P. 1085-1096.
- Lovley D.R.* Microbial reduction of iron, manganese, and other metals // *Adv. Agronomy.* 1995. V. 54. P. 175-231.
- Lovley D.R.* Reduction of iron and humics in subsurface environments // *Subsurface Microbiology and Biogeochemistry* / Eds. J.K. Fredrickson, M. Fletcher. N.Y.: John Wiley & Sons, 2001. P. 193-217.
- Lovley D.R., Baedecker M.J., Lonergan D.J. et al.* Oxidation of aromatic contaminants coupled to microbial iron reduction // *Nature.* 1989. V. 339. P. 297-299.
- Lovley D.R., Goodwin S.* Hydrogen concentrations as an indicator of the predominant terminal electron-accepting reactions in aquatic sediments // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 1988. V. 52. P. 2993-3003.
- Lovley D.R., Lonergan D.J.* Anaerobic oxidation of toluene, phenol, and p-cresol by dissimilatory iron-reducing organism, SC-15 // *Appl. Environ. Microbiol.* 1990. V. 56. P. 1858-1864.
- Lovley D.R., Phillips E.J.P.* Competitive mechanisms for inhibition of sulfate reduction and methane production in the zone of ferric iron reduction in sediments // *Appl. Environ. Microbiol.* 1987. V. 53. P. 2636-2641.
- Lovley D.R., Phillips E.J.P.* Organic matter mineralization with reduction of iron in anaerobic sediments // *Appl. Environ. Microbiol.* 1986. V. 51. P. 683-689.
- Lovley D.R., Phillips E.J.P., Gorby Y.A., Landa E.R.* Biological reduction of uranium // *Nature.* 1991. V. 350. P. 413-416.
- Lovley D.R., Woodward J.C., Chapelle F.H.* Stimulation anoxic biodegradation of aromatic hydrocarbons using Fe(III) ligands // *Nature.* 1994. V. 370. P. 128-131.
- Halim M., Conte P., Piccolo A.* Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances // *Chemosphere.* 2003. V. 52. Is. 1. P. 265-275.
- MacArthur R.H.* Fluctuations of animal populations and a measure of community stability // *Ecology.* 1955. V. 36. P. 533-536.
- Macdonald C.A., Clark I.M., Fang-Jie Zhao et al.* Long-term impacts (удар, толчок, воздействие) of zinc and copper enriched sewage (сточные воды) sludge (шлам, тина, буровые отходы) additions on bacterial, archaeal and fungal communities in arable and grassland soils // *Soil Biology and Biochem.* 2011. V. 43. Is. 5. P. 932-941.
- Maheu-Giroux M., de Blois S.* Landscape ecology of *Phragmites australis* invasion in networks of linear wetlands // *Landscape Ecology.* 2007. V. 22. P. 285-301.
- Maksimova S.L.* Effects of radioactive contamination caused by Chernobyl nuclear accident on soil invertebrates // *Pakistan J. Zool.* 1996. V. 28. P. 277-281.
- Maraun M., Schatz H., Scheu S.* Awesome or ordinary? Global diversity patterns of oribatid mites // *Ecography.* 2007. V. 30. P. 209-216.
- Maraun M., Scheu S.* The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research // *Ecography.* 2000. V. 33. P. 374-382.
- Marfenina O.E.* Anthropogenic ecology of soil fungi. M.: Medicine for everything, 2005. 196 p.
- Matisoff G., Ketterer M.E., Rosén K. et al.* Downward migration of Chernobyl-derived radionuclides in soils in Poland and Sweden // *Appl. Geochem.* 2011. V. 26. P. 105-115.

- Michalsen M.M., Goodman B.A., Kelly S.D. et al.* Bio-immobilization of U(VI) and Tc(VII) in intermediate-scale physical modes of a bio-barrier // *Environ. Sci. Technol.* 2006. V. 40. P. 7048-7053.
- Mäkelä M.R., Lundell T., Hatakka A., Hildén K.* Effect of copper, nutrient nitrogen, and wood-supplement on the production of lignin-modifying enzymes by the white-rot fungus *Phlebia radiata* // *Fungal Biology.* 2013. V. 117. Is. 1. P. 62-70.
- Mirchink T.G.* Soil mycology. M.: Moscow State Univ. Publishing house, 1988. 220 p.
- Mitchell M.E., Lishawa S.C., Geddes P. et al.* Time-dependent impacts of cattail invasion in a Great Lakes coastal wetland complex // *Wetlands.* 2011. V. 31. P. 1143-1149.
- Møller A.P., Mousseau T.A.* The effects of natural variation in background radioactivity on humans, animals and other organisms. *Biol. Rev.* 2013. V. 88. P. 226–254.
- Mousseau T.A., Milinevsky G., Kenney-Hunt J., Møller A.P.* Highly reduced mass loss rates and increased litter layer in radioactively contaminated areas // *Oecologia.* 2014. V. 175. P. 429–437. DOI: 10.1007/s00442-014-2908-8
- Mueller N.C., Braun J., Bruns J. et al.* Application of nanoscale zero valent iron (NZVI) for groundwater remediation in Europe // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2012. V. 19. P. 550–558.
- Nakamori T., Fujimori A., Kinoshita K. et al.* Application of HiCEP to screening of radiation stress-responsive genes in the soil microarthropod *Folsomia candida* (Collembola) // *Environ. Sci. Technol.* 2008. V. 42. P. 6997-7002.
- Nowac B., Bucheli T.D.* Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in environment // *Environ. Poll.* 2007. V. 150. P. 5-22.
- Panikov N.* Contribution of nanosized bacteria to the total biomass and activity of a soil microbial community // *Advances in Applied Microbiology.* 2005. V. 57. P. 245–296.
- Patterson R.R., Fendorf S., Fendorf M.* Reduction of hexavalent chromium by amorphous iron sulfide // *Environ. Sci. Technol.* 1997. V. 31. P. 2039–2044.
- Sánchez-Marin P., Santos-Echeandía J., Nieto-Cid M. et al.* Effect of dissolved organic matter (DOM) of contrasting origins on Cu and Pb speciation and toxicity to *Paracentrotus lividus* larvae // *Aquatic Toxicology.* 2010. V. 96, Is. 2. P. 90-102.
- Pentreath R.J., Woodhead D.S.* A system for protecting the environment from ionizing radiation: selecting reference fauna and flora, and the possible dose models and environmental geometries that could be applied to them // *Sci. Tot. Environ.* 2001. V. 277. P. 33-43.
- Pokarzhevskii A.D., van Straalen N.M., Filimonova Zh.V. et al.* Trophical structure of the ecosystems and ecotoxicology of soil organisms // *Russian Journal of Ecology.* 2000. № 3. P. 211-218.
- Post W.M., Kwon K.C.* Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential // *Global Change Biology.* 2000. V. 6. P. 317-327.
- Pukalchik M.A., Terekhova V.A., Yakimenko O.S. et al.* The TRIAD approach to estimation of remediation influence of humate substances on urbanozems // *Eurasian Soil Science.* 2015. V. 48. N 6. P. 654-663.
- Rajski A.* Autecological-Zoogeographical Analysis of Moss Mites (Acari, Oribatei) on the basis of fauna in the Poznan Environs // *Acta Zoologica Cracoviensia.* 1970. V. 15. P. 161-250.
- Resulović Husnija, Hamid Ćustović.* Technosols – Development, Classification and Use // *Agriculturae Conspectus Scientificus.* 2007. V. 72. № 1. P. 13-16.
- Robertson W.D., Cherry J.A.* In situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers: field trials // *Ground Water.* 1995. V. 33. P. 99-111.
- Saito M., Wada H.* Effect of molecular hydrogen on the reduction process of submerged soil // *Soil Aci. Plant Nutr.* 1984. V. 30. P. 255-259.
- Schaldach R., Alcamo J.* Simulating the effects of urbanization, afforestation and cropland abandonment on a regional carbon balance: a case study for Central Germany // *Regional Environ. Change.* 2007. V. 7. P. 131-148.
- Scherer M.J., Richter S., Valentine R.L., Alvarez P.J.J.* Chemistry and microbiology of permeable reactive barriers for in situ groundwater clean up // *Crit. Rev. Microbiol.* 2000. V. 26. P. 221-264.

- Schipper L., Vojvodic-Vukovic M.* Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust // *J. Environ. Qual.* 1998. V. 27. P. 664-668.
- Schlesinger W.H.* Soil organic matter: a source of atmospheric CO₂ // *The role of terrestrial vegetation in the global carbon cycle.* Scope 23. N.Y.: John Wiley & Sons, 1984. P. 111-127.
- Schulp C.J.E., Verburg P.H.* Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region // *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 2009. V. 133. P. 86-97.
- Senko J.M., Istok J.D., Suflita J.M., Krumholz L.R.* In-situ evidence for uranium immobilization and remobilization // *Environ. Sci. Technol.* 2002. V. 36. P. 1491-1496.
- Séré G., Schwartz C., Ouvrard S. et al.* Early pedogenic evolution of constructed Technosols // *J. Soils Sediments.* 2010. N 10. P. 1246-1254.
- Setia R., Smith P., Marschner P. et al.* Introducing a decomposition rate modifier in the Rothamsted carbon model to predict soil organic carbon stocks in saline soils // *Environ. Sci. and Technol.* 2011. V. 45. P. 6396-6403.
- Shaheen Zafar, Farrukh Aqil, Iqbal Ahmad.* Metal tolerance and biosorption potential of filamentous fungi isolated from metal contaminated agricultural soil // *Bioresource Technology.* 2007. V. 98. Is. 13. P. 2557-2561.
- Sharma D.C., Foster C.F.* Removal of hexavalent chromium using sphagnum moss peat // *Water Res.* 1993. V. 27. P. 1201-1208.
- Shawl R., Ezzolina N., Skorobogatov Ye. et al.* A study on developing a method for assess of urban. Some properties of soils in the urban core of New-York city. Abstracts SUITMA, 2007. P. 48.
- Shelobolina E.S., Anderson R.T., Vodyanitskii Y.N. et al.* Importance of clay size minerals for Fe(III) respiration in a petroleum-contaminated aquifer // *Geobiology.* 2004. V. 2. P. 67-76.
- Shoko Inaba, Chisato Takenaka.* Effects of dissolved organic matter on toxicity and bioavailability of copper for lettuce sprouts // *Environment Intern.* 2005. V. 31. Is. 4. P. 603-608.
- Silver W.L., Osterlag R., Lugo A.E.* The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands // *Restoration. Ecology.* 2000. V. 8. P. 394-407.
- Smith J.U., Gottschalk P., Bellarby J. et al.* Estimating changes in national soil carbon stocks using ECOSSE – a new model that includes upland organic soils. Part I. Model description and uncertainty in national scale simulations of Scotland // *Climate Research.* 2010. V. 45. P. 179-192.
- Smith P., Davies C.A., Ogle S. et al.* Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: current capability and future vision // *Global Change Biology.* 2012. doi: 10.1111/j. 1365-2486.2012.02689.x.
- Sokolov V.E., Krivolutsky D.A.* Change in ecology and biodiversity after a nuclear disaster in the Southern Urals. Sofia; Moscow: Pensoft Publishers, 1998.
- Steinberg C., Haitzer M., Hesse S. et al.* Change of bioconcentration and effect of pesticides in the presence of humic substances // *Umweltwissenschaften und schadstoff-forschung.* 1997. № 2. P. 64-68.
- Stolbovoi V.* Carbon in Russian soils // *Climatic Change.* 2002. V. 55. № 1-2. P. 131-156.
- Terekhova V.A.* Micromycetes in ecological evaluation of aquatic and terrestrial ecosystems. M.: Science, 2007. 215 p.
- Terekhova V.* The importance of mycological studies for soil quality control // *Eurasian Soil Science.* 2007a. V. 40. N 5. P. 583-587.
- Till B.A., Weathers L.J., Alvarez P.J.* Fe(0)-supported autotrophic denitrification // *Environ. Sci. Technol.* 1998. V. 32. P. 634-639.
- Tropical Deforestation and Climate Change / Ed. P. Moutinho & S. Schwartzman.* Belem. Para. Brazil: IPAM; Washington DC. USA: Environmental Defense, 2005. 131 p.
- Van Straalen N.M., Krivolutsky D.A. (Eds.)* Bioindicator systems for soil pollution. Wien: Springer, 1996.
- van Wesemael B., Paustian K., Andren O. et al.* How can soil monitoring networks be used to improve predictions of organic carbon pool dynamics and CO₂ fluxes in agricultural soils? // *Plant and Soil.* 2011. V. 338. P. 247-259.

- Vinson N.S., Kolchugina T.P.* Pools and fluxes of biogenic carbon in the Former Soviet Union // *Water, Air, and Soil Pollution*. 1993. № 70. P. 223-237.
- von Wehrden H., Fischer J., Brandt P. et al.* The ecological consequences of nuclear accidents // *Conservation Lett.* 2012. V. 5. P. 81-89.
- Waybrant K.R., Blowes D.W., Ptacek C.J.* Selection of reactive mixtures for use in permeable reactive walls for treatment of mine drainage // *Environ. Sci. Technol.* 1998. V. 32. P. 1972-1979.
- West N.O., Post W.M.* Soil carbon sequestration by tillage and crop rotation: a global data analysis // *Soil Sci. Soc. of American J.* 2002. V. 66. P. 1930-1946.
- Whisenant S.G.* Repairing damaged wildlands: a process-oriented, landscape-scale approach. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 312 p.
- Wilcox D.A., Apfelbaum S.I., Hiebert R.* Cattail invasion of sedge meadows following hydrologic disturbance in the crows bog wetland complex, Indiana Dunes National Lakeshore // *Wetlands*. 1985. V. 4. P. 115-127.
- Wolters W.V., Bengtsson J., Zaitsev A.S.* Relationship among the species richness of different taxa // *Ecology*. 2006. V. 87 (8). P. 1886-1895.
- Woo I., Zedler J.B.* Can nutrients alone shift a sedge meadow towards dominance by the invasive *Typha x glauca*? // *Wetlands*. 2002. V. 22. P. 509-521.
- Xiao-xi Zeng, Li-yuan Chai, Jian-xin Tang et al.* Taxonomy characterization and cadmium bio-sorption of fungus strain // *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*. 2013. V. 23. Is. 9. P. 2759-2765.
- Xiong Xiong, Li Yan-xia, Yang Ming et al.* Increase in complexation ability of humic acids with the addition of ligneous bulking agents during sewage sludge composting // *Bioresource Technology*. 2010. V. 101. Is. 24. P. 9650-9653.
- Yang G.C., Lee H.L.* Chemical reduction of nitrate by nanosized iron: kinetics and pathways // *Water Res.* 2005. V. 39. P. 884-894.
- Zaitsev A.S.* Community of the oribatid mites (Acari, Oribatida) of Zakopane environs // *Ochrona Przhrody*. 1997. V. 54. P. 54-64.
- Zaitsev A.S., Gongalsky K.B., Nakamori T., Kaneko N.* Ionizing radiation effects on soil biota: Application of lessons learned from Chernobyl accident for radioecological monitoring // *Pedobiologia*. 2014. V. 57. P. 60-67.
- Zavarzin G.A.* Lectures on naturalists' microbiology / Ed. N.N. Kolotilova. M.: Science, 2004. 348 p.
- Zhdanova N.N., Vasilevskaya A.I., Artyshkova L.V. et al.* Changes in micromycete communities in soil in response to pollution by long-lived radionuclides emitted in the Chernobyl accident // *Mycological Research*. 1994. V. 98. Is. 7. P. 789-795.

Научное издание

**ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ПОЧВ
В МЕНЯЮЩИХСЯ УСЛОВИЯХ
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

Ответственные редакторы:

В.А. Терехова, С.А. Шоба

Редактор издательства *Л.В. Филиппова*

Макет *А.Н. Кураленко*

Подписано к печати 17.08.2015.

Формат 70x100/16. Гарнитура Таймс. Печать офсетная.

Бумага офсетная. Уч.-изд. 17 п.л. Тираж 300 экз.

Издательство ГЕОС

125315, Москва, 1-й Амбулаторный пр., 7/3-114.

Тел./факс: (495) 959-35-16, (499) 152-19-14, 8-926-222-30-91

e-mail: geos@yandex.ru www.geos-books.ru

Отпечатано с готового оригинал-макета в ООО “Чебоксарская типография № 1”
428019, г. Чебоксары, пр. И. Яковлева, 15.