ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ КАЧЕСТВОМ ПОЧВ И ЗЕМЕЛЬ

НИА-Природа
Москва – 2013

STANDARDIZATION AND REGULATION OF ENVIRONMENTAL AND SOILS QUALITY AND LAND MANAGEMENT

Editors
a corresponding member of the Russian Academy of Sciences,
prof. S.A.Shoba,
prof. A.S.Yakovlev,
prof. N.G.Rybalsky

NIA Priroda
Moscow – 2013

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ КАЧЕСТВОМ ПОЧВ И ЗЕМЕЛЬ

Под общей редакцией
чл.-корр. РАН, проф. С.А. Шобы,
д.б.н., проф. А.С. Яковлева
и д.б.н., проф. Н.Г. Рыбальского

НИА-Природа
Москва – 2013

Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель / *Под общ. ред. С.А. Шобы, А.С. Яковлева, Н.Г. Рыбальского.* – М.: НИА-Природа, 2013. – 310 с.

В коллективной монографии проведен анализ существующих в современной научной и правовой практике представлений о понятиях «почвы» и «земли». Изложены теоретические принципы экологического нормирования почв и земель, основанные на установлении зависимости между их состоянием и антропогенным воздействием на них и определении допустимых границ состояния и уровней воздействия. Дана характеристика источников антропогенного воздействия на почвы и земли. Предложена система критериев оценки и показателей качества почв и земель и антропогенного воздействия, с учетом природных условий и видов хозяйственного использования земель.

Изложены подходы к комплексной (совокупной) экологической оценке земель с учетом всех компонентов окружающей среды, входящих в природный комплекс земельных участков. Рассмотрены способы поддержания определенного баланса между допустимым экологическим состоянием почв и земель и воздействия на них, с выходом на практические механизмы управления качеством почв и других компонентов окружающей среды в процессе землеустройства, земельного и экологического контроля, мониторинга, ландшафтно-экологического планирования и экологической экспертизы в рамках конкретных территорий (земельных участков).

Авторы: *А.Г. Барсегян, В.М. Гендугов, Г.П. Глазунов, В.С. Горбатов, А.С. Горленко, Е.Л. Воробейчик, М.В. Евдокимова, Л.П. Капелькина, Е.И. Ковалева, Н.А. Кузнецова, Н.Н. Левицкая, О.А. Макаров, М.Ю. Маркарова, И.А. Мартыненко, О.Е. Медведева, С.М. Надежкин, И.О. Плеханова, Л.С. Пономарева, Т.В. Прокофьева, Т.В. Решетина, Т.М. Самухина, А.П. Сизов, А.В. Смагин, В.А. Терехова, Р.П. Титарев, С.Я. Трофимов, А.С. Фрид, А.А. Чендева, Т.В. Черненькова, Т.Н. Щемелина, А.С. Яковлев.*

Standardization and regulation of environmental and soils quality and land management / *Ed. a corresponding member of the Russian Academy of Sciences prof. S.A. Shoba, prof. A.S. Yakovlev, prof. N.G. Rybalsky.* – M.: NIA-Priroda, 2013. – 373 p.

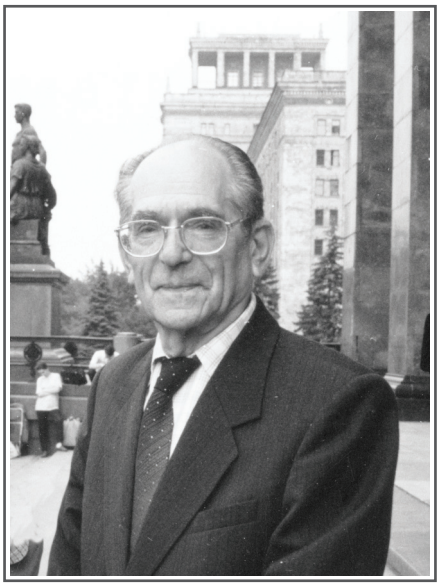
The collective monograph is devoted to discussion on the issues of «the ground» and «the soil» concepts existing in modern scientific and legal usage. Theoretical principles of standardization and regulation of environmental land and soil quality based on dose-response relations and admissible values of impacts and responses are presented and discussed. A system of criterions and ecological quality indexes was suggested taking into account environmental conditions and land use.

Approaches to a complex (cumulative) ecological land quality assessment taking into account all of the ecosystems components are presented and discussed. Ways of the sustainable standardization and regulation of environmental and soils quality maintenance in the course of land use, ecological control of land management and landscape planning and expertise are suggested and examined.

Authors: *A.G. Barsegjan, V.M. Gendugov, G.P. Glazunov, V.S. Gorbatov, A.S. Gorlenko, E.L. Vorobeychik, M.V. Evdokimova, L.P. Kapelkina, E.I. Kovaleva, N.A. Kuznetsova, N.N. Levitskaja, O.A. Makarov, M.J. Markarova, I.A. Martynenko, O.E. Medvedev, S.M. Nadezhkin, I.O. Plehanova, H.P. Ponomareva, T.V. Prokofeva, T.V. Reshetina, T.M. Samuhina, A.P. Sizov, A.V. Smagin, V.A. Terekhova, R.P. Titarev, S.Ya. Trofimov, A.S. Fried, A.A. Chendeva, T.V. Chernenkova, T.N. Shchemelina, A.S. Yakovlev.*

ISBN 978-5-9562-0093-3

© Коллектив авторов, 2013
© НИА-Природа, 2013



Настоящая коллективная монография посвящается светлой памяти академика Глеба Всеволодовича Добровольского. Глеб Всеволодович оставил своим ученикам и последователям яркий пример служения и любви к своей Родине, ее природе, истории и культуре. Особенно плодотворной была его деятельность в области изучения и сохранения почв и земель России. Его усилиями создан самостоятельный факультет почвоведения и Институт экологического почвоведения в МГУ им. М.В. Ломоносова, сохранено во времена лихолетий Докучаевское общество почвоведов и академический журнал «Почвоведение», на прекрасном русском языке создан объемный перечень научной и научно-педагогической литературы, подготовлена целая армия учеников и последователей.

Глеб Всеволодович Добровольский так же, как и Василий Васильевич Докучаев, понимал, что дело восстановления и сохранения почв России нужно начинать с глубин ее провинций, поддерживая и развивая все сохранившиеся там живительные силы. Отсюда у них с В.В. Докучаевым такая любовь к родным местам – Смоленщине, Владимирщине, где они родились и почувствовали себя неотъемлемой частичкой России и ее необыкновенной Земли.

Глеб Всеволодович был одним из самых активных инициаторов создания системы регулирования качества почв страны с помощью установления норм их экологического состояния, развития научных и практических принципов их экологического нормирования. Он отчетливо понимал, что установленное научным путем допустимое состояние почв должно найти свое эффективное практическое применение через современную систему нормативно-правовых и управленческих механизмов. Преимущественно на решение этих вопросов и направлена данная монография, построенная, прежде всего, на представлениях Г.В. Добровольского об экологических функциях почв, внутреннее и внешнее проявление которых представляется в форме оценки и нормирования физических, химических и биологических свойств почв и тесно связанных с ними сопредельных сред: атмосферного воздуха, растительности, водных систем. Особое место при таком подходе отводится комплексной экологической оценке земли как территории, на которой объединяется в единый природный комплекс все, что находится над и под ее поверхностью, главенствующим и связующим компонентом которого является почва.

Много сил и внимания посвятил Глеб Всеволодович подготовке закона «Об охране почв» страны. В этом законе разделу об экологическом нормировании отводится особое место. При практической реализации закона экологическое нормирование служит базовым элементом проведения экологического мониторинга, контроля, а так же экспертизы различных экологических проектов, в частности, связанных с рекультивацией земель.

Нам, близким последователям и ученикам Глеба Всеволодовича Добровольского выпала почетная доля надежно хранить память о нем, как о незаурядном ученом, учителе и человеке, поднявшем на достойную высоту уровень науки о почве и представлений о ее ключевой роли в поддержании природной гармонии и равновесия на Земле.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение 8

Допустимое экологическое состояние почв и антропогенное воздействие как основа их экологического нормирования и управления качеством. *Яковлев А.С.* 10

Научные и правовые предпосылки использования понятий «почва» и «земля» в природоохранной практике. *Яковлев А.С., Сизов А.П.* 22

Экологическое нормирование: на пути к обобщающей теории. *Воробейчик Е.Л.* 29

Экологическая оценка состояния и нормирование качества почв и земель: биокинетический подход. *Глазунов Г.П., Гендугов В.М.* 39

Ресурсная характеристика почв и вопросы экологического нормирования. *Смагин А.В.* 61

Экологическое нормирование качества окружающей среды и почв. *Макаров О.А.* 82

Современное состояние и перспективы развития системы нормативов допустимого остаточного содержания нефти в почвах после проведения рекультивационных работ. *Трофимов С.Я.* 93

Подходы к экологическому нормированию качества лесов московской области с учетом новых границ г. Москва. *Черненькова Т.В., Левицкая Н.Н.* 98

Реализация биотической концепции экологического контроля в почвенно-экологическом нормировании. *Терехова В.А.* 115

Использование ценотических характеристик почвенной мезофауны для целей экологического нормирования. *Кузнецова Н.А.* 125

Экологическое нормирование водных объектов. *Пономарева Л.С.* 131

Экологическое нормирование химического состояния почв. *Плеханова И.О.* 156

Экологическое нормирование государственной системы обращения с отходами. *Горленко А.С.* 165

Экологическое нормирование земноводных ландшафтов. *Ковалева Е.И.* 178

Экологическое нормирование свойств почв при антропогенных воздействиях. *Фрид А.С.* 190

Новые тенденции экологической оценки пестицидов при их регистрации в Российской Федерации. *Горбатов В.С.* 193

Проблемы нормирования загрязняющих веществ в почвах. *Капелькина Л.П.* 196

Городские почвы: классификация, картографирование, обследование, определение экологического качества и его регламентация. *Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Яковлев А.С., Евдокимова М.В.* 202

Управление качеством городских почв в ходе их эксплуатации. *Решетина Т.В.* 219

Отечественный и зарубежный опыт экологического нормирования состояния почв и воздействия на них. *Евдокимова М.В.* 230

Критерии оценки загрязненных нефтью почв на разных стадиях их самовосстановления и при рекультивации земель в условиях Крайнего Севера. *Маркарова М.Ю., Надежкин С.М., Щемелина Т.Н.* 242

Нормирование выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух с учетом их воздействия на почвы. *Самухина Т.М.* 255

О методике стоимостной оценки вреда окружающей среде в связи с деградацией и загрязнением почв. *Медведева О.Е.* 258

Нормативно-правовое обеспечение управления и охраны земельных ресурсов и почв. *Сизов А.П.* 267

Экологическое нормирование и правовые основы использования и охраны почв и земель. *Барсегян А.Г.* 279

Комплексная экологическая оценка окружающей природной среды. *Чендева А.А.* 289

Комплексная оценка производительного потенциала земельного участка при землеустройстве. *Титарев Р.П.* 295

Аннотации статей на английском языке 301

Сведения об авторах 304

ВВЕДЕНИЕ

Специфика почв и земель, как сложных природных и природно-антропогенных объектов, расположенных на территориях разного функционального назначения, в должной мере не отражена в современных научных, нормативных, методических и технических материалах и документах, ориентированных на оценку и определение допустимых уровней их экологического состояния и регулирование допустимого антропогенного воздействия на них.

Основная проблема в развитии системы экологического нормирования почв и земель заключается в том, что до настоящего времени в стране не разработана единая научная концепция по установлению взаимосвязи между допустимым экологическим состоянием окружающей среды, в частности, почв и земель и допустимым уровнем антропогенного воздействия на них. Существуют лишь отдельные научно-методические подходы к регулированию экологического качества почв и земель, приведенные в работах отечественных исследователей.

Представленное в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» в самом общем виде определение экологического нормирования не получило своего развития в соответствующих государственных нормативных документах и системе управления качеством окружающей среды. Не определено так же понятие «земля», как самостоятельного компонента окружающей среды и его экологические функции.

В связи с этим, на официальном уровне не установлен перечень компонентов окружающей природной среды, входящих в понятие «земля», характеризующих в сумме своей ее экологическое состояние.

Не учтены определенные аспекты оценки и регулирования не санкционированного воздействия на почвы и земли.

Требует так же своего решения вопрос о принципах разделения и регулирования уровней депонированной (накопившейся) и актуальной (современной) нагрузки на почвы и земли.

В системе управления земельными ресурсами назрела необходимость введения информации по экологической оценке и нормированию почв и земель в систему кадастровой документации и подключения землепользователей к решению вопросов экологической гармонизации принадлежащих им территорий.

Отсутствие в настоящий период в стране на законодательном уровне единых критериев оценки и экологического нормирования почв и земель и окружающей среды в целом искажает информацию об уровне допустимого антропогенном воздействия на природные объекты, а так же возможность правильного расчета ущерба, причиненного окружающей среде и тормозит в свою очередь работы в области экологической экспертизы проектов природопользования на землях разного хозяйственного назначения.

В поисках ответа на поставленные выше вопросы, мы исходили из принятого в официальных источниках представления о землях как о природном комплексе, состоящем из компонентов окружающей среды, наблюдаемых в пределах определенной территории – над и под ее поверхностью (почвы, подпочвенные слои и недра, водные среды, живот-

ный и растительный мир, атмосферный воздух).

Соответственно в работу включены разделы посвященные современны взглядам на экологическую оценку и нормирования и управление экологическим качеством указанного перечня компонентов окружающей среды, с позиции реализации ими своих экологических функций. При этом, вопросам экологической оценки и нормирования почв, как основному связующему звену в перечне этих компонентов, уделялось особое внимание. Предложены так же подходы к экологической оценке и нормированию отдельного территориального образования (земельного участка) путем суммирования информации о наборе, представленных в его границах компонентов окружающей среды.

Таким образом, основной целью настоящей работы служит разработка научно-методических подходов к экологической оценке и нормирования почв и земель, заключающихся в обоснование уровней допустимого экологического состояния почв и земель и допустимого антропогенного воздействия на них с выходом на систему практического управления их качеством.

В соответствии с поставленной целью предполагается, в частности:

– проведение анализа существующих в современной научной и правовой практике представлений о понятиях «почвы» и «земли»;

– разработка принципов системы нормирования в области охраны окружающей среды и отдельных ее компонентов, в том числе, установления критериев по определению уровней допустимого экологического состояния почв и других компонентов окружающей среды, характеризующих состояние земель и антропогенного воздействия на них с учетом природно-климатических особенностей территории и видов хозяйственного использования земель;

– формирование системы экологических показателей качества почв и земель и антропогенного воздействия на них;

– разработка научно-практических подходов к управлению экологическим качеством почв и земель.

УДК 504.06:631.4

ДОПУСТИМОЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ И АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ КАК ОСНОВА ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ И УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ

А.С. Яковлев, д.б.н., проф., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

Разработаны принципы экологического нормирования почв, заключающиеся в обосновании критериев и уровней допустимого экологического состояния (качества) почв и антропогенного воздействия на них. Разработана система консолидированных показателей «состояния – воздействия», представленных едиными относительными цифровыми значениями. Обоснованы принципы определения базовых показателей экологического состояния почв по основным категориям земель и границы их общего диапазона допустимых значений. Сформирована типовая база данных экспертно-аналитических оценок диапазона допустимых значений экологического состояния почв на примере почв города. Предложен порядок проведения работ по определению допустимого экологического состояния почв и антропогенной нагрузки на почвы земельного участка.

Ключевые слова: экологическое нормирование почв, управление качеством почв, уровни допустимого экологического состояния почв, уровни антропогенного воздействия.

Почвы – ключевое, связующее звено в ряду компонентов окружающей среды, входящих в природный комплекс земель. Фундаментальными работами Г.В. Добровольского и его школы в области изучения экологических функций почв заложены научные основы экологической оценки, нормирования и управления их качеством [1-7].

В то же время, применение современных научных разработок в природоохранной практике связано с большими трудностями. Основной причиной, служит сложность интерпретации результатов научных исследований в действующих нормативных и методических документах. В итоге, до настоящего времени в стране не разработана единая научная концепция нормирования в области охраны окружающей среды в целом и почв в частности. Существуют лишь отдельные научно-методические подходы к регулированию экологического качества почв, приведенные в работах отечественных [8-25] и зарубежных исследователей [26-32]. Представленное в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» в самом общем виде определение экологического нормирования не получило развития в современных государственных нормативных документах. Как в научном, так и законодательно-управленческом уровне не в полной мере определена связь между двумя взаимосвязанными ветвями экологического нормирования: определением допустимого экологического состояния почв и допустимого антропогенного воздействия на почву.

В этой связи, перед авторами стояла задача максимально обобщить и приблизить существующие научные подходы по установлению критериев и способов экологической оценки и нормирования почв, к требованиям, изложенным в реально действующих в настоящее время нормативных и методических документах. В целях решения вопросов по установлению норм качества почв привлечены результаты многолетних наблюдений известных ученых и экспертов в области физической, химической и биологической оценки и регулирования качества почв [8, 12, 14, 33-38].

Научный этап установления экологических нормативов предполагает в основном поиск и определение основных закономерностей в отношениях между состоянием природной среды и антропогенным воздействием на нее (зависимость «состояние – воздействие»). Соответственно, на основании найденных закономерностей разрабатываются критерии и показатели норм качества окружающей среды, в том числе почв и антропогенного воздействия с определением диапазона их допустимых значений. Установленные научным путем закономерности могут служить основой современного природоохранного законодательства и системы управления качеством окружающей среды и почв.

Цель работы – разработка научно-методических основ экологического нормирования почв, представляющих собой научное обоснование уровней допустимого экологического состояния (качества) почв и допустимого антропогенного воздействия на них с выходом на методические подходы к управлению их качеством.

Задачи работы: разработка критериев по определению уровней допустимого экологического состояния и антропогенного воздействия на них с учетом природно-климатических особенностей территории и видов хозяйственного ис-

пользования земель; характеристика источников антропогенного воздействия на почвы; формирование единой системы показателей качества почв и антропогенного воздействия на них; разработка научно-практических подходов к управлению экологическим качеством почв.

Зависимость «состояние-воздействие»

Изучение указанной зависимости направлено, прежде всего, на нахождение точки необратимых изменений качества окружающей среды и почв, в частности, – «точки не возврата» экосистемы в исходное состояние, установление которой служит ключевым критерием при определении допустимого изменения их экологического качества и допустимого антропогенного воздействия.

На основании значительного аналитического материала и практических наблюдений большинство ученых, работающих в области оценки воздействия на природную среду антропогенных факторов, сходятся во мнении, что зависимость «состояние – воздействие» носит нелинейный характер, и описывается так называемой «теорией катастроф» [8]. Катастрофами принято считать скачкообразные изменения, возникающие в виде внезапного ответа системы на плавное изменение внешних условий [8]. Загрязняемая или подверженная физической деградации почва до определенного момента, как целостная природная система, в состоянии «сопротивляться» тому или иному воздействию, то есть способна к самовосстановлению. Если же граница устойчивости почвы преодолена, наступает быстрая и необратимая утрата ею своих экологических функций. В качестве примера могут быть приведены работы посвященные: оценке загрязнения почв нефтепродуктами [13, 19, 39, 40] и тяжелыми металлами [14, 41]; изучению дигрессии степной растительности, приводящей к опустыниванию [33], потере гумуса в результате антропогенных нагрузок [42] и др. Во всех рассматриваемых случаях общей закономерностью наступления необратимых изменений является утрата более 30% биоорганического потенциала почв [20, 43]. К общим закономерностям, часто связанным с утратой указанного биоорганического потенциала в условиях превышения пороговых значений качества почв, можно отнести также наступление «обвального» выноса загрязняющих веществ и почвенной массы в сопредельные с нарушенным или загрязненным участком среды (воду, атмосферный воздух, почвы соседних земельных участков) [37, 44].

Такая трактовка экологического нормирования почв согласуется с рассмотрением разнообразия экологических функций почв в их внутренним и внешним проявлении, изложенном в работах Г.В. Добровольского [3-6]. Оценка, нормирование и регулирование проявления внутренних экологических функций почв направлена и управление факторами, формирующими равновесное состояние внутреннего биогеоценотического мира почв, прежде всего его биоорганического потенциала. Оценка, нормирование и управление внешней составляющей экологических функций почв направлена на регулирование взаимодействия почв с сопредельными природными средами, т.е. транслакационную составляющую экологического нормирования.

Примером учета такой полифункциональности почв при создании системы экологического нормирования может служить разработка известных нормативов по содержанию предельно допустимых загрязняющих веществ в почвах (ПДК), допустимого остаточного содержания нефти в почве (ДОСНП), класса опасности отходов для окружающей среды и др.

Устойчивость разных типов почв к антропогенному воздействию и их экологическое нормирование

Почвы разной типовой принадлежности, различающиеся в основном по гранулометрическому составу, содержанию органического вещества и уровню кислотности, обладают разной устойчивостью к антропогенной нагрузке. В отличие от относительно однородных компонентов природы (атмосферного воздуха, водной среды), характеризующихся примерно одинаковым уровнем допустимого загрязнения в разных природных зонах, уровни допустимого загрязнения для почв этих зон могут отличаться по тем же показателям до десяти и более раз [14, 44, 45].

Добыча, транспортировка и переработка нефти, обращение с отходами, загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами и другими токсикантами, имеющие место практически во всех регионах и природных зонах России, вызвали необходимость учитывать эту способность почв к различной устойчивости и приступить к научным исследованиям и разработке соответствующей нормативной и методической документации по оценке допустимого состояния почв и уровня допустимого воздействия на них. Аналогичная ситуация прослеживается при нормировании качества городских почв, которые могут значительно различаться по содержанию гумуса, кислотности и гранулометрическому составу и другим показателям, определяющим уро-

вень устойчивости почв к антропогенному воздействию [18, 38].

Установление экологической нормы для почв земель разного хозяйственного назначения

Современная практика землепользования в нашей стране не вооружена в должной мере единой нормативной и методической базой, направленной на определение экологической нормы качества почв земель разных категорий и видов хозяйственного назначения. Экологическое нормирование почв земель разного хозяйственного назначения, в отличие от такового при учете природной (типовой) их принадлежности, осложняется минимум двумя обстоятельствами. Первое – каждый вид хозяйственного использования земель, так или иначе, меняет природные свойства почв; второе – каждый вид использования имеет свои законодательно установленные правила обращения с земельными ресурсами, что отражается на хозяйственных, социальных, экологических и медицинских нормах допустимой деградации и загрязнения почв, которые часто имеют технократический акцент. Таким образом, в процессе установления норм для почв разных категорий земель разработчики сталкиваются с решением сложной многоплановой задачи, которая в динамично развивающейся управленческой практике природопользования часто решается без должного научного обоснования. В итоге, сложившаяся неопределенность не позволяет точно рассчитать уровень отклонения состояния почв от принятого за экологическую норму для конкретного вида использования почв и земель, соответственно, правильно оценить целесообразность их хозяйственного применения и принять однозначное решение о необходимости проведения рекультивационных работ и т.д. Решение этой проблемы возможно лишь при формировании единого научно обоснованного представления о норме экологического качества почв для земель разного хозяйственного назначения у природоохранных и природно-ресурсных органов государственного управления. При этом начинать целесообразно с установления общих границ значений показателей допустимого «состояния-воздействия» для почв всех известных категорий земель.

Анализ современных научных сведений, отечественного и зарубежного законодательства показывает, что такое консолидированное выделение общих границ представляется весьма возможным. Так, основными природно-ресурсными законами страны подтверждается научно обоснованный приоритет обеспечения благоприятной окружающей среды и приоритет сохранения почв, как важнейшего компонента окружающей среды при всех видах хозяйственной деятельности [46, ст. 3; 47, ст. 21].

Как следствие, указанный приоритет предполагает наличие единых для всех видов землепользования норм экологического качества почв, учитывающих конкретные природные условия и характер производственного использования. Таким образом, общим является то, что все виды землепользования должны осуществляться на землях с почвами, сохраняющими свои природные свойства, то есть с «экологически здоровыми почвами». При этом должен быть определен нижний предел допустимого состояния (качества) этих почв и уровень допустимого антропогенного воздействия на них. Различия же в качестве почв и воздействии на них для всех видов землепользования могут быть только при движении от установленного нижнего предела качества и воздействия в сторону улучшения их природного состояния, то есть в сторону фоновых значений.

В качестве основного критерия по определению нижнего предела качества почв и воздействия на них может служить способность почвы сохранять устойчивость при антропогенной нагрузке, вызываемой тем или иным видом землепользования, то есть способность восстановления своих основных природно-ресурсных свойств. Указанный принцип декларируется в ст. 3 ФЗ «Об охране окружающей среды» [46], где в ранг одного из основных направлений природоохранной деятельности возводится создание условий в процессе природопользования, способствующих воспроизводству природных ресурсов и экологических функций природных систем.

По способности к воспроизводству (обратимости) определяют предельно допустимую норму нарушения качества почв и земель. Эта норма служит единым допустимым пределом, обусловливающим устойчивость почв в процессе антропогенной нагрузки при всех видах хозяйственного использования почв и земель. Как уже отмечалось выше, эта норма определена путем длительных научных наблюдений и предполагает, что порог устойчивости почвенных систем для всех типов хозяйственного использования земель, в том числе и для промышленных зон, не допускает утраты более 30% биоорганического потенциала почв и негативного воздействия на сопредельные компоненты окружающей среды.

Таким образом, в самом общем виде, мы определили единые границы нормы для почв всех категорий земель. Теперь, в рамках установленных об-

щих границ, могут быть выделены индивидуальные границы экологической нормы «состояния-воздействия» для почв каждой из категорий земель с учетом специфики их хозяйственного использования. Назовем их «базовыми экологическими нормами для почв разных категорий земель» (*табл. 1*) [48]. Представленные значения экологической нормы можно считать начальными или базовыми, требующими дальнейшего уточнения при подробном рассмотрении различных вариантов землепользования в пределах конкретной категории земель.

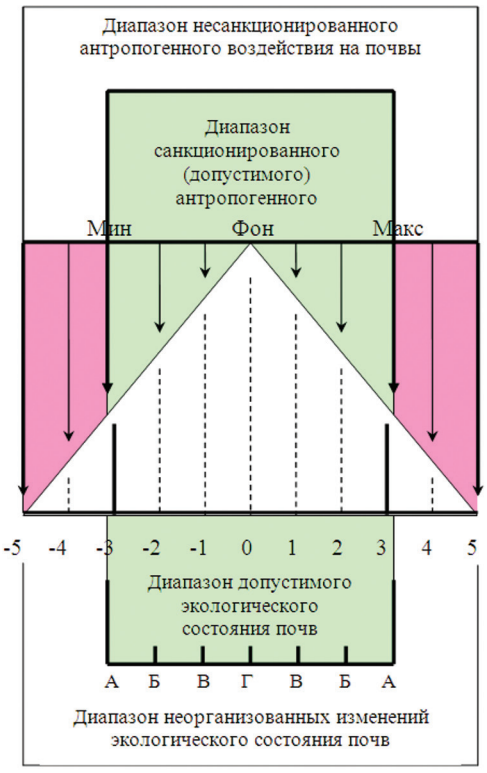
Для почв заповедных территорий базовыми служат значения показателей, близкие к фоновым величинам. Допустимые уровни загрязнения для почв земель сельскохозяйственного назначения и поселений не должны выходить за рамки медицинских нормативов ПДК, так как это связано с качеством получаемых продуктов питания и прямого контакта человека с загрязненными почвами в местах его проживания. В свою очередь для почв земель водного, лесного фонда и промышленности ключевым ограничивающим фактором является не допущение перехода загрязняющих веществ в сопредельные природные среды. Соответственно и качество, и воздействие характеризуются для каждой из выделенных категорий земель, различающихся видом использования, определенным допустимым диапазоном значений, в основе которого лежит соответствующая базовая экологическая норма (*рис. 1*). Например, при определении мак-

Таблица 1

Допустимые значения экологического состояния почв земель различного хозяйственного назначения
(«базовые экологические нормы для почв разных категорий земель»)

Состояние	*Природные объекты*	*Природно-антропогенные объекты*					
	Категории земель:						
	заповедники	*с/х назначения*	*населенных пунктов*	*лесного фонда*	*промышленности, транспорта и др.*	*водного фонда*	*запаса*
Химическое	Фон	ПДК		Не допускается переход загрязняющих веществ в сопредельные природные среды			
Физическое	Фон	Способность почвенных экосистем к самовосстановлению (утрата не более 30% биоорганического потенциала почв*)					
Биологическое	Фон						

* Биоорганический потенциал почв – сумма живого и гумусированного органического вещества почв.



Единая шкала оценки экологического состояния почв и антропогенного воздействия (шкала «состояния – воздействия»)

Рис. 1. ***Схема единой оценки экологического состояния почв и антропогенного воздействия с выделением диапазона допустимых значений «состояния – воздействия» в условиях санкционированного и несанкционированного антропогенного воздействия:*** А – земли промышленности; Б – земли лесного фонда; В – земли сельскохозяйственного назначения и населенных пунктов; Г – земли особо охраняемых природных территорий.

симально допустимого уровня загрязнения почв нефтепродуктами [49] значение показателя содержания нефтепродуктов для территории природно-рекреационного, жилого и общественного функционального использования не должно превышать 300 мг/кг, а для производственного и транспортного – 1000 мг/кг, что соответствует максимально безопасной концентрации нефтепродуктов, когда не требуется проведения специальных мероприятий по их санации. Таким образом, и та, и другая концентрация соответствует здоровой почве и пребывает в рамках единого для всех видов хозяйственного использования земель допустимого экологического диапазона «состояние-воздействие», но в тоже время находится в пределах индивидуальных границ допустимых значений для почв земель конкретного хозяйственного назначения.

Единая система показателей оценки и экологического нормирования состояния почв и антропогенного воздействия на них

Взаимосвязанный ряд показателей в системе «состояние–воздействие» достаточно условно может быть разделен на две группы показателей: состояния и показателей воздействия на почвы. При этом связующим звеном между этими группами служит представление о единых показателях, характеризующих с одной стороны состояние почв, с другой – антропогенное воздействие на почвы. Назовем этот единый показатель «состояние-воздействие».

Указанный показатель дает представление, как о современном состоянии почв, так и о воздействии на почву, запечатленном в величинах отклонений ее состояния от фоновых значений, и состоящем из накопившегося (депонированного) и актуального (постоянно действующего) воздействия. Современное состояние почв адекватно сложившемуся воздействию (депонированному и актуальному) и может быть представлено в виде единых показателей «состояние-воздействие» на единой оценочной шкале ранжирования (*рис. 1, табл. 2*).

Ранжирование и экологическое нормирование значений показателей состояния почв и воздействия на почвы

Показатели состояния и воздействия могут быть представлены как абсолютными, так и относительными величинами. Относительные и абсолютные величины в свою очередь выстроены в виде рядов ранжирования по мере утраты качества окружающей среды и нарастания антропогенного воздействия. В природоохранной практике наиболее распространены и нормативно утверждены две шкалы ранжирования значений показателей состояния и воздействия – трехуровневая [36] и пятиуровневая [50]. Представляется целесообразным совместить их в рамках единой пятиуровневой шкалы и далее пользоваться преимущественно ею как наиболее известной и применимой в реальных условиях природопользования. В *табл. 2* показано, что шкала имеет два полюса «+» и «-». Будем ис-

Таблица 2

Оценка и ранжирование значений экологического состояния почв и окружающей среды и антропогенного воздействия*

Признак	*Единая количественная шкала ранжирования состояния окружающей среды и антропогенного воздействия*					*Источник*
	±1	*±2*	*±3*	*±4*	*±5*	
Качественные признаки состояния ОПС	Отсутствие при-знаков: - угнетения естественных и антропогенных биоценозов; - нарушений состояния здоровья из-за влияния ОПС; - нарушений природных сфер и их функционального равновесия	Заметное угнетение естественных биоценозов, использование земель для производства пищевой продукции без ограничений. Природная среда в целом удовлетворительна для существования человека. Признаки нарушений отдельных природных сфер обратимого характера	Природные биоценозы сильно угнетены, производство пищевой продукции неэффективно из-за низкого качества и пониженного плодородия почв. Здоровье населения заметно ухудшено из-за неблагоприятных условий ОПС. ОПС не справляется с антропогенными нагрузками	Невозможность длительного существования искусственных насаждений, противопоказанность использования земель для производства продовольственной продукции. Существенная деградация населения по состоянию здоровья. Необратимые нарушения природных сфер, исключающие самовосстановление природной среды в целом	Биопродуктивность земель нулевая. Прямой контакт человека со средой опасен для здоровья и существования человека. Природные сферы необратимо нарушены и не могут выполнять своих функций в окружающей среде	[50]
	Удовлетворительная экологическая ситуация			Чрезвычайная экологическая ситуация	Экологическое бедствие	[36]

* Ранжируется по пятибалльной шкале [50] и определяется на основании «Методических рекомендаций по выявлению деградированных и загрязненных земель» [51].

ходить из предположения, что вред почве может быть нанесен как чрезмерным увеличением, так и уменьшением значений того или иного показателя ее специфических свойств. Согласно пятиуровневой шкале ранжирования, первый и второй уровни могут быть отнесены к периоду постепенного, слабо выраженного накопления негативного признака. Это соответствует относительно стабильному состоянию окружающей среды. Третий уровень соответствует неустойчивому состоянию природной системы (утрата около 30% качества окружающей среды), четвертый и пятый – катастрофическому и бедственному уровням (стремительная и необратимая потеря качества окружающей среды).

Таким образом, за состояние окружающей среды и уровень воздействия на нее, близкие к допустимому уровню (экологической норме), можно принять промежуток от первого до начальных значений третьего уровня в рамках установленной системы ранжирования.

Представления о понятиях: экологическое качество и состояние почв; антропогенное воздействие и нагрузка на почвы; элементарный почвенно-экологический ареал

Согласно ст. 1 ФЗ № 7 [46] понятия «качество» и «состояние» природной среды и ее компонентов рассматриваются как синонимы. «Качество окружающей среды – состояние окружающей среды, которое характеризуется физическими, химическими, биологическими и иными показателями и (или) их совокупностью». То же самое можно сказать и о качестве, и состоянии почвы, как одного из компонентов природной среды: «экологическое качество почв – экологическое состояние почв, характеризующееся физическими, химическими, биологическими и иными показателями и (или) их совокупностью».

Что касается толкования терминов антропогенное «воздействие» и «нагрузка», почвоведам и экологам особенно важно определиться с возможным применением их в природоохранной практике, так как речь идет о привязке воздействия и нагрузки к определенной территории, поделенной на земельные участки. Исходя из этого и опираясь на текст ФЗ №7, трактовка понятий «воздействие» и «нагрузка» представляется нам следующим образом. Понятие «воздействие» предполагает фиксацию факта влияния на окружающую природную среду и почвенный покров конкретного источника в пределах зоны его воздействия. В свою очередь, под зоной экологического воздействия источника можно понимать территорию, на которой отмечается изменение окружающей среды под действием этого источника. Масштабы зоны экологического воздействия источника зависят от его мощности и могут быть по размеру как меньше одного, так и больше нескольких земельных участков.

Важно также определиться с разницей между регулируемым (санкционированным) воздействием, установленным расчетным путем, например, предельно допустимые объемы выбросов (ПДВ) и сбросов (ПДС) [46, ст. 23], и воздействием, не регулируемым (несанкционированным), имеющим место при неорганизованном сбросе на поверхность земли и выбросе в атмосферу, размещении отходов и т.д. В первом случае, по определению, в процессе функционирования источника антропогенного воздействия административным путем контролируется и регулируется обеспечение благоприятной окружающей среды, во втором – источник действует бесконтрольно и состояние среды в зоне его влияния может так же бесконтрольно измениться (*см. рис.1*).

Понятие «нагрузка» предполагает фиксацию факта единичного либо совокупного воздействия источников на окружающей среды или на ее компоненты в пределах конкретных территорий, при этом площадь и конфигурация этой территории могут быть определены, исходя из практической необходимости, в частности, представлены границами земельного участка.

Элементарный почвенно-экологический ареал (ЭПЭА) – ареал, выделяемый при оценке качества окружающей среды (почв) и антропогенной нагрузки и представляющий собой участок, в пределах зоны антропогенного воздействия на окружающую природную среду одного или нескольких источников, который по своим природным условиям обладает одинаковыми в пределах границ этого ареала показателями экологического качества и устойчивости к антропогенной нагрузке, а также равномерным уровнем антропогенной нагрузки на всей его площади. При этом единым относительным цифровым символом (показатель «состояние-воздействие») может быть обозначено качество почв ЭПЭА и воздействие на них.

Показатели экологического состояния (качества) почв

Показатели экологического состояния почв, как компонента окружающей среды делятся на физические, химические и биологические [46, ст. 1]. В свою очередь они могут быть разделены на специфические, характерные для почвы показатели физического, химического и биологического

состояния (уровень содержания микроэлементов, плотность сложения, численность и видовой состав аборигенной микрофлоры и др.), и неспецифические, показатели не характерных для данной почвы свойств (наличие пестицидов и не свойственной для данной почвы микрофлоры, включения отходов и т.д.). При этом фоновый уровень для специфических показателей характеризуется конкретными значениями, которые меняются в зависимости от их принадлежности к тому или иному типу почв, а для неспецифических показателей во всех случаях принимается равным нулю.

Случаи со специфическими показателями покажем на примере содержания меди в почве. Концентрация меди в почве представляет собой одновременно и показатель качества и показатель воздействия. При превышении фоновых значений медь рассматривается, как загрязняющий почву тяжелый метал, при значениях ниже фона медь - недостающий почве микроэлемент. Соответственно в том, и в другом случае можно установить допустимый максимум и допустимый минимум концентрации меди в почве. Например, на основании существующих нормативных и литературных данных, можно установить, что фоновое содержание меди в дерново-подзолистой суглинистой почве составляет 30 мг/кг, максимально допустимое – 132 мг/кг; минимально допустимое – 8 мг/кг.

По аналогии, можно представить специфический показатель физического состояния почв и воздействия на них. Например, если за фоновый уровень плотности сложения принимается значение 1,0-1,2 г/см^3. За минимальный уровень принимается значение 0,9 г/см^3, так как в слишком рыхлой почве растениям сложно укореняться. Максимальному уровню соответствуют значения 1,4-1,5 г/см^3, при которых начинаются процессы переуплотнения и создается неблагоприятный водно-воздушный режим для произрастания зеленых насаждений. Аналогичные градации могут быть установлены и для биологических показателей.

Для неспецифических показателей превышение нулевых значений также представляет собой информацию о качестве почв и воздействии на них. Допустимое содержание в почве пестицидов, нефти и других, не характерных для почвы, веществ регулируется экологическими и медицинскими нормативами качества почв.

Показатели антропогенного воздействия на почвы

Для характеристики антропогенного воздействия на почву и определения его допустимых уровней целесообразно использовать широкий перечень известных в настоящее время показателей. К наиболее информативным из существующих показателей воздействия, с точки зрения применения их для оценки и регламентации воздействия, могут быть отнесены показатели «нагрузки» на земельный участок и показатели «воздействия» конкретного антропогенного источника.

При этом если для характеристики допустимой нагрузки достаточно информации о свойствах существующих типов почв и их функциональном использовании, независимо от того, в пределах какого земельного участка они находятся, то для характеристики допустимого воздействия предприятия необходимо учитывать положение источника воздействия относительно конкретного земельного участка. Соответственно допустимое воздействие источника (выбросы, сбросы и т.д.) необходимо рассчитывать для каждого земельного участка в отдельности. Таким образом, антропогенное воздействие на почвы может быть охарактеризовано двумя взаимосвязанными блоками показателей «нагрузки на почву» и «источников воздействия». Первый блок показателей «нагрузки на почву» дает представление о реакции почв на антропогенное воздействие в рамках конкретной территории (например, земельный участок), то есть представляет собой некоторый отпечаток накопившегося (депонированного) и актуального (современного) воздействия на почву в рамках этой территории, представленный значениями показателей состояния почв отличными от нулевых или фоновых значений.

Эти показатели можно отнести к показателям «состояния-воздействия» на почву. Соответственно они одновременно несут в себе сведения и о состоянии почв, и об уровне антропогенной нагрузки на них на выбранном земельном участке.

Второй блок информации характеризует непосредственно «источники воздействия», в результате деятельности которых формируется определенный уровень нагрузки на почву путем передачи антропогенного влияния источника через сопредельные с изучаемым земельным участком среды (атмосферный воздух, водные среды и др.) или непосредственно в результате прямого контакта с почвенным покровом изучаемой территории.

Формирование базы данных экспертно-аналитических оценок диапазона допустимых значений экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них

Как отмечалось выше, опираясь на принятые за основу критерии определения допустимых значе-

ний экологического состояния почвы и антропогенного воздействия на нее, устанавливаются единые относительные показатели и значения их оценки. При этом процедура определения допустимых значений этих показателей основывается, прежде всего, на научных наблюдениях, а также на сведениях из существующих нормативных и методических документов, с привлечением авторской экспертной оценки специалистов практиков. Так, в частности, на этих принципах построена система показателей для оценки экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них и с указанием диапазона их допустимых значений для городских почв разного функционального назначения [7, 21]. Более подробные и научно обоснованные сведения об указанном диапазоне допустимых значений могут быть получены в результате аналитических исследований, основанных на рассматривавшихся выше критериях установления экологической нормы состояния почв. На *рис. 2* дан пример перевода абсолютных величин показателей экологического состояния и антропогенного воздействия в относительные в рамках пятиуровневой шкалы ранжирования.

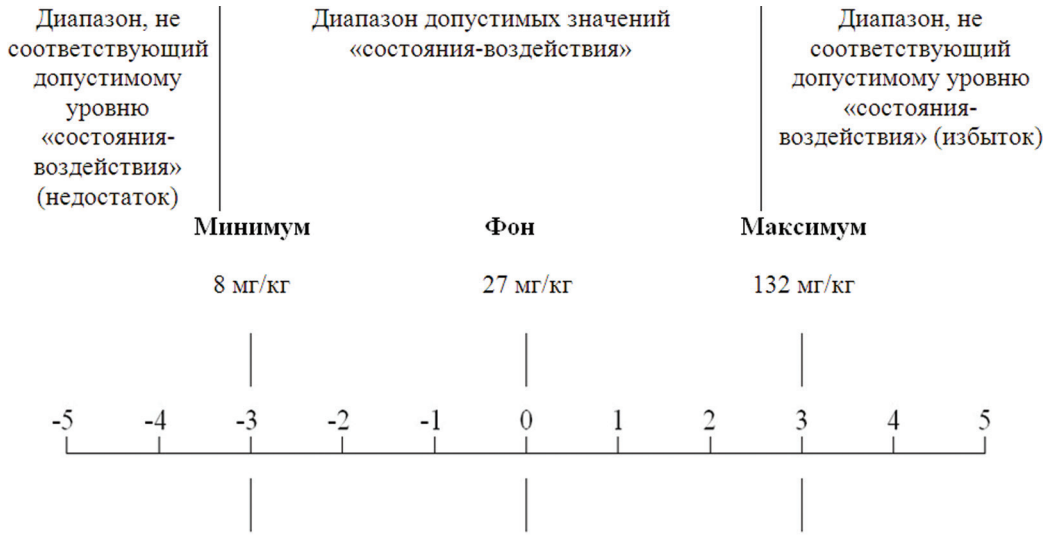
Порядок проведения работ по определению допустимого экологического состояния почв, общего антропогенного воздействия и антропогенной нагрузки на почвы конкретного земельного участка

При определении допустимого экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них, иными словами, экологического нормирования почв, устанавливается взаимосвязанный порядок действий, состоящий из определения значений: допустимого экологического состояния (качества) почв; допустимого общего антропогенного воздействия на почвы; и допустимых долевых величин участия каждого антропогенного источника по всем известным факторам воздействия в рамках нагрузки на конкретный земельный участок.

Общее антропогенное воздействие на почву складывается из суммы депонированного (накопившегося) в почве воздействия и актуального, имеющего место в настоящий момент (современного) воздействия. То же можно сказать и о допустимом общем антропогенном воздействии, которое имеет две составляющие воздействия – допустимое депонированное и допустимое актуальное. И та, и другая составляющие могут быть подвергнуты определенному регулированию. Первая – путем рекультивации почв и доведения их состояния до допустимых экологических характеристик, вторая – путем контроля деятельности источников воздействия и регулирования объемов выбросов, сбросов, уровней захламления и уплотнения земель и т.д.

Работы по определению допустимого экологического состояния почв и антропогенной нагрузки на почвы конкретного земельного участка состоят из следующих этапов:

1) составление перечня и характеристика основных источников антропогенного воздействия на почвы и установление ареалов их влияния;



Единая шкала оценки экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них (шкала «состояния-воздействия»)

Рис. 2. ***Перевод абсолютных величин показателей экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них в относительные в рамках пятиуровневой шкалы ранжирования с выделением диапазонов, соответствующих и несоответствующих допустимым значениям «состояния – воздействия», на примере содержания в почве меди:*** 8 мг/кг – содержание меди, отражающее минимальный уровень потребности растений в микроэлементном питании; 27 мг/кг – фоновое содержание меди на территории города Москвы; 132 мг/кг – ОДК для суглинистых почв с pH > 5,5.

2) изучение и классификация почв обследуемого земельного участка;

3) определение долевого участия антропогенных источников в допустимой суммарной антропогенной нагрузке на почвы земельного участка;

4) установление допустимых значений воздействия на почвы конкретного земельного участка для каждого источника воздействия.

Для характеристики антропогенного воздействия на изучаемой территории составляется перечень типов и источников возможного воздействия. Для различных источников воздействия устанавливаются примерные ареалы и уровни воздействия. Проводится дифференциация антропогенных источников по уровню их воздействия на почвы в пределах изучаемого земельного участка.

Изучение и классификация почв обследуемого земельного участка включает: установление диапазона допустимых уровней «состояния-воздействия» для обнаруженных на земельном участке типов почв и земель разного хозяйственного назначения; оценку реального экологического состояния почв земельного участка и общей (суммарной) антропогенной нагрузки; сопоставление реального экологического состояния почв и нагрузки на них изучаемого земельного участка с показателями единой оценочной шкалы «состояние-воздействие» [21]). Основываясь на примере (*рис. 2*) предлагаются следующие варианты сопоставления полученных в результате обследования почв результатов с установленными допустимыми значениями экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них.

В первом варианте предлагается упрощенная схема оценки экологического состояния и антропогенного воздействия на почвы, основанная на разделении всего поля ранжированной оценки «состояния-воздействия» на два диапазона (*рис. 2*), а именно: диапазон допустимых значений «состояния-воздействия» от их минимальных до максимальных уровней и диапазон значений показателей «состояния-воздействия», не соответствующих принятому допустимому уровню. Рассматриваемый вариант удобен для рекогносцировочных этапов обследования, в то же время в ряде случаев он может быть вполне достаточным и для основного, окончательного обследования территории земельного участка.

Во втором варианте предусматривается более подробное определение уровней экологического состояния-воздействия, основанных на оценке качества почв по каждой градации пятиуровневой шкалы (*рис. 2*) [50]. Данный вариант направлен на более глубокое изучение экологической ситуации и может применяться для уточнения уровней загрязнения и деградации почв рассматриваемых земельных участков.

Источником сведений для реализации обоих указанных вариантов оценки экологического состояния почв могут служить «Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель» [51], изложенный во «Временной методике определения предотвращенного экологического ущерба» [50] метод установления уровня потери экологического качества почв (ПЭК).

На основе проведенного обследования каждому элементарному почвенно-экологическому ареалу в рамках изучаемого земельного участка по описанной выше пятиуровневой шкале может быть присвоен балл «состояния-воздействия». Выделенные таким образом ЭПЭА группируются по допустимости, недостаточности, либо избыточности значений показателей «состояния-воздействия», на основании чего формулируются рекомендации по использованию участка и необходимости проведения на нем мероприятий по улучшению экологического качества почв и регламентации воздействия на них установленными источниками воздействия.

Проблемы регулирования антропогенного воздействия на почвы

Проблема эффективного управления экологическим состоянием почв связана, прежде всего, с решением вопросов мониторинга, контроля и разработкой адекватных методов регулирования уровней антропогенного воздействия на почвы. При обследовании и мониторинге почв земельного участка, как правило, получают суммарную, обобщенную картину качества почв, в то время как в процессе обследования и мониторинга источников антропогенного воздействия контролируются лишь источники санкционированного влияния на почву без анализа и учета несанкционированных факторов влияния. При таком подходе не обеспечивается декларируемое в природоохранном регулировании [46, гл. 5] поддержание баланса в системе «состояние – воздействие» и не представляется возможным в должном объеме регулировать качество почв путем существующих приемов регламентации воздействия на них.

Почва, как природный объект, «не различает», существует регламентация воздействия на нее или нет, она однозначно реагирует на любое воздействие изменением своего качества. В то же время из материалов государственного экологического

контроля известно, что в отдельных случаях до 70% нарушений в области земельного и природоохранного законодательства связано с неучтенными и не лимитированными фактами выбросов в атмосферу, сброса в водные среды, размещения отходов и др. Возникает насущная необходимость уменьшения количества неучтенных случаев воздействия на почвы. Добиться этого возможно путем доведения до минимума случаев установленного несанкционированного воздействия, либо расширения перечня регулируемых видов воздействия на почву, например, оценка и регламентация неорганизованных выбросов и сбросов и, как следствие, диффузного переноса загрязняющих веществ в сопредельные среды [23].

Кроме неучтенных (несанкционированных) фактов воздействия существует еще одна проблема в гармонизации экологического регулирования в системе «состояние-воздействие». Так, требует научного и нормативно-методического установления характер загрязнения и деградации почв через сопредельные с ней природные среды: атмосферный воздух, воду и др. Дело в то, что нормы ПДВ и ПДС ориентированы, прежде всего, на регулирование качества атмосферного воздуха и воды, но не самой почвы; соответственно, требуется специальная система расчета влияния на почву через атмосферный воздух и водные среды и т.д.

Заключение

Разработаны принципы экологического нормирования почв, заключающиеся в обосновании критериев и уровней допустимого экологического состояния (качества) почв и антропогенного воздействия на них. К основным критериям, определяющим уровень допустимых значений качества почв, могут быть отнесены следующие: установление потери биоорганического потенциала почв, не превышающего определенного уровня (по данным экспертной оценки потеря биоорганического потенциала почв не должна превышать 30% его фоновых значений); установление пороговых значений загрязнения и деградации почв, при которых не возможен массированный переход загрязняющих веществ и почвенной массы в сопредельные природные среды; различная устойчивость почв к антропогенному воздействию в зависимости от их природных свойств (гумусированности, кислотности, гранулометрического состава и др.); учет разнообразия видов хозяйственного использования земель.

Опираясь на указанные критерии и принятую в природоохранной практике пятиуровневую шкалу ранжирования экологического состояния окружающей среды и воздействия на окружающей среды, для почв разработана система консолидированных показателей «состояния-воздействия», представленных едиными относительными цифровыми значениями. Предложенная система служит основой для установления диапазонов допустимых значений экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них с учетом природных особенностей почв и видов хозяйственного использования земель. Обоснованы принципы определения базовых показателей экологического состояния почв по основным категориям земель и границы их общего диапазона допустимых значений.

Уточнено определение понятий: экологическое состояние и качество почв; антропогенное воздействие и нагрузка на почвы. Дано определение «элементарному почвенно-экологическому ареалу».

Сформирована типовая база данных экспертно-аналитических оценок диапазона допустимых значений экологического состояния почв на примере почв города.

Предложен порядок проведения работ по определению допустимого экологического состояния почв и антропогенной нагрузки на почвы земельного участка.

Рассмотрены пути поддержания допустимого экологического состояния почв путем регулирования депонированного (накопившегося) и актуального (современного) антропогенного воздействия на почвы.

Литература

1. Деградация и охрана почв / Под общей ред. Г.В. Добровольского. – М.: Изд-во МГУ, 2002 -654 с.

2. Добровольский Г.В. Русский чернозем, его значение в науке и жизни России // Русский чернозем. Материалы третьей Всеросс. научно-практ. конф. – 2008. – М.: Изд. Русский дом, 2009. – С. 5-16.

3. Добровольский Г.В. Экологическое значение почв в биосфере и жизни человека // Тр. Института экологического почвоведения, 2007. Вып. 8. – С. 5-23.

4. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экологические функции почв. – М.: Изд. Моск. ун-та, 1986. – 137 с.

5. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. – М.: Наука, 1990. – 259 с.

6. Почвы в биосфере и жизни человека: монография / Под ред. Г.В. Добровольского, Г.С. Куста, В.Г. Санаева. – М.: МГУЛ, 2012. -584 с.

7. Управление качеством городских почв: учебно-методическое пособие/ Яковлев А.С. и др.; под общ. ред. С.А. Шобы, А.С. Яковлева. – М.: МАКС Пресс, 2010. – 96 с.

8. Виноградов Б.В., Орлов В.П., Снакин В.В. Биотические критерии выделения зон экологического бедствия России // Изв. РАН. Сер. геогр., 1993. № 5. – С. 77-89.

9. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений. – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.

10. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.

11. Матвеев Ю.М., Попова И.В., Чернова О.В. Проблемы нормирования содержания химических соединений в почвах // Агрохимия, 2001. № 12. – С. 54-60.

12. Обухов А.И., Лепнева О.М. Биогеохимия тяжелых металлов в городской среде // Почвоведение, 1996. № 5. – С. 65-73.

13. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Чернянский С.С., Сахаров Г.Н. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами // Почвоведение, 2003. № 9. – С. 1132-1140.

14. Плеханова И.О. Трансформация соединений тяжелых металлов в почвах при увлажнении: дисс. … д.б.н. – М., 2008.

15. Прокофьева Т.В. Городские почвы, запечатанные дорожными покрытиями (на примере г. Москвы): дисс. … к.б.н. – М., 1998. – 154 с.

16. СанПиН 2.1.7.2197-07. Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы.

17. Сизов А.П. Мониторинг городских земель с элементами их охраны. – М., 2000. – 156 с.

18. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., Степанов А.Л., Мягкова А.Д., Курбатова А.С. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение, 2006. № 5. – С. 603-615.

19. Трофимов С.Я. Аммосова Я.М. Орлов Д.С. Влияние нефти на почвенный покров и проблема создания нормативной базы по влиянию нефтезагрязнения на почвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение, 2000. № 2. – С. 30-34.

20. Экологические функции городских почв / Отв. ред. А.С. Курбатова, В.Н. Башкин. – Смоленск: Маджента, 2004. – 232 с.

21. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование почв и управление их качеством // Почвоведение, 2011. №5. – С. 594-596.

22. Яковлев А.С., Гендугов В.М., Глазунов Г.П., Евдокимова М.В., Шулакова Е.А. Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества // Почвоведение, 2009. № 8. – С. 984-995.

23. Яковлев А.С., Гучок М.В. Вопросы комплексной оценки и нормирования в области охраны окружающей природной среды // Нормативное и методическое обеспечение экологического мониторинга и контроля в пределах зоны антропогенного воздействия хозяйствующих субъектов на окружающую среду. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2007. – С. 10-18.

24. Яковлев А.С., Лойко П.Ф., Сазонов В.Н., Прохоров А.Н., Сапожников П.М. Правовые основы охраны почв и ведения земельного кадастра // Почвоведение, 2006. № 7. – С. 773-780.

25. Яковлев А.С., Макаров О.А. Экологическая оценка, экологическое нормирование и рекультивация земель: основные термины и определения // Использование и охрана природных ресурсов, 2006. № 3 (87). – С. 64-70.

26. Angulo E. The Tomlinson pollution load index applied to heavy metal "Mussel-Watah" data: a useful index to assess coastal pollution // Sci. Tot. Environ, 1996. V. 187. – P. 19-56.

27. Crommentuijn T., Polder M.D., van de Plassche E.J. Maximum Permissible Concentration and Negligible Concentration for metals, taking background concentrations into account. RIVM report 601501001. – Bilthoven, The Netherlands: RIVM, 1997.

28. Dumanski J., Pieri C. Application of the pressure-state-response framework for the land quality indicators programme // Land Quality Indicators and Their Use in Sustainable Agriculture and Rural Development, 1998. – P. 35-57.

29. Heemsbergen D., Warne M., McLaughlin M., Kookana R. The australian methodology to derive ecological investigation levels in contaminated soils // CSIRO Land and Water Science Report, 2009. 43/09.

30. Schomaker M. Development of environmental indicators in UNEP // Land Quality Indicators and Their Use in Sustainable Agriculture and Rural Development, 1998. – P. 25-35.

31. Temmerman L.O., Hoenig M., Scokart P.O. Determination of "normal" levels and upper limit values of trace elements in soils // Z. Pflanzenernahr und Bodenkunde, 1984. Bd. 147. H. 6. – P. 687-694.

32. Wesselink L.G., Notenboom J., Tiktak A. The consequences of the European Soil Framework Directive for Dutch policy. MNP report 500094003, 2006. – 31 p.

33. Виноградов Б.В. Дистанционные индикаторы опустынивания и деградации почв // Почвоведение, 1993. № 2. – С. 98-103.

34. ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.

35. Кожевин П.А., Горленко М.В. Мультисубстратное тестирование природных микробных сообществ: уч. пос. – М.: МАКС Пресс, 2005. – 88 с.

36. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М.: Минприроды России, 1992.

37. Постановление Правительства ХМАО – Югры № 466-п от 10.12.2004 «Об утверждении регионального норматива «Допустимое остаточное содержание нефти и нефтепродуктов в почвах после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ на территории ХМАО – Югры».

38. Почва. Город. Экология / Под общ. ред. Г.В. Добровольского. – М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997.

39. Яковлев А.С. Проблемы экологического нормирования и экологического аудита в нефтедобывающей отрасли // Использование и охрана природных ресурсов в России, 2005. № 6. – С. 56-60.

40. Яковлев А.С, Никулина Ю.Г. Определение нормы допустимого остаточного содержания нефти в почве в соответствии с принципами экологического нормирования // Мат. V Всеросс. съезда общества почвоведов им. В.В. Докучаева. – Ростов-на-Дону: ЗАО «Ростиздат», 2008. – С. 67.

41. Яковлев А.С., Плеханова И.О., Кудряшов С.В., Аймалетдинов Р.А. Оценка и нормирование экологического состояния почв в зоне деятельности предприятий металлургической компании «Норильский никель» // Почвоведение, 2008. № 6. – С. 737-750.

42. Овчинникова М.Ф. Особенности трансформации гумусовых веществ в разных условиях землепользования (на примере дерново-подзолистой почвы): дисс. … д.б.н. – М., 2007.

43. Anderson J.P.E. Soil respiration. Eds / A.L. Page, R.H. Millar, D.H. Keeney. Methods of soil analyses, part 2. Agronomy 9, 2nd edn. Am. Soc. Agron. – Madison, Wisc, 1982. – P. 831-871.

44. Гучок М.В., Яковлев А.С. Вопросы комплексной оценки и нормирования в области охраны окружающей природной среды // Мат. V Всеросс. съезда общества почвоведов им. В.В. Докучаева. – Ростов-на-Дону: ЗАО «Ростиздат», 2008. – С. 45.

45. Обухов А.И. Методологические основы разработки ПДК тяжелых металлов и классификации почв по загрязнению // Система методов изучения почвенного покрова, деградация под влиянием химического загрязнения. – М.: Науч. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева, 1992. – С. 13-20.

46. Федеральный закон от 10.01.2002 № 7 (ред. от 05.02.2007) «Об охране окружающей среды».

47. Федеральный закон от 16.07.1998 № 101-ФЗ «О государственном регулировании обеспечения плодородия земель сельскохозяйственного назначения».

48. Яковлев А.С., Никулина Ю.Г., Евдокимова М.В. Принципы экологического нормирования почв земель разного хозяйственного назначения // Фундаментальные достижения в почвоведении, экологии, сельском хозяйстве на пути к инновациям: I Всеросс. научно-практ. конф. Тез. докл. – М.: МАКС Пресс, 2008. – С. 291-292.

49. Распоряжение Мэра г. Москвы от 27.07.1999 № 801-РМ.

50. Временная методика определения предотвращенного экологического ущерба. – М.: Госкомэкология России, 1999.

51. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель // Охрана окружающей природной среды: почвы. – М.: ВНИИ природы, 2001. – С. 65-110.

Сведения об авторах:

Яковлев Александр Сергеевич, д.б.н., проф., заведующий кафедрой земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, тел. 8-495-939-44-19, e-mail: yakovlev_a_s@mail.ru.

УДК 502.521:631.4

НАУЧНЫЕ И ПРАВОВЫЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПОНЯТИЙ «ПОЧВА» И «ЗЕМЛЯ» В ПРИРОДООХРАННОЙ ПРАКТИКЕ

А.С. Яковлев, д.б.н., проф., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова
А.П. Сизов, д.т.н., проф., Московский государственный университет геодезии и картографии

В работе предпринята попытка гармонизации научного и административно-правового толкования понятий «почва» и «земля», как самостоятельных компонентов окружающей среды. На этой основе дано определение их экологических функций, подходов по оценке и нормированию экологического состояния и антропогенного воздействия. Сформулированы предложения по практическому применению этих понятий в системе управления качеством почв и земель.

Ключевые слова: почва, земля, земельный участок, экологические функции, экооценка, экономирование, комплексная экологическая оценка территории, экологическое обследование, мониторинг, кадастр недвижимости, экологический паспорт земельного участка.

В современном отечественном законодательстве констатируется приоритет сохранения природы над ее использованием, при этом почвам и землям придан статус самостоятельных компонентов окружающей среды [1, 2, 3]. Таким образом, официально подкреплен тезис В.В. Докучаева о необходимости первостепенного внимании к природным свойствам почв при оценке земель. В то же время, в законодательных документах и нормативно-методической литературе официально не закреплено представление о различиях в толковании почв и земель, не дана характеристика их экологических функций, а так же не определены правила их экологический оценки и нормирования. Все это значительно затрудняет использование понятий «почва» и «земля» в практике землепользования и охраны окружающей среды.

Решение этих задач предполагает гармонизацию научного и административно-правового толкования этих понятий, которое, прежде всего, заключается:

– в определении почв и земель как самостоятельных компонентов окружающей среды, а так же представлений об их экологических функциях, с соответствующим закреплением в законодательстве страны, нормативных и методических документах, вопросов, касающихся обследования, экологического нормирования, мониторинга, контроля, экологической экспертизы и др.;

– в практической реализации научных и законодательных представлений о экологических функциях почв и земель в процессе государственного управления и регулировании их экологического качества с учетом специфики природных условий и видов хозяйственного использования.

В настоящей работе мы не ставим перед собой цель дать исчерпывающие ответы на все перечисленные выше вопросы, а попытались лишь обозначить отдельные подходы к их решению, опираясь при этом, на сложившийся в последнее время научный и законодательно-управленческий опыт землепользования и охраны окружающей среды.

Почвы и земли как самостоятельные компоненты окружающей среды

Ранее в государственной системе экологического оценки, нормирования и управления качеством окружающей среды почвы и земли не рассматривались как два самостоятельных компонента. Такая необходимость появилась после того как почвам и землям в рамках природоохранного законодательства был придан соответствующий статус [2].

Чтобы охарактеризовать различие между почвами и землями, как самостоятельными компонентами окружающей среды с точки зрения их локализации в пространстве и экологической оценки дадим им следующие определения:

Почвенный компонент окружающей среды – ограничен пространством проявления процессов почвообразования, оценивается и нормируется с учетом природных свойств почв, экологического состояния и выполняемых в природе экологических функций.

Земельный компонент окружающей среды – представляет собой заключенный в фиксированные границы конкретной территории уникальный природный комплекс, состоящий из функционально связанных между собой природных объектов, характеризующийся их совокупным экологическим состоянием и проявлением экологических функций.

В частности, согласно закону «Об охране окружающей среды» под природным комплексом понимается: «…комплекс функционально и естественно связанных между собой природных объ-

ектов, объединенных географическими и иными соответствующими признаками». Соответственно, такими объединительными признаками могут служить границы конкретных земельных участков.

Земли рассматриваются в качестве самостоятельных компонентов окружающей среды, как неповторимые по своему природному качеству территории с присущим только им природным комплексом и ландшафтом, включающим в себя вполне определенный набор природных сред, в том числе почв.

При этом предполагается, что при формировании этого земельного компонента и определении его границ должен быть учтен соответствующий принцип ландшафтно-экологической организации территории, основанный на теории современного экологического землепользования.

Необходимо отметить, что особенностью земель как компонента окружающей среды служит то, что территория земельного образования не исчезает под действием деструктивных факторов, как это может случиться с другими компонентами окружающей среды (животный мира, растительность, почвенный покров и др.), а служит постоянной ареной взаимоотношений человека и природы.

Экологические функции почв и земель и управление их качеством

Поскольку система оценки, нормирования и управления качеством всех указанных в природоохранном законодательстве компонентов окружающей среды базируется на представлениях о реализации ими своих экологические функций, возникла необходимость в официальной трактовке этого понятия, в том числе для почв и земель.

Представление об экологических функциях почв получило развитие в отечественной научной литературе [4-6]. Оно нашло так же отражение в отдельных законодательных документах [7]. В то же время, на региональном и федеральном уровне еще не дана характеристика экологических функций земель, как самостоятельных территориальных образований, что вызывает определенные проблемы в практике природопользования и охраны окружающей среды.

Не вызывает сомнения, что введение понятий «почва» и «земля» в систему управления качеством окружающей среды должно базироваться на твердой теоретической основе.

В то же время, с целью упрощения процедуры введения новых понятий в управленческую практику специалисты, как правило, ориентируются на сложившиеся прецеденты применения в научной и правовой сфере соответствующих терминов и определений. Приведем некоторые из этих определений с целью найти в них экологическую характеристику почв и земель, дающую представление об их экологических функциях, с выходом на вопросы экологического нормирования и управления.

Почва

В фундаментальных работах отечественных почвоведов В.В. Докучаева [8] и Г.В. Добровольского [4] разнообразие экологических функциях почв, рассматривается в их внутреннем и внешнем проявлении.

Внутреннее проявление экологических функций – выражается в формировании внутреннего биогеоценатического мира почв.

Внешнее – характеризуется взаимодействием почв с сопредельными природными средами (атмосферный воздух, водные среды, недра и др.), с учетом природных особенностей территории и рельефа.

В настоящее время, на основании научных представлений о внутреннем и внешнем функционировании почв, строится современная система экологической оценки и нормирования почв, в частности: регулирование уровня внутреннего биоорганического потенциала почв и регулирования внешнего взаимодействия почв с сопредельными природными средами, т.е. транслакационная составляющая экологического нормирования [9].

Примером учета такой полифункциональности почв при создании системы экологического нормирования может служить разработка известных нормативов: предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в почвах (ПДК), допустимое остаточное содержание нефти в почве (ДОСНП), класса опасности отходов для окружающей природной среды и др.

Как уже отмечалось, в отдельных законодательных актах представление об экологических функциях почв, получило официальное звучание, раскрывающее в той или иной форме разностороннюю направленность экологического функционирования почв в природном комплексе земель. Так в законе «О городских почвах» под экологическими функциями почв понимается способность почв обеспечивать произрастание травянистой и древесно-кустарниковой растительности, жизнедеятельность почвенных организмов, поддерживать биоразнообразие, поглощать загрязняющие вещества и предотвращать их проникновение в сопредельные природные среды [7].

Земли

Мы предлагаем рассматривать экологические функции земель, как совокупность экологических

функций всего сложившегося на территории земель природного комплекса, состоящего из набора отдельных компонентов окружающей среды.

На землях конкретных территориальных образований, как правило, сосредоточен вполне определенный набор компонентов окружающей среды. Соответственно совокупное проявление экологические функции сложившегося набора компонентов природного комплекса рассматриваемого земельного участка носит оригинальный, неповторимый характер, зависящий от особенностей входящих в него компонентов окружающей среды с учетом конкретных природных условий, рельефа и вида использования территории.

Связующим звеном всех представленных в природном комплексе земельного выдела компонентов окружающей среды служит почва, что проявляется в процессе реализации присущих ей экологических функций.

Понятие *земля* имеет широкое толкование, начиная от Земли как планетарного образования (планета Земля) до земель конкретного государства (Россия), земель регионов (республик, краёв и областей) и муниципальных образований (районов и населённых пунктов) государства и заканчивая элементарным земельным участком, учтённым в установленном порядке в государственном кадастре недвижимости.

Приведем несколько официальных определений «земли» и «земельного участка» в которых, в той или иной мере, отражено описанное выше экологическое содержание.

Земля – важнейшая часть окружающей природной среды, характеризующаяся пространством, рельефом, климатом, почвами, растительностью, недрами, водами, являющаяся местом расселения, главным средством производства в сельском и лесном хозяйстве, а также пространственным базисом для размещения объектов материальной культуры, включая предприятия и организации всех отраслей народного хозяйства [10][1].

Для понятия земельный участок известно несколько определений, изменения в которых характеризуются изменениями в «генеральной линии» государственной земельной политики, заключающейся в повышении значения местоположения и правовых характеристик земельного участка и практически полным пренебрежением к характеристикам природного качества земель.

Земельный участок – «часть поверхности земли (в том числе поверхностный почвенный слой), границы, которой описаны и удостоверены в установленном порядке уполномоченным государственным органом, а также все, что находится над и под поверхностью земельного участка, если иное не предусмотрено федеральными законами о недрах, об использовании воздушного пространства и иными федеральными законами» [11]. Это определение сейчас в связи с отменой данного закона не является официальным. Упоминающиеся в определении федеральные законы о недрах, о воздушном пространстве и иные федеральные законы носят преимущественно хозяйственно-ресурсный характер и не раскрывают в полном объеме экологическую характеристику земельного участка.

Земельным кодексом РФ в момент его принятия было установлено: «*земельный участок* как объект земельных отношений – часть поверхности земли (в том числе почвенный слой), границы которой описаны и удостоверены в установленном порядке».

В редакции Земельного кодекса РФ от 2008 г. из понятия земельного участка исключён почвенный слой: «земельным участком является часть земной поверхности, границы которой определены в соответствии с федеральными законами».

Приведенные определения земель имеют выраженную хозяйственно-ресурсную и землеустроительную направленность. Тем не менее, они изложены в современных нормативных документах и являются официальными.

Ориентируясь на эти определения и стоящие перед нами цели по усилению роли природной составляющей в управлении качеством земель, необходимо сформулировать и узаконить представление об их экологической оценке, основных экологических функциях, а так же подходах к экологическому нормированию.

Практическая ценность закрепления за землями правового статуса самостоятельных компонентов окружающей среды заключается в возможности совокупной экологической оценки и регулирования (уравновешивания) комплексной антропогенной нагрузки на конкретную территорию (земельный участок). В настоящее время этому направлению уделяется особое внимание при подготовке новой редакции раздела экологического нормирования в Федеральном законе «Об охране окружающей среды» и подготовке законопроектов «О накопленном экологическом ущербе» и «Об охране почв». В какой-то степени такой подход закреплен в Законе г. Москвы «О городских почвах» [7].

[1] Это определение 1985 г. верно и сейчас, за исключением того, что хозяйство уже не народное.

Начальным, или элементарным, звеном в ряду рассматриваемых территориальных выделов земель следует считать территорию земельного участка. Очевидно, с экологической характеристики и оценки земельного участка следует начинать изучение земель как самостоятельного компонента окружающей среды.

На основании приведенных выше официальных определений, данных понятию «земельный участок», можно сделать вывод, что экологическая характеристика земельного участка предполагает наличие информации об экологическом состоянии всех компонентов окружающей среды, представленных в пределах его границ, а так же над и под его территорией. То есть, речь идет о суммарной экологической оценке всего природного комплекса, входящего в состав изучаемого земельного участка и факторов суммарной антропогенной нагрузки на площадь земельного участка.

В современной научной, нормативной и правовой документации не сформулировано определение экологических функций земель как самостоятельного компонента окружающей среды. В самом общем виде предлагается следующее определение.

Экологические функции земель – способность земель, как отдельного территориального образования и самостоятельного комплексного компонента окружающей среды осуществлять функционирование сложившегося в границах этого образования (земельного участка) уникального природного комплекса и взаимодействие с сопредельными природными средами и территориями с учетом специфики природных условий и рельефа местности при всех вариантах землепользования и антропогенной нагрузки.

Таким образом, при управлении и экологическом нормировании земель, речь идет о регулировании экологического качества заключенного в рамки конкретного земельного участка уникального природного комплекса, включающего почвы, воды, недра и т.д. в совокупном или комплексном выражении.

Такое представление об экологической оценке и экологическом функционировании земель позволяет, в частности, решить в едином ключе давнюю проблему комплексной экологической оценки и нормирования отдельных территорий.

В свою очередь, на основании установления совокупных (комплексных) норм качества земель, могут быть определены нормы допустимого антропогенного воздействия и нагрузки на них. Например, предельно допустимые выбросы в атмосферу (ПДВ), предельно допустимый сброс в водные среды и на рельеф местности (ПДС), предельно допустимые лимиты образования и размещения отходов (ПДЛОРО) и др. Антропогенная нагрузка, произведенная на отде льные природные среды (воздух, вода и т.д.) в совокупном виде проецируется на поверхность земельного участка и регулируется на основании допустимого экологического качества территории этого участка.

Поддержание определенного благоприятного баланса в системе: экологическое состояние окружающей среды – антропогенное воздействие («состояние-воздействие»), достигается путем определения уровня допустимого совокупного экологического состояния конкретной территории и установления на этой основе допустимой совокупной антропогенной нагрузки на нее.

Допустимое совокупное экологическое состояние природного комплекса территории земельного участка устанавливается путем свертывания информации об экологических нормах, входящих в природный комплекс компонентов окружающей среды с учетом природных условий и видов хозяйственного использования территории.

Допустимая совокупная антропогенная нагрузка на земельный участок представляет собой допустимую разница между фоновым и сложившемся в результате землепользования состоянием окружающей среды конкретного земельного участка (*рис. 1*).

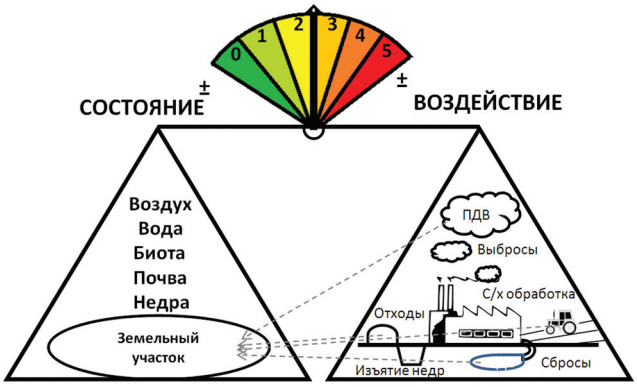


Рис. 1. Схема экологического равновесия или баланса в системе «состояние-воздействие».

Комплексная оценка земель производится с учетом всех, представленных в рамках земельных выделов природных сред. Отсюда появляется потребность не только в земельном кадастре и почвенной бонитировке, но и в кадастре и бонитировке других компонентов окружающей среды [12, 13].

Оценка экологического состояния земель

Оценка экологического состояния природного комплекса земельного участка может быть

представлена в двух вариантах – по экологическому состоянию почвы, как единого, связующего все компоненты окружающей среды природного звена или при суммировании экологического состояния всех входящих в природный комплекс компонентов окружающей среды.

Согласно первому варианту по экологическому состоянию почв может быть охарактеризован и оценен весь природный комплекс земель в целом. Такой метод оценки земель широко применяется в практике землепользования. В качестве примера могут быть приведены отдельные официальные документы используемые в современных условиях в практике землепользования и охраны окружающей среды. К ним, в частности, могут быть отнесены «Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель» утвержденные в 1994 г. Роскомземом, Минприроды России, Минсельхозпродом России и согласованные с РАСХН.

Во втором случае, говоря об экологической оценке и нормировании отдельных территорий земель с учетом всех компонентов окружающей среды, входящих в их природный комплекс, необходимо отметить, что до настоящего времени в официальной природоохранной практике отсутствует единый методологический подход по реализации такой оценки.

В итоге, может быть подготовлен научно обоснованный нормативно-методический документ по проведению оценки экологического состояния земель различного уровня административно-территориального деления и видов хозяйственного использования.

В этом документе должны быть реализованы основные принципы экологической оценки и экологического нормирования каждого из компонентов окружающей среды, входящих в природный комплекс территорий земель (почвы, геологические среды, атмосферный воздух, природные воды, животный, растительный мир и др.) и способ свертывания значений экологических показателей в один суммарный показатель, характеризующий рассматриваемый территориальный выдел.

Примером такой комплексной оценки на основе свертывания информации об экологическом состоянии различных компонентов окружающей среды может служить опыт экологической оценки земель отдельного региона, в частности, Московской области [14] (*рис. 2*).

Принятие такого документа важно в связи с тем, что в процессе современного «корректирования» земельного законодательства проявляется тенденция снижения учёта экологического фактора в управлении земельными ресурсами. Так расширение территории Москвы на юго-восток области свя-

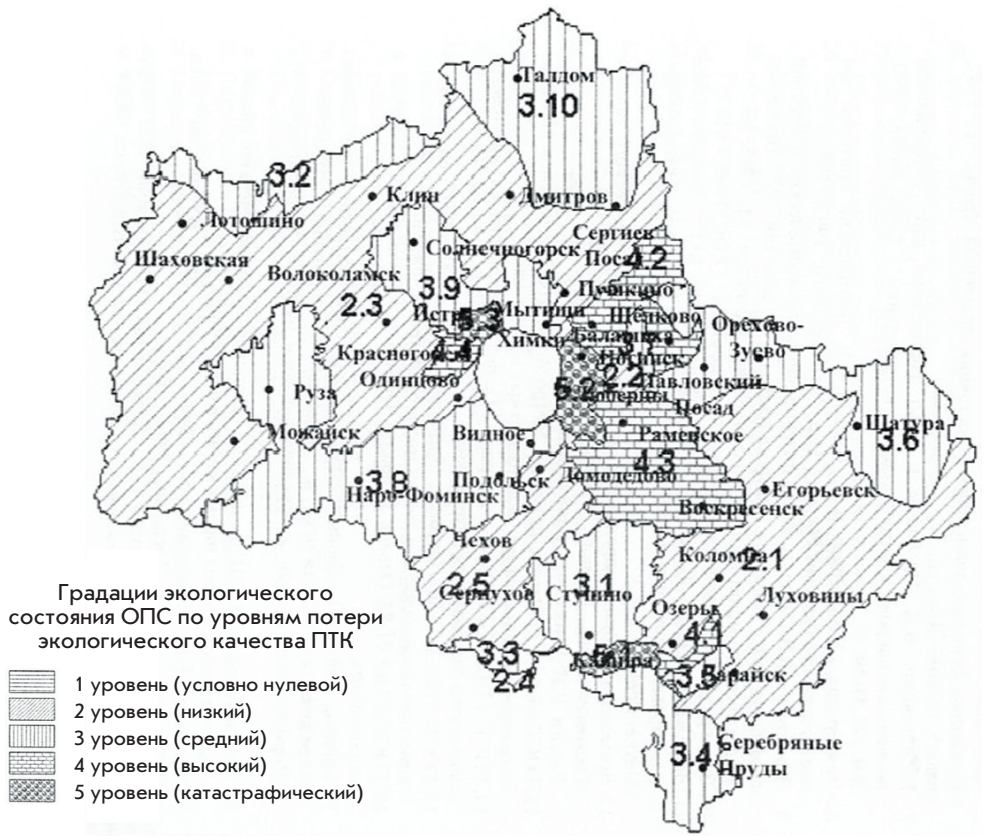


Рис. 2. ***Картосхема суммарного экологического состояния окружающей природной среды Московской области.***

зано с освоением под застройку земель отмеченных максимально высокими уровнями потери экологического качества почв и земель.

Анализ показывает, что имеются существенные пробелы в нормативном обеспечении учёта экологических факторов в управлении недвижимым имуществом, включая земельные ресурсы. В настоящее время информация экологического характера не является обязательной ни при осуществлении государственного мониторинга земель, ни при ведении государственного кадастра недвижимости, что в дальнейшем может негативно сказаться на состоянии почв, земель и иной недвижимости. Экологическая информация не предусмотрена в статье 7 «Состав сведений государственного кадастра недвижимости об объекте недвижимости» федерального закона [15].

В этой связи одной из важных перспективных задач развития государственного кадастра недвижимости представляется обогащение его сведениями экологического характера. Это вытекает из необходимости реализации важнейшего направления экологической деятельности в Российской Федерации, определяемого как «экология человека и места его проживания». Основная, фундаментальная информация о месте проживания граждан должна быть представлена в сведениях государственного кадастра недвижимости.

В качестве приоритетных мероприятий видится подготовка и утверждение нормативных актов, регламентирующих учёт экологического состояния соответствующих объектов в рамках ведения государственного кадастра недвижимости и государственного мониторинга земель [16]. Экологическая составляющая государственного кадастра недвижимости должна занять своё место в кадастровой информационной системе. Представляется важным и осуществление оценки и нормирования экологического состояния почв и земель в целях исчисления и компенсации вреда окружающей природной среде в результате землепользования, что также должно быть документально подтверждено в системах государственного кадастра недвижимости и государственного мониторинга земель. Наиболее рациональным будет введение специальных документов, в которых возможно отражать экологическое состояние объектов недвижимости, в первую очередь – земельных участков: экологического паспорта объекта недвижимости и экологического паспорта земельного участка. В них должно фиксироваться исходное состояние земель (недвижимости) и его текущие изменения, в результате чего государство или муниципальное образование получат мощный рычаг воздействия на землепользователей, недобросовестно относящимся к своим обязанностям по поддержанию качества земель. Одновременно и землепользователь получает правовые гарантии от неправомерных обвинений в экологических правонарушениях.

Подводя итог сказанному необходимо подчеркнуть, что современным законодательством страны почвы и земли определены как самостоятельные компоненты охраны окружающей среды и установлен приоритет сохранения почв и земель перед их использованием.

Практическое развитие указанного законодательством направления требует всестороннего научного развития теории экологического функционирования почв и земель, а так же разработки принципов и критериев экологической оценки и нормирования их экологического состояния.

Особенностью экологических функций почв служит их многообразие с выделением двух основных направлений: биогеоценотического (внутреннего), направленного на регулирование внутренней жизни почв и глобального (внешнего) – основанного на связи с другими компонентами окружающей среды (гидросфера, атмосфера, литосфера и др.).

Указанное многообразие в проявлении экологических функций почв свидетельствует об их особой связующей роли почв в функционировании всего природного комплекса, входящего в состав земельного участка и требует отдельного рассмотрения и введения в практику охраны почв в рамках самостоятельного закона «О почвах».

К специфическим особенностям экологических функций земель следует отнести их приуроченность к определенной территории. На этой территории формируется и поддерживается определенное экологическое равновесие сложившегося уникального природного комплекса при всех возможных вариантах антропогенного воздействия. По аналогии с почвами земли могут рассматриваться с позиции проявления их внутреннего и внешнего экологического функционирования.

Важным результатом рассмотрения земель, как самостоятельного компонента окружающей среды служит возможность в границах земельного участка провести общую экологическую оценку всего природного комплекса и использовать эту информацию в целях кадастровой оценки, землеустроительных работ, экологического и земельного мониторинга, контроля и экологической экспертизы.

Литература

1. Конституция РФ от 29.05.1992 // Российская газета, 1992.
2. ФЗ от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды».
3. Земельный кодекс РФ от 25.10.2001 № 136-ФЗ (ред. от 25.06.2012).
4. Добровольский Г.В. Экологическое значение почв в биосфере и жизни человека // Тр. Института экологического почвоведения, 2007. Вып. 8. – С. 5-23.
5. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экологические функции почв. – М.: Изд. Моск. ун-та, 1986. – 137 с.
6. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. – М.: Наука, 1990. – 259 с.
7. Закон города Москвы от 04.07.2007 № 31 «О городских почвах».
8. Докучаев В.В. Материалы по оценке земель Нижегородской губернии. Вып. I-XIV, 1882. – 86 с.
9. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование почв и управление их качеством // Почвоведение, 2011. № 5. – С. 582-596.
10. ГОСТ 26640-85. Земли. Термины и определения.
11. ФЗ от 02.01.2000 № 28-ФЗ (ред. от 04.12.2006) «О государственном земельном кадастре».
12. Приказ МПР России от 17.08.1995 № 326 «Об утверждении Временного положения о порядке формирования комплексных территориальных кадастров природных ресурсов и объектов».
13. Приказ МПР России от 28.12.2001 № 906 «О проведении комплексного обследования территории Российской Федерации».
14. Оценка экологического состояния почвенно-земельных ресурсов и окружающей среды Московской области / Под общ. ред. Г.В.Добровольского, С.А. Шобы. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 221 с.
15. ФЗ от 24.07.2007 № 221-ФЗ (ред. от 08.12.2011) «О государственном кадастре недвижимости».
16. Сизов А.П. Мониторинг земель сверхкрупного города-современные технологии, новые результаты // Геодезия и картография, 2009. № 10. – С. 36-41.

Сведения об авторах:

Яковлев Александр Сергеевич, д.б.н., проф., завкафедрой земельных ресурсов и оценки почв факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12, тел.: 8 (495)-939-44-19, тел. 8-495-939-44-19, e-mail: yakovlev_a_s@mail.ru.

Сизов Александр Павлович, д.т.н., проф., завкафедрой кадастра и основ земельного права Московского государственного университета геодезии и картографии, 105064, Москва, горохоский пер., 4, тел. 8 (495) 959-18-33, e-mail: ap_sizov@mail.ru.

УДК 574:502.175

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ: НА ПУТИ К ОБОБЩАЮЩЕЙ ТЕОРИИ

Е.Л. Воробейчик, д.б.н. Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург

Рассмотрены методологические проблемы нахождения предельно допустимых антропогенных нагрузок на экосистемы. Поставлена задача построения обобщающей теории экологического нормирования как частного случая регулирования управляющих воздействий на экосистемы. В наиболее общем виде сформулирован понятийный аппарат экологического нормирования и последовательность процедур нахождения экологических нормативов.

Ключевые слова: экологическое нормирование, нагрузки на экосистемы, воздействие на экосистемы, предельно допустимые антропогенные нагрузки.

Популярность понятия «экологическое нормирование» в отечественной научной литературе имела как положительные, так и отрицательные стороны. К положительным можно отнести привлечение интереса к данной проблеме представителей разных научных направлений, что способствовало широкому обмену мнениями, высветившему глубину вопроса, неоднозначность базовых понятий и неприемлемость простых решений. Отрицательной стороной, несомненно, стал значительный информационный шум из огромного числа публикаций, лишь косвенно или вовсе не относящихся к данному вопросу, и в которых слова «экологическое нормирование» выполняли лишь знаковую функцию. В последние годы, когда рассматриваемое направление стало учебной дисциплиной при подготовке не только студентов-биологов, но и технологов, экономистов и правоведов, ситуация только усугубилась

Логика развития науки убеждает в том, что в конечном итоге должна быть разработана единая теория эконормирования, объединяющая и существующие, и потенциально возможные варианты нормирования как частные случаи. Многочисленность теоретических работ дает основание говорить, что рассматриваемая область знания уже достигла того уровня, когда возможны обобщения такого рода. В данной работе мы обсуждаем ряд моментов, важных для разработки обобщающей теории эконормирования, а также попытаемся представить ее черновой эскиз.

Прежде чем перейти к реализации декларированных целей работы, сделаем два предварительных замечания. К настоящему времени выполнено очень много исследований, как теоретических, так и экспериментальных, которые прямо или косвенно можно отнести к рассматриваемому вопросу. Подробный обзор этих работ – отдельная задача, в разное время частично решенная ранее [1-3]. В данной статье мы не преследуем цели анализа публикаций по этой теме, что определило очень выборочное цитирование литературных источников.

Второе замечание связано с ограничением объема понятия «экологическое нормирование». Вне всяких сомнений, в широком смысле эконормирование – это комплексная проблема, лежащая на стыке многих научных дисциплин – классической и прикладной экологии, гигиены и охраны окружающей среды, экотоксикологии, экономики и права. Мы же будем рассматривать эконормирование только в определенном аспекте – как процедуру нахождения предельно допустимых экологических нагрузок на экосистемы. Соответственно, мы дистанцируемся от ряда вопросов, которые часто относят к этой сфере (например, в отечественной юридической литературе экологическое нормирование в первую очередь понимается как процедура установления законодательными органами эконормативов и как их применение на практике). В частности, мы не касаемся проблемы технологической достижимости нормативов, а также правовых и экономических вопросов их применения. Такое сужение рамок сделано умышлено: создание экологических нормативов и их применение в практике природопользования – это исключительно прикладная задача, о которой должны писать профессионалы в других областях – инженеры, правоведы, экономисты, социологи и политики, к которым автор себя никоим образом не причисляет.

Аксиоматика экологического нормирования

Создание любой теории начинается с определения базовых понятий и формулировки исходных утверждений, «внешних» по отношению к данной теории. Дадим дефиниции тем базовым понятиям, которыми будем оперировать в дальнейшем.

Объект экологического нормирования – экологическая система определенного пространственно-временного масштаба. В данном случае мы принимаем наиболее широкое определение экосистемы,

которое почти совпадает с общим определением любой системы: совокупность взаимодействующих живых и неживых элементов, обладающая определенной степенью общности и которую по некоторым критериям можно отделить от других таких же совокупностей (разница с общим определением системы заключается лишь в том, что в экосистему обязательно входят элементы живой природы). Объектами экономирования могут быть и вся биосфера, и целый континент, и конкретный биом, и небольшой участок леса, и территория города, и отдельная популяция конкретного вида, и среда обитания человека в узком смысле (жилище, производственные помещения и пр.). Расширительное понимание экосистемы удобно для наших целей, прежде всего, своей «безразмерностью».

Описание объекта – набор параметров (показателей, характеристик, индикаторов), который с необходимой степенью точности (определяемой, в свою очередь, пространственно-временным масштабом и целями нормирования) характеризует структуру и функционирование объекта нормирования.

Состояние объекта – описание объекта в определенный момент времени, т.е. конкретные значения набора параметров описания, которые задают положение объекта в пространстве возможных значений.

Внешняя среда – совокупность агентов воздействия на объект нормирования. Примеры агентов воздействия: промышленные выбросы / сбросы от локального источника загрязнения; глобальные и региональные атмосферные выпадения; транспортные средства, приводящие к механическим нарушениям почвенно-растительного покрова; люди (охотники и собиратели), изымающие определенную долю продукции популяций охотничьих животных или лекарственных растений.

Управляющее воздействие – любое изменение внешней среды, которое осуществляет субъект управления (преднамеренно или непреднамеренно) и которое приводит (или может привести в будущем) к изменению состояния объекта экономирования.

Субъект управления – совокупность лиц, принимающих решения об управляющих воздействиях на объект нормирования.

Субъект оценки – совокупность лиц, выносящих суждение о качестве объекта нормирования. Субъектами оценки могут быть эксперты-ученые, чиновники природоохранных ведомств, либо просто старушки у подъезда, рассуждающие об «ухудшении экологии». В разных ситуациях субъекты оценки и субъекты управления могут не перекрываться, частично перекрываться или полностью совпадать.

Субъект использования – совокупность лиц, потребляющих ресурсы, которые предоставляет объект экономирования. Субъект использования также в разных сочетаниях может совпадать с субъектами оценки и управления.

Оценка качества – суждение субъекта оценки о состоянии объекта экономирования с точки зрения выполнения им определенных функций (т.е. обеспечения совокупности «благ и полезностей»), необходимых для благополучия субъекта использования в настоящем или будущем. Качество должно измеряться, по крайней мере, в порядковой шкале; другими словами, градации качества должны быть ранжированы в возрастающий или убывающий ряд.

Нормальное состояние (норма) объекта нормирования – часть области пространства возможных состояний, в пределах которой реализуется удовлетворительное качество объекта. Оставшуюся часть области пространства возможных состояний, т.е. не относящуюся к нормальному состоянию, можно обозначить как патологическое состояние объекта нормирования, а можно подразделить на несколько частей, различающихся степенью патологичности.

Цель (критерий) экологического нормирования – выбранные субъектом оценки свойства (параметры, инварианты) объекта экономирования, для сохранения которых разрабатываются экологические нормативы.

Экологическая нагрузка – такое изменение внешней среды, которое приводит или может приводить к ухудшению качества объекта, т.е. к нежелательным с точки зрения субъекта оценки изменениям в его состоянии.

Экологическое нормирование – нахождение граничных значений экологических нагрузок для того, чтобы можно было установить ограничения для управляющих воздействий на объект нормирования при которых достигаются цели нормирования.

Предельно допустимая экологическая нагрузка (ПДЭН) – это максимальная нагрузка, которая еще не вызывает ухудшения качества объекта нормирования, т.е. еще не выводит систему из области нормального состояния.

Экологический норматив – обязательное для субъектов управления (т.е. законодательно установленное) ограничение экологических нагрузок. В идеальном случае экологический норматив должен совпадать с ПДЭН, но поскольку экономатив

учитывает привходящие «политические» обстоятельства (технологическая достижимость, стоимость, социальные издержки и т.п.), эти две категории не совпадают.

Итак, мы сформулировали понятийный аппарат экономирования в самом общем виде. Схема логического соподчинение категорий, совокупность которых, на наш взгляд, формирует «замкнутую» и стройную систему, представлена на *рис. 1*.

Теоретически, можно было бы построить и другую систему понятий экономирования (в частности, базируясь на категории экориска; впрочем, нормирование – это частный случай оценки риска, когда останавливаются только на одном, допустимом, его значении). В этом отношении представленная система понятий, как и любая другая, неизбежно носит субъективный (авторский) характер, что безусловно необходимо учитывать при ее оценке. Заметим также, что гигиеническое нормирование при предложенном подходе рассматривается как частный случай экологического, когда в качестве реципиента воздействия рассматривается только человек и соответствующим образом выбраны цели (здоровье населения с учетом последствий для последующих поколений), масштабы и объекты (производственные помещения, селитебные территории и т.д.) и способы анализа дозовых зависимостей (лабораторные эксперименты).

Совершенно очевидно, что каждое из базовых понятий можно наполнить очень разным содержанием. Собственно, как это будет обсуждаться ниже, именно разные варианты их конкретизации порождают все разнообразие существующих подходов к экономированию.

Из приведенной системы базовых понятий вытекает несколько простых, но достаточно важных следствий.

Первое следствие: экономирование – это частный случай регулирования управляющих воздействий, касающийся только определенного класса воздействий, а именно тех, которые могут снизить качество объекта. Другой частный случай регулирования – оптимизация, цель которой улучшить качество объекта управления.

Второе следствие: экономирование имеет смысл только тогда, когда существует причинно-следственная связь между экологической нагрузкой и состоянием (качеством) объекта нормирования. Другими словами, нормировать можно только те воздействия, которые приводят или потенциально могут приводить к ухудшению качества объекта. Бессмысленно нормировать воздействия, которые не оказывают влияния на объекты.

Третье следствие: нормировать можно только те изменения внешней среды, которые прямо или косвенно индуцирует субъект управления; бессмысленно нормировать естественно обусловленные изменения внешней среды.

Субъект оценки: биоцентризм или антропоцентризм?

Прежде чем двигаться дальше, отдельно остановимся на чрезвычайно важном для экологического нормирования методологическом аспекте,

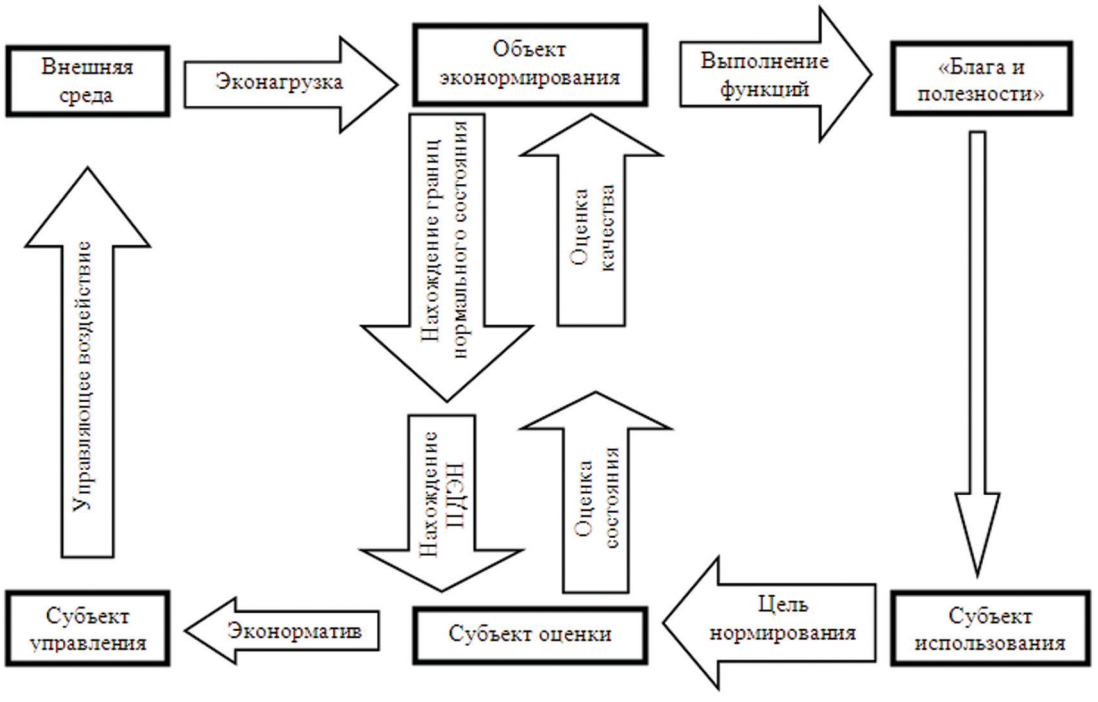


Рис. 1. ***Соподчинение основных понятий экологического нормирования.*** В прямоугольниках – объекты и субъекты, стрелки – действия и связи.

связанном с ответом на вопрос «кто может выступать субъектом оценки?» С одной стороны, ответ на него прост и дан в приведенном выше определении этого понятия, с другой – достаточно сложен и отягощен грузом мешающих эмоций. Существует очень много публикаций с пространными рассуждениями о биоцентризме и биоэтике, в которых зафиксировано категорическое несогласие с тезисом, что единственным субъектом оценки может быть только человек, а оперирование «точкой зрения природы» лишено смысла (впрочем, нередко упомянутые публикации имеют большее отношение к изящной словесности, чем собственно к экологии).

Наиболее часто эконормирование выдвигают как альтернативу гигиеническому нормированию, разработанному для защиты человека. Рассуждения, обосновывающие необходимость такой замены, обычно сводятся к следующему. Гигиеническое нормирование ставит в центр только интересы человека и не учитывает интересы природы; практика применения гигиенического нормирования к защите природных экосистем привела к их повсеместной деградации, примеры чего многочисленны; следовательно необходимо разработать другой подход к нормированию, который бы ставил в центр интересы природы; следовательно, необходимо заменить продемонстрировавший свою несостоятельность антропоцентризм на биоцентризм. В такой цепочке рассуждений присутствует распространенная логическая ошибка – подмена понятий: человек как субъект оценки подменяется человеком как объектом защиты, а антропоцентризму приписывается учет только чисто утилитарных потребностей. Действительно, гигиеническое нормирование понимает среду обитания человека очень узко и не направлено на защиту природных экосистем; поэтому необходима его замена (вернее, поглощение) экологическим нормированием.

Еще на ранних этапах развития экологического нормирования Н.С. Строганов [4] предложил очень важный принцип соответствия: экосистема всегда стремится соответствовать внешним условиям, поэтому для нее нельзя указать объективную биологическую норму и, соответственно, патологию. Внутри экосистемы не может быть субъекта оценки ее качества, такой субъект может быть только вне ее; вернее, внутри экосистемы субъектов оценки бесконечно много и их «суждения» о качестве не совпадают, а часто противоположны; только человек может преодолеть неразрешимое противоречие оценок. Таким образом, только явно постулируемый антропоцентризм дает возможность предметного рассмотрения критериев оценки качества экосистемы. Однако заметим, что принятие антропоцентризма не означает упрощенного его толкования: человек должен учитывать не только утилитарно-ресурсные функции экосистем, но и биосферно-средовые.

Общая схема экологического нормирования

В наиболее общем виде схема эконормирования, отражающая последовательность процедур, приводящих к получению экологических нормативов, может быть представлена как совокупность двух контуров – «внешнего» и «внутреннего» (*рис. 2*).

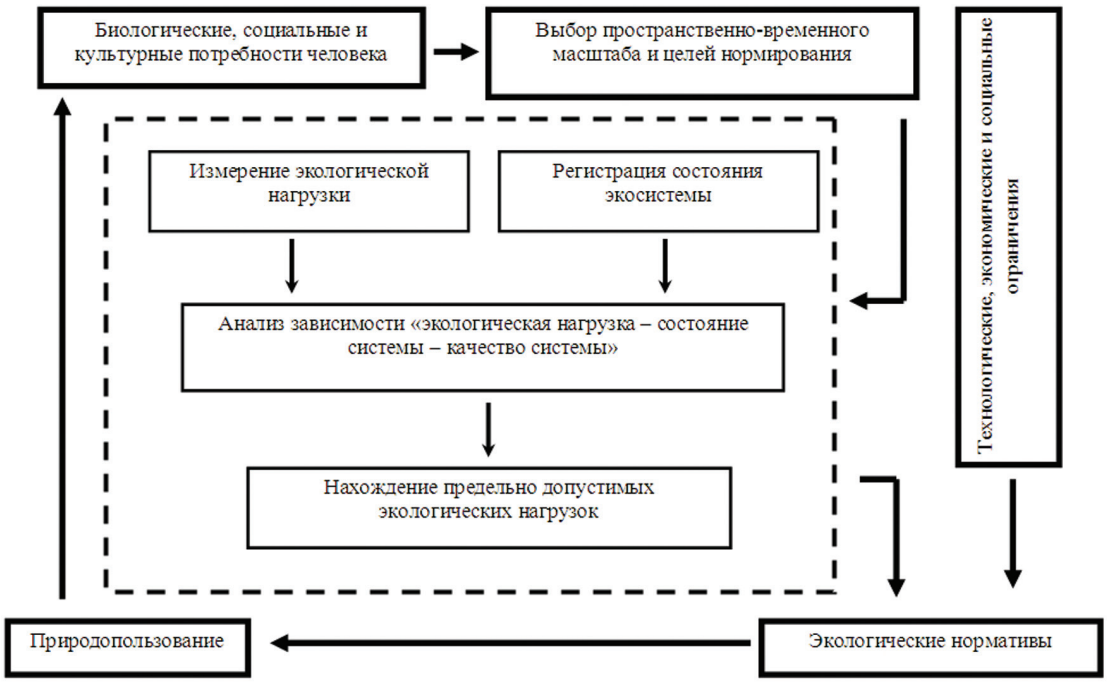


Рис. 2. ***Общая схема экологического нормирования.*** Элементы «внешнего контура» показаны жирной линией, «внутреннего контура» – пунктиром.

Первый контур задает исходную («внешнюю» по отношению к процедуре нормирования) информацию для разработки нормативов: это определенный «социально-экономический заказ» и обратная связь для оценки его выполнения. Эта информация определяет выбор пространственного и временного масштабов (локального, регионального, глобального) и критериев нормирования, фактически, дающих ответ на вопрос «что сохранять с помощью нормативов?» (среду обитания человека, девственную природу, экосистемы с максимальной продукцией, экосистемы с определенной структурой и пр.). Выбор масштаба и критериев задает конкретный набор параметров биоты и нагрузок.

Второй контур – это собственно процедура определения эконормативов, центральный этап которой – анализ зависимостей «экологическая нагрузка – состояние экосистемы – качество экосистемы». ПДЭН – это граница, разделяющая все множество возможных состояний на два качественно различающихся подмножества – допустимых и недопустимых. Как указывалось выше, ПДЭН и экологический норматив – это разные вещи понятия. Последний, выступая непосредственным управляющим звеном в практике природопользования, должен учитывать существующую реальность, т.е. экономические, технологические и социальные ограничения, которые входят во «внешний» контур и могут препятствовать снижению нагрузок до предельно допустимых.

Базовая модель экологического нормирования

Перейдем к более формализованному описанию внутреннего контура экологического нормирования. Задача нахождения нормативов сводится к решению системы двух уравнений, которую мы обозначили как «базовая модель экологического нормирования»:

$$z = f_2(Y),$$
$$Y = f_1(X),$$

где z – качество экосистемы; Y – набор параметров, описывающих состояние экосистемы; X – набор параметров, описывающих нагрузки на экосистему; f_1 – функция, описывающая зависимость состояния экосистемы от нагрузок; f_2 – функция, описывающая зависимость качества экосистемы от ее состояния. Другими словами, мы разбили зависимость «нагрузка – состояние – качество» на две части – «нагрузка – состояние» и «состояние – качество».

Подчеркнем принципиальное различие в размерности величин, входящих в базовую модель. Оценка состояния экосистемы – это одномерная величина с очень небольшим количеством градаций (от двух-трех до пяти-семи) на шкале «хорошо-плохо»; состояние экосистемы и нагрузки на нее описываются существенно многомерным (порядка 10^1-10^3) набором переменных.

Установить величину ПДЭН – это значит определить такие значения экологических нагрузок Y^*, при которых сохраняется определенное состояние экосистемы X^*, которому соответствует некоторое граничное значение оценки качества экосистемы z^* (оно обычно выражается словами «хорошо» или «удовлетворительно»).

Обратим внимание на следующий ключевой момент. Решение системы уравнений базовой модели возможно тогда и только тогда, когда функции f_1 или f_2 имеют качественные переходы (т.е. точки перегиба). Другими словами, либо функция f_1, либо функция f_2 должна быть нелинейной, что позволило бы определить область качественного перехода. В данном случае, нелинейность означает неравномерное изменение скорости, когда в определенной области плавные изменения параметра сменяются более быстрыми.

Поясним сказанное схемой (*рис. 3*), на которой зависимости «нагрузка – состояние» и «состояние – качество» расположены зеркально друг относительно друга. Если функция f_1 нелинейна (*рис. 3а*), то ПДЭН находится «автоматически» восстановлением перпендикуляра на ось нагрузок, а функция f_2 нужна только для задания «правильного» направления этой оси. Если функция f_1 линейна (т.е. в природе нет «истинной» нелинейности), тогда нелинейность должна быть введена «искусственно» (*рис. 3б*) через функцию f_2. Другими словами, должны быть найдены причины, по которым одну градацию качества можно признать принципиально отличающейся от другой. В частности, это может быть реализовано с использованием нелинейных функций желательности.

Если обе функции линейны (*рис. 3в*), решение задачи нормирования теряет смысл, поскольку в таком случае ни одно из значений нагрузок не имеет преимущества перед другими и, следовательно, любое значение может быть принято в качестве ПДЭН (равнозначность любых значений нагрузки при линейных функциях можно сравнить с ситуацией, когда портной спрашивает у дамы, не имеющей достаточных оснований, чтобы похвастаться стройностью – «Где будем делать талию?»).

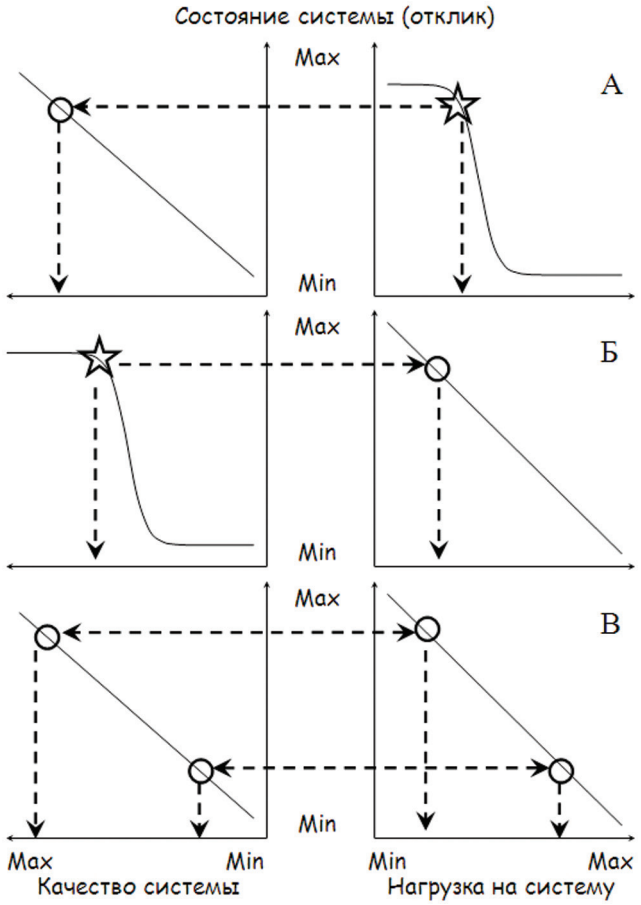


Рис. 3. ***Разные варианты нахождения ПДЭН в рамках базовой модели экономирования*** *(пояснения в тексте).* Обозначения: звездочка – критическая точка зависимости; окружность – значение, восстановленное по другой зависимости.

Варианты экологического нормирования – выборы и упрощения базовой модели

При всей кажущейся простоте, базовая модель экономирования порождает практически бесконечное разнообразие конкретных вариантов нахождения предельных нагрузок. В первую очередь, это разнообразие связано многомерностью набора переменных, описывающих состояние экосистемы и нагрузки на нее. Соответственно, конкретизируя (т.е. в определенном отношении упрощая) тем или иным способом общую формулировку задачи, исследователь выбирает (или изобретает) определенный вариант нормирования. Другими словами, любой конкретный вариант нормирования – это вариант упрощения базовой модели.

Конкретизация должна касаться выборов возможных вариантов в рамках как внешнего, так и внутреннего контура. В первом случае должны быть выбраны: 1) цели нормирования; 2) объект нормирования; 3) пространственный и временной масштабы нормирования. Упрощение базовой модели должно идти по четырем направлениям: 1) снижение размерности при описании состояния экосистемы y; 2) снижение размерности при описании нагрузок на экосистему x; 3) параметризация функции f_1; 4) параметризация функции f_2.

Внешний контур

Выбор целей нормирования. Первый шаг к формированию системы критериев нормирования – подробное рассмотрение всех тех «благ и полезностей» («nature's goods and service»), которые человек получает от природы. Данный вопрос рассматривается в разных научных направлениях, но, вероятно, наиболее подробно разработан в экологической экономике [5, 6].

Логично принять деление экосистемных функций на три крупные группы: 1) биосферно-средовые – вклад в устойчивое функционирование экосистем более высокого ранга вплоть до биосферы в целом; соответственно обеспечение существования человека как биологического вида и обеспечение материальных условий для его производства; 2) утилитарно-ресурсные – прямое использование природных биоресурсов в хозяйственной деятельности; 3) социокультурные – обеспечение существования человека как социального существа. В *табл. 1* дана конкретизация этих групп, хотя список представ-

Таблица 1

Функции экосистем *(по [5] с изм.)*

Биосферно-средовые	*Утилитарно-ресурсные*	*Социокультурные*
1. Регуляция химического состава атмосферы (баланс углекислого газа и кислорода; уровень озона, диоксида серы, парниковых газов). 2. Регуляция климата (температура, атмосферные выпадения и другие климатические параметры на глобальном и региональном уровнях). 3. Регуляция нарушений (способность гасить флуктуации окружающей среды; защита от штормов, контроль наводнений, восстановление после засух). 4. Водная регуляция (регуляция гидрологических потоков). 5. Почвообразование (выветривание горных пород, аккумуляция органического вещества, образование почв). 6. Контролирование эрозии и удержание твердых осадков (предотвращение потерь почвы от ветровой и водной эрозии). 7. Циклы биогенов (сохранение и обогащение биогенами; фиксация атмосферного азота, циклы азота, фосфора и других биогенов). 8. Переработка отходов (удаление или разложение ксенобиотиков; переработка отходов, детоксикация).	9. Обеспечение водой (обеспечение водой для сельскохозяйственных, промышленных, транспортных потребностей). 10. Производство пищи (продукция, потребляемая как пища: рыба, охотничья фауна, урожай культур, орехи, фрукты, ягоды). 11. Техническое сырье (древесина, топливо, корм для скота и пр.). 12. Генетические ресурсы (источник уникальных биологических материалов и продуктов; медицина, продукты для научных целей, гены устойчивости к растительным патогенам и сельскохозяйственным вредителям, декоративные виды). 13. Биологический контроль (трофическая регуляция популяций; ключевые хищники контролируют виды жертв, уменьшение нагрузки от травоядных высшими хищниками). 14. Опыление (обеспечение репродукции растительных популяций). 15. Рефугиумы (питомники, местообитания для мигрирующих видов, региональные местообитания для локально промышляемых видов).	16. Рекреация (экотуризм, спортивное рыболовство и другая активность). 17. Культурные потребности (эстетическая, художественная, образовательная, духовная и научная ценность экосистем).

ленных экосистемных функций нельзя считать исчерпывающим.

Давно осознано [7], что невозможно требовать выполнения всех функций всеми экосистемами одновременно (особенно в локальном масштабе). Отсюда следует, что цели эконормирования в разных ситуациях различаются. Операционально цели задаются тем, какими из экосистемных функций можно пренебречь или «пожертвовать», а какие должны быть сохранены обязательно.

Ответы на вопрос «что можно, а что нельзя изменять в экосистеме?» могут быть расположены в следующий убывающий ряд: 1) «нельзя изменять ничего по сравнению с существующим состоянием» (заповедные территории, для которых в первую очередь важна ненарушенность); 2) «можно изменять многое, но при сохранении определенных инвариантов (продукция, структура)»; 3) «можно изменять все, но при максимизации определенной функции» (примеры таких природно-искусственных экосистем – агроценозы, цель создания которых – достижение максимальной продукции); 4) «можно изменять все, но при сохранении физико-химических параметров среды в определенных пределах, пригодных для человека» (примеры таких искусственных экосистем – города, производственные помещения).

Выбор объекта и масштаба. Традиционно пространственный масштаб нормирования разделяют на локальный (10^1-10^4 м^2), региональный (10^6-10^{10} м^2) и глобальный (10^{12}-10^{14} м^2). Временные масштабы также сильно различаются – от минут до десятилетий. Пространственный и временной масштабы, безусловно, связаны друг с другом, но эта связь неоднозначна: одному пространственному масштабу может соответствовать спектр временных.

Исходя из масштабов рассмотрения различаются и объекты: в локальном масштабе – это элементарные водосборные бассейны, экосистемы ранга биогеоценоза, в региональном – экосистемы ранга крупных регионов, видовые популяции, в глобальном – биомы, вся планета. Специфичны масштабам и параметры, которыми можно описать состояние систем и нагрузки на них: в локальном – разнообразие, структура и продукция биотических сообществ, локальное поступление поллютантов, в региональном – состояние критических ландшафтов, уровень региональных выпадений поллютантов, соотношение площадей экосистем с разной степенью нарушенности, в глобальном – планетарные параметры (глобальная температура, толщина озонового слоя, концентрация углекислого газа в атмосфере, альбедо).

В эконормировании, как и в других областях экологии, существует проблема, связанная с инди-

видуальностью объектов (особенно в локальном масштабе). Строго говоря, любой природный объект уникален, поэтому экологические нормативы должны разрабатываться для каждого конкретного объекта. Иногда действительно так поступают (например, для конкретных охраняемых территорий), но в подавляющем большинстве случаев это нереально и речь идет не собственно об объектах, а о типах объектов.

Типология может быть различна как по своим основаниям, так и по количеству иерархических уровней (например, лесные экосистемы – лиственные леса – березовые леса – березовый лес разнотравный). Для эконормирования, во-первых, важно, чтобы был выбран в определенном отношении оптимальный (не слишком высокий, но и не слишком низкий) уровень иерархии, а во-вторых, в использованной типологии учитывались свойства, связанные с устойчивостью системы (т.е. в пределах определенного типа объекты должны быть относительно однородны по устойчивости к рассматриваемым нагрузкам). Для локального уровня типологию задает и более высокий пространственный масштаб, определяющий необходимость учета природной зональности.

Внутренний контур

Упрощение первое – индексы нагрузки. Для ряда простых случаев вопрос о том, что считать мерой нагрузки не вызывает сложностей. К их числу можно отнести загрязнение каким-либо одним поллютантом (тогда мерой нагрузки выступает его содержание в депонирующих средах) или какой-либо «простой» вид механического воздействие (например, вытаптывание). Однако такие случаи достаточно редки: чаще всего на экосистему одновременно действует много разных нагрузок; наиболее сложный вариант – многокомпонентное загрязнение, включающее многие десятки отдельных поллютантов.

Эффективное оперирование существенно многомерной информацией невозможно, что в конечном итоге связано с физиологическими ограничениями человеческого восприятия. Разработка экономативов для каждого конкретного поллютанта в случае многокомпонентного загрязнения (особенно с учетом возможной констелляции действующих факторов), чаще всего нереальна. Поэтому необходимо снижение размерности, что достигается использованием различных процедур свертывания информации (фиктивные переменные как результат использования многомерных методов, индексы нагрузки, реакции биотестов как физическая модель оценки токсичности многих поллютантов).

Максимальное свертывание информации достигается в случае индексов – специально сконструированных агрегационных функций (простая средняя арифметическая, средневзвешенная арифметическая, средняя геометрическая, максимальное/минимальное значение и др.), переводящих набор параметров в одномерную величину [8, 9]. Выбор конкретной формы индекса, а также набора параметров, на которых он базируется, в значительной степени произволен; часто он основывается на интуиции исследователя и традиции научной школы, к которой он принадлежит, чем имеет рациональное обоснование. Впрочем, возможны и формализованные процедуры выбора индексов, базирующиеся на сравнении их свойств. Наиболее важная проблема при агрегации заключается в том, чтобы при усреднении (и неизбежном добавлении шума) не был потерян искомый сигнал.

Упрощение второе – индексы состояния биоты. Вопросы адекватного описания состояния биоты обычно рассматриваются в рамках проблемы экологических (биологических) индикаторов, которой посвящена обширная и труднообозримая литература. Проблема свертывания информации в этой области еще более актуальна, чем при описании нагрузок, поскольку количество параметров, которыми можно описать состояние биоты, чрезвычайно велико.

Подходы к свертыванию информации также во многом аналогичны [1], за исключением того, что большее значение имеет не столько форма индекса, сколько формирование набора информативных параметров.

Параметризация зависимости «нагрузка – состояние». Исходная информация для параметризации зависимости состояния экосистемы от нагрузок (т.е. для оценки коэффициентов уравнения регрессии «нагрузка–состояние») может быть получена с помощью пяти групп методов:

1) эксперименты с математическими (имитационными) моделями (прежде всего, подразумевают наличие таких моделей, которые бы в определенном отношении могли заменить саму экосистему; однако их построение – крайне сложная и поэтому очень редко реализуемая задача, требующая почти «полного» знания о закономерностях функционирования экосистемы);

2) активные натурные эксперименты с экосистемами (например, внесение в природную среду определенных количеств поллютантов; моделирование рекреационной нагрузки разным количеством

проходов по тропинкам; установка источника гамма-излучения и т.д.);

3) пассивные натурные эксперименты (анализ изменений экосистем в уже существующем градиенте нагрузки, например, регистрация параметров биоты на разном расстоянии от точечного источника эмиссии поллютантов);

4) лабораторные эксперименты с последующей экстраполяцией на условия природных экосистем (определение минимально действующих доз поллютантов для одного или нескольких видов и перенесение с определенным коэффициентом запаса найденных величин на уровень всей экосистемы);

5) экспертные оценки («неформальное» обобщение многолетних данных; перенесение с определенной корректировкой закономерностей, экспериментально полученных для других ситуаций, на рассматриваемую).

В этом ряду методов стоимость получения необходимой информации уменьшается сверху вниз, но в этом же направлении уменьшается ее точность и надежность (т.е. близость к истинному значению). Скорее всего, оптимальное соотношение затрат и точности достигается в середине этого ряда (сочетание пассивных натурных экспериментов и лабораторных экспериментов).

Конкретный вид аппроксимирующей функции (линейная, кусочно–линейная, экспоненциальная, логистическая и т.д.) можно выбрать по достаточно объективным критериям (например, с помощью критерия Акаике). Важно, чтобы количество точек, по которым строится траектория реакции экосистемы на нагрузку, было достаточным для корректной аппроксимации нелинейной функцией (нелинейную траекторию можно провести и по трем точкам, но надежность такой аппроксимации будет крайне низкой).

Параметризация зависимости «состояние–качество». Параметризация зависимости «состояние –качество» – это наименее разработанная и наиболее подверженная произволу исследователей область нормирования. Она осуществляется с помощью так называемых «функций желательности», исходная информация для конструирования которых может быть получена, фактически, только с помощью экспертных оценок. Хотя приемы организации процедуры получения и анализа экспертных оценок хорошо разработаны в статистике, ими чаще всего пренебрегают и единственным экспертом выступает сам исследователь.

В наиболее простом случае функция желательности линейна: требуется указать только «направление» оценки (например, более желательно состояние с большей или меньшей продукцией, с большим или меньшим разнообразием и т.д.). Собственно, в задачах нормирования (в отличие от биодиагностики) линейные функции желательности выполняют вспомогательную роль.

В более сложных вариантах могут применяться нелинейные функции желательности (например, функция Харрингтона). Строго говоря, если в базовой модели нормирования функция f_1 нелинейна, то использование нелинейной функции желательности – это явное умножение сущностей без необходимости.

Заключение

Научный фольклор гласит: различие между фундаментальной и прикладной наукой заключается в следующем: в первом случае делают то, что можно и так, как нужно, а во втором – то, что нужно и как только можно. При таком противопоставлении экономирование – это, безусловно, прикладное направление. Но это не означает, что оно может обойтись без добротного теоретического базиса.

Рассматривая разные точки зрения на проблему экономирования, крайне непродуктивно оперировать оценочными суждениями «хорошо» или «плохо», «правильно» или «неправильно». Одним из следствий наличия обобщающей теории должно быть признание того, что нет «плохих» и «хороших», «правильных» и «неправильных» подходов к установлению предельных нагрузок – есть подходы с разной областью приложимости, разными исходными посылками, преследующие достижение разных целей и базирующиеся на разных критериях. Соответственно, каждый из подходов должен занять «свое» место в общем здании единой теории.

Новые концепции нормирования не должны возникать ниоткуда подобно кроликам из шапки фокусника. Всегда необходимо понимать, что любая новая концепция – это частный случай общей теории. Соответственно, следует считать оптимальным, если бы каждый исследователь, предлагающий новый или модифицирующий уже существующий подход к экономированию, самостоятельно вписывал бы его в контекст общей теории, т.е. указывал бы ограничения (явные и скрытые) и последовательно отвечал на главные вопросы – «что нормируется?», «с какими целями?», «в каких пространственных и времен-

ных масштабах?», «как измеряются нагрузки?», «как описывается состояние биоты?», «как анализируется дозовые зависимости и определяются их критические области?». Это существенно упростило бы продвижение на пути создания обобщающей теории экономирования.

Литература

1. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.

2. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии, 2002. Т. 122. № 2. – С. 115-135.

3. Рисник Д.В., Беляев С.Д., Булгаков Н.Г., Левич А.П. и др. Подходы к нормированию качества окружающей среды. Законодательные и научные основы существующих систем экологического нормирования // Успехи современной биологии, 2012. Т. 132. № 6. – С. 531-550.

4. Строганов Н.С. Биологический аспект проблемы нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. – М., 1983. – С. 5-21.

5. Costanza R., d'Arge R., de Groot R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital // Nature, 1997. V. 387. N 6630. – P. 253-260.

6. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems / Ed. by G. Daily. – Washington, DC: Island Press, 1997. – 392 p.

7. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеоиздат, 1984. – 560 с.

8. Ott W.R. Environmental indices. Theory and practice. – Ann Arbor Science, 1978. – 371 p.

9. Pykh Y.A., Malkina-Pykh I.G. Environmental indicators and their applications (trends of activity and development). – Laxenburg: IIASA, 1994. (WP–94–127). – 169 p.

Сведения об авторах:

Воробейчик Евгений Леонидович, д.б.н., заместитель директора Института экологии растений и животных УрО РАН, 620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202, тел.: 8(343) 260-65-01, e-mail: ev@ipae.uran.ru.

УДК 541.1

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ И НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ПОЧВ И ЗЕМЕЛЬ: БИОКИНЕТИЧЕСКИЙ ПОДХОД

Г.П. Глазунов, д.б.н., проф., факультет почвоведения,
В.М. Гендугов, к.ф.-м.н., механико-математический факультет,
МГУ им. М.В.Ломоносова

В работе рассмотрена макроскопическая кинетика биологического роста в условиях химического загрязнения как основа экологической оценки состояния по материалам биодиагностики.

Ключевые слова: макрокинетика, биологический рост, нормирование состояния компонентов окружающей среды.

Оценка состояния почвы

Суть этой проблемы сводится к нахождению способа перехода от количественных характеристик к качественным. Количественной характеристикой, основой суждения о качестве, служит измеренный биологический (почвенный) отклик на произведенное воздействие (нагрузку). Отклик (R) на воздействие (c) находят и интерпретируют в результате экспериментального исследования [1-5]. Такой подход восходит к методами токсикологии и экотоксикологии [6], основной целью которых является экспериментальный поиск изменений состояния биосистем в результате применения воздействия (нагрузки).

Обобщённый эмпирический график биологического отклика на воздействие (нагрузку) имеет вид кривой в виде деформированного колокола. Однако общепринятой теоретической формулы биоотклика на воздействие до последнего времени не было. Поэтому при его анализе чаще всего ограничиваются исследованием части диапазона варьирования независимой переменной, что позволяет аппроксимировать экспериментальные данные эмпирическими уравнениями. Наиболее широко при этом применяются уравнения из класса логистических функций. Подбирают такую из них, которая наилучшим образом описывает экспериментальные точки [2, 3, 7, 8].

Получаемую таким способом эмпирическую зависимость биоотклика от дозы воздействия анализируют и интерпретируют в рамках частных наук, методами которых она была получена. При наличии достаточного массива данных эти методы дополняют вероятностно-статистическими [7, 8]. При наличии теоретической или теоретико-эмпирической модели появляется возможность её исследования методами математического анализа [4].

Получаемые с использованием доступного метода анализа критические точки биоотклика отображают на шкалу качества почвы, предварительно отобразив их или на ось абсцисс, на которой откладывают вызвавшие их дозы воздействия, которые в дальнейшем используются в качестве границ между классами качества, или на ось ординат, в обеих случаях с использованием (часто неявным) кусочно-линейных функций. Число баллов на шкале качества выбирается в зависимости от результатов интерпретации отклика. Установленная таким способом связь между воздействием c и биооткликом R и её интерпретация служат основой для разработки шкал категорий качества Q компонентов окружающей среды. Такой подход позволяет разработать адекватную шкалу качества для каждого компонента и каждого воздействия. Именно таким способом были разработаны имеющиеся шкалы качества [9]. В этом преимущество метода. Но ему присущ и принципиальный недостаток.

Этот недостаток состоит в том, что обобщение нескольких откликов приходится производить в поле баллов качества, за каждым из которых стоит целый диапазон значений отклика. Поэтому замена истинного значения отклика соответствующим ему баллом качества сопровождается утратой информации при обобщении, что приводит к искажению результирующей комплексной оценки.

Компенсировать этот недостаток пытаются применением различных методов обобщения, например, вместо математического ожидания применяют расчёт среднего взвешенного или среднего геометрического. Однако, поскольку эти приёмы направлены на устранение следствий, а не причин, они не позволяют решить задачу в принципе. В то же время направление поиска решения проблемы очевидно: при расчёте комплексного показателя следует использовать исходные количественные характеристики биологического (почвенного) отклика, послужившие основой нормирования. Однако это невозможно до тех пор, пока эти отклики имеют разную размерность. Поэтому одним из способов решения проблемы является предварительное отображение разных откликов на общую для всех безразмерную шкалу. Эта шкала должна

быть не только безразмерной, но и отражающей особенности индивидуальной формы каждого отклика на произведенное воздействие. По этой причине способы, основанные лишь на обезразмеривании отклика путём нормирования его одним из собственных значений, без последующего отображения на шкалу желательности предпочтительности признаны недостаточными [3, 4].

В качестве известных решений обсуждаемой проблемы – отображение откликов на основе функций желательности, в т.ч. и двойное отображение, отображение нормированных, т.е. уже отображённых, откликов. Однако введение метода функции желательности, решив задачу адекватного кодирования отклика, не устранило проблему в целом. Причина состоит в том, что введение функции желательности осуществляется произвольно. Отсюда – их многообразие. Многообразие порождает проблему обобщения. Кроме того, граничные значения классов на основе функций желательности вводятся также произвольно, исходя из удобства вычисления [10].

Способ решения проблемы оценки состояния

Рассмотрим предложенный нами [11] способ решения этой проблемы для компонента окружающей среды на примере почвы, основанный: 1) на введении и использовании в качестве промежуточного звена между показателем отклика на произведенное воздействие (нагрузку) и показателем качества, третьего показателя – показателя состояния, и 2) на обобщении комплекса показателей состояния методами теории вероятностей.

Исходили из того, что в каждый момент времени состояние почвы имеет свою собственную меру, p.

$$p = \gamma e^{\left(-\frac{\alpha}{R}\right)} \qquad (1)$$

В этом уравнении:

$$\alpha = \frac{a_1}{b^2} > 0,\ \gamma = const .$$

Неизвестные γ и α должны определяться для каждого конкретного отклика на конкретное воздействие.

Каждое состояние почвы соответствует множеству разного рода откликов на воздействия, например, в виде конкретных реализаций ее экологических функций или состояния почвенной биоты. Если отклик измеримый, то он может получить количественное выражение в виде показателя отклика почвы R на воздействие c по типу «доза-эффект». Задача сводится к нахождению обоснованного единообразного способа отображения на шкалу показателя состояния p показателя отклика на нагрузку R. Другими словами, задача сводится к нахождению двух функций, функции отклика на нагрузку, $R(c)$, и функции от функции отклика на нагрузку, то есть функционала нагрузки, $p\ (R(c))$. При этом полагается, что увеличение воздействия c сопровождается увеличением и показателя отклика R, например, доли погибших тестовых организмов, и показателя состояния p.

В форме уравнения (1) получили простейший вид функции показателя состояния почвы, которая удовлетворяет всем требованиям, включая требование S-образности. При достаточно больших значениях R показатель степени в (1) стремится к нулю, а $p \to \gamma$. Поскольку показатель состояния имеет вероятностную природу, функция состояния определяется на интервале $0 \le p \le 1$, поэтому в пределе $p=1$ и всегда $\gamma > 1$.

Калибровка функции показателя состояния

По определению функция показателя состояния (1) характеризует напряженность этого состояния, увеличивающуюся с увеличением показателя отклика. Тем самым определяется, что результат измерения отклика должен быть выражен в таких переменных, в которых он возрастает с возрастанием напряжённости экологического состояния («ненормальности», «болезненности» экосистемы), которое, в свою очередь, увеличивается с увеличением интенсивности воздействия. Эти требования необходимо удовлетворять при формировании переменных для анализа на основе измеряемых величин, характеризующих отклик и воздействие. Например, если степень негативного воздействия на почву измерялась методом биотестирования, а в качестве индикатора использовалась доля оставшихся в живых тестовых организмов, то для того, чтобы показатель негативного воздействия увеличивался с увеличением дозы воздействия, в качестве переменной следует брать долю погибших, а не долю выживших организмов.

Функция показателя состояния определена на интервале от нуля до единицы, причем единице придано значение максимальной степени напряженности экологического состояния, соответствующей, например, полной гибели тестовых организмов, а нулю – минимальной, соответствующей, например, фоновому состоянию. Поэтому функцию показателя отклика желательно определить на этом же интервале, от 0 до 1. Для этого переменные, характеризующие воздействие и отклик на него, следует составить так, чтобы функция отклика на этом интервале возрастала от нуля до единицы.

Полное определение функции показателя состояния сводится к нахождению значений коэффициентов γ и α уравнения (1) для компонента природной среды, испытывающего определённое воздействие. Это достигается составлением и решением системы из двух уравнений (1)

$$\begin{cases} p_1 = \gamma e^{\left(-\frac{\alpha}{R_1}\right)} \\ p_2 = \gamma e^{\left(-\frac{\alpha}{R_2}\right)} \end{cases}$$

для таких двух состояний исследуемого компонента, для которых определены все аргументы уравнения (1): R_1 и R_2, p_1 и p_2.

Решение этой задачи возможно лишь на договорной основе: по результатам исследования отклика на воздействие выбираются два значения отклика R_1 и R_2, которым ставятся в соответствие значения показателя состояния p_1 и p_2, что обеспечивает возможность решения системы из двух уравнений (1). Причём одно из значений показателя состояния назначается произвольно, на основе ряда соображений, которые обсуждаются ниже, в разделах, посвящённых введению шкал качества.

При наличии достаточно полной оценки отклика на воздействие легко добиться единообразия способа подбора пар R_1-p_1 и R_2-p_2. Для этого необходимо лишь остановиться на едином способе определения значений R_1 и R_2, p_1 и p_2. Однако метод позволяет получить адекватную оценку состояния и в случае неполноты информации, которая весьма часто имеет место. Такая оценка будет смещённой, однако наличие даже смещённой оценки часто бывает полезнее, чем её отсутствие. Поэтому полезно рассмотрение возможных подходов к выбору вариантов постановки в соответствие отклику функции состояния. Заметим, что сама возможность обоснованного выбора определяется тем, что в наиболее общем виде и кривая отклика (на практике используется ее половина, поскольку целиком она имеет вид деформированного колокола) на воздействие и выведенная выше функция показателя состояния имеют *S*-образную форму. Кроме того, функцию отклика всегда можно определить на интервале 0–1 (нормируя значения откликов наибольшим среди них). Тогда обе функции определяются на одном и том же интервале, что также упрощает решение задачи.

Имея это в виду, выбор пар значений R_1 и p_1, R_2 и p_2, необходимых для решения системы уравнений (1), можно обосновать необходимостью отображения: а) максимума отклика (R_2=1) на максимум показателя состояния (p_2=1), б) других характерных точек кривой отклика (R_1) – на соответствующие им характерные точки кривой функции состояния. Поскольку для функции состояния эти точки имеют аналитическое выражение, установленное в предыдущем разделе, а для функции отклика – экотоксикологическое обоснование, а иногда и аналитическое выражение, они могут быть использованы при решении системы уравнений (1) в следующих сочетаниях (*табл. 1*), список которых может пополняться в результате исследований.

Таблица 1

Возможные варианты выбора значений для пары аргументов R_1 и p_1 системы уравнений (1) при известных значениях второй пары (R_2=1 и p_2=1)

R_1 по определению из указанного источника	*p_1*
Отклик на пороговую [6] дозу токсического действия $ЛД_{50}$	0,25 по работе [11]
Отклик на пороговую [6] дозу токсического действия $ЛД_{50}$	Точка наибольшей вогнутости графика (1)
Отклик на дозу в точке наибольшей вогнутости графика зависимости доза-эффект [2, 3]	
Отклик на среднюю эффективную [6] дозу ЕД50	Точка перегиба графика (1) по уравнению (12)
Отклик на среднелетальную [6] дозу $ЛД_{50}$	
Отклик на дозу в точке перехода от вогнутой кривой к выпуклой, которую трактуют, как границу экологического риска [2]	
Отклик на границе гипореактивности [6]	Точка наибольшей выпуклости графика (1)
Отклик на пороговую [6] дозу максимума токсического действия $ЛД_{95}$	
Отклик на дозу в точке наибольшей выпуклости, которую трактуют, как границу кризиса [2]	

Из вида уравнений (1) следует, что в зависимости от выбранных опорных значений величин R_1-p_1 и R_2-p_2 для одной и той же кривой отклика, получаемые в результате решения системы уравнений (1) значения коэффициентов γ и α будут разными. Следовательно, смещёнными будут и оценки состояния одного и того же объекта, произведенные с их использованием.

Одновременное отображение всех характерных точек кривой отклика на соответствующие им характерные точки функции показателя состояния возможно лишь только в том случае, когда вид этих функций одинаков, что маловероятно.

Отображение всех характерных точек с кривой отклика на кривую показателя состояния при фиксированных значениях γ и α позволяет обосновать неравномерную шкалу показателя качества. В то же время, для получения равномерной шкалы показателя качества достаточно выбора для отображения лишь одной из характерных точек.

Введение равномерной шкалы качества

Первое уравнение системы уравнений (1) определяют, исходя из доступной информации о биоотклике. При наличии достаточно полной информации, следует использовать R_1, значение отклика на наибольшее воздействие, не выводящее систему за пределы фонового состояния. Ему можно поставить в соответствие произвольное значение p_1 (в диапазоне от нуля до единицы), имея в виду, что тем самым предопределяются и цена деления равномерной шкалы качества, и набор баллов на шкале качества. Например, если выбрать $p_1=0,333$, то по необходимости число баллов на равномерной шкале качества составит $1:0,333+1=4$.

Второе уравнение системы уравнений (1) определяется с учётом наименьшего воздействия, приводящего к максимально негативным последствиям, то есть к максимальному значению отклика. Этому отклику путём соответствующей организации переменных и применения нормированных показателей следует придать значение $R_2=1$ и поставить ему в соответствие $p_2=1$, определив, таким образом, второе уравнение системы уравнений (1).

Основываясь на представлениях токсикодинамики [6], принципах выявления зон экологического бедствия [2] и соображениях преемственности [9] следует воспользоваться пятибалльной равномерной шкалой качества. В таком случае найденному на основе опытных данных отклику на воздействие, не выводящее систему за пределы фонового состояния, ставится в соответствие значение $p_1=0,25$, а отклику $R_2=1$ ставится в соответствие значение $p_2=1$, что предопределяет число баллов на шкале категорий качества, равное пяти (*рис. 1*). Действительно, имеем $1:0,25+1=5$.

На шкале показателя состояния этим категориям соответствуют четыре интервала и точка – верхняя граница верхнего интервала (*табл. 2*). Численное значение показателя состояния в этой точке равно единице ($p_2=1$), а напряженность экологического состояния – наивысшая, соответствующая пятой категории качества. Таким образом, всем откликам на нагрузки, превышающие нагрузку максимально негативного действия, ставится в соответствие одинаковое значение показателя состояния, $p_1=1$, а всем откликам на нагрузки, не выводящие почву из «фонового» состояния, ставится в соответствие диапазон $0 \le p \le 0,25$. Оставшийся свободным на шкале 0–1 диапазон $0,25<p<1$ ставится в соответствие откликам на нагрузки переходного диапазона (*табл. 2*).

Недостатком равномерной шкалы, в том числе пятибалльной, является то, что из пяти вводимых границ категорий качества, две (0,5 и 0,75) вводятся произвольно, на основе принятого шага в 0,25 на шкале показателя состояния. Преимуществом равномерной шкалы, о чём будет более подробно сказано ниже, является то, что она обеспечивает возможность: 1) обобщения нескольких показателей состояния для одной почвы, 2) сравнения разных почв по однородным показателям их состояния.

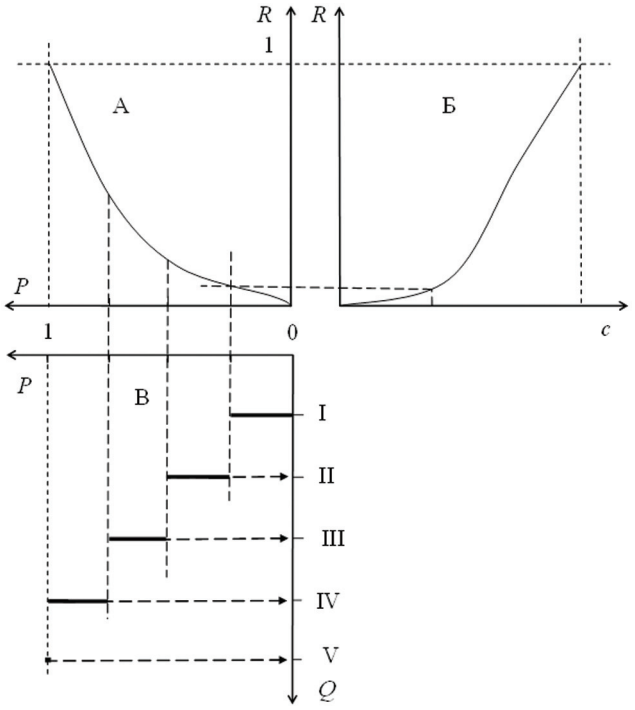


Рис. 1. ***Схемы: А – функции P=P(R) , отображающей отклик на ось показателя состояния: Б – функции отклика на нагрузку R=R(c); В – функции, отображающей показатель состояния на ось качества с использованием равномерной шкалы*** (график кривой А повернут на 90° против часовой стрелки для совмещения осей биологического отклика, а график кривой В – на 180°, для совмещения осей показателя состояния).

Преимуществом неравномерной шкалы качества является то, что она более точно отражает особенности отклика на воздействие, недостатком – то, что она закрывает возможность адекватного обобщения нескольких откликов на разные воздействия при комплексной оценке состояния.

Таблица 2

Категории качества почвы на основе оценки их состояния при выборе пятибалльной равномерной шкалы качества

p	*Категория*	*Нагрузка*	*Состояние почвы*
$0 \le p < 0,25$	I	Ниже пороговой	Фоновое
$0,25 \le p < 0,5$	II	Выше пороговой	Переходное
$0,5 \le p < 0,75$	III	Выше пороговой	Переходное
$0,75 \le p < 1$	IV	Выше пороговой	Переходное
$p=1$	V	Чрезмерная	Нарушенное

Таким образом, до выведения функции показателя состояния решение проблемы шкалы качества виделось в использовании кодированных откликов, в частности, на основе функции желательности [5], и отображении полученных кодированных значений на единую равномерную шкалу качества [11]. В развитие этого подхода теперь проблема решена на основе замены произвольно подбираемой функции желательности функцией показателя состояния, выводимой на основе оговорённых предположений. Эта функция, имеющая ясный физический смысл, обеспечивает возможность обобщения множества показателей состояния на основе сложения вероятностей по правилам теории вероятностей [12]. Детализация этого положения приведена в следующем разделе.

Введение вероятностной комплексной оценки

Ограничимся рассмотрением аддитивных воздействий (нагрузок). В статистическом плане их можно не считать несовместными. В случае нескольких аддитивных воздействий для каждого необходимо получить оценку показателя состояния по (1), а полученные индивидуальные оценки обобщить. Показатель состояния почвы введен как функция от функции отклика почвы (биоты) на воздействие (например, концентрацию токсичного вещества). Функция отклика на концентрацию токсина характеризует, например, частоту гибели тесторганизмов. Поэтому функция от функции отклика на воздействие является оценкой вероятности гибели тесторганизмов (или иного подобного события, например, укорачивания почвенного профиля при эрозии). Функция показателя состояния почвы, будучи характеристикой вероятности события (например, гибели тесторганизма), соответствует общепринятому [12] требованию к оценке статистической характеристики: «…оценкой статистической характеристики.

Признавая вероятностную природу отдельных показателей состояния и не считая их несовместными, обобщенную оценку будем вычислять методом суммирования вероятностей [12]. Рассмотрим случай с откликами *A* и *B* на два вида воздействий, при которых оценки состояния получены в виде $p\ (A)$ и $p\ (B)$. Обобщенная оценка состояния при указанном подходе имеет вид

$$p(A+B)=p(A)+p(B)-p(A)p(B).$$

Рассмотрим случай с тремя откликами *A*, *B* и *C*, на три вида воздействий, *a, b* и *c* , при которых оценки состояния получены в форме $p(A)$, и $p(C)$. Легко видеть, что с использованием метода переопределения переменных оценку состояния при воздействиях трех видов можно свести к оценке при двух

$$p\ (A+B+C)=p(D+C)=p(D)+p(C)-p(D)p(C),$$

где $A+B=D$, $p(A+B)=p(D)$.

Подстановка первого из уравнений во второе дает обобщенную оценку состояния почвы при воздействиях трех видов

$$p(A+B+C)=p(A)+p(B)+p(C)-$$
$$-p(A)p(B)-p(A)p(C)-\ p(A)p(C)+\ p(A)p(B)p(C).$$

Таким способом можно получить единую, «комплексную», оценку состояния почвы на шкале состояний 0–1 при любом числе ее откликов на независимые воздействия, справедливость, которой ограничена принятыми допущениями.

Оценим состояние почвы, испытывающей независимые воздействия двух видов. Пусть показатель состояния, как функция от функции отклика на первое воздействие, принимает значение p_{M1}, а на второе – p_{M2}, а сами отклики на воздействия не коррелированны. Тогда показатель состояния с учетом воздействий двух видов находится по формуле

$$p= p_{M1}+p_{M2}-p_{M1}p_{M2}.$$

Пусть p_{M1}=0,5, p_{M2}=0,4, тогда $p=0,5+0,4-0,5\cdot0,4=0,7$, что соответствует третьей категории (трем баллам) качества (см. *табл. 2*).

Оценим состояние почвы, которая в дополнение к первым двум воздействиям испытывает третье, также независимое, а функция от функции отклика на него равна p_{M3}=0,8. Тогда, используя обобщённую оценку для первых двух воздействий, равную 0,7, по (17) находим результирующую, комплексную, оценку $p=0,7+0,8-0,7\cdot0,8=0,94$, что соответствует четвертой категории (четырем баллам) качества почвы (см. *табл. 2*).

Из приведенного примера ясно, что при наличии нескольких видов воздействий и соответствующих им индивидуальных показателей состояния, результирующий показатель состояния почвы больше наибольшего. Заметим, что этот вывод сделан в рамках предположения об их аддитивности и отсутствии несовместности воздействий и откликов.

Сопоставим результаты обобщения возрастающего (от 1 до 7) числа индивидуальных оценок состояния *p*, проведённого разными способами:

№ оценки	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*
p	*0,95*	*0,5*	*0,25*	*0,25*	*0,25*	*0,25*	*0,25*
Среднее арифметическое	0,95	0,73	0,57	0,49	0,44	0,41	0,39
Среднее геометрическое	0,95	0,83	0,49	0,42	0,38	0,35	0,33
Вероятностная оценка	0,95	0,975	0,981	0,986	0,989	0,992	0,994

Из таблицы следует, что обобщение по методам среднего геометрического и среднего арифметического дают близкие результаты, чувствительные к «разбавлению» малыми величинами обобщаемых оценок, а обобщение вероятностным методом характеризуется устойчивостью к такому «разбавлению». С другой стороны, это же свидетельствует о более высокой чувствительности метода вероятностной комплексной оценки к наличию единичных неблагоприятных воздействий среди массива незначимых воздействий.

При использовании метода вероятностной комплексной оценки необходимо предъявлять высокие требования к выбору индивидуальных методов оценки состояния – они должны быть независимыми. Например, если оценки, полученные разными методами одинаковы и равны 0,25, то их следует признать коррелированными. Такие оценки не подлежат обобщению методом сложения вероятностей.

Всё это позволяет признать, что среди рассмотренных методов обобщения предложенный метод вероятностной комплексной оценки наиболее адекватен задачам экологической оценки состояния компонентов окружающей среды.

В зависимости от вида воздействия нахождение функций отклика при комплексной оценке может быть задачей экотоксикологии, [3, 4, 6], агрофизики [13], эрозиоведения [14, 15] и др. дисциплин [1].

Оценка состояния и качества почв, подверженных эрозии

Оценка состояния почв, подверженных эрозии, по необходимости является комплексной, включающей оценку: а) степени отличия скорости (интенсивности) современной эрозии от скорости почвообразования и б) степени отличия профильного строения эродированной почвы от неэродированной (эталонной). Рассмотрим способы построения функций отклика почвы на эрозию и их применения при оценке состояния почвы.

Оценка состояния эродируемых почв

Основой оценки состояния почв по интенсивности эрозии могут быть результаты её измерения при разных скоростях потока, либо результаты моделирования. В качестве модели почвенного отклика на внешнее воздействие в виде временного водного потока на склоне, размывающего почву, или воздушного потока, выдувающего почву, возьмём теоретическую модель эрозии [10]:

$$q = B_к \tau U_e^{-1} e^{-\alpha\left(\frac{U_к}{U_e}-1\right)}, \qquad (2)$$

где q – интенсивность эрозии почвы [кг/м^2/с], $B_к$ – безразмерный параметр массообмена между почвой и потоком, τ – касательное напряжение на поверхности почвы, создаваемое потоком [Н/м^2], U_e – скорость потока [м/с], e – основание натуральных логарифмов, α – эмпирический коэффициент, $U_к$ – критическая скорость потока, при которой начинается эрозия [м/с]. График этого уравнения имеет форму S -образной кривой.

Имея в виду получение общего решения и основываясь на -образности вида функций показателя состояния (1) и интенсивности эрозии (2), выберем показатель отклика почвы на эродирующее действие ветра или временных водных потоков на склоне в форме

$$R = y(U) = q_э / q_e, \qquad (3)$$

где $q_э$ – усреднённая интенсивность эрозии почвы в килограммах на единицу площади за год, q_e – скорость прироста почвенной массы в результате естественного почвообразования, выражаемая в тех же единицах.

Для полного определения функции показателя состояния, то есть ормирования применительно к эродируемым почвам должны быть и интенсивность эрозии и степень эродированности почвы. Для нахождения постоянных γ и α в уравнении (1), необходимо составить и решить систему из двух таких уравнений для двух значений R и p. Определим искомые значения R и p из общих соображений. Заметим, что «нормой» можно считать состояние, при котором интенсивность эрозии меньше скорости почвообразования [15]. В предельном, но все еще соответствующем «норме» состоянии, интенсивность эрозии равна скорости почвообразования, то есть имеет место равенство:

$$q_э = q_e.$$

В этом случае, согласно уравнению (3), имеем $R=1$. Этому значению почвенного отклика на воздействие, отвечающему представлению о «норме», поставим в соответствие показатель состояния p=0,25.

Другому предельному состоянию, отвечающему представлениям о состоянии «патология», поставим в соответствие показатель состояния $p=1$. Будем считать, что состояние «патологии» наступает при десятикратном превышении скоростью эрозии скорости почвообразования:

$$R = q_э / q_e = 10.$$

Тогда система из двух уравнений (1) принимает вид

$$\begin{cases} 0,25 = \gamma e^{-\frac{\alpha}{1}} \\ 1 = \gamma e^{-\frac{\alpha}{10}} \end{cases} \rightarrow \begin{cases} \ln 0,25 = \ln \gamma - \alpha \\ 0 = \ln \gamma - \frac{\alpha}{10} \end{cases} . \quad (4)$$

В результате решения системы (4) имеем

$$\gamma = e^{-\frac{1}{9}\ln 0,25} \quad \text{и} \quad \alpha = -\frac{10}{9}\ln 0,25 .$$

Таким образом функция показателя состояния эродируемых почв при перечисленных допущениях полностью определена. Её график в функции почвенного отклика при указанных значениях γ и α имеет вид *S*-образной кривой (*рис. 2*).

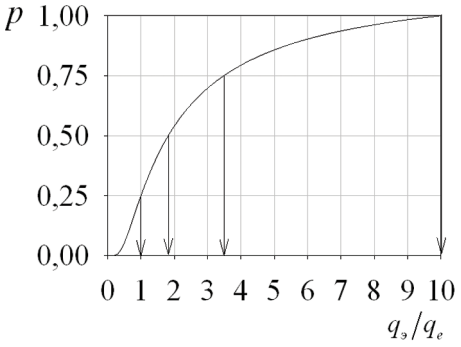


Рис. 2. ***График функции показателя состояния эродируемых почв в функции показателя отклика на эродирующее действие потока*** (линия – по уравнению (1) при значениях γ = exp (-ln0,25/9) = 1,166529 и α = -10ln0,25/9 = 1,540 327; стрелки – для отображения границ категорий качества на ось показателя отклика).

Имея значения коэффициентов γ и α, по уравнению (1) легко определить значения *R*, соответствующие границам (*табл. 1*) пяти категорий качества эродируемых почв по соответствующим им значениям показателя состояния *p*:

$$R = -\frac{\alpha}{\ln p - \ln \gamma} .$$

Полученные таким способом величины позволяют нормировать состояние эродируемых почв по известным величинам отношения среднегодовой интенсивности эрозии к среднегодовой скорости почвообразования при указанных предположениях (*табл. 3*). Изменение предположений относительно критериев понятий «норма» и «патология» приведёт к изменению значений коэффициентов γ и α, а с ними – и к изменению граничных значений функции почвенного отклика.

Безразмерные граничные значения отклика для пяти категорий качества эродируемых почв переведём в имеющие размерность границы классовых промежутков на шкале интенсивности эрозии. Воспользуемся при этом уравнением (3):

$$q_э = q_e R$$

Таблица 3

Граничные значения для пяти категорий качества эродируемых почв *(при выбранных допущениях)*

p (из табл. 2)	*R=y(U)=$q_э/q_e$*	*Категория*	*Степень воздействия эрозии*
0 ≤*p* < 0,25	0 ≤ *R* < 1	I	Не изменяет профиль почвы
0,25 ≤ *p* < 0,5	1 ≤ *R* < 1,8	II	Сокращает профиль почвы
0,5 ≤ *p* < 0,75	1,8 ≤ *R* < 3,5	III	>>То же
0,75 ≤ *p* < 1	3,5 ≤ *R* < 10	IV	>>То же
p=1	*R ≥ 10*	V	>>То же

В качестве оценки скорости прироста почвенной массы в процессе почвообразования, q_e, возьмём общепринятые [15] нормативы среднегодового допустимого смыва почвы (*табл. 4*).

Таблица 4

Среднегодовой предельно допустимый смыв почвы, т/га по *[15]*

Почвы	*Несмытые и слабо-смытые*	*Среднесмытые*	*Сильносмытые*
Дерново-подзолистые, светло-серые лесные на лёссовых и других рыхлых породах	2,0	1,5	1,0
Серые и темно-серые лесные, черноземные и темно-каштановые	2,0	2,0	1,5
Каштановые, светло-каштановые, сероземные	1,5	1,5	1,0
Почвы, сформировавшиеся на опоках и мелах	1,0	0,5	0,5

В результате имеем значения нижней и верхней границ классовых промежутков на шкале интенсивности потерь для пяти категорий качества эродируемых почв (*табл. 5*) в каждой из четырёх групп почв (*табл. 4*) при сделанных допущениях.

Теперь для оценки качества эродируемой почвы достаточно определить одним из известных [15] способов расчетную (методом моделирова-

Таблица 5

Нижняя (над чертой) и верхняя (под чертой) границы классовых промежутков на шкале интенсивности потерь [т/га] для пяти категорий качества эродируемых почв *(верхняя граница не входит в классовый промежуток)*

Допустимая (по табл. 4) потеря, т/га		*0,5*	*1,0*	*1,5*	*2,0*
Категории качества эродируемых почв	I	0,0/0,5	0,0/1,0	0,0/1,5	0,0/2,0
	II	0,5/0,9	1,0/1,8	1,5/2,7	2,0/3,6
	III	0,9/1,75	1,8/3,5	2,7/5,25	3,6/7,0
	IV	1,75/5,0	3,5/10,0	5,25/15,0	7,0/20,0
	V	5,0/Нет	10,0/Нет	15,0/Нет	20,0/Нет

ния, например, по уравнению (20)) или опытную (методом наблюдения) интенсивность потерь почвы (т/га/год), задаться нормативом допустимой интенсивности потерь почвы (*табл. 4*) и воспользоваться шкалой качества (*табл. 5*).

Для комплексной оценки качества надо получить не балл качества, а значение показателя состояния эродируемой почвы по (1), поскольку обобщение ведётся не по баллам качества, а по показателям состояния, что позволяет снизить потерю информации в результате обобщения. Необходимый для этого отклик следует рассчитать по (2), для чего, как и в предыдущем случае, надо определить интенсивность потерь почвы и задать норматив допустимой интенсивности потерь (*табл. 4*).

Напомним, что полученные решения основаны на двух предположениях относительно оценки темпов эрозии: 1) интенсивность потерь, не превышающая интенсивности почвообразования или равная ей считается соответствующей «норме», 2) интенсивность потерь, превышающая интенсивность почвообразования в десять, и более, раз считается недопустимой, соответствующей «патологии». Изменение предположений приведёт к «смещению» основанных на них оценок.

Обобщение показателя состояния, определяемого текущими эрозионными процессами, и показателей состояния, определяемых химическими, физическими и биологическими факторами, производится с использованием правил сложения вероятностей, изложенных выше. В первую очередь показатель состояния эродируемой почвы обобщается с показателем состояния эродированной почвы.

Оценка состояния эродированных почв

К эродированным почвам в равной мере относятся и почвы утратившие часть своей толщи, и почвы, обогатившиеся с поверхности наносами. Ограничимся рассмотрением почв, утративших часть профиля в результате эрозии (или иного воздействия).

В качестве модели негативного воздействия возьмём отчуждение почвенной толщи с поверхности, выражаемое в долях от исходной толщи (эталона для конкретной почвы). Под исходной толщей будем понимать толщину слоя, включающего 100% запасов гумуса в исходной почве.

В качестве модели почвенного отклика на указанное негативное воздействие, возьмём отчуждение запасов гумуса с отчуждаемым слоем почвы, выражаемое в долях от исходного запаса.

В таком случае дозовая зависимость представляет собой зависимость утраченной доли общего запаса гумуса от утраченной доли толщины профиля. Поскольку исходные параметры эродированной почвы неизвестны, вместо них берутся соответствующие параметры профиля, выбранного в качестве эталона.

Если толщину утраченного слоя нормировать исходной (до начала эрозии) толщиной слоя, содержавшего весь запас гумуса, то показатель толщины утраченного слоя будет изменяться от нуля (ничего не утрачено, вся исходная толща сохранилась) до единицы (утрачен весь исходный слой, содержавший гумус). Если запасы гумуса по утраченным слоям нормировать общими исходными запасами гумуса в почве, то показатель запасов гумуса в утраченном слое при этом будет также изменяться от нуля до единицы. В силу обычного, но индивидуального для каждой почвы уменьшения концентрации гумуса с глубиной, гипотетический график зависимости утраченных запасов гумуса от глубины в таких преобразованных координатах будет иметь вид *s*-образной кривой, соединяющей начало координат с точкой, имеющей координатами единицы (*рис. 3*).

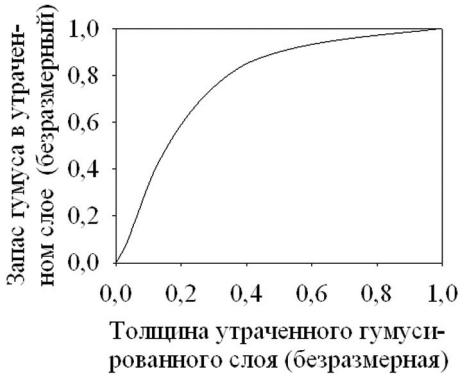


Рис. 3. ***Схема изменения с глубиной запасов гумуса в почве*** *(в относительных единицах).*

Имея в виду получение общего решения и основываясь на *s*-образности вида функции показателя состояния (1) и графика изменения запасов гумуса в почве по глубине (*рис. 3*), выберем показатель отклика почвы на утрату части поверхностного слоя в виде отношения запаса гумуса в утраченном слое к общему запасу гумуса во всей исходной ненарушенной гумусированной толще.

Утраченный запас гумуса $m_у$ определяется на основе анализа профилей эродированной почвы и эталона как разность между запасом в исходной, неэродированной, почве $m_э$, приравниваемой к запасам в эталоне, и наличными запасами в эродированной почве $m_н$. В таком случае показатель отклика

почвы на воздействие в виде отчуждения верхней части профиля запишем в виде:

$$R = \frac{m_э - m_н}{m_э} = \frac{m_у}{m_э}.$$

Для полного определения функции показателя состояния, то есть ормирования применительно к эродируемым почвам должны быть и интенсивность эрозии и степень эродированности почвы. Для нахождения постоянных γ и α в уравнении (1), необходимо составить и решить систему из двух уравнений (1) для двух значений R и p. Определим искомые значения R и p из общих соображений. Нормой будем считать утрату менее 5% исходных запасов гумуса в почве, то есть, R=0,05, патологией – утрату 100%, то есть R=1. Этим величинам, принятым за граничные, поставим в соответствие значения показателя состояния (характеризующего напряженность экологического состояния), соответственно, p=0,025 и p=1. В таком случае система из уравнений (1) принимает вид:

$$\begin{cases} 0,25 = \gamma e^{-\frac{\alpha}{0,05}} \\ 1 = \gamma e^{-\frac{\alpha}{1}} \end{cases} \rightarrow \begin{cases} \ln 0,25 = \ln\gamma - 20\alpha \\ 0 = \ln\gamma - \alpha \end{cases}.$$

В результате решения этой системы имеем

$$\gamma = e^{-\frac{1}{19}\ln 0,25} = 1,075691$$ и

$$\alpha = -\frac{1}{19}\ln 0,25 = 0,072963.$$

Таким образом, функция показателя (напряженности) экологического состояния эродированных почв при перечисленных допущениях полностью определена. Её график в функции почвенного отклика при указанных значениях γ и α имеет вид *s*-образной кривой (*рис. 4*).

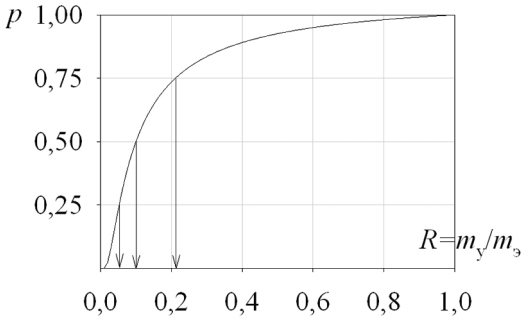


Рис. 4. ***График функции показателя состояния эродированных почв в функции показателя отклика на негативное воздействие, проявляющееся в виде отчуждения поверхностного слоя*** (линия – по уравнению (1) при значениях = 1,075691 и = 0,072963; стрелки – для отображения границ категорий качества на ось показателя отклика).

Имея значения коэффициентов γ и α, по уравнению (1) можно определить значения

$$R = \frac{m_э - m_н}{m_э} = \frac{m_у}{m_э},$$

соответствующие установленным границам категорий качества почв (*табл. 2*), для пяти категорий качества эродированных почв по соответствующим им значениям показателя состояния p, полученным при оговорённых предположениях. Из уравнения (1) следует:

$$R = -\frac{\alpha}{\ln p - \ln\gamma}.$$

Вычисленные по этой формуле величины (*табл. 6*) позволяют нормировать состояние эродированных почв по известным запасам гумуса в эродированной почве и в неэродированном аналоге (эталоне).

Таблица 6

Граничные значения отклика для пяти категорий качества эродированных почв

(Из табл. 2)	$R = \frac{m_э - m_н}{m_э} = \frac{m_у}{m_э}$	*Категория*	*Степень воздействия эрозии*
0≤p<0,25	0≤R<0,05	I	Профиль почвы не изменён
0,25≤p<0,5	0,05≤R<0,095	II	Профиль почвы сокращён
0,5≤p<0,75	0,095≤R<0,202	III	>>То же
0,75≤p<1	0,202≤R<1	IV	>>То же
p=1	R=1	V	Исходная почва уничтожена

Следует помнить, что граничные значения (*табл. 6*) найдены при указанных выше допущениях: 1) потеря части профиля, содержащей не более 5% исходных запасов гумуса (в неэродированной почве, фактически – в эталонной почве), считается соответствующей «норме», 2) потеря части профиля, содержащей 100% запасов гумуса, считается недопустимой, соответствующей крайней степени «патологии». В случае принятия других допущений граничные условия, естественно, изменятся. Основанием для изменения допущений могут быть результаты детального изучения зависимости запасов гумуса от глубины, которые позволят учесть индивидуальные особенности почв.

Обобщение показателя состояния эродированной (утратившей верхнюю часть профиля) почвы и показателей состояния загрязненных или механически поврежденных почв производится с использованием правил сложения вероятностей, изложенных выше.

В случае почв, подверженных эрозии, экологическая оценка их состояния по необходимости

является комплексной, поскольку это состояние определяется и степенью фактической эродированности и интенсивностью современного проявления разных видов эрозии, вклад каждого из которых в результирующую оценку экологического состояния обобщается после индивидуального определения.

Оценка экологического состояния земельного участка по степени запыления атмосферного воздуха почвенной пылью

Пыль, поднимаемая и переносимая ветром, по данным Всемирной организации здравоохранения (1992), является важнейшим источником ксенобиотиков [6]. Запыление воздуха – явление, сопутствующее ветровой эрозии, поэтому его количественные характеристики могут служить индикатором отклика на нагрузку по типу «доза-эффект», где «доза» – скорость ветра, а «эффект» – степень запыления воздуха. Действительно, в «норме», когда скорость ветра не превышает критическую, пыль (от неорганизованных источников) в воздухе отсутствует. Возрастание скорости ветра приводит к закономерному росту концентрации твердой фазы в воздухе согласно закону выдувания [14]. Существует, очевидно, такая скорость ветра, при которой концентрация пыли в воздухе достигнет предела, регламентируемого гигиеническим нормативом качества воздуха (ПДК). Такое состояние отнесем к «патологическому». Поскольку индикатор запыления воздуха в функции скорости ветра известен из теории ветровой эрозии почвы [14], используем уравнение (1) при исследовании состояния воздуха над эродируемой ветром поверхностью и при нормировании его качества по пятибалльной шкале.

Такое возможно лишь только потому, что концентрация поднятых ветром почвенных частиц c_w в слое воздуха, непосредственно примыкающем к эродируемой поверхности, численно равна параметру массообмена *B*, почвенной характеристике в уравнении ветровой эрозии почвы [14], откуда следует

$$c_w = B_к \exp\left[-\alpha_п\left(\frac{U_к^2}{U^2}-1\right)\right],$$

где $B_к$ – критическое значение параметра массообмена, имеющего размерность концентрации, α – почвенная постоянная, $U_к$ – критическая скорость ветра, *U* – действующая скорость ветра.

Строго говоря, уравнение (1) выведено в пренебрежении потоками показателя отклика и показателя состояния через грани единичного объема, что исключает его прямое применение к движущемуся воздуху, но не исключает возможности его применения к эродируемой почве. Экстраполяция на приповерхностный слой воздуха результатов, полученных применительно к почве, возможна потому, что параметр массообмена, по определению, в равной степени относится к почве и воздуху на границе между этими средами. Это позволяет применить выводы из развиваемой теории в форме уравнения (1) к приповерхностному слою воздуха, непосредственно примыкающему к почвенной поверхности. Получаемая по уравнению выдувания оценка концентрации пыли в воздухе является оценкой возможного максимума, измеряемого датчиком пыли, расположенным на стандартной высоте измерения (2 м). Она тем ближе к истинной, чем тоньше пыль [14].

Возьмем в качестве функции отклика эродируемой почвы на воздействие ветра, имеющего скорость *U*, выражение

$$R = y(U) = \frac{c_w}{c_{ПДК}}.$$

Будем считать, что состояние «патологии» наступает тогда, когда концентрация пыли в воздухе достигает $c_{ПДК}$, гигиенического норматива ПДК. В таком случае *R*=1, а *p=1*. Скорость ветра, при которой достигается такое состояние, равна

$$U = \sqrt{\frac{U_к^2}{1-\dfrac{\ln c_{ПДК} - \ln B_к}{\alpha_п}}}.$$

При этом свойства почвы, как источника пыли, полагаются постоянными и неизменными в течение периода выдувания (он краткосрочен).

Состояние «нормы» реализуется при всех скоростях ветра, не превышающих критическую. Предел состояния «нормы» наступает при усилении ветра до скорости, равной критической, когда $c_w=B_к$, а функция отклика $R = y(U) = \dfrac{B_к}{c_{ПДК}}$.

Этому значению функции отклика ставится в соответствие показатель состояния *p*=0,25.

Составляя по этим данным систему уравнений (1) для «нормы» и «патологии», имеем

$$\begin{cases} 0,25 = \gamma e^{-\frac{\alpha c_{ПДК}}{B_к}} \\ 1 = \gamma e^{-\frac{\alpha}{1}} \end{cases} \rightarrow \begin{cases} \ln 0,25 = \ln\gamma - \dfrac{\alpha c_{ПДК}}{B_к} \\ 0 = \ln\gamma - \alpha \end{cases}.$$

Решая полученную систему, получаем

$$\gamma = e^{\ln 0,25 \Big/ \left(1-\frac{c_{ПДК}}{B_к}\right)} \quad \text{и} \quad \alpha = \ln 0,25 \Big/ \left(1-\frac{c_{ПДК}}{B_к}\right).$$

Эти величины необходимы для оценки по уравнению (1) состояния воздуха при ветровой эрозии почвы при названных ограничивающих условиях.

Уравнение состояния (1) позволяет не только отслеживать в реальном времени качественное состояние запыленного воздуха над неорганизованным источником пыли, как функцию скорости ветра, но и нормировать его по пятибалльной шкале (табл. 2). Для этого нужны: ПДК пыли в воздухе и почвенные постоянные $B_к$, α и $U_к$. Учитывая, что нормативы ПДК пыли в воздухе установлены для высоты 2 м над поверхностью, а параметр массообмена $B_к$ характеризует концентрацию частиц почвы в слое воздуха, примыкающем к поверхности, непосредственное применение теории, без внесения поправки на высоту, может привести к ошибке. Для расчета поправок необходимо воспользоваться работой [14].

Недостатком данной методики применительно к задачам экологического нормирования является использование гигиенического норматива ПДК пыли в воздухе в качестве показателя экологически неприемлемого состояния качества воздуха, которому ставится в соответствие показатель состояния $p=1$. Другим недостатком является произвольный выбор критической скорости ветра и соответствующей ей концентрации пыли в воздухе, в качестве предела нормального (фонового) состояния, которому соответствует отсутствие пыли в воздухе и присвоение ему показателя состояния $p=0{,}25$. Оправданность данного подхода с учетом описанных недостатков определяется возможностью вести мониторинг качества атмосферного воздуха над неорганизованным источником пыли на основе легко выполнимых измерений одной лишь скорости ветра (при условии сухой погоды и при наличии почвенных констант уравнения ветровой эрозии). Его достоинство состоит также в том, что он позволяет учесть нелинейный характер зависимости запыленности воздуха от скорости ветра. Кроме того, он обеспечивает возможность учета показателя запыленности воздуха при проведении комплексной оценки состояния компонентов окружающей среды.

Вывод и применение моделей биологического роста

Вывод простейшей модели биологического роста

Экологическая оценка состояния компонентов окружающей среды основывается на количественном исследовании и интерпретации отклика экосистемы на внешние воздействия или отклика модели экосистемы, получаемого в ходе биотестирования. Надежность оценки существенно возрастает если при интерпретации отклика используются теоретически обоснованные модели биороста. Считается [16], что наиболее общая из базовых моделей биороста выведена Мальтусом. Она основана на предположении о неограниченности пищевых ресурсов и линейном характере скорости биологического роста. Интегрирование этой модели привело к экспоненциальной модели продуктивности, которая не всегда подтверждается. Дополнение исходных посылок предположением о нелинейном увеличении скорости роста позволило Ферхюльсту получить модель, более близкую к действительности [16]. Недостатком его модели применительно к задачам оценки состояния почв, например, под многолетними насаждениями, является то, что в ней прямо не учитывается время.

Построим модель биороста, учитывающую время, исходя из предположения о том, что текущая биомасса в экосистеме является результатом одновременного протекания разнообразных процессов, часть из которых приводит к росту биомассы, другая часть – к убыванию. Будем считать, что с течением времени t биомасса q, имеющая некоторое начальное значение t_0 в момент времени q_0, изменяется со скоростью

$$\frac{d(q-q_0)}{dt}=\frac{\kappa^2(q-q_0)}{t^2}-\frac{\beta^2(q-q_0)}{t}. \quad (5)$$

Это дифференциальное уравнение с разделяющимися переменными в котором первое слагаемое в правой части характеризует скорость прироста биомассы, а второе – скорость ее убыли. Соответственно, κ^2 и β^2 – коэффициенты скорости прироста и скорости убыли биомассы, которые, очевидно, являются положительными величинами. Проведем разделение переменных в (5):

$$\frac{d(q-q_0)}{(q-q_0)}=\left(\frac{\kappa^2}{t^2}-\frac{\beta^2}{t}\right)dt$$

и проинтегрируем его:

$$\ln(q-q_0)=-\frac{\kappa^2}{t}-\beta^2\ln t+\ln C.$$

Здесь C – константа интегрирования. Потенцирование этого уравнения дает

$$q-q_0=C\frac{1}{t^{\beta^2}}\exp\left(-\frac{\kappa^2}{t}\right).$$

Перенос q_0 в правую часть и замена $\beta^2=b$, $\kappa^2=k$ приводят к уравнению:

$$q=q_0+C\frac{1}{t^b}\exp\left(-\frac{k}{t}\right). \quad (6)$$

Это уравнение представляет собой уравнение базовой модели продуктивности. Модель описывает изменение с течением времени *t* биомассы *q*, имеющей в момент времени t_0 некоторое начальное значение q_0. Модель содержит две константы, *k* и *b*, имеющие ясный смысл: соответственно, коэффициентов прироста и убывания биомассы. Постоянная величина *C* представляет собой константу интегрирования. Константы модели находятся составлением и решением системы из четырёх уравнений (6) для четырёх значений *q*, найденных опытным путём для четырёх моментов времени *t*. Если начальное значение биомассы q_0 пренебрежимо мало в рамках масштабов изучаемого явления, можно, приняв $q_0=0$, ограничиться системой из трёх уравнений.

Прежде, чем использовать полученную модель в качестве основы при оценке состояния по результатам интерпретации динамики роста, необходимо её исследовать и убедиться в её применимости к исследованию динамики биосистем разного уровня.

Вычисление констант модели по трем опытным точкам

Покажем, что коэффициенты модели (6) могут быть вычислены по трем опытным точкам (при допущении $q_0=0$), то есть, по результатам экспериментального определения биомассы для трёх моментов времени *t*, один из которых должен соответствовать максимуму функции (6), или быть как можно ближе к нему, а два других – располагаться по обе стороны от максимума:

$$\begin{array}{ccc} t_1 & t_2 & t_3 \\ q_1 & q_{max} & q_3. \end{array}$$

Имея эти значения, составили систему из трёх уравнений (6) и нашли её решения методом замены переменных Гаусса.

Для этого уравнение (6) прологарифмировали:

$$\ln q = \ln C - b \ln t - \frac{k}{t},$$

и переопределили в полученном уравнении переменные ($k=Y$; $b=Z$; $\ln C=N$) и записали его для трёх моментов времени:

$$\begin{cases} \ln q_1 = -\dfrac{Y}{t_1} - Z \ln t_1 + N \\ \ln q_2 = -\dfrac{Y}{t_2} - Z \ln t_2 + N \\ \ln q_3 = -\dfrac{Y}{t_3} - Z \ln t_3 + N \end{cases}.$$

Снова переопределили переменные

$$-\frac{1}{t_1} = a_1 \quad -\ln t_1 = b_1 \quad \ln q_1 = c_1$$

$$-\frac{1}{t_2} = a_2 \quad -\ln t_2 = b_2 \quad \ln q_2 = c_2$$

$$-\frac{1}{t_3} = a_3 \quad -\ln t_3 = b_3 \quad \ln q_3 = c_3$$

и подставили их в уравнения системы:

$$\begin{cases} a_1 Y + b_1 Z + N = c_1 \\ a_2 Y + b_2 Z + N = c_2 \\ a_3 Y + b_3 Z + N = c_3 \end{cases}.$$

Результат решения:

$$N = \frac{c_3 a_1 b_2 - c_3 b_1 a_2 - c_1 a_3 b_2 - c_2 a_1 b_3 + c_2 b_1 a_3 + c_1 a_2 b_3}{b_2 a_1 - b_1 a_2 - a_3 b_2 - b_3 a_1 + b_1 a_3 + a_2 b_3},$$

$$C = e^N.$$

$$Z = \frac{c_2 a_1 - c_1 a_2 + N(a_2 - a_1)}{b_2 a_1 - b_1 a_2}.$$

$$Y = \frac{c_1 - N - b_1 Z}{a_1}$$

Использованный метод полезен тем, что позволяет вычислить коэффициенты модели (6) по трем парам экспериментальных данных «время-рост», что бывает особенно полезно в случае ограниченного количества экспериментальных точек. При этом линия графика уравнения (6), проходящая точно через эти три точки, не обязательно будет оптимальной применительно к остальным экспериментальным точкам (если они имеются).

Формулы, полученные методом замены переменных, полезны также в качестве инструмента предварительного определения приближенных значений констант уравнения (6), точное значение которых вычисляют по способу наименьших квадратов с использованием пакетов прикладных программ для ПЭВМ в случае достаточного количества экспериментальных точек.

Полностью определённое уравнение (6) модели биологического роста может быть теперь исследовано методами, изложенными ниже.

Исследование модели

Задачей исследования является выявление особых точек на основе анализа производных. Для иллюстрации исследования воспользуемся описанием с помощью модели (6) роста культуры кишечной палочки на питательной среде, содержащей сахара (по материалам *рис. 1.2* со стр. 54 в работе [17]).

Теоретическая кривая численности популяции *q* кишечной палочки найдена при допущении

q_0=*0,01* и при значениях констант, *C=exp(22,16)*, *b=5,87*, *k=116,0145*, вычисленных по трем парам значений «время-численность» (седьмой, тринадцатой и четырнадцатой во временном ряду). График (*рис. 5*) теоретической кривой соответствует представлениям о кривых роста, имеющих форму деформированного колокола [16, 18].

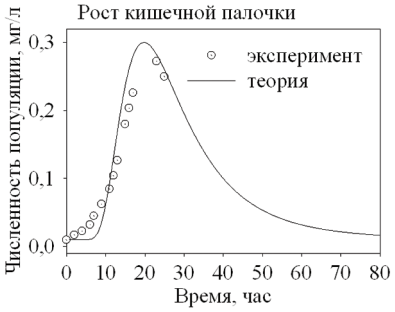


Рис. 5. ***Моделирование роста культуры кишечной палочки на основе уравнения*** *(6).*

Первая производная от функции роста (6) по времени имеет вид:

$$\frac{dq}{dt} = Ce^{-\frac{k}{t}} t^{-b-2} \left(k - bt\right)$$

Время достижения максимума роста культуры кишечной палочки на субстрате из сахаров при значениях констант *C=exp(22,16)*, *b=5,87*, *k=116,0145*, может быть найдено графически, как точка пересечения графиком уравнения первой производной абсциссы (*рис. 6*).

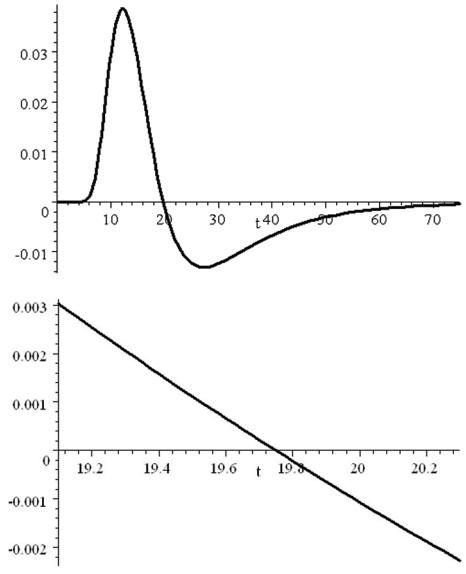


Рис. 6. ***График уравнения первой производной от численности популяции кишечной палочки по времени при значениях параметров*** (верху – на интервале от 0 до 74, внизу – на интервале от 19,2 до 20,2): *C=exp(22,16), b=5,87, k=116,0145.*

Аналитическое решение задачи о времени достижения максимума роста имеет вид:

$$t = \frac{k}{b}. \qquad (7)$$

То есть, время достижения максимума роста численно равно отношению коэффициента скорости прироста биомассы в этом уравнении к коэффициенту скорости её убывания.

В нашем случае роста культуры кишечной палочки уравнение (7) дает время достижения максимума роста:

$$t = \frac{116,0145}{5,87} = 19,75 \text{ час.}$$

Легко убедиться, что аналитическое решение совпадает с графическим (*рис. 6*).

Вторая производная от функции роста (6) по времени имеет вид:

$$\frac{d^2q}{dt^2} = Ce^{-\frac{k}{t}} t^{-b-4} \left[k^2 - 2\left(b+1\right)kt + b\left(b+1\right)t^2\right].$$

Решения этого уравнения, дающие точки перегибов графика функции (6), имеют вид:

$$t_{1,2} = \frac{k\left(b+1 \pm \sqrt{b+1}\right)}{b^2+b}. \qquad (8)$$

Построив график (*рис. 7*) уравнения второй производной по материалам, характеризующим рост культуры кишечной палочки, и найдя графические решения этого уравнения, легко убедиться, что они совпадают с аналитическими (t_1=*12,217* и t_2=*27,282*).

Третья производная от (6) по времени имеет вид:

$$\frac{d^3q}{dt^3} = Ce^{-\frac{k}{t}} t^{-b-6} \left[k^3 - 3k^2\left(b+2\right)t + \left(b^2+3b+2\right)\left(3kt^2 - bt^3\right)\right]$$

Решения этого уравнения дают точки наибольшей выпуклости и наибольшей вогнутости графика функции (6). Построив график (*рис. 8*) уравнения (34) по материалам, характеризующим рост культуры кишечной палочки, и найдя графические решения этого уравнения, легко убедиться, что они совпадают с аналитическими (t_1=*8,9, и* t_2=*16,1* и t_3=*34,2*).

Отсутствие среди решений точки наибольшей выпуклости, ожидаемой правее точки макси-

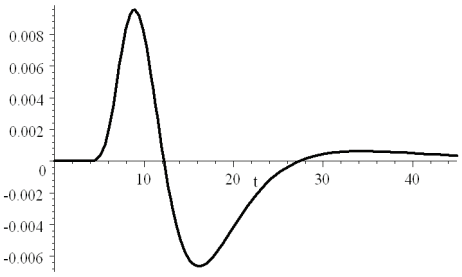


Рис. 7. ***График уравнения второй производной от численности популяции кишечной палочки по времени q при t значениях параметров:*** *C=exp(22,16), b=5,87, k=116,0145.*

мума (*рис. 7*), указывает на существование излома функции в точке максимума.

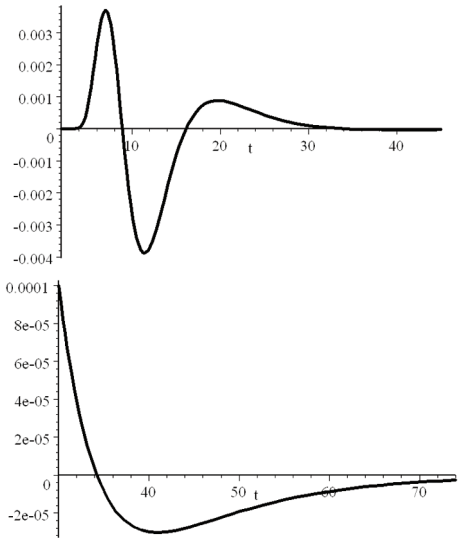


Рис. 8. ***График уравнения третьей производной от численности популяции кишечной палочки q по времени t при значениях параметров*** *(в верху* – на интервале от 0 до 44, внизу – на интервале от 30 до 74*): C=exp(22,16), b=5,87, k=116,0145.*

Таким образом, согласно результатам анализа уравнения (6), графику изменения роста со временем (на примере роста культуры кишечной палочки) присущи следующие особые точки (*табл. 7, рис. 9*):

Таблица 7

Особые точки и их значения на примере роста культуры кишечной палочки

№	*Название*	t_i
1	Левая точка наибольшей вогнутости	8,9
2	Левая точка перегиба	12,2
3	Левая точка максимума выпуклости	16,1
4	Точка максимума функции	19,8
5	Правая точка перегиба	27,3
6	Правая точка наибольшей вогнутости	34,2

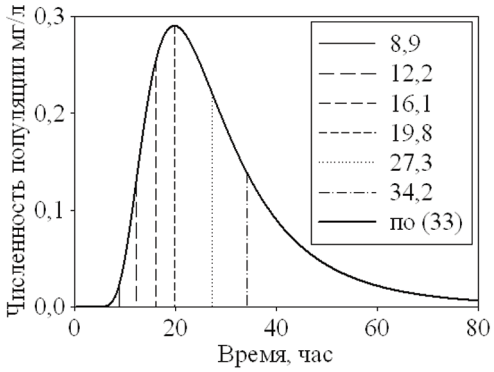


Рис. 9. ***График уравнения роста (6) на примере роста культуры кишечной палочки, с выявленными особыми точками*** *(табл. 7).*

Поскольку масштабы осей координат на графиках различаются в тысячи раз (взяты для наглядности) визуальные оценки особых точек являются смещенными. Точка максимума, определяемая уравнением (7), характеризует время достижения наибольшего значения показателя роста. Две точки перегиба (перехода от вогнутости к выпуклости слева от максимума и от выпуклости к вогнутости – справа от максимума), а также две точки наибольшей вогнутости и одна точка наибольшей выпуклости, фиксируют моменты наступления изменений в скоростях и ускорениях роста, происходящих с течением времени.

Все перечисленные особые точки являются функциями двух постоянных, *k* и *b*, имеющих смысл, соответственно, коэффициента скорости прироста биомассы и коэффициента скорости убывания биомассы, и постоянной интегрирования *C*. Для нахождения этих точек, и, следовательно, полного описания функции биороста, необходимы данные измерений *q* для не менее, чем четырёх (при допущении $q_0=0$ – трёх), моментов времени *t*.

Вывод кинетической модели биологического роста

При построении кинетической модели биологического роста исходили из представления о том, что основой биороста являются химические превращения, идущие в клетке, и что они описываются брутто химической и биохимической реакциями. Уравнения, описывающие изменение биомассы и массы -того компонента основаны на балансовых соотношениях изменения массы без учета миграции.

Согласно формулировке закона сохранения массы изменение клеточной биомассы в единице объема в единицу времени равно скорости изменения этой массы. Полагая, что скорость изменения биомассы пропорциональна самой биомассе, получили уравнение:

$$\frac{dq}{dt} = f\left(c_i\right)q, \qquad (9)$$

где *q* – клеточная биомасса, c_i – концентрация *i-ых* компонентов, $f(c_1...c_i...c_N)=f(c_i)$ – константа скорости массообразования, *N* – число компонентов в системе.

Изменение массы *i*-того компонента в единице объема в единицу времени равно скорости массообразования во всех реакциях, то есть, в биохимической и химической реакциях. Предполагая, что скорость массообразования *i*-того компонента в биохимической реакции пропорциональна концентрации c_i, получили систему уравнений

$$\frac{dqc_i}{dt} = \frac{m_i}{\rho}\left(\nu_i'' - \nu_i'\right)\varepsilon q + c_i f\left(c_i\right)q$$

Здесь m_i – молекулярная масса компонента, ε – скорость брутто-реакции, ρ – плотность среды.

Дифференцируя левые части этих уравнений, с учетом (9), получили автономную систему, описывающую рост микробной биомассы

$$\begin{cases} \dfrac{dq}{dt} = f(c_i)q. & (10) \\ \dfrac{dc_i}{dt} = \dfrac{m_i}{\rho}(\nu_i'' - \nu_i')\varepsilon \quad (i = 1,\ldots,N) & (11) \end{cases}$$

Дальнейшее решение системы связано с конкретизацией функции $f(c_i)$, которая конструируется из следующих соображений. Поскольку изменение биомассы происходит без изменения внешнего давления, и плотности, то биохимическая реакция протекает вблизи равновесия, то есть пропорциональна

$$\left(K_{\bar{o}} \prod_{i=1}^{N} c_i^{\mu_i} - B \prod_{i=1}^{N} c_i^{\mu_i} \right) \Phi \quad \text{и} \quad \frac{\varepsilon}{\rho}.$$

В этих уравнениях: μ_i', μ_i'' – стехиометрические коэффициенты компонентов до и после биохимической реакции, $(i=1,...,N)$, $K_б$ – константа прямой реакции, B – константа обратной реакции.

Имея в виду, что малые концентрации компонентов субстрата оказывают конечное воздействие на клеточную биомассу, предположили, что $f(c_i)$ пропорционально также выражению

$$\left[\sum \frac{\mu_i' - \mu_i''}{c_i} m_i (\nu_i'' - \nu_i') \right] \frac{\varepsilon}{\rho \prod_{i=1}^{N} c_i^{\mu_i''}}.$$

С учетом сказанного $f(c_i)$ для i, пробегающего j значений, приняло вид

$$f(c_j) = \left\{ \left[-K_{\bar{o}} \prod_{j=1}^{N} c_j^{(\mu_j' - \mu_j'')} \right] + B \right\} \left[\sum \frac{\mu_j' - \mu_j''}{c_j} m_j (\nu_j'' - \nu_j') \right] \frac{\varepsilon}{\rho} \qquad (12)$$

После этого каждое из N уравнений разделили на c_i, умножили на μ_i', μ_i'' и просуммировали. В результате получили:

$$\frac{d\left(\sum_{j=1}^{N} \ln c_j^{\mu_j' - \mu''} \right)}{dt} = \frac{d\left(\ln \prod_{j=1}^{N} c_j^{\mu_j' - \mu_j''} \right)}{dt} = \sum_{j=1}^{N} \frac{\mu_j' - \mu_j''}{c_j} m_j (\nu_j'' - \nu_j') \frac{\varepsilon}{\rho}$$

Уравнение (9), записанное с учетом (12), разделили на последнее уравнение и, введя обозначение

$$\prod_{i=1}^{N} c_i^{(\mu_i' - \mu_i'')} = Z,$$

получившееся уравнение, которое имеет решение вида $q = Ce^{-K_б Z} Z^B$, (13)

проинтегрировали. Здесь C константа интегрирования.

Вернувшись от Z к исходным переменным, нашли решение для q в фазовом пространстве

$$q = Ce^{-K_б \prod_{j=1}^{N} c_j^{(\mu_j' - \mu_j'')}} \left(\prod_{j=1}^{N} c_j^{(\mu_j' - \mu_j'')} \right)^B. \qquad (14)$$

Для того, чтобы конкретизировать это уравнение вернулись к рассмотрению исходной системы уравнений. Каждое уравнение этой системы разделили на множитель перед и из полученного уравнения для i-го компонента вычли уравнение для первого компонента. В результате получили систему из $N-1$ уравнений, которые с учетом начальных c_i° имеют первые интегралы вида:

$$c_i - c_i^\circ = \Phi_i \left(c_1 - c_1^\circ \right), \text{ где } \Phi_i = \frac{m_i (\nu_i'' - \nu_i')}{m_1 (\nu_1'' - \nu_1')}.$$

Отсюда следует, что все концентрации c_i можно выразить через концентрацию c_1, которая определяется из уравнения:

$$\frac{dc_1}{dt} = m_1 (\nu_1'' - \nu_1') k_1 c_1 = -\varphi c_1.$$

Здесь $m_1 (\nu_1'' - \nu_1') k_1 = -\varphi$, $\varepsilon / \rho = k_1 c_1$.

После интегрирования получили: $c_1 = c_1^\circ e^{-\varphi t}$.

Подставив это решение в уравнения для концентрации c_i, получили: $c_i = c_i^\circ - \Phi_i c_1^\circ (1 - e^{-\varphi t})$.

Воспользовавшись представлением о том, что при наличии достаточного времени $(t \to \infty)$ реагент израсходуется $(c_i \to 0)$, из этого уравнения получили: $c_i^\circ = \Phi_i c_1^\circ$.

В таком случае для реагентов получили:

$c_i = \Phi_i c_1^\circ - \Phi_i c_1^\circ (1 - e^{-\varphi t}) = \Phi_i c_1^\circ (1 - 1 + e^{-\varphi t}) = \Phi_i c_1^\circ e^{-\varphi t}$.

Поскольку для продуктов при $t=0$ и $c_i^\circ = 0$, для c_i получили: $c_i = -\Phi_i c_1^\circ (1 - e^{-\varphi t})$.

Использовав найденные значения c_i для реагентов и продуктов, получили:

$$q = Ce^{-K_б \prod_{i=1}^{N} \frac{\left(\Phi_i c_1^\circ e^{-\varphi t} \right)^{\mu_i'}}{\left[-\Phi_i c_1^\circ \left(1 - e^{-\varphi t} \right) \right]^{\mu_i''}}} \left(\prod_{i=1}^{N} \frac{\left(\Phi_i c_1^\circ e^{-\varphi t} \right)^{\mu_i'}}{\left[-\Phi_i c_1^\circ \left(1 - e^{-\varphi t} \right) \right]^{\mu_i''}} \right)^B.$$

Расписав в этом уравнении произведения и, введя обозначения

$$D = K_{\bar{o}} \prod_{i=1}^{N} \frac{\Phi_i^{\mu_i'}}{(-\Phi)^{\mu_i''}} > 0; \quad C \prod_{i=1}^{N} \frac{\Phi_i^{\mu_i' B}}{(-\Phi_i)^{\mu_i'' B}} = E;$$

$$\sum (\mu_i'' - \mu_i') = \kappa; \quad \sum \mu_i'' = \alpha > 0; \quad \varphi \sum \mu_i' = \delta > 0;$$

$\kappa B = \lambda$; $\alpha B = \beta$; $\delta B = \gamma$, получили:

$$q = Ee^{-\frac{D}{\left(c_1^\circ \right)^\kappa} \frac{e^{-\delta t}}{\left(1 - e^{-\varphi t} \right)^\alpha}} \frac{1}{\left(c_1^\circ \right)^\lambda} \frac{e^{-\gamma t}}{\left(1 - e^{-\varphi t} \right)^\beta}. \qquad (15)$$

Исследование этой функции, описывающей изменение клеточной биомассы во времени, показывает, что она имеет максимум и стремится к нулю и при $t \to 0$ и при $t \to \infty$. Ее графиком является кривая в виде деформированного колокола.

Так как характерное время химической реакции, обеспечивающей биологический рост, много меньше единицы, произведения φt, γt, δt также много меньше единицы, что позволяет разложить экспоненты в (15) в ряды Тейлора с целью последующего его упрощения. Сохраняя главные члены от времени, формулу (15) привели к виду:

$$q = Ce^{-\frac{K}{\left(c_1^\circ\right)^\kappa}\frac{1}{t^\alpha}} \frac{1}{\left(c_1^\circ\right)^\lambda}\frac{1}{t^\beta}, \qquad (16)$$

Здесь $-K = -\frac{D}{\varphi^\alpha}$ и $C = \frac{E}{\varphi^\beta}$.

Объединив в (16) константы, включая начальные концентрации c_1°, получили:

$$q = C^* \frac{1}{t^\beta}\exp\left(-\frac{K^*}{t^\alpha}\right), \qquad (17)$$

где $C^* = C\frac{1}{\left(c_1^\circ\right)^\lambda}$, $K^* = -\frac{K}{\left(c_1^\circ\right)^\kappa}$.

В предположении, что $\alpha = 1$, $q_0 = 0$ и при условии замены $C^* = C$, $\beta = b$, $K^* = k$ это уравнение совпадает с (6). То есть, при фиксированной начальной концентрации ведущего компонента субстрата уравнение динамики биологического роста имеет вид (6).

Кинетическая модель при одном ведущем компоненте субстрата

Зафиксировав время наблюдения над ростом биологического объекта, $t = const$, и объединив константы в (16), в предположении, что $\kappa = 1$ и при условии замены $c_1^\circ = c$, $K = M$ получили

$$q = Ac^{-\lambda}e^{-\frac{M}{c}}, \qquad (18)$$

где $A = Ce^{\frac{1}{t^\alpha}}\frac{1}{t^\beta}$.

Уравнение (18) описывает биологический рост q в фазовом пространстве его зависимости от начальной концентрации ведущего компонента субстрата c для любого фиксированного времени от начала роста t.

Константы уравнения (18), находимые из эксперимента, являются свертками констант множества уравнений, приведенных выше, и имеют следующий смысл: A – коэфф., масштабирующий значение показателя роста q; λ – коэфф. скорости уменьшения q с увеличением начальной концентрации c ведущего компонента субстрата; M – коэфф. скорости увеличения q с увеличением c. Коэффициенты уравнения (18) могут быть вычислены по трем парам опытных значений роста q в зависимости от начальной концентрации ведущего компонента c или найдены методом наименьших квадратов (при наличии более, чем трех пар опытных данных).

Качество модели (18) проверено подгонкой к опытным данным [19], взятым при фиксированных значениях времени. Показателем роста q в этих опытах были выражаемые в долях единицы значения оптической (при длине волны 600 нм) плотности субстратов с растущими в ячейках планшета в анаэробных условиях микроорганизмами (*рис. 10*). Рост анаэробных микроорганизмов авторы [19] инициировали добавкой питательного субстрата к пробам грунтовой воды, взятым с участка, загрязненного соединениями урана. Требуемые концентрации ведущего компонента (соединений урана) в относительных единицах (в диапазоне от 1 до 1/512) авторы [19] получали последовательным разведением исходной пробы чистой водой в пропорции 1:1. По этим материалам уравнение (18) проверяли на выборках из этого массива (*рис. 10*) по критерию одинаковой продолжительности наблюдения (от 10 до 70 часов с шагом в 10 часов).

Исследование уравнения (18) показало, что при равенстве независимой переменной нулю его правая часть не существуют, в то же время при стремлении независимой переменной к нулю правая часть существуют, но стремятся к нулю, что не противоречит общебиологическим представлениям. Графики уравнений (18) для разных t, имеющие вид деформированного колокола (*рис. 10*), характеризуются шестью особыми точками (*табл. 8, табл. 9*), находимыми исследованием производных общепринятыми методами математического анализа, в нашем случае – с использованием пакета прикладных программ [20].

Абсциссы особых точек делят ось начальных концентраций ведущего компонента субстрата на семь диапазонов, различающихся собственным для диапазона сочетанием состояний «макрокинетических» показателей биологического роста (q, dq/dc, d^2q/dc^2) в фазовом пространстве зависимости роста от начальной концентрации ведущего компонента (*табл. 8*), отличающим его от других диапазонов. Каждый из этих «макрокинетических»

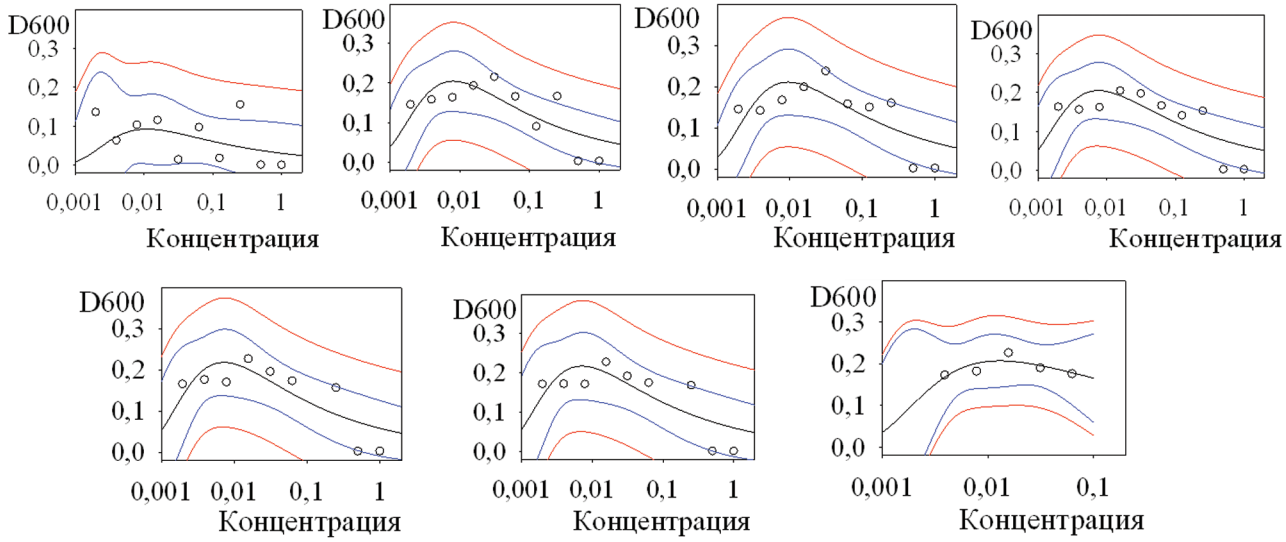


Рис. 10. ***Зависимость роста анаэробных микробов от концентрации ведущего компонента субстрата:*** слева направо, сверху вниз для семи выборок из [18] по критерию продолжительности роста в часах: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70.

Таблица 8

Кинетические характеристики зависимости q = f(c)

Концентрация – особая точка	*Диапазон*	*q*	*dq/dc*	d^2q/dc^2
c_0 – начала наблюдения	$c_0 < c \le c_1$	+↑	+↑	+↑
c_1 – наибольшей вогнутости слева от максимума	$c_1 < c \le c_2$	+↑	+↑	+↓
c_2 – перегиба слева от максимума	$c_2 < c \le c_3$	+↑	+↓	–↓
c_3 – наибольшей выпуклости слева от максимума	$c_3 < c \le c_4$	+↑	+↓	–↑
c_4 – максимума	$c_4 < c \le c_5$	+↓	–↓	–↑
c_5 – перегиба справа от максимума	$c_5 < c \le c_6$	+↓	–↑	+↑
c_6 – наибольшей вогнутости справа от максимума	$c_6 < c$	+↓	–↑	+↓

q – показатель микробного роста, *dq/dc* – «скорость» изменения *q* при изменении *c*, d^2q/dc^2 – «ускорение» изменения *q* при изменении *c*, «+» – функция положительна, *c*, «–» – функция отрицательна, ↑ – функция растет, ↓ – функция убывает.

показателей является функцией, которая в каждом указанном диапазоне концентраций может быть либо положительной либо, отрицательной (кроме *q*, которая всегда положительна) и либо возрастающей, либо убывающей. Поскольку эти функции, демонстрирующие закономерные изменения в макроскопических показателях роста, вызванные изменением начальных концентраций ведущего компонента субстрата, в свою очередь закономерно изменяются с переходом границ диапазонов начальных концентраций ведущего компонента, эти диапазоны можно считать показательными для характеристики состояния растущих организмов. Эти шесть особых точек делят ось начальных концентраций ведущего компонента на семь диапазонов с качественно сходными показателями биологического отклика на воздействие ведущего компонента в пределах этих диапазонов. Это дает основание рассматривать особые точки в качестве естественных границ категорий состояния.

В нашем примере для каждой выборки особые точки успешно установлены и могут служить основой нормирования (*табл. 9*). Однако результат такого нормирования имеет ограниченную полезность, поскольку одинаковые по макрокинетике диапазоны для разных кривых (выборок) не совпадают, так как не совпадают ограничивающие их особые точки. Поскольку этот результат, соответствующий современным представлениям о закономерностях формирования биоотклика на воздействие, получен в рамках применения

Таблица 9

Коэффициенты уравнения (18) и особые точки графика q = f(c)

t, *час*	*A*	λ	*M*	*R*	c_1	c_2	c_3	c_{max}	c_5	c_{16}
10	0,030	0,32	0,009	0,4	0,0007	0,0014	0,0022	0,0110	0,0205	0,0301
20	0,057	0,33	0,0027	0,8	0,0005	0,0011	0,0017	0,0081	0,0151	0,0220
30	0,065	0,32	0,0031	0,8	0,0006	0,0013	0,0019	0,0096	0,0179	0,0262
40	0,063	0,30	0,0023	0,8	0,0004	0,0009	0,0015	0,0076	0,0142	0,0208
50	0,058	0,34	0,0024	0,8	0,0005	0,0010	0,0015	0,0072	0,0134	0,0195
60	0,062	0,32	0,0023	0,8	0,0004	0,0009	0,0014	0,0072	0,0134	0,0197
70	0,110	0,19	0,0025	0,7	0,0005	0,0011	0,0017	0,0132	0,0253	0,0374

макрокинетической модели, решение проблемы обобщения кривых также найдено в рамках этой модели, что служит еще одним подтверждением ее справедливости.

Обобщенная кинетическая модель биологического роста при одном ведущем компоненте субстрата

Проблема обобщения была успешно решена в результате вывода из (18) уравнения более общего вида

$$y = x^{-\Lambda} e^{\left(\Lambda - \frac{\Lambda}{x}\right)}, \quad (19)$$

в котором $y = \frac{q_i}{q_{\max}}, \; x = \frac{c_i}{c_{\max}},$

Λ – константа, получаемая из опытных данных после их преобразования в нормированные, c_{max} – концентрация, при которой достигается q_{max} при выбранном фиксированном времени наблюдения (*табл. 8*). В новых переменных одинаковые особые точки для всех семи выборок по критерию общего времени роста практически совпали и расположились на теоретической кривой (19) при Λ = 0,3048 (*рис. 11*).

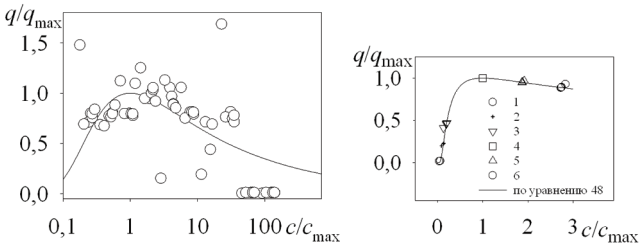


Рис. 11. ***Зависимость роста анаэробных микробов от концентрации ведущего компонента субстрата*** для семи выборок из [19] по критерию времени роста в нормированных переменных на графике уравнения (19) при Λ= 0,2918 (слева); группировка шести видов особых точек для семи выборок в нормированных переменных на графике уравнения (19) при Λ= 0,3048 (справа).

Возможности приложения показателя состояния

Обобщение сведений о функции показателя состояния

Разработанная методика оценки состояния и нормирования качества почвы, испытывающей нагрузку, является результатом развития общепринятого подхода, основанного на анализе и интерпретации зависимости «доза – эффект», где под «дозой» понимается количественная мера нагрузки, а под «эффектом» – количественная мера функционирования почвы или ее воздействия на живые организмы. Отличие методики от всех известных состоит в способе введения показателя состояния и нахождения его аналитического выражения. Показатель состояния введен как самостоятельное свойство почвы, имеющее количественную меру и изменяющееся в единице объема почвы в соответствии с законами сохранения в результате возникновения на месте и поступления извне. Показатель состояния, наделяемый вероятностными свойствами, изменяется от нуля, что соответствует фоновому состоянию экосистемы, до единицы, что соответствует ее состоянию, нарушенному до почти полной утраты жизнеспособности и необратимости изменения в рассматриваемом масштабе времени.

В соответствии с данным определением, при нахождении аналитического выражения для показателя состояния использован обычный в механике балансовый метод анализа. На его основе выведена функция состояния почвы, которая является функцией от функции отклика почвы на нагрузку. Для нахождения параметров функции состояния почвы необходимы либо уравнение функции отклика почвы на нагрузку, либо экспериментальные значения функции отклика при известных значениях нагрузки.

При выведении уравнения функции состояния остановились на простейшей из возможных его форм. В результате получили двухпараметрическую s-образную функцию, изменяющуюся от нуля до единицы. Поэтому для нахождения параметров уравнения функции состояния необходимы, как минимум, два его значения при двух значениях аргумента. Аргументом в данном случае являются значения функции отклика на нагрузку. В общем случае это могут быть произвольные значения, но на практике достаточно строго определенными чаще всего оказываются лишь два значения функции отклика – на пороговую нагрузку и нагрузку максимально токсичного действия. В дальнейшем, при необходимости повышения точности оценки состояния применительно к системам, имеющим сложный, например, ступенчатый характер функции отклика на нагрузку, предложенный метод предусматривает возможность выведения функции состояния иного вида, с числом параметров, превышающим два. Это может быть достигнуто увеличением числа учитываемых членов разложения в ряд Тейлора. Чем больше число параметров, тем больше значений функции отклика на нагрузку понадобится для их идентификации, но в любом случае форма уравнения функции отклика и получаемая на ее основе оценка состояния свободны от произвола.

Свобода от произвола, а также вероятностный характер функции состояния обеспечивают сопоставимость оценок состояния под разными

нагрузками и возможность совместного учета откликов на разные нагрузки – возможность комплексной оценки состояния. Показано, что комплексная оценка состояния может быть получена обобщением индивидуальных оценок по правилам теории вероятностей. При этом оказалось, что комплексная оценка состояния больше любой индивидуальной. Этот вывод ограничен предположениями об аддитивности индивидуальных реакций на нагрузки и об отсутствии их несовместности.

Свойства функции состояния позволяют ввести на ее основе равномерную шкалу качества почвы из любого числа классов или категорий качества. Исходя из соображений преемственности и удобства пользования, выбрали пятибалльную шкалу качества почвы под нагрузкой. Почвам, измененным до неприемлемого, устанавливаемого объективными методами биотестирования и биодиагностики, состояния, в том числе и до невозможности возвращения в исходное состояние в рассматриваемом масштабе времени, то есть, имеющим показатель состояния равный единице, присвоили пятый балл качества. Почвам, по крайней мере, не ухудшившимся под действием нагрузки, а в некоторых случаях даже улучшившимся, или не изменившимся по сравнению с фоновыми, присвоили первый балл качества.

Выбор пятибалльной шкалы качества предопределил цену деления показателя качества на шкале показателя состояния, равную 0,25, и граничные значения категорий качества, кратные этой величине. Таким образом, почвы не измененные, или подвергшиеся обратимым изменениям, отнесены в первые четыре категории качества согласно величинам показателя состояния, а подвергшиеся неприемлемым изменениям, в том числе и необратимым, показатель состояния которых равен единице, – в пятую категорию качества.

Параметризация функции состояния основана на использовании экспериментальных или теоретических значений функции отклика. Показано, что применительно к почве функция отклика может быть получена не только прямыми наблюдениями отклика биоты или собственно почвы на нагрузку, но и методами биодиагностики в водных средах с использованием вытяжек из почвы. Тем самым экспериментально подтверждена возможность прямого применения разработанной методики к оценке состояния водных сред – водоемов с условно неподвижной водой (прудов, озер, водохранилищ). Показано также, что с использованием свойств уравнения выдувания эта же методика может быть прямо применена к оценке состояния и нормированию качества запыленного атмосферного воздуха. Таким образом, открывается возможность наряду с оценкой состояния отдельных компонентов окружающей среды проводить ее комплексную оценку по единой методике в рамках единой шкалы качества.

Предложенная методика экологической оценки состояния почвы под нагрузкой в наибольшей степени соответствует требованиям биологического подхода к нормированию [1, 3, 4] поскольку опирается на добываемые в рамках биологического подхода границы между областями нормального и патологического функционирования почвы, называемые экологически допустимыми уровнями нарушающих воздействий (нагрузки). В данном случае это нижний и верхний граничные уровни допустимой нагрузки, которые используются для определения параметров функции состояния почвы. При этом, в отличие от известных подходов, функция состояния почвы выводится в рамках законов сохранения, а ее параметры находятся методом составления и решения системы из двух уравнений этой функции – по числу граничных уровней нагрузки. Кроме того, согласно требованиям биологического подхода она проводится по комплексу биологических показателей, в качестве которых выступают значения функции состояния в функции отклика со стороны почвы, либо компонентов почвенной биоты или тест-организмов на разные виды нагрузки. В то же время, найденные в рамках развиваемого подхода решения позволяют перевести экологическую оценку состояния и нормирование качества почвы в пространство абиотических факторов (показателей нагрузки), что существенно облегчает ее практическое применение.

Найденные в рамках развиваемого подхода решения в принципе применимы и к оценке экорисков. Для этого в качестве аргумента функции состояния должна использоваться функция отклика не на дозу нагрузки, а на токсо-дозу, то есть достаточно продолжительную экспозицию под нагрузкой известной дозы, которая равна дозе нагрузки, умноженной на длительность ее воздействия [6]. Таким образом, в техническом плане оценка экорисков сводится к той же оценке состояния, но базироваться она должна не на функции отклика на дозу, а на функции отклика на экспозицию при данной дозе.

В действительности этому требованию отвечают те оценки состояния, что произведены с использованием откликов, формирование которых требует достаточно длительной экспозиции, хотя и не указываемой явно. Например, такие отклики

на концентрацию загрязнителя в почве, как мощность лесной подстилки, микробиологическая и биохимическая активность почвы, продуктивность биоты, показатели разнообразия ее видового состава и им подобные характеристики могут служить основой оценки экологического риска с использованием методики оценки состояния почвы. Как и в случае с оценкой состояния почвы, оценка экорисков может быть перенесена в пространство абиотических факторов и времени их действия, что существенно облегчит ее использование.

Предложенный показатель состояния почвы обладает свойствами, позволяющими получать объективную оценку состояния почвы под множеством разнокачественных нагрузок. Его аналитическое выражение может быть усовершенствовано по мере усложнения формы отклика «доза – эффект», а также с учетом взаимозависимости между откликами на разные нагрузки.

Применение функции показателя состояния при эколого-экономической оценке почв

Экономическая оценка земель сельскохозяйственного назначения определяется стоимостью производимой продукции, которая зависит от количества и качества урожая. Ее разновидность, кадастровая оценка, в конечном счете, определяется плодородием почвы, загрязнение которой должно учитываться автоматически, через снижение урожайности. Однако кадастровая оценка проводится на расчетной основе и загрязнение почвы, имеющее локальный характер, в ней не учитывается. Рассмотрим возможный способ учета влияния степени загрязненности на экономическую оценку почвы, то есть метод эколого-экономической оценки почв сельхозугодий.

Изменения количества и качества урожая, в том числе и под воздействием загрязнения почвы, должны приводить к пропорциональному изменению ее экономической оценки, а коэффициент пропорциональности может служить в качестве поправочного при кадастровой оценке. Поскольку этот коэффициент не эмпирический, а расчетный, при его разработке возникают трудности, обусловленные необходимостью: 1) совмещения количественной (урожай) и качественной (его загрязненность) характеристик; 2) учета экономической конъюнктуры. Имея это в виду, выделим в этом коэффициенте две компоненты, зависящую от экономической конъюнктуры и не зависящую, но определяемую чисто природными процессами, и ограничимся в дальнейшем рассмотрением последней. Эту компоненту будем называть поправочным коэффициентом.

Такого рода коэффициент должен: 1) быть свободным от произвола; 2) отражать объективную связь между степенью загрязнения почвы и ее продуктивностью; 3) отражать объективную связь между степенью загрязнения почвы и степенью загрязнения растительной продукции; 4) позволять учитывать комплекс загрязнителей и видов сельхозпродукции. Все приведенные выше материалы свидетельствуют о том, что показатель состояния почвы, основанный на интерпретации отклика на нагрузку, в том числе, в форме загрязнения почвы, обладает всеми указанными свойствами и может быть использован в качестве поправочного коэффициента.

Особо отметим возможность учета с его использованием не только количества, но и качества урожая, которое, очевидно, ухудшается с увеличением концентрации загрязняющих веществ в растительной продукции. Действительно, используя показатель концентрации загрязняющего вещества, например, тяжелого металла, в продукции в качестве показателя отклика по типу «доза-эффект», можно на основании экспериментальных данных рассчитать показатель состояния почвы, поэтому загрязняющему веществу и включить его в комплексную оценку. Это особенно важно, поскольку кадастровая оценка земель основана на продуктивности и не учитывает качества урожая.

В техническом плане в качестве поправочного коэффициента необходимо использовать величину, что упрощает восприятие результата его применения. Действительно, теперь при фоновом состоянии почвы, когда, поправочный коэффициент , а при совершенно неприемлемой степени загрязнения почвы, когда, либо урожай равен нулю и поэтому , либо урожай не равен нулю, но качество его столь низко, что показатель состояния почвы по загрязненности урожая , поправочный коэффициент . Таким образом, уменьшаясь от единицы до нуля по мере увеличения нагрузки, поправочный коэффициент является понижающим. Рассмотрим крайние случаи. Если поправочный коэффициент, то кадастровая оценка, а с ней и база налогообложения, остаются неизменными. Если поправочный коэффициент, то кадастровая оценка, а с ней и база налогообложения, обращаются в ноль. В промежутке между крайними значениями поправочный коэффициент изменяется нелинейно в зависимости от концентрации загрязнителя, согласно уравнению (1), отражающему в конечном счете влияние биологического отклика на загрязнение.

Предложенная методика определения попра-

вочного коэффициента применима только к землям сельскохозяйственного назначения и только для целей налогообложения. Объясняется это тем, что данный коэффициент, будучи понижающим, отражает действительное снижение базы налогообложения (кадастровой оценки стоимости земли) в результате снижения количества и качества урожая, вызванного загрязнением почвы, то есть, причинами, не зависящими от землепользователя.

На землях сельхозназначения рекультивация обеспечивает количественное и качественное улучшение урожайности, что и служит мотивацией для ее проведения. На почвах несельскохозяйственного назначения эта мотивация пропадает. Поэтому поправочный коэффициент должен быть повышающим и определяться необходимыми затратами на возмещение вреда и восстановление почвы. Однако на период до их разработки в качестве первого приближения можно рекомендовать коэффициент вида, где – все тот же комплексный показатель состояния, либо более простой показатель, где – категория качества почвы (*табл. 2*). В первом случае поправочный коэффициент по мере загрязнения почвы возрастает от 1 до 2, а во втором – от 1 до 5. При таком подходе кадастровая оценка стоимости земли, а с ней и база налогообложения, будут возрастать по мере увеличения степени загрязнения почвы, что послужит стимулом для проведения рекультивации.

Еще раз отметим, что предложенные коэффициенты отражают объективно существующие различия между почвами, обусловленные различием их экологического состояния.

Применение функции показателя состояния при оценке объектов размещения отходов

Объект размещения отходов (ОРО) представляет собой объемное тело, сложенное смесью твёрдых бытовых отходов, переслаиваемых почво-грунтами, и заполненное специфичными газами, которые выделяются в атмосферу, и растворами, которые просачиваются в почву или отводятся в очистные сооружения. Согласно нормативным документам ОРО не должен оказывать влияния на окружающую среду. Однако, поскольку обмен массой между ОРО и окружающей территорией исключить невозможно по чисто физическим причинам, обусловленным диффузией загрязняющих веществ и действием потоков воды и воздуха, они все-таки попадают в окружающую среду. Поэтому для контроля выполнения требований законодательства организуется мониторинг компонентов окружающей среды в окрестностях ОРО.

Помимо технических и организационных трудностей осуществления мониторинга имеются и принципиальные методические проблемы, обусловленные множественностью форм и видов загрязнения, и связанной с этим необходимостью комплексной оценки состояния территории, находящейся под их воздействием. Поскольку в техническом плане мониторинг строится на интерпретации экспериментальных зависимостей доза-эффект, получаемых чаще всего с использованием методов биотестирования в вытяжках, комплексную оценку можно получить с использованием обсуждаемого метода.

Оценку состояния тела ОРО проводят расчетным методом на основе данных о классе опасности компонентов и их содержании. Поскольку и в этом случае первичным источником сведений, позволяющих определить класс опасности, являются результаты биотестирования, комплексная оценка состояния тела ОРО может быть проведена с использованием показателей состояния и их комплексирования.

Оценка опасности жидкого компонента ОРО (фильтрата) также проводится методами биотестирования, что открывает возможность применения к ним разработанной методики.

Наконец, опора на эту методику позволяет получить единую комплексную оценку состояния всего ОРО. Для этого частные оценки компонентов ОРО следует обобщить по методу, изложенному выше.

Литература

1. Акайкин Д.А. Анализ хода роста древостоя Рощинского опытно-показательного лесхоза. Сб. матер. Междунар. конф., 15-16 ноября 2006. – СПб., 2006. – С. 8-10.

2. Виноградов Б.В., Орлов В.П., Снакин В.В. Биологические критерии выделения зон экологического бедствия России // Известия РАН. Сер. географическая, № 5. 1993. С. 77-89.

3. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений. – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.

4. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. – М.: НИА-Природа, 2004. – 271 с.

5. Пых Ю.А., Малкина-Пых И.Г. Об оценке состояния окружающей среды. 2. Метод функций отклика // Экология, 1997. № 3. – С. 168-174.

6. Куценко С.А. Основы токсикологии // Росс. биомед. журнал Medline.ru. Т. 4. Март, 2003. – 119 с.

7. Kleinbaum D. G., Klein M. Survival Analysis: A Self-Learning Text. – New York: Springer-Verlag, 2005.

8. USEPA. 1995. The Use of the Benchmark Dose Approach in Health Risk Assessment. – ORD. Washington, DC. EPA/630/R-94/007.

9. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М.: Минприроды России, 1992.

10. Воробейчик Е.Л. Реакция почвенной биоты лесных экосистем Среднего Урала на выбросы медеплавильных комбинатов: автореф. дисс. … к.б.н. – Екатеринбург, 1995. – 24 с.

11. Яковлев А.С., Гендугов В.М., Глазунов Г.П., Евдокимова М.В., Шулакова Е.А. Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества // Почвоведение, 2009. №8. – С 984-995.

12. Пугачев В.С. Теория вероятностей и математическая статистика. – М.: ФИЗМАТЛИТ, 2002. – 496 с.

13. Шеин Е.В., Гончаров В.М. Агрофизика. – Ростов-на-Дону, 2006. – 400 с.

14. Гендугов В.М., Глазунов Г.П. Ветровая эрозия почвы и запыление воздуха. – М.: ФИЗМАТЛИТ, 2007. – 240 с.

15. Кузнецов М.С., Глазунов Г.П. Эрозия и охрана почв. – М.: Колосс, 2004. – 352 с.

16. Ризниченко Г.Ю., Рубин А.Б. Математические модели биологических продукционных процессов. – М.: Изд. МГУ, 1993. – 301 с.

17. Полуэктов Р.А., Пых Ю.А., Швытов И.А. Динамические модели экологических систем. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – 288 с.

18. Перт С.Дж. Основы культивирования микроорганизмов и клеток. – М.: Мир, 1978. – 326 с.

19. Panikov N., Bollmann A., Carey B., Bell B., et al. Microbial Community of U-Polluted Subsoil: Search for New Bioremediation Agents Based on In Situ Domestication and Kinetic Studies. LBNL-43E-2010 Subsurface Biogeochemical Research (SBR) Contractor-Grantee Workshop Abstracts. March 6–31, 2010 JW Marriott Hotel Washington, DC. 1. p.

20. Scientific WorkPlace. Mackichan Software. http://www.licensing.mackichan.com.

Сведения об авторах:

Глазунов Геннадий Павлович, д.б.н., доцент, профессор кафедры земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, тел. 8 (495) 939-44-25, e-mail: Glazng@mail.ru.

Гендугов Владимир Михайлович, к.ф.-м.н., с.н.с., в.н.с. кафедры газовой и волновой динамики, механико-математический факультет МГУ им. М.В.Ломоносова, Москва, 119234, Ленинские горы ул., 1, 12, тел.: 8 (495) 939-44-25, e-mail: Glazng@mail.ru.

УДК 631.4

РЕСУРСНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ И ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

А.В. Смагин, д.б.н., проф., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

Рассматривается проблема критериев и нормативов качества почвы, а также алгоритмов его экологической и экономической оценок с использованием базового ресурсного подхода. Основным ресурсным показателем состояния почв являются запасы веществ в условно-нормативной толще. С помощью автоматизированной аналитической системы производится сравнение этих показателей с нормативами и расчет стоимости ремедиации (рекультивации) и воспроизводства почвенных ресурсов в соответствии с рыночными расценками. Приведены теоретические представления о способах и моделях экологического нормирования нагрузок на почву в виде материально-энергетических потоков. Для специалистов в сфере экологической оценки, нормирования и научно-обоснованного использования природных ресурсов.

Ключевые слова: экологическое нормирование, качество почвы, ресурсная характеристика почв, экологическая оценка почв.

Ресурсный подход к экологической оценке почв

При количественной оценке и экологическом нормировании почвенных ресурсов возникает важная особенность, связанная с *характерными размерами* объектов. Если почвы, грунты формально являются полубесконечными образованиями с явной верхней границей (поверхность) и переменной, весьма расплывчатой нижней (глубина проникновения корней, уровень подземных вод, переход к материнской породе и т.д.), то почвенный ресурс должен быть определен, хотя бы условно, в четких конечных границах. Иначе нельзя будет изучать и нормировать его количественные изменения, качественный состав и свойства. Так в единственном в своем роде законе «О городских почвах» № 31, принятом на уровне субъекта Федерации (г. Москвы) 04.07.2007 г. в ст. 1 предложена условная граница в 1 метр, отделяющая городские почвы как объект экологической оценки, мониторинга и менеджмента. И хотя в большинстве случаев за пределами этой границы рыхлые отложения также будут представлены теми или иными генетическими горизонтами почв, формально они уже не будут предметом отношений, устанавливаемых новым законом.

Латеральная протяженность и соответствующие размеры *почвенного ресурса* ограничены условно площадью конкретного земельного участка. С юридической точки зрения это оправдано, поскольку именно землевладелец (фактический землепользователь) должен нести ответственность за экологическое состояние вверенной ему территории и восстановление ее природных ресурсов, включая почвенные.

В результате можно определить почвенные ресурсы как сосредоточенные на территории земельного участка запасы почв и грунтов в пределах условной расчетной толщи и содержащиеся в них компоненты, прямо или косвенно влияющие на выполнение почвенно-экологических функций, включая плодородие, на экологическую обстановку, благополучие и здоровье населения.

Принципиально важным при ресурсной оценке является использование единиц запасов как самих почв и грунтов, так и заключенных в них веществ, условно подразделяемых на позитивные и негативные (загрязняющие). При осуществлении экологической оценки загрязнения почв, равно как и их позитивных характеристик, отражающих уровень плодородия, необходим учет структурно-функциональной организации почвы, ее гетерогенности, существенной вертикальной анизотропии как сложного поликомпонентного, многофазного пространственно-распределенного объекта. На практике сложился подход, перенесенный из других наук, занимающихся экологической оценкой и нормированием состояния сопредельных, достаточно гомогенных, однофазных сред – воздуха (атмосферы) и воды, а также биологических объектов (растительности, животных) с явными границами в пространстве и характерным временем жизни. Речь идет о концентрационных стандартах (нормативах) в виде ПДК (ОДК), отнесенных к массе (объему) однородной среды или отдельного организма и вызывающие гибель живых существ или их необратимое нарушение. Для почв, гетерогенных, биокосных единств, сочетающих живое и неживое, жидкую, твердую и газовую фазу, такой подход, весьма проблематичен. Различия в профильном распределении веществ, характерных временах их динамики (жизни), объемных массах (плотности) и множестве других свойств приво-

дят к неопределенности в экологической оценке лишь по концентрационным критериям.

Для иллюстрации данного положения обратимся к *рис. 1*, на котором показаны варианты оценки загрязнения почв поллютантом (свинцом) с условной ПДК 32 мг/кг почвы. Так по существующим подходам почва 1 в верхней части рисунка должна быть признана загрязненной, поскольку в приповерхностном слое достигнута ПДК. На самом деле запас поллютанта в корнеобитаемой 30 см толще выше вдвое в почве 2, хотя по существующим правилам она не загрязнена. Соответственно и растения в почве 2 будут испытывать большее угнетение, чем в почве 1, так как они реагируют именно на запас – реальное количество вещества в данном слое на данной площади. То же касается и элементов питания, определяющих плодородие почвы.

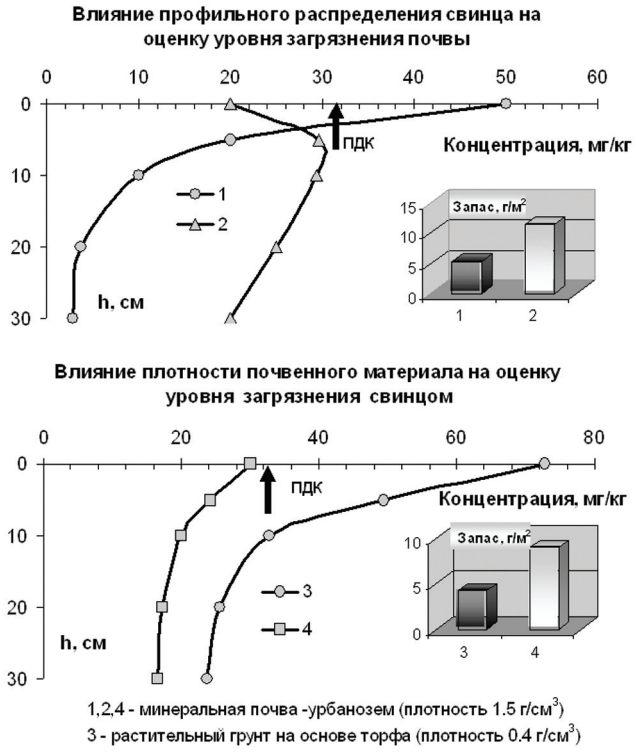


Рис. 1. ***Проблема учета структурной организации почв при оценке ее загрязнения.***

Нижняя часть рисунка иллюстрирует влияние на оценку загрязнения различий в плотности почвенных материалов. Как видно по существующим правилам торфяная смесь должна быть признана негодной, так как содержит 1-2 ПДК загрязнителя. Реально же минеральная почва загрязнена сильнее и, соответственно, она хуже для растений, так как запас поллютанта в ней практически вдвое выше. Поэтому легкие органогенные материалы (торфяные смеси, осадки сточных вод, компосты…) могут содержать значительно больше вредных веществ по отношению к массе и при этом оказывать такое же влияние на загрязнение местности, как и минеральные тяжелые грунты, так как различия в их плотности достигают нескольких раз.

В связи с изложенными фактами, при инвентаризации почвенных ресурсов следует наряду с традиционными формами критериев использовать показатели запасов тех или иных веществ в сопоставлении этих запасов с нормативными количествами, установленными в законодательном порядке [1]. Это понятно, поскольку почва как наиважнейший ресурс должна характеризоваться определенным количеством полезных или вредных компонентов ресурса, находящихся в наличии на данной территории. Им можно дать цену, и взыскивать эту цену при нарушении землепользования, закладывать ее в экономику рекультивационных работ. Расчет запасов (ЗВ) осуществляется по первичной информации – данным о профильном распределении концентраций в исследуемой почве (С), ее плотности (ρb) и мощности слоя (h):

$$ЗВ = \int_{0}^{H} \left(c_b C\right) dh \qquad (1)$$

В качестве эталона при оценке загрязнения рассчитываются аналогичные запасы в слоях по общепринятым ПДК и ОДК (СанПиН 2.1.7.1287-03, ГН 2.1.7.2041-06 и ГН 2.1.7.2042-06). Тем самым экологическая оценка осуществляется в полном соответствии с принятыми нормативами федерального уровня и вместе с тем отражает специфику структурной организации почв как гетерогенных пространственно распределенных объектов. Заметим, что в нашей стране действует одна из наиболее жестких в мире систем критериев качества почв по содержанию загрязняющих веществ в виде ПДК и ОДК (*табл. 1*).

На наш взгляд необходимо сохранить эти требования и вместе с тем перенять опыт зарубежных стран в экологическом нормировании ка-

Таблица 1

Действующие в России гигиенические нормативы загрязнения почв *(по ГН 2.1.7.2041-06 и ГН 2.1.7.2042-06), мг/кг*

Градация	*Cd*	*Cu*	*As*	*Ni*	*Pb*	*Zn*	*Hg*
ПДК							
	0,5	33	2	20	32	55	2,1
ОДК							
Пески, супеси	0,5	33	2	20	32	55	2,1
Суглинки, pH<5,5	1,0	66	5	40	65	110	4,2
Сугл. глины pH>5,5	2,	132	10	60	130	220	8,4
ОДК/ПДК	4	5	3	4	4	4	4

чества городских почв с применением дифференцированной системы нормативов в зависимости от свойств почв и их принадлежности к той или иной территории (функциональной зоне). В частности, для городских объектов в соответствии с муниципальным законом «Градостроительный кодекс г. Москвы» от 25.06. 2008 № 28 устанавливаются следующие типы и виды функционального использования, назначения территории:

– природные (А) (в соответствии с более дробным делением предшествующего закона о градостроительном зонировании территории г. Москвы в ред. от 27.04. 2005 №14 в том числе, природоохранные (А1) и природно-рекреационные (А2);

– общественно-деловые (Б) (в соответствии с более дробным делением вышеупомянутого предшествующего закона о градостроительном зонировании в том числе, административно-деловые (Б1), учебно-образовательные (Б2), торгово-бытовые (Б3), культурно-просветительные (Б4), спортивно-рекреационные (Б5), лечебно-оздоровительные (Б6), учебно-воспитательные (Б7));

– жилые (В) производственные (Г), а также их смешанные комбинации.

Очевидно, что наиболее жесткие нормативы в виде ПДК должны соблюдаться в соответствии с федеральным законодательством (ГН 2.1.7.2041-06 и ГН 2.1.7.2042-06) для почв, где возникает максимальный риск негативного воздействия на человека (жилые зоны (В), часть общественных (Б2, Б5, Б6, Б7) и водоохранные зоны (условно индекс А3)). Для этих объектов, независимо от свойств почв (дисперсности, буферности), качество нормируется ПДК (см. *табл. 1*). Во всех остальных зонах допустимы менее жесткие нормативы в виде ОДК, дифференцированных по дисперсности (гранулометрическому составу) и способности почв к удерживанию загрязнителей. Так, если в производственной зоне доминируют песчаные и супесчаные почвы с высокой пропускной (фильтрационной) способностью и низким удержанием загрязняющих веществ, нормативы будут численно равны ПДК, то есть самыми жесткими. Вместе с тем, если почвы суглинистые или глинистые (добавляем также отсутствующие в ГН перегнойные, торфяные) с высокими буферными свойствами и способностью поглощать поллютанты, планка нормативов завышается в 2-4 раза, согласно принятым ОДК (см. *табл. 1*).

Получив тем самым систему отсчета в виде дифференцированных по зонам и свойствам почв нормативов ПДК и ОДК для городских объектов, продолжим ее развитие для нормирования различных степеней (уровней) загрязненности и соответствующих им категорий опасности химического загрязнения. Традиционно в нормативных документах РФ используется пятибалльная шкала категорий загрязненности почв: «чистая», «допустимая», «умеренно-опасная», «опасная», «чрезвычайно опасная» (*табл. 2*). Причем для последней категории в случае химического загрязнения единственно возможным управленческим решением является эвакуация загрязненного почвогрунта и замена на чистый. Для органических поллютантов отнесение почв к той или иной категории загрязнения осуществляется по превышению ПДК. В частности при 2-5-кратном превышении почву можно отнести к «опасной» категории (СанПиН 2.1.7.1287-03). Видимо, столь большая разница (от 2 до 5 раз) относится к разным по химическому составу и персистентности соединениям, однако отсутствие четких указаний порождает здесь неопределенность при проведении оценочных работ.

Не менее проблематичная методика предполагается для оценки загрязненности неорганическими соединениями (см. *табл. 2*). Как видно,

Таблица 2

Оценка степени химического загрязнения почвы *(СанПиН 2.1.7.1287-03)*

Категория загрязнения	*Zc*	*Содержание в почве, мг/кг*			
		I класс опасности		*II класс опасности*	
		орг. соединения	*неорг. соединения*	*орг. соединения*	*неорг. соединения*
Чистая	–	от фона до ПДК	от фона до ПДК	от фона до ПДК	от фона до ПДК
Допустимая	< 16	от 1 до 2 ПДК	от 2 фоновых значений до ПДК	от 1 до 2 ПДК	от 2 фоновых значений до ПДК
Умеренно опасная	16-32				
Опасная	32-128	от 2 до 5 ПДК	от ПДК до K_{max}	от 2 до 5 ПДК	от ПДК до K_{max}
Чрезвычайно опасная	> 128	> 5 ПДК	> K_{max}	> 5 ПДК	> K_{max}

K_{max} – максимальное значение допустимого уровня содержания элемента по одному из четырех показателей вредности.

Zc – суммарный показатель загрязнения, расчет которого проводится в соответствии с методическими указаниями по гигиенической оценке качества почвы населенных мест.

«чистая» и «допустимая» категория фактически тождественны, поскольку для обеих планка не выше ПДК. Для «умеренно-опасной» категории нормативов по содержанию вообще нет, так же как и в случае органических загрязнителей. Предельное загрязнение оценивается сложно и весьма относительно по некоему максимальному значению допустимого уровня содержания элемента одного из четырех показателей вредности (Kmax). Наиболее простой и четкий способ отнесения базируется на использовании интегрального индекса загрязнения Zc с численными нормативами для всех категорий. Однако при внимательном анализе оказывается, что данный индекс, заимствованный из геохимии и вошедший во многие нормативные документы, является весьма неопределенным, сильно зависящим от числа включенных в него характеристик отдельных загрязнителей [1].

Описанные выше методологические проблемы на практике приводят к достаточно произвольным действиям по отнесению городских почв к той или иной категории загрязнения и последующим управленческим решениям, вплоть до реплантации (замены) относительно пригодных для города почвогрунтов. В результате на муниципальном уровне часто руководствуются методическими указаниями (МУ 2.1.7.730-99), содержащими более четкие градации для всех пяти уровней загрязненности почвы, однако нижний уровень (ПДК) здесь, как мы видим, представлен на самом деле федеральными ОДК для тонкодисперсных почв с нейтральной реакцией среды, т.е. завышен в 4-5раз (*табл. 1* и *табл. 3*).

Вместе с тем именно этот документ дает возможность оценить реальные уровни превышения ПДК для тех или иных степеней (категорий) загрязнения городских почв, что так необходимо для правового экологического нормирования. Такая оценка приведена в нижней строке таблицы 3, и именно ее мы используем в дальнейшем для разработки системы дифференциальных нормативов качества почвенных ресурсов г. Москвы в связи с проблемой техногенного загрязнения [1]. Единственное отступление сделано для последней – пятой категории (чрезвычайно высокий уровень), где вместо получаемого в среднем шестикратного превышения над ПДК, взято пятикратное, как и для органических поллютантов в соответствии с СанПиН 2.1.7.1287-03 .

Итак, мы имеем дифференцированную в зависимости от свойств почвы и принадлежности к функциональной зоне города пятиуровневую систему нормативов качества, базирующуюся на действующих нормативно-правовых документах РФ в виде концентрационных показателей. Но куда ее приложить? К какой точке почвенного профиля? Ведь реальные почвы в отличие от привозных гомогенных «растительных грунтов» неоднородны и имеют свои закономерности профильной организации (см. *рис. 1*). И в зависимости от того, откуда взят образец, насколько он разбавлен при составлении физически средней пробы, во многом будут появляться те или иные результаты и выводы о загрязнении. Очевидно, для здоровья человека важны первые сантиметры поверхности почвы, поскольку именно они загрязнены сильнее всего и при пылении и непосредственном контакте могут попадать в организм, вызывая серьезные заболевания. Для растительности важен весь объем, в котором сосредоточены корни и в случае древесных культур он может даже превышать нормативный по закону «О городских почвах» метровый слой. То же важно и для грунтовых вод, поскольку вероятность их загрязнения напрямую зависит от мощности рыхлых почвенных отложений над уровнем залегания подземных вод и способности всего их

Таблица 3

Степень загрязнения почв тяжелыми металлами *(МУ 2.1.7.730-99)*

Элемент	*Содержание (мг/кг), соответствующее уровню загрязнения*				
	1-й уров. допустимый < ПДК	*2-й уров. низкий*	*3-й уров. средний*	*4-й уров. высокий*	*5-й уров. очень высокий*
Кадмий	<2	2-3	3-5	5-10	>10
Свинец	<65	65-130	130-250	250-600	>600
Ртуть	<2,1	2,1-3	3-5	5-10	>10
Мышьяк	<10	10-20	20-30	30-50	>50
Цинк	<220	220-450	450-900	900-1800	>1800
Медь	<132	132-200	200-300	300-500	>500
Никель	<80	80-160	160-240	240-500	>500
Суммарный индекс (Zc)	<8ед	8-16 ед.	16-32 ед.	32-128 ед.	>128 ед.
Ср. превышение ПДК (ОДК)	1	2	3	6	>6

объема удерживать вредные вещества. Без знания закономерностей профильного распределения загрязнителей в почве невозможно провести адекватную оценку загрязнения, а таких данных, к сожалению, крайне мало [1].

Вместе с тем, имея информацию о профильном распределении загрязняющих веществ, легко оценить почвенный ресурс в целом, для чего, как уже упоминалось ранее, вводится новый показатель – запасы веществ в расчетной толще. По действующей системе ПДК и ОДК рассчитываются нормативные запасы, а по профильным распределениям загрязнителя в нормативной метровой толще – реальные запасы поллютантов. Единицы запаса – г/м^2. То есть, сколько загрязняющего вещества сосредотачивается в почвенной толще на единице площади. В простейшем случае при плотности почвы в 1г/см^3 = 1000 кг/м^3 нормативный запас в метровой толще в г/м^2 численно равен ПДК в мг/кг: норма = ПДКмг/кг·1000кг/м^3·1м = ПДК г/м^2. Поскольку средняя плотность минеральных почв в метровой толще составляет порядка 1,5 г/см^3, допустимо при нормировании использовать величину, численно равную 1,5 ПДК (в г/м^2). Ниже приводятся результаты таких расчетов в виде предлагаемой дифференцированной системы нормативов уровня субъекта Федерации для оценки качества почвенных ресурсов г. Москвы (*табл. 4*).

Как видно из таблицы, допустимое содержание в метровой толще неорганических поллютантов – тяжелых металлов и мышьяка (1 и 2 классов опасности) варьирует весьма значительно в зависимости от буферных свойств почвы, определяемых ее дисперсностью (гранулометрическим составом) и обогащенностью органическим веществом, как и должно быть в связи с общепринятыми международными стандартами нормирования. Вместе с тем для класса грубодисперсных почв и соответствующих приоритетных функциональных зон города, включая жилую и водоохранную, в системе заложены самые жесткие нормативы, рассчитанные по ПДК федерального уровня, которые практически для всех загрязнителей ниже, чем средние показатели в большинстве зарубежных стран [1, 2].

Аналогичный способ экологического нормирования городских почвенных ресурсов был применен и для условно «позитивных» веществ, определяющих почвенное плодородие и рост зеленых насаждений [1]. Среди них выбраны биофильные элементы первостепенной значимости – органический углерод, минеральный азот, подвижный фосфор и калий. Расчет проводился по общепринятым в почвоведении и агрохимии нормативам с учетом

Таблица 4

Показатели и нормативы качества почвенных ресурсов г. Москвы в связи с проблемой загрязнения (негативные ресурсные компоненты)

Степень загрязнения	*Пески, супеси*	*Легкие, ср. суглинки*	*Тяжелые суглинки, глины, перегной, торф*
Pb, г/м^2			
Норма	50	100	200
Слабая	100	200	400
Средняя	150	300	600
Сильная	250	500	1000
Очень сильная	≥250	≥500	≥1000
Zn, г/м^2			
Норма	80	170	300
Слабая	160	340	600
Средняя	240	510	900
Сильная	400	850	1500
Очень сильная	≥400	≥850	≥1500
Cd, г/м^2			
Норма	1	2	3
Слабая	2	3	6
Средняя	3	5	9
Сильная	5	8	15
Очень сильная	≥5	≥8	≥15
Hg, г/м^2			
Норма	3	6	15
Слабая	6	12	30
Средняя	9	18	45
Сильная	15	30	75
Очень сильная	≥15	≥30	≥75
As, г/м^2			
Норма	3	8	15
Слабая	6	15	30
Средняя	9	23	45
Сильная	15	38	75
Очень сильная	≥15	≥38	≥75
Cu, г/м^2			
Норма	50	100	200
Слабая	100	200	400
Средняя	150	300	600
Сильная	250	500	1000
Очень сильная	≥250	≥500	≥1000
Ni, г/м^2			
Норма	30	60	90
Слабая	60	120	180
Средняя	90	180	270
Сильная	150	300	450
Очень сильная	≥150	≥300	≥450

федеральных стандартов, ограничивающих содержание минерального азота и фосфора по транслокационным показателям как эвтрофицирующих элементов (СанПиН 2.1.7.1287-03 ГН 2.1.7.2041-06 и ГН 2.1.7.2042-06). Поскольку более жестких федеральных стандартов в данной области нет, предложенные нормативы следует рассматривать в качестве ориентировочных и в дальнейшем возможна их корректировка.

В дополнение к ресурсной характеристике запасов загрязняющих веществ и позитивных химических элементов в условной метровой толще при обследовании и экологической оценке городских почвенных объектов анализируются традиционные санитарно-эпидемиологические показатели (индекс бактерий группы кишечной палочки, индекс энтерококков, патогенные бактерии, в т.ч. сальмонеллы, яйца гельминтов, содержание нефтепродуктов и 3,4-бензпирена), радиационный фон и захламленность поверхности, уплотнение, засоление и реакция почвенной среды. Очевидно, что эти критерии и соответствующие им нормативы характеризуют преимущественно поверхностные слои почвы, однако четких представлений о глубине отбора проб, как показывает анализ нормативных документов, здесь пока нет. Даже для многократно регламентированных в ГОСТ 17.4.3.01-83, ГОСТ 17.4.4.02-84, МУ 2.1.7.730-99, СанПиН 2.1.7.1287-03 процедур отбора проб при санитарно-эпидемиологической и гигиенической оценках почв населенных мест можно найти противоречивые значения характерных глубин взятия образцов от 5 (10) до 20 см. В результате такой неопределенности ряд организаций при оценке городских почв анализируют весь слой 0-20 см, вместо положенных по ГОСТ 0-5 см и 5-20 см послойно, что может приводить к «физическому разбавлению» проб и занижению реальных концентраций загрязняющих веществ и патогенных организмов.

Для системы нормативов муниципального уровня, которые, согласно природоохранному законодательству, должны быть не ниже установленных на федеральном уровне, целесообразно выбрать фиксированную глубину отбора – самый верхний 0-5 см слой почвы при отборе проб на анализ патогенных организмов и токсичных веществ. Именно там они концентрируются и оттуда попадают при непосредственном контакте или опосредованно (через атмосферу) в организм человека, вызывая различные заболевания. Поэтому при количественной оценке санитарно-эпидемиологического (гигиенического) состояния городских почв следует в первую очередь учитывать концентрацию в этом поверхностном слое, сравнивая ее с четко определенными концентрационными нормативами из СанПиН 2.1.7.1287-03, МУ 2.1.7.730-99, ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06.

Радиационный фон определяется с поверхности по МЭД внешнего гамма-излучения, которая, согласно действующим в РФ нормативам не должна превышать 0,3 мкЗв/час. Измерения проводятся дозиметрами на высоте 0,1 м над поверхностью почв. Участки, на которых фактический уровень МЭД превышает обусловленный естественным гамма-фоном, рассматривается как аномальные. В зонах выявленных аномалий гамма-фона интервалы между контрольными точками должны последовательно сокращаться до размера, необходимого для оконтуривания зон с уровнем МЭД > 0,3 мкЗв/час.

Для оставшихся количественных критериев (уплотнение, засоление, реакция среды), отражающих преимущественно функцию поддержания роста зеленых насаждений, допустимо исследовать приповерхностную корнеобитаемую толщу 20 см мощности. Поскольку, в отличие от санитарно-эпидемиологических показателей, здесь пока нет законодательно утвержденных нормативов качества, можно воспользоваться принятыми в почвоведении градациями данных показателей, адаптированными к условиям г. Москвы [3].

Предложенная система дифференцированных показателей и нормативов качества городских почвенных ресурсов была положена в основу АИС для их экологической оценки, инвентаризации и подбора технологий ремедиации и воспроизводства [4].

Автоматизированная информационная система менеджмента городских почвенных ресурсов (пилотная версия)

Исходными данными АИС служат результаты обследования почв земельного участка по стандартным показателям экологического состояния. В качестве примера ниже приводятся заполненные формы результатов обследования почв земельного участка г. Москвы (Парк 800-летия Москвы, р-н Марьино) с комплексным почвенным покровом, взятых из общей выборки для тестирования пилотной версии АИС по инвентаризации городских почвенных ресурсов [1]. Помимо аналитических данных, форма результатов обследования содержит необходимую земельно-кадастровую и адресную информацию по участку, даты проведения обследования и контактную информацию по выполнявшей изыскания специализированной организации. Лист

обследования дублирует интерфейс АИС для ввода первичной информации, ее последующей обработки и хранения в БД Реестра городских почвенных объектов:

ВХОДНЫЕ ДАННЫЕ И РЕЗУЛЬТАТЫ ОБСЛЕДОВАНИЯ ПОЧВЕННЫХ РЕСУРСОВ ЗЕМЕЛЬНОГО УЧАСТКА «ПАРК 800-ЛЕТИЯ МОСКВЫ»

– Дата обследования *10.07.2005*

– Административный округ: *ЮВАО*

– Район: *Марьино*

– Кадастровый номер: *77:09:010546*

– Доминирующий тип функционального назначения участка территории: Б5 (*спортивно - рекреационные*)

– Общая площадь земельного участка: *41,5 га*

– Площадь открытых почвенных поверхностей: *32,6 га*

– Площадь запечатанных почвенных поверхностей: *8,2 га*

– Наименование и адрес землепользователя: *ГУП «Дирекция парка 800-летия Москвы» Москва, Марьино 7; тел. (495) 743-56-48.*

– Наименование и адрес организации-поставщика данных: *АНО «Экотерра» 119992, г. Москва, Ленинские горы, Научный парк МГУ, владение 1, строение 77, офис 401А тел./факс: (095) 939-22-84, 939-38-59, e-mail: admin@ecoscience.ru*

Характеристика отдельных почв земельного участка:

Порядковый №: *1*

GPS-координаты отбора проб:

55°38′24.21″N 37°42′30.65″E
55°38′29.76″ N 37°44′39.40″E
55°38′29.77″N 37°42′54.51″E

– Название почвы (тип): *урбо-дерново -подзолистая*

– Название функционального элемента участка с типом растительности: *парки*

– Доля занимаемой площади: *85%*

Санитарно-эпидемиологические радиационные и токсикологические показатели с поверхности:

– индекс бактерий группы кишечной палочки: *40 кл/г*;

– индекс энтерококков: *10 кл/г*;

– патогенные бактерии, в т.ч. сальмонеллы: *0 кл/г*;

– яйца гельминтов: *0 экз/кг*;

– содержание нефтепродуктов: *110 мг/кг*;

– 3,4-бензпирен: *0,005 мг/кг*;

– радиационный фон с поверхности почвы: *0,15 мкЗв/ч*;

– захламленность поверхности: *10%*.

Послойная характеристика почвы:

Глубина отбора пробы, см	12	37	59	93
Гранулометрический (текстурный) состав	легкий суглинок	легкий суглинок	супесь	средний суглинок
Плотность почвы, г/см^3	0,95	1,48	1,55	1,58
pH водного раствора	6,8	7,5	7,2	7,1
Электропроводность насыщенного раствора, дСм/м	1,3	0,9	1,0	0,8
Содержание общего органического углерода, %	2,2	1,1	0,3	0,5
Содержание минерального азота, мг/100г	15	22	8	3
Содержание подвижного фосфора, мг/100г	22	24	11	6
Содержание подвижного калия, мг/100г	48	35	7	4
Содержание валовых форм тяжелых металлов, мг/кг				
Pb	52	37	28	46
Cd	1,40	0,55	0,28	0,79
Hg	0,20	0,13	0,15	0,42
Zn	415	128	31	55
As	7,2	4,1	1,5	4,8

Порядковый №: 2

GPS-координаты отбора проб:

55°38′27.88″N 37°44′30.81″E
55°38′29.02″N 37°43′11.93″E
55°38′25.98″N 37°42′45.73″E

– Название почвы (тип): *урбанозем*

– Название функционального элемента участка с типом растительности*: прибрежные газоны и открытые поверхности*

– Доля занимаемой площади: *10%*

Санитарно-эпидемиологические радиационные и токсикологические показатели с поверхности:

– индекс бактерий группы кишечной палочки: *20 кл/г;*

– индекс энтерококков: *7 кл/г;*
– патогенные бактерии, в т.ч. сальмонеллы: *0 кл/г;*
– яйца гельминтов: *0 экз/кг;*
– содержание нефтепродуктов: *140 мг/кг;*
– 3,4-бензпирен: *0,018 мг/кг;*
– радиационный фон с поверхности почвы: *0,15 мкЗв/ч;*
– захламленность поверхности: *10%.*

Послойная характеристика почвы:

Глубина отбора пробы, см	8	24	55	84
Гранулометрический (текстурный) состав:	супесь	супесь	легкий суглинок	легкий суглинок
Плотность почвы, г/см^3	1,38	1,44	1,53	1,62
pH водного раствора	6,9	6,8	7,5	7,1
Электропроводность насыщенного раствора, дСм/м	1,3	1,9	0,7	0,9
Содержание общего органического углерода,%	1,7	0,8	0,5	0,2
Содержание минерального азота, мг/100г	13	18	7	11
Содержание подвижного фосфора, мг/100г	31	27	10	5
Содержание подвижного калия, мг/100г	39	25	18	4
Содержание валовых форм тяжелых металлов, мг/кг				
Pb	84	55	22	23
Cd	2,1	1,1	0,4	0,2
Hg	0,3	0,2	0,2	0,3
Zn	246	89	39	47
As	7,2	5,6	2,2	1,3

Порядковый №: 3
GPS-координаты отбора проб:
55°38′32.78″N 37°44′46.65″E
55°38′35.00″N 37°43′27.44″E
55°38′32.98″N 37°42′26.11″E
– Название почвы (тип): *урбанозем*
– Название функционального элемента участка с типом растительности: *придорожные газоны и цветники*
– Доля занимаемой площади: *5%*
Санитарно-эпидемиологические радиационные и токсикологические показатели с поверхности:
– индекс бактерий группы кишечной палочки: *30 л/г;*
– индекс энтерококков: *8 кл/г;*
– патогенные бактерии, в т.ч. сальмонеллы: *0 кл/г;*
– яйца гельминтов: *0 экз/кг;*
– содержание нефтепродуктов: *180 мг/кг;*
– 3,4-бензпирен: *0,031 мг/кг;*
– радиационный фон с поверхности почвы: *0,15 мкЗв/ч;*
– *захламленность поверхности: 15%.*

Послойная характеристика почвы:

Глубина отбора пробы, см	6	18	65
Гранулометрический (текстурный) состав	супесь	супесь	легкий суглинок
Плотность почвы, г/см^3	1,48	1,56	1,60
pH водного раствора	7,7	7,6	7,5
Электропроводность насыщенного раствора, дСм/м	2,6	1,9	1,7
Содержание общего органического углерода, %	2,0	1,3	0,4
Содержание минерального азота, мг/100г	8	13	6
Содержание подвижного фосфора, мг/100г	35	19	12
Содержание подвижного калия, мг/100г	55	21	11
Содержание валовых форм тяжелых металлов, мг/кг			
Pb	138	65	29
Cd	2,9	1,6	0,4
Hg	0,4	0,6	0,3
Zn	585	109	28
As	8,2	6,6	1,5

В процессе обработки исходных данных по почвам для подготовки Паспорта в АИС заложен ряд операций. Охарактеризуем их по отдельности в порядке последовательности обработки входных данных. Ресурсные показатели запасов веществ рассчитываются после аппроксимации профильного распределения объемных концентраций с помощью специальных алгоритмов, включающих сплайн-аппроксимацию исходных данных, интерполяцию на 1 м толщу и численное интегрирование в пределах указанной толщи (автор компьютерной программы М.В. Глаголев). В процессе автоматизированной обработки данных для начала осуществляется расчет объемных концентраций (С) анализируемых веществ по данным об их массовом содержании и плотности почвы (ρ_b) на исследуемых глубинах. С учетом различий в исходных размерностях определяемых показателей содержания веществ на массу сухой почвы эти расчеты проводятся по следующим формулам: для загрязняющих веществ с содержанием, выраженным в мг/кг почвы:

$$C(г/м^3)=C(мг/кг)\cdot\rho_b(г/см^3);$$

для легкорастворимых солей (оценка по электропроводности порового раствора Ес (дСм/м)):

$$C=(г/м^3)=600\cdot Ec\cdot(1-\rho_b/2,6)$$

с учетом коэффициента перевода Ес в твердый остаток и порозности (полной влагоемкости) насыщенной почвы;

для органического углерода:

$$C(кг/м^3)=C(\%)\cdot\rho_b(г/см^3)\cdot 10;$$

для минерального азота:

$$C(г/м^3)=C\ (мг/100\ г)\cdot\rho_b(г/см^3)\cdot 10;$$

для подвижного фосфора:

$$C(г/м^3)=C\ (мгP_2O_5/100г)\cdot\rho_b(г/см^3)\cdot 10\cdot 62/142$$

и подвижного калия:

$$C(г/м^3)=C(мг\ K_2O/100г)\cdot\rho_b(г/см^3)\cdot 10\cdot 78/94$$

с учетом мольной доли элементов в их оксидах.

Далее осуществляется операция сплайн-аппроксимации профильных распределений объемных концентраций анализируемых веществ и интерполяции на всю метровую толщу. После чего посредством численного интегрирования производится оценка запасов веществ в метровой толще. Одновременно АИС рассчитывает запасы в промежуточных слоях почвенной толщи фиксированной мощности 0-10 см, 0-30 см, 0-50 см. По ним осуществляется оценка типа профильного распределения вещества, необходимая для принятия управленческих решений по рекультивации. Для оценки используются логические функции, оперирующие неравенствами: запас 50 см<0,5·запас100 см; «глубокопрофильное»; запас 30 см<0,5·запас 50 см; «профильное»; запас10 см<0,5·запас 30 см; «неглубокопрофильное»; «поверхностное». При наличии дефицита или избытка питательных веществ, их значения фиксируются в ходе обработки данных посредством логических конструкций: (запас100 см<>норма; 0; (норма-запас 100 см)). В качестве граничного значения, маркирующего избыток полезных веществ, условно принимается их утроенная норма.

Важным достижением является использование в АИС дифференцированной системы нормативов качества городских почв в зависимости от их дисперсности (гранулометрического состава) и приуроченности к той или иной функциональной зоне мегаполиса (см. ранее). С данной целью предварительно осуществляется интегральная оценка гранулометрического состава метровой почвенной толщи. Для этого классам гранулометрического (текстурного) состава присваиваются цифровые индексы: 1– песок, супесь, 2–легкий и средний суглинок, 3–тяжелый суглинок, глина, торф, перегной. Таким образом, для каждой глубины отбора проб фиксируется свой индекс. После интерполяции индексов на весь почвенный профиль и их численного интегрирования с помощью приведенного выше алгоритма, получается средневзвешенный индекс всей толщи 0-100 см, который и является основой для выбора системы нормативов, наряду с принадлежностью почвы к той или иной функциональной зоне. Наиболее жесткие требования (ПДК) – норматив 1 устанавливаются для почв с доминирующим в толще 0-100 см легким гранулометрическим составом, а также для почв участков жилой, общественной и водоохранной зон (А3, Б2, Б5, Б6, Б7, В) по действующему классификатору административно-функционального деления (см. ранее), независимо от гранулометрического состава. Для других почвенных объектов используются принятые ОДК, которые могут превышать ПДК в зависимости от дисперсности (состава) в 2-3 раза.

Для «подключения» той или иной нормативной системы используется компьютерная логика по схеме выбора: «функциональное назначение» = «А3»; норматив 1; «функциональное назначение» = «Б2»; норматив1; «функциональное назначение» = «Б5»; норматив1; «функциональное назначение» = «Б6»; норматив1; «функциональное назначение» = «Б7»; норматив 1; «функциональное назначение» = «В»; норматив1; интегральный индекс грансостава <1.5; норматив1; интегральный индекс грансостава ≥2.5; норматив 3; норматив 2, где нормативы 1, 2, 3 – дифференцированные в зависимости от гранулометрического

состава и функциональной принадлежности почвы градации (см. *табл. 4*).

Помимо изложенной выше характеристики, АИС производит обычную оценку качества почв с поверхности по общепринятым нормативам биологического, химического и радиационного загрязнения, градациям уплотнения, засоления, кислотности/щелочности и т.д. Значения градаций соответствуют утвержденным в законодательном порядке ПДК (ОДК) для химических веществ в почвах и нормативам биологического загрязнения (СанПиН 2.1.7.128-03, ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06) и принятым в науке о почвах величинам для ряда других показателей [1, 3].

После характеристики каждой почвы исследуемого участка производится *интегральная оценка состояния почвенных ресурсов* всего земельного участка с учетом доли площади индивидуального типа почв. Если в процессе сравнения с нормативами выявляется какая либо почвенная проблема, АИС выписывает долю площади, занимаемую данной почвой и GPS-координаты точек опробования (взятия точечных проб). Последовательно анализируются:

– опасность радиационного загрязнения (по радиационному фону с поверхности), причем, если даже в одной точке опробования существует превышение фонового значения, всему участку приписывается «подозрение на загрязнение»;

– общее санитарно-эпидемиологическое состояние и загрязнение участка. При этом если хотя бы для одного из исследуемых показателей (патогенные организмы, тяжелые металлы и мышьяк, бензпирен, нефтепродукты) выявлено локальное загрязнение «чрезвычайно-опасной» и «опасной» категории – всему участку приписывается эта категория. Если «умеренно-опасная» категория выявлена на более чем 20% площади участка хотя бы для одного показателя, также всему участку приписывается данный статус. Категория «чистая» присваивается участку, если более 90% его площади по всем показателям соответствуют этой категории, а остальные 10% – не хуже «допустимого» загрязнения. В оставшихся случаях участку прописывается категория «допустимая» по загрязнению и общему санитарно-эпидемиологическому состоянию;

– угроза здоровью населения (отсутствует при категории участка «чистая», допустимая при категории «слабая», в остальных случаях – сильная угроза здоровью населения);

– доминирующий тип распределения загрязнителя (если суммарная доля площади участка с глубокопрофильными распределениями поллютантов превышает 80% – тип «глубокопрофильное», если сумма долей с профильными и глубокопрофильными распределениями более 80% – тип «профильное», если доля площадей с поверхностными распределениями превышает 80% – тип по участку «поверхностное», в оставшихся случаях – тип распределения «неглубокопрофильное»;

– опасность заражения патогенными организмами, и фиксируются площади и GPS-координаты точек опробования, где хотя бы для одного из четырех исследуемых показателей биологического загрязнения (кишечная палочка, энтерококки, патогенные бактерии, яйца гельминтов) выявлена категория выше «допустимой»;

– геометрические характеристики проблемных территорий по показателям загрязнения органическими поллютантами на поверхности почв (степень загрязнения 3,4-бензпиреном, нефтепродуктами) по аналогии с предыдущей позицией биологического загрязнения;

– степень захламленности (по критериям: 0-10% – нет захламления, 10-50% – захламление, ≥50% – мусорная свалка).

Далее оцениваются средняя плотность почвы, электропроводность и pH порового раствора для корнеобитаемого слоя 0-20 см. Данные интерполируются на слой 0-20 см и после численного интегрирования по глубине и деления на 20 узнаются средние характеристики. По ним производится оценка степени уплотнения, засоления и кислотности/щелочности почв участка, согласно известным в почвоведении и агрохимии градациям [1, 3]. После чего компьютер выявляет участки с соответствующими почвенными проблемами (уплотнение, засоление, неблагоприятная реакция среды) в структуре территории и выписывает GPS-координаты точек опробования, где та или иная проблема обнаружена.

Далее формируются сводные по участку таблицы ресурсной характеристики по запасам позитивных и негативных веществ, а также рассчитывается ряд интегральных показателей состояния участка в целом:

– биоресурсный потенциал участка (сумма отношений текущих запасов позитивных веществ ($C_{орг}$,N, P, K) к нормативным запасам в пропорциях площадей данного почвенного выдела от общей площади открытых поверхностей участка). Во избежание стимула завысить биоресурсный потенциал участка минеральными удобрениями, отношение «реальные запасы»/«норма» для любого элемента фиксируется если оно меньше 1, а в остальных слу-

чаях (≥1) ему присваивается значение 1, не зависимо от кратности превышения норматива. В результате суммарный индекс биоресурсного потенциала участка (∑БП), взвешенный по площадям индивидуальных почвенных выделов не превышает в идеале 1. При его равенстве 0,5 и меньше, участок характеризуется низким биоресурсным потенциалом. Высокий потенциал при значениях индекса от 0,8 до 1. В оставшихся случаях биоресурсный потенциал участка считается «средним»;

– суммарный недостаток элементов по участку (кг) – общая масса недостатка (разницы между нормативным и текущим запасом) того или иного элемента (C, N, P, K) на участке рассчитывается как («недостаток 1» · «доля 1» + «недостаток 2» · «доля 2» + «недостаток 3» · «доля 3»+...)·$S_п$, где, $S_п$ – общая площадь открытых поверхностей с «долями» индивидуальных почвенных выделов;

– суммарный индекс загрязненности почв (рассчитывается по формуле: $\sum ЗВ=(P/H_1+P/H_2+P/H_3+...)/m$, где, Р/Н – отношение текущего запаса данного загрязнителя к нормативному, m – число проанализированных загрязнителей); для позитивных элементов (N, P, K) и солей участие в данной таблице возможно лишь в том случае, если выявляется их избыток (то есть более чем утроенная норма для N, P, K и 500г/м^2 для солей электролитов), если такового нет, позиции N, P, K и соли не заполняются, и соответственно уменьшается число *m*.

– интегральный индекс загрязненности участка (рассчитывается по формуле:

$\sum ЗУ = \sum ЗВ1 \cdot доля\ 1 + \sum ЗВ2 \cdot доля\ 2 + \sum ЗВ3 \cdot доля\ 3 + ..)/100)$; для почв где, Р/Н>1, выписываются GPS–координаты точек опробования;

– показатель «экологического баланса» участка (расчет осуществляется по формуле Э= ∑БП–∑ЗУ); поскольку условный биоресурсный потенциал участка не может превышать единицу, итоговый «баланс» в идеале может быть нулевым, а при загрязнении почв – отрицательным; численные эксперименты с характеристиками при варьировании долей площадей загрязненных почв и индексов загрязненности показали, что границе состояния «деградации» можно присвоить значение баланса – 0,5; таким образом, если Э<–0,5 – на участке диагностируется деградация почвенных ресурсов, а при –0,5≤ Э ≤1 – норма;

– степень риска для пограничных сред. Условно, если интегральный индекс загрязненности участка ∑ЗУ≥2 (по всему участку доминирует двукратное превышение ПДК и более) степень риска для пограничных сред (воды, атмосферы) оценивается как «сильная». При ∑ЗУ≤1 риск «отсутствует», а в оставшихся случаях (1< ∑ЗУ<2) диагностируется «слабая» степень. При этом в оценку уже заложена дифференциация почв по функциональным зонам и дисперсности (гранулометрии) исходным выбором системы нормативов и, соответственно допустимых уровней содержания загрязняющих веществ и солей (удобрений), согласно *табл. 4*.

Для принятия *управленческих решений* по участку осуществляется автоматизированный выбор технологий из БД по методам обработки и рекультивации городских почв. Технологические рекомендации подразделяются на собственно технологии ремедиации почв и превентивные меры. Подбор осуществляется в зависимости от выявленной почвенной проблемы с использованием кодировок технологий.

В автоматическом режиме оценивается ориентировочная стоимость реализации той или иной технологии с учетом цены для единицы площади (массы почвогрунта) и площади участка с выявленной проблемой – для стоимостной оценки осуществляются следующие расчеты:

– производится оценка мощности рекультивируемого слоя (h): по доминирующему типу распределения загрязнителя: «поверхностное» –10 см, «неглубокопрофильное» – 20 см, «профильное» – 30 см, «глубокопрофильное» – 50 см;

– осуществляется ориентировочная оценка стоимости обработки и рекультивации почв (Ст): Для расценок по площади: Ст=100·Ц·S·доля%, где Ц – цена обработки 1 м^2 площади, S – площадь открытых почв участка, га, доля% – доля площадей почв с данной проблемой от S в %. Для расценок по массе почвы: осуществляется расчет массы почвы, подлежащей рекультивации, т: M=100·ρ_b·h·S·доля %, где h– мощность рекультивируемого слоя в см, ρ_b – плотность почвы, г/см^3, S – площадь открытых почв участка, га, доля % – доля площадей почв с данной проблемой от S в %. Расчет стоимости: Ст=Ц·М, где Ц – цена обработки 1 почвы.

Рассмотрим результаты ресурсной оценки почв тестового участка – территория «**Парк 800-летия Москвы**» (до коренной рекультивации), входные данные обследования которого частично были представлены вначале раздела.

Радиационное загрязнение: *не выявлено*

Общее санитарное состояние территории: *опасное*

Общее экологическое состояние почвенного ресурса участка: *деградация*

Угроза здоровью населения: *сильная*

Степень экологического риска для пограничных сред: *слабая*

Организация, выполнившая обследование: *АНО «Экотерра» (подпись, печать)*

Землепользователь: *ГУП «Дирекция парка 800-летия Москвы» (подпись, печать)*

Согласовано: *Департамент земельных ресурсов г. Москвы (подпись, печать)*

Дата выдачи: *10.07.2005 г.*

Действителен до: *10.07.2015 г.*

Без приложений А-М – недействителен.

Ресурсные характеристики:

– А. Типы доминирующих почв и их экологическое состояние

Название, грансостав, приуроченность к функциональному элементу участка	*Доля, %*	*Биоресурсный потенциал*	*Негативные техногенные и санитарно-эпидемиологические факторы*		
			степень уплотнения	*степень засоления*	*категория загрязнения*
урбо-дерново-подзолистая суглинок, скверы	85	высокий	норма	норма	умеренно-опасная
урбанозем, суглинок прибрежные газоны и открытые поверхности	10	высокий	слабое	норма	умеренно-опасная
урбанозем суглинок, придорожные газоны и цветники	5	высокий	сильное	норма	опасная

– Б. Опасность радиационного заражения (по радиационному фону с поверхности):

	Нет загрязнения	*Подозрение на загрязнение*	*GPS*
Доля, %	100	0	

– В. Опасность заражения патогенными организмами

	Нет заражения	*Заражение*	*GPS*
Доля, %	0	100	55°38’24.21”N 37°42’30.65”E 55°38’29.02”N 37°43’11.93”E 55°38’29.76”N 37°44’39.40”E 55°38’25.98”N 37°42’45.73”E 55°38’29.77”N 37°42’54.51”E 55°38’32.78”N 37°44’46.65”E 55°38’27.88”N 37°44’30.81”E 55°38’35.00”N 37°43’27.44”E 55°38’32.98”N 37°42’26.11”E

– Г. Степень загрязнения 3,4-бензпиреном

	Нет заражения	*Заражение*	*GPS*
Доля, %	0	100	55°38’32.78”N 37°44’46.65”E 55°38’35.00”N 37°43’27.44”E 55°38’32.98”N 37°42’26.11”E

– Д. Степень загрязнения нефтепродуктами

	Нет заражения	*Заражение*	*GPS*
Доля, %	100	0	

– Е. Степень захламленности

	Нет заражения	*Заражение*	*GPS*
Доля, %	0	100	55°38’24.21”N 37°42’30.65”E 55°38’29.02”N 37°43’11.93”E 55°38’29.76” N 37°44’39.40”E 55°38’25.98”N 37°42’45.73”E 55°38’29.77”N 37°42’54.51” E 55°38’32.78”N 37°44’46.65”E 55°38’27.88”N 37°44’30.81”E 55°38’35.00”N 37°43’27.44”E 55°38’32.98”N 37°42’26.11”E

– Ж. Степень засоления почв

Степень засоления	*Доля, %*	*GPS*
Незасоленные	95	
Очень слабо засоленные	5	55°38’32.78”N 37°44’46.65”E 55°38’35.00”N 37°43’27.44”E 55°38’32.98”N 37°42’26.11”E
Слабозасоленные	0	
Среднезасоленные	0	
Сильнозасоленные	0	
Очень сильно засоленные	0	

– З. Степень кислотности/щелочности почв

Степень кислотности /щелочности	*Доля, %*	*GPS*
Очень сильно кислые	0	
Сильно кислые	0	
Кислые	0	
Нейтральные	95	
Щелочные	5	55°38’32.78”N 37°44’46.65”E 55°38’35.00”N 37°43’27.44”E 55°38’32.98”N 37°42’26.11”E
Избыточно щелочные	0	

– И. Степень уплотнения участка

Степень уплотнения	*Доля, %*	*GPS*
Нет уплотнения	85	
Слабое уплотнение	10	55°38’27.88”N 37°44’30.81”E 55°38’29.02”N 37°43’11.93”E 55°38’25.98”N 37°42’45.73”E
Среднее уплотнение	0	
Сильное уплотнение	5	55°38’32.78”N 37°44’46.65”E 55°38’35.00”N 37°43’27.44”E 55°38’32.98”N 37°42’26.11”E
Очень сильное уплотнение	0	

– К. Позитивные ресурсные компоненты (сводная таблица)

№	*Название, приуроченность к функциональному элементу участка*	*Доля, %*		*Запасы веществ*				*GPS*
				Сорг., кг/м²	*N, г/м²*	*P, г/м²*	*K, г/м²*	
1	Урбо-дерново-подзолистая суглинок, скверы	85	P	12,4	122,9	76,	210,	55°38′24.21″N
			H	8,	80.0	120,	160,	37°42′30.65″E
								55°38′29.76″ N
								37°44′39.40″E
								55°38′29.77″N
								37°42′54.51″ E
2	Урбанозем, лег.суглинок, скверы	10	P	11,	160,	96,	235,	55°38’27.88”N
			H	8,	80,	120,	160.0	37°44’30.81”E
								55°38’29.02”N
								37°43’11.93”E
								55°38’25.98”N
								37°42’45.73”E
3	Урбанозем суглинок придорожн. газоны и цветники	5	P	13.5	83.2	137.1	355.1	
			H	8.0	80.0	120.0	160.0	
	Суммарный недостаток элементов по участку,кг			0	0	12°748	0	

– Л. Негативные ресурсные компоненты (сводная таблица)

№	*Название, приуроченность к функциональному элементу участка*	*Доля %*		*Запасы загрязняющих веществ, г/м²*						
				Pb	*Cd*	*Hg*	*Zn*	*As*	*соли*	*GPS*
1	Урбо-дерново-подзолистая суглинок, скверы	85	P	55,0	1,0	0,3	197,5	5,8		55°38′24.21″N 37°42′30.65″E 55°38′29.76″ N 37°44′39.40″E 55°38′29.77″N 37°42′54.51″ E
			H	50,0	1,0	3,0	80	3,0		
2	Урбанозем, лег. суглинок прибрежные газоны и открытые поверхности	10	P	63,6	1,3	0,4	162,8	5,2		55°38′27.88″N 37°44′30.81″E 55°38′29.02″N 37°43′11.93″E 55°38′25.98″N 37°42′45.73″E
			H	50,0	1,0	3,0	80	3,0		
3	Урбанозем лег. суглинок придорожные газоны и цветники	5	P	104,3	1,8	0,4	386,5	4,8	503	55°38′32.78″N 37°44′46.65″E 55°38′35.00″N 37°43′27.44″E 55°38′32.98″N 37°42′26.11″E
			H	50,0	1,0	3,0	80	3,0	500	

– М. Управленческие решения по земельному участку (оптимальные технологии и ориентировочная стоимость)

Выявленная почвенная проблема, меры по устранению	*Коды технологий*	*Ориентировочная стоимость по участку, руб.*
Заражение патогенными организмами		
Рекультивация	А6, Б1, Г1,	652 000
Превентивные меры	А3, А5, А7, А8, А12, Г2,Г4	391 200
Загрязнение 3,4-бензпиреном		
Рекультивация	А12, Б3, Б4, Б5, Б6, Б9, В1, В4, В6, Г1	1 222 500
Превентивные меры	А1, А2, А4, А5, В2, Г2, Г4	48 900
Захламление поверхности		
Рекультивация	А5	489 0000
Превентивные меры	А3, Г2,Г4	9 780 000
Засоление почв		
Рекультивация	А19, В1, В3, В4, В6	48 900
Превентивные меры	А2, А4, А5, А8, В2, Г2, Г4	16 300
Закисление/защелачивание		
Рекультивация	А10	65 200
Превентивные меры	А1, А2, А8	19 560
Уплотнение		
Рекультивация	А1, А2, А8, А12	489 000
Превентивные меры	А3, Г2	1 467 000
Недостаток элементов питания		
Рекультивация	А1, А2, А8, А12	277 100
Превентивные меры	А3, Г2	332 520
Загрязнение тяжелыми металлами и мышьяком		
Рекультивация	А1, А2, А8, А12	3 260 000
Превентивные меры	А3, Г2	391 200

Список основных технологий и их коды из адресной БД АИС:

Код	*Название технологи, краткое описание*	*Оценочная стоимость культивации (рекультивации) для единицы объема (площади)*		*Адрес, контакт*
		руб./м³	*руб./м²*	
1	*2*			*3*
Группа А. Технологии культивации (обработки) и реабилитации почв				
А1	Мехобработка почвы (перекопка, вспашка с оборотом, рыхление, фрезерование, чизелевание, дискование, виброкультивация, ГМЛ, и т.д.)			
А2	Гербокультивация (подбор почво-улучшающих травосмесей, травосеяние, задернение поверхности и откосов, проколка дернины, и т.д.)			
А3	Мульчирование поверхности почвы, пескование			
А4	Внесение удобрений (минеральных, органических, комплексных)			
А5	Очистка от мусора и скрининг почвы			
А6	Дезинфекция (обеззараживание) и дезинсекция почвы			
А7	Удаление сорной растительности, обработка гербицидами			
А8	Полив и биостимуляция растворами БАД			
А9	Ирригация и промывка почвы от солей			
А10	Известкование (нейтрализация повышенной кислотности); подкисление и гипсование (нейтрализация повышенной щелочности)			
А11	Почвенное кондиционирование (внесение природных или синтетических биополимеров (почвенных кондиционеров), почвомодификаторов и мелиорантов для оптимизации структуры, водоудерживающей и поглотительной способности, фильтрационных свойств и противоэрозионной стойкости			
А12	Реабилитация (комплексное возделывание) почв			

Продолжение таблицы

1	*2*	*3*
Группа Б. Технологии рекультивации загрязненных почв		
Б1	Локализация и эвакуация радиоактивных и сильнозагрязненных почвогрунтов 1-3 классов опасности (вывоз, захоронение, утилизация по лицензиям)	
Б2	Реплантация почв (вывоз загрязненных почвогрунтов и замена на чистые)	
Б3	Перекрытие (подсыпка чистого грунта и экранирование загрязненных слоев)	
Б4	Разбавление чистым почвогрунтом загрязненного слоя с перемешиванием	
Б5	Биоремедиация in situ (очистка почвы от органических поллютантов внесением микробных препаратов и легкогидролизуемых веществ, а также пленочных покрытий)	
Б6	Биокомпостирование, вермикомпостирование ex situ (эвакуация почвогрунта и компостирование в ферментерах- реакторах)	
Б7	Химическая и физико-химическая детоксикация in situ (очистка почвы или перевод поллютантов в инертную форму при внесении химически и биохимически активных веществ, ПАВ, адсорбентов и других мелиорантов)	
Б8	Химическая и физико-химическая детоксикация *ex situ* (то же с эвакуацией почвогрунта и обработкой в реакторах)	
Б9	Физические методы ремедиации почв (термообработка, пиролиз,электромелиорация, принудительная аэрация (газификация), ваккум-экстракция, вентинг, промывки, стеклование	
Б10	Фиторемедиация, фитоэкстракция, фито-биодеградация (посадка устойчивых растительных культур-аккумуляторов вредных веществ с последующей утилизацией фитомассы, использование хемотаксически активных микроорганизмов-биодеструкторов ризосферы растений)	
Группа В. Технологии почвенно-ландшафтного конструирования		
В1	Строительство дренажных и поливных систем для оптимизации водно-воздушного режима почвы	
В3	Сплошные (газоны) и локальные (деревья, кусты) почвенные конструкции с набором функциональных слоев и защитой от загрязнения (засоления).	
В4	Сплошные почвенные конструкции с грубодисперсными покрытиями и отводом загрязненных (засоленных) вод в канализационный сток.	
В6	Геотекстильные, габионные и иные промышленные конструкции	
Группа Г. Технологии нормированного техногенного воздействия на почвы, экоконтроль		
Г1	Локализация и эвакуация источников загрязнения почв	
Г2	Оградительные механические, противоэрозионные, физико-химические барьеры, очистные сооружения для предотвращения загрязнения почв	
Г3	Альтернативные методы борьбы с гололедом	
Г4	Экологический контроль, экологические проекты, ОВОС, штрафные и другие обременительные санкции в адрес физических и юридических лиц, способствующих загрязнению, захламлению и деградации почв	

Как видно из результатов тестовый участок (до коренной рекультивации) характеризовался существенно большей площадью и разнообразием почвенных типов на характерных элементах природопользования. Участок, в соответствии со своим статусом парка должен выполнять функции спортивно-рекреационной территории (зона Б5). Поэтому, несмотря на доминирование на нем суглинистых отложений в верхней 1 м почвенно-грунтовой толще, АИС была выбрана самая жесткая система нормативов по запасам загрязняющих веществ, соответствующая ПДК. В результате обследования оказалось, что все три категории почв участка (урбо-дерново-подзолистая скверов, урбанозем прибрежных элементов и урбанозем придорожных газонов) имели существенное превышение ПДК по ряду тяжелых металлов (Zn, Pb, Cd), мышьяку, а также по санитарно-эпидемиологическим показателям поверхностного биологического и химического загрязнения (патогенные организмы, 3,4-бензпирен). Физическая деградация в виде переуплотнения и начала засоления (оценка по электропроводности) отмечалась в почвах придорожных участков. Для урбо-дерново-подзолистой почвы и урбанозема прибрежных газонов и открытых территорий был выявлен недостаток фосфора. Повсеместно отмечалось захламление поверхности.

Химическое загрязнение стойкими поллютантами – тяжелыми металлами было выявлено на доминирующей площади территории, а меры по избавлению от него вместе с обеззараживанием (дезинфекцией) почвы, очисткой от бензпирена, мусора, ликвидацией неблагоприятных физических факторов оценивались в сумму более 10 млн. рублей. В этой связи, по-видимому, вполне оправдано было и с экологической и с экономической точек зрения проведение коренной рекультивации и

комплексного благоустройства территории с заменой части почвогрунтов, посыпкой растительного грунта (механическим разбавлением загрязненных корнеобитаемых слоев), организацией стабильной дорожно-тропиночной сети с использованием фильтрующих покрытий и ряд других мер, осуществленных по решению городских властей и администрации парка. Как видно, наряду с выявлением тех или иных почвенно-экологических проблем, АИС позволяет сформировать оптимальные управленческие решения по ним и дать экономическую (стоимостную) оценку соответствующих затрат.

Некоторые аспекты экономической оценки почвенных ресурсов

Ресурсная методология позволяет с качественно новых позиций подойти к проблеме экономической оценки почв. Традиционно в нашей стране экономическая оценка осуществляется двумя основными путями – привязкой стоимости почв к кадастровой стоимости земель в виде определенной доли и определению стоимости по функциональным характеристикам почвы, в первую очередь ее плодородию в сравнении с принятыми эталонами (бонитировка почв). В обоих случаях используются довольно сложные и часто субъективные процедуры вычисления баллов, поправочных коэффициентов, а в результате цена почвы остается очень низкой на фоне стоимости земельного участка (городские, пригородные условия) или не отражает реальное значение сельскохозяйственного почвенного ресурса в условиях рыночных отношений. Вместе с тем именно последние позволяют дать объективную экономическую оценку почвенным ресурсам. И основная идея здесь предельно проста. На рынке материалов и технологий есть периодически меняющаяся, но при этом весьма четкая для каждого региона цена на почвогрунты определенного качества и на технологии и работы по рекультивации (ремедиации) земель. Эта цена оперирует единицей массы или объема почвогрунта, то есть, по сути – количеством почвенного ресурса. Например, в г. Москве за последние годы плодородные почвогрунты для озеленения и комплексного благоустройства территорий стоят с доставкой около 1000 руб./т. Значит, нормативно-чистый плодородный почвенный ресурс на земельном участке определенной площади (S) в определенной законом условной толще h=1 м при средней плотности почвы (ρ_b) будет согласно рыночной цене стоить: Ц= $S \cdot \rho_b \cdot h \cdot 1000$ руб. Так при среднем размере участка 1 га (104 м^2),ρ_bb = 1,5 г/см^3 (1,5 т/м^3), Ц=$104 \cdot 1{,}5 \cdot 1 \cdot 1000$ = 15 млн руб. И эта цена должна быть прописана в документе, регистрирующем право собственности на землю, наряду с кадастровой стоимостью участка.

Если же состояние почвенного ресурса на участке ухудшается, его стоимость уменьшается на величину эквивалентных рыночных затрат на рекультивацию (реплантацию, ремедиацию) части некондиционного ресурса вплоть до нулевой цены, если он весь признан нормативно не годным. В условиях столичного мегаполиса при загрязнении почв оказывается дешевле всего использовать реплантацию – замену части загрязненного почвогрунта на новый. Остальные технологии дают более высокие затраты. Хотя в европейских городах с недостатком почвенных ресурсов приходится использовать именно затратные технологии очистки от загрязнения на месте или с эвакуацией почвогрунтов при средней стоимости 100-300 $/т [5]. В любом случае цена почвенного ресурса будет тогда определяться как разница между исходной рыночной стоимостью ($Ц_0$) и затратами (З) на его восстановление: Ц =$Ц_0$–З, причем, если затраты равны или превышают исходную стоимость (З≥Ц0), цена падает до нулевой (Ц=0). Вместе с тем землевладелец должен покрыть эти затраты в виде соответствующего налога или непосредственных действий по ремедиации (рекультивации) почв с приведением их в нормативно-допустимое состояние. Так из предыдущего примера имеем рыночную стоимость всего запаса почвенного ресурса на типичном земельном участке в 1 га $Ц_0$=15 млн руб. Допустим, загрязненным сверх нормативного предела оказался верхний 10 см слой (0,1м), что в масштабах всего участка означает необходимость замены запаса почвогрунта: $S \cdot \rho_b \cdot h = 104 \cdot 1{,}5 \cdot 0{,}1 = 1500$ т. При рыночной цене на чистый почвогрунт 1000 р/т, затратах на экскавацию и вывоз с последующей утилизацией загрязненных почвогрунтов специализированными организациями г. Москвы минимум 1300 Р/т, оплате организационных расходов на планировку поверхности, размещение нового почвогрунта порядка 20 Р/м^2 (200 000 Р/га), общие затраты будут равны З=$1500 \cdot 1000 + 1500 \cdot 1300$ + 500 000 ~ 4 млн руб, то есть более четверти от исходной цены нормативно-чистого почвенного ресурса. Поскольку затраты на восстановление получаются больше, чем номинальная стоимость эквивалентного количества чистого почвенного ресурса, возникает стимул для землевладельца (фактического землепользователя) поддерживать почвенный ресурс своего земельного участка в

установленных законодательством экологических рамках. По аналогии следует осуществлять и менеджмент почвенных ресурсов сельскохозяйственных угодий, где в последние годы арендаторы просто «выжимают» из почвы максимально возможный урожай, не заботясь о воспроизводстве и качестве почвенных ресурсов, деградирующих с повышенной интенсивностью. Менее существенные затраты характеризуют технологии группы А (культивации (обработки) и реабилитации почв), но они также должны учитываться при воспроизводстве почвенных ресурсов и поддержании их в нормативном состоянии. Обсуждаемая выше разработка в виде АИС менеджмента почвенных ресурсов с адресной БД технологий их воспроизводства и ремедиации позволяет в автоматизированном режиме объективно оценивать все затраты с учетом рыночных цен на почвогрунты и соответствующие технологии.

Таким образом, ресурсный подход к оценке качества почв позволяет не только дать адекватную характеристику экологического состояния почвы как распределенного ресурса, но и подобрать оптимальные технологии его возобновления – перманентного поддержания в границах установленных в законодательном порядке нормативов. При этом выясняется, что ряд технологий и приемов ремедиации городских почв, активно позиционируемых в последние годы за рубежом и в столичном мегаполисе, на самом деле не могут быть эффективными. В качестве примера рассмотрим технологию фиторемедиации, суть которой заключается в способности ряда растений селективно поглощать загрязняющие вещества из почвы и накапливать их в своей фитомассе. Многократное удаление фитомассы (урожая) с данной территории приводит к постепенной очистке корнеобитаемого слоя почвы при длительном выращивании культуры – аккумулянта.

Не рассматривая частные вопросы утилизации загрязненной фитомассы, стоимости работ по периодическому сенокошению и уборке территории от скошенной массы, отсутствия «универсальных» растений поглотителей – для всего спектра веществ, загрязняющих почвы, обратим внимание на главное – принципиальную невозможность сколь либо ощутимой ремедиации городских почв таким методом. Это понятно из несложных расчетов, оперирующих величинами запасов поллютанта в почве и его потенциального выноса в составе фитомассы. На *рис. 2* приведены данные по аккумуляции свинца в травостое зеленых газонов. Как видно, при достаточно высоком уровне загрязнения порядка 90-100 мг/кг почвы (втрое больше ПДК), концентрация в травах не превышает в среднем 10 мг/кг сухого вещества фитомассы. При обычной для нашей климатической зоне продуктивности фитомассы в 200 г/м^2 сухого вещества в год суммарный вынос свинца с урожаем даст величину порядка 2 мг/м^2/год. Запас же поллютанта в 30 см корнеобитаемом слое при концентрации 100 мг/кг почвы и плотности 1,3 г/см^3 (1300 кг/м^3) составит величину порядка 40 г/м^2. То есть чтобы его удалить потребуется скашивать и увозить фитомассу в течение: 40 г/м^2/2 мг/м^2/год·1000 = 20 000 лет!!! Даже если увеличить величины поглощения на два порядка (до 1000 мг/кг фитомассы, что соответствует растениям – гипераккумулянтам), расчетный срок ремедиации сократится до 200 лет, что все равно не приемлемо. При этом следует учесть, что ежегодное поступление в городские почвы свинца даже от относительно незагрязненного топлива европейстких стандартов – это десятки мг/м^2 поверхности почвы в год [7]. То есть величины, превышающие ремедиационный потенциал растений или, по крайней мере, соизмеримые с ним. А, значит, не только очищение от ранее накопленных поллютантов, но и простое поддержание в стабильном состоянии территории с защитой от дальнейшей аккумуляции загрязняющих веществ в почве таким методом практически не возможны.

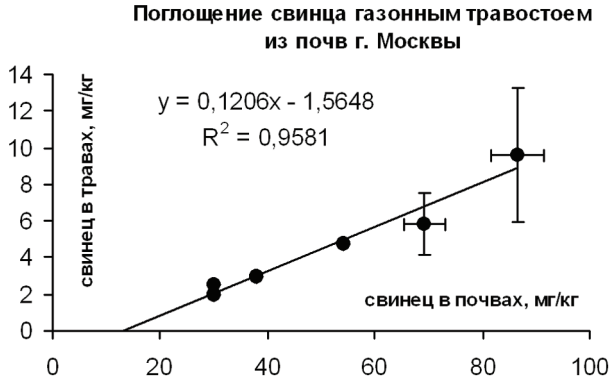


Рис. 2. ***Зависимость аккумуляции свинца в фитомассе газонных трав от его содержания в почве*** *(по [6]).*

Расчет запасов веществ почвенного ресурса, таким образом, дает четкую картину экологического состояния территории и понимание реальных затрат на ремедиацию участка с использованием возможностей той или иной технологии. Не меньшие перспективы открываются при использовании данной методологии в экологическом воздействии нагрузок на почвы, анализу которых посвящается заключительный раздел главы.

Ресурсный подход к экологическому нормированию допустимых воздействий на почвы

Воздействие на почву в большинстве случаев можно представить в виде потока (Q) вещественной или энергетической субстанции, приводящего к тем или иным изменениям почвенных свойств и характеристик. В результате задача экологического нормирования воздействий может быть сведена к научному обоснованию и законодательному утверждению критических (допустимых) значений подобных потоков, выше или ниже которых в течение заданного периода времени будут гарантированно происходить неблагоприятные изменения свойств и характеристик почвы (деградация, загрязнение) с их выходом за рамки допустимых экологических норм. Подобный подход неоднократно выдвигался в науке о почвах [8-10], и в достаточной мере реализован в передовых зарубежных странах (концепция критических нагрузок), однако в российском природоохранном законодательстве, касающемся почв он до сих пор не разработан. Во многом это является следствием неполноты информации о длительных трендах изменения свойств почв под воздействием тех или иных факторов нагрузки, а также отсутствия необходимых методических разработок в виде динамики почвенных свойств и процессов. Адекватность подобных моделей практически полностью определяет итог нормирования. И здесь могут быть различные варианты.

Наиболее простой – использование балансовых моделей [8, 9]. В них анализируется либо собственно баланс того или иного компонента почвы, либо его длительные тренды в виде регрессионных уравнения, как, например, предлагается в работе [10]. Недостатком в обоих случаях является отсутствие гарантии адекватности модели в случае достаточно сильных изменений нагрузок, не наблюдаемых ранее в период получения эмпирической информации о балансе. По сути, такие модели адекватны для прошлого и настоящего, но проблематичны для будущего и их прогностическая ценность весьма ограничена.

Одним из вариантов решения подобной проблемы может быть переход от балансовых к детерминистским или детерминистско-вероятностным линейным кинетическим (динамическим) моделям, в которых скорости изменения тех или иных показателей почвы принимаются прямо пропорциональными значениям этих показателей [11]. Настройку параметров подобных моделей удобно проводить по данным о вещественно-энергетическом балансе, а прогнозные расчеты в них будут базироваться уже на определенных кинетических законах поведения системы в первом (линейном) приближении. Такое приближение в целом гарантирует адекватность, если только воздействие (нагрузка) не выводит систему в область неустойчивого состояния и бифуркации режимов функционирования [12]. То есть если воздействие и результат от него пропорциональны. В противном случае, когда малое воздействие может привести к серьезным изменениям системы вплоть до ее разрушения (гибели), для нормирования требуются более гибкие нелинейные (синергетические) модели, часто триггерные, применение которых в экологическом почвоведение, к сожалению, до сих пор крайне редко [13].

Для всех вариантов моделей в качестве фазовой переменной удобнее всего использовать величину запасов тех или иных вещественных (энергетических) компонентов почвы. Так, для проблемы нормирования деградации или загрязнения почвы это будут величины запасов структурных элементов или поллютантов (ЗП) в условно-нормативной толще (горизонте) почвы. Тогда простейшая балансовая модель будет представлена следующим уравнением:

$$\Delta ЗП = приход(нагрузка) - расход = (Q_н + Q_ф - Q_д - Q_в)\,\Delta T, \qquad (2)$$

где $\Delta ЗП$, (кг/м^2 или Дж/м^2) – изменение запасов от первичного (исходного) уровня до нового состояния через расчетный промежуток времени ΔT: $Q_н$, [кг/м^2/год или Дж/м^2/год] – поступающий поток вещества (энергии) в виде антропогенной нагрузки; $Q_ф$ – аналогичный фоновый (природный) поток; $Q_д$ – деструкция вещества или утилизация энергии внутри рассматриваемого слоя почвы; $Q_в$ – вынос вещества (энергии) из слоя с нижней и верхней границ, а при наличии латерального транспорта – также и с боковых. Очевидно, в идеале при экологическом нормировании следует добиться нулевого баланса (ΔЗП=0), что свойственно стабильным природным экосистемам.

В качестве примера приведем результаты моделирования изменения запасов органического вещества в основных подтипах русских черноземов по причине отрицательного углеродного баланса (*рис. 3*), следуя нашей работе [14]. Как видно ежегодные потери гумуса не превышают $Q_д$ = 30-50 г/м^2/год. Это означает, что достаточно обеспечить поток свежегумусированных органических веществ в таком размере, чтобы остановить процесс агродеградации гумусного состояния в черноземах. Подобные величины на

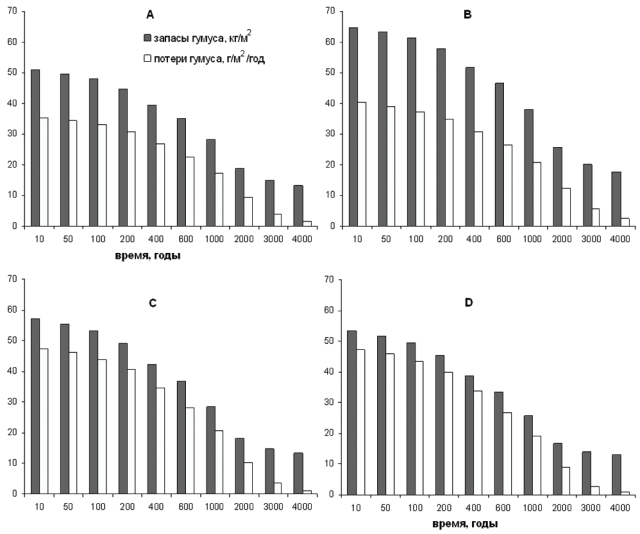


Рис. 3. ***Моделирование динамики запасов гумуса и темпов его разложения при агродеградации черноземных почв.*** Подтипы черноземов: А – обыкновенные, В – типичные, С – выщелоченные, Д – оподзоленные.

два порядка ниже, чем обычные нормы навоза, использующиеся в окультуривании почв, и вносить их, соответственно, гораздо легче и дешевле. Но это, повторяем, достаточно стабильный углерод в виде перегноя – предварительно компостированного органического сырья (навоза, пожнивных остатков и т.д.), что составляет суть новых почвосберегающих технологий для агроэкосистем [14].

Из *рис. 3* несложно заметить, что ежегодные потери гумуса снижаются со временем по мере уменьшения самих запасов органического вещества в почвах. Эта линейная связь (скорость деструкции органических веществ пропорциональна их содержанию (запасам) в почве) хорошо известна в почвоведении, и на ее основе можно проводить экологическое нормирование динамики органических загрязнителей с учетом способности почв к самоочищению от них посредством биодеструкции. С этой целью в первом приближении можно использовать такую кинетическую модель [14]:

$$dC/dt = Q_н - (k_1+k_2)C, \qquad (3)$$

где $_C$ – запасы поллютанта, $Q_н$ – нормируемая нагрузка в виде потока загрязнителя в почву: k_1 и k_2 – кинетические константы его биодеструкции и выноса из почвы с водными, и, возможно воздушными (испарение) потоками. По всей видимости, величины k_1 и k_2 зависят от гидротермических условий, факторов стимуляции микрофлоры, а также глубины (мощности) нормируемого слоя. Для простоты расчетов мы пренебрежем этими зависимостями, равно как положим $k_1 >> k_2$, то есть не будем учитывать потенциальный вынос вещества из почвы. Это на самом деле лишь ужесточит нормирование. Для примера количественной оценки воспользуемся опытными данными [15] по деструкции 3,4-бензпирена в почвогрунтах вдоль железнодорожного полотна в обычном состоянии и после внесения в него биостимулирующих органических добавок. Величины кинетических констант биодеструкции 3,4-бензпирена варьировали от 0,02 до 0,7 мес$^{-1}$. В пересчете на средний период биологической активности в умеренных климатических условиях порядка 5 месяцев это дает оценку констант k_1 от 0,1 год$^{-1}$ (обычный загрязненный почвогрунт) до 3,5 год$^{-1}$ (почвогрунт с внесением биостимулирующих добавок).

Вернемся к модели (3). Ее аналитическое решение во времени при указанных выше допущениях будет выглядеть как [14]:

$$C(t) = C_p + (C_0 - C_p)\cdot exp(-k_1 t), \qquad (4)$$

где C_0 и $C_p = Q_н/k_1$ – начальный и равновесный (стационарный) запас поллютанта, к которому обязательно придет (релаксирует) почвенная система по прошествии характерного времени $\tau \sim 1/k_1$. Отсюда, если ставится условие, чтобы стационарный запас не превышал таковой при ПДК для 3,4-бензпирена = 0,02 мг/кг (или соответствующий ПДК запас для 1 м толщи при плотности 1,5 г/см^3 = 0,03 г/м^2), допустимая величина нагрузки в обычных условиях не должна быть выше $Q_н = C_p k_1 = 0{,}03$ г/м$^2 \cdot 0{,}1$ год$^{-1} \cdot 1000 = 3$ мг/м^2/год. Если же используется стимуляция биодеструкции 3,4-бензпирена (k_1 = 3,5 год$^{-1}$) допустимо увеличение его нагрузки (выпадения на поверхность почвы) до $Q_н = 0{,}03$ г/м$^2 \cdot 3{,}5$ год$^{-1} \cdot 1000 = 105$ мг/м^2/год! Поскольку на равновесное (стационарное) состояние не влияет начальный уровень содержания поллютанта, им можно пренебречь. Все равно по прошествии характерного времени релаксации системы, запас вредного вещества из любого начального состояния придет к стационарному (*рис. 4* – А, В).

Для городских почв и грунтов, объектов так называемого «закрытого грунта» (теплиц), характеризующихся определенной ротацией (периодической заменой, вывозом) при осуществлении хозяйственной, градостроительной деятельности и рекультивации целесообразно ввести некоторый расчетный период Т, в рамках которого должно выполняться условие не превышения предельно допустимого запаса поллютанта для данного уровня нормируемой нагрузки. Это, естественно позволяет увеличить норматив нагрузки. Уравнение для расчета норматива легко получить из формулы (4):

$$Q_н = k_1 \cdot \{ПДК - C_0 \cdot exp(-k_1 T)\}/\{1 - C_0 \cdot exp(-k_1 T)\}. \qquad (5)$$

Так для примера с 3,4-бензпиреном расчет по уравнению (5) показывает, что если выбрать характерное время, в течение которого обычный почвогрунт не должен быть загрязненным выше

ПДК=0,03 г/м^2, равным 10 лет (T=10), допустимая нагрузка по 3,4-бензпирену может быть увеличена с 3 до 4,2 мг/м^2/год (*рис.* 5-С). В отличие от расчетов по стационарному состоянию (*рис. 4* – А, В), в этом (нестационарном) случае уже возникает зависимость результатов нормирования от исходного содержания поллютанта в почвогрунте (C_0), согласно уравнению (5).

Во многих практических случая требуется учет загрязнения не только всей метровой толщи, но и ее отдельных слоев (горизонтов), в частности поверхностных, состояние которых напрямую влияет на здоровье населения. Тогда необходимо использовать более дробные модели динамики запасов веществ, не с одним, а с 2-3 слоями (компартментами), связанными друг с другом возможностью массообмена. Такие модели, в случае их линейности также имеют достаточно несложные аналитические решения в виде комбинаций экспоненциальных функций типа (4), которые можно задействовать при нормировочных расчетах [11]. Если же число слоев значительно увеличивается, следует использовать распределенные модели с фазовой переменной не запасов, а объемных концентраций нормируемых веществ с последующим их численным интегрированием по определенным глубинам (горизонтам), как, например, в обсуждаемой выше (см. *рис. 4*) модели динамики гумусового профиля черноземов [14]. В случае проблемы загрязнения удобно использовать готовые программные продукты в виде распределенных компьютерных сред для количественной оценки динамики поллютантов в почвах и грунтах типа HYDRUS, PEARLE и т.д., способные не только оценивать состояние почв в зависимости от нагрузки поллютантов, но и прогнозировать экологические риски загрязнения пограничных сред, в первую очередь – грунтовых вод [16]. Все рассмотренные варианты моделей (балансовые, линейные кинетические) пригодны для количественной оценки динамики и нормирования собственно почвенных ресурсов, представленных довольно инертными твердофазными компонентами. Для нормирования динамики более подвижных фаз (жидкой, газовой, почвенной биоты) и связанных с ними режимов функционирования биокосных систем требуется, как уже отмечалось выше, развитие нелинейных, особенно триггерных моделей [13].

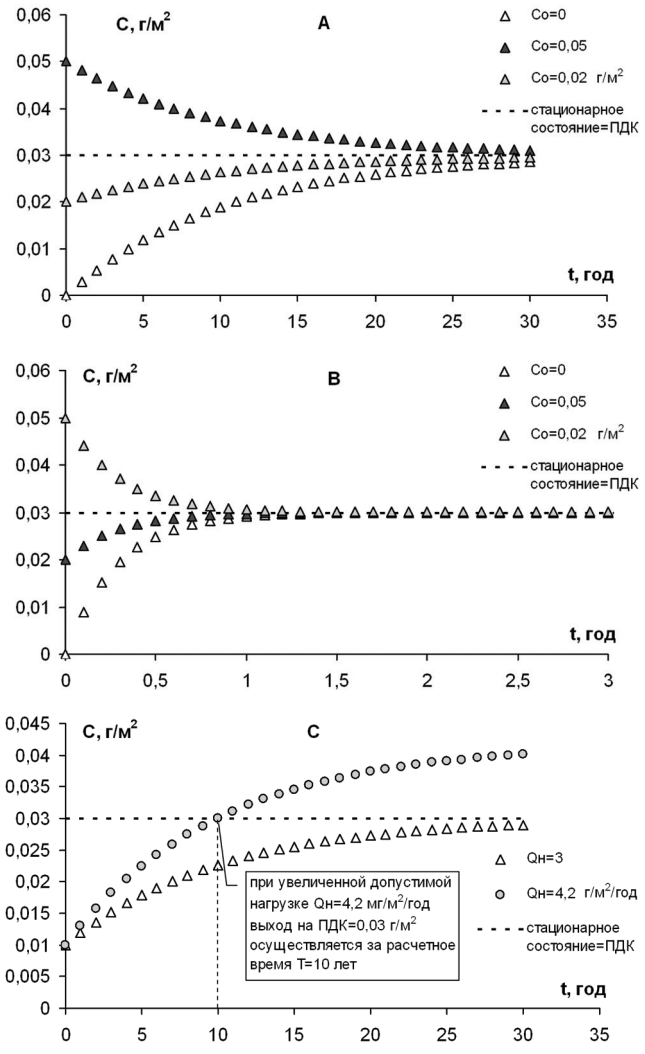


Рис. 4. ***Результаты экологического нормирования загрязнения почвенного ресурса 3,4-бензпиреном с использованием простой кинетической модели (4):*** А – обычный почвогрунт (k_1 = 0,1 год$^{-1}$, $Q_п$=3 мг/м^2/год), В – почвогрунт с внесением биостимулирующих добавок (k_1 = 3,5 год$^{-1}$, $Q_п$=105 мг/м^2/год), С – почвогрунт с планируемой заменой за период T=10 лет.

Таким образом, система ресурсной оценки почв с АИС для проведения инвентаризации почвенных ресурсов позволяют дать объективную и оперативную информацию по качеству и количеству почвенных ресурсов (на примере столичного мегаполиса), а также подобрать в автоматическом режиме оптимальные управленческие решения по участку с рекомендациями ответственным землепользователям и задействованным в сфере экологического сервиса организациям. Не менее важным следствием внедрения дифференцированных по функциональным зонам критериев и нормативов качества городских почвенных объектов является перевод системы управления экологическим состоянием и функциями почв в городе на уровень стандартов, принятых в современной мировой практике, при сохранении отраженных в федеральном законодательстве России высоких требований к качеству почв.

Вместе с тем, очевидно, одной лишь *ресурсной оценки,* отражающий достаточно стабильные характеристики преимущественно твердой фазы, недостаточно. Почва может быть нормативно чистой, содержать оптимальное количество элементов пи-

тания, но растительность на ней будет угнетена, поверхность будет пылить, ремедиационые функции сведены к минимуму из-за неблагоприятных *почвенных режимов*, связанных с другими (мобильными) фазами почвы – жидкой и газовой (недостаток влаги или воздуха, обилие солей в растворе), ее температурой (тепловой режим), жизнедеятельностью почвенной биоты и т.д. Нормирование почвенных режимов, их оперативный мониторинг являются столь же важной составляющей системы менеджмента почвенных объектов, как и ресурсная оценка. Наконец, если произведены ресурсная оценка, *экологическое нормирование* нагрузок, анализ закономерностей почвенных режимов, остается принять оптимальные управленческие решения выявленной почвенно-экологической проблемы и провести их реализацию с использованием *современных технологий* и технических средств. Все вместе и должно составлять современную *систему менеджмента* почвенных объектов для территорий с антропогенным воздействием и активным землепользованием со стороны человека.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, Программы фундаментальных исследований ОБН РАН «Биологические ресурсы России» и Программы Президиума РАН «Биологическое разнообразие».

Литература

1. Смагин А.В., Шоба С.А., Макаров О.А. Экологическая оценка почвенных ресурсов и технологии их воспроизводства (на примере г. Москвы). – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2008. – 360 с.
2. Soils: Basic Concepts and Future Challenges. – Cambridge University Press. 2006. – 310 p.
3. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., Степанов А.Л. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий //Почвоведение, 2006. №5. – С. 603-615.
4. Смагин А.В. Современные проблемы черноземной зоны и возможные пути их решения // Экологический вестник Сев. Кавказа, 2011. Т.7. № 4. – С. 8-25.
5. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. – М.: МГУ, 1997. – 102 с.
6. Добровольский Г.В. (ред.). Почва, город, экология. – М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. – 320 с.
7. Зонально-провинциальные нормативы изменений агрохимических, физико-химических и физических показателей основных пахотных почв европейской территории России при антропогенных воздействиях. – М.: Россельхозакадемия, 2010. – 174 с.
8. Липкинд Т.А. Защита водных объектов от загрязнения углеводородами поверхностного стока с объектов железнодорожного транспорта: автореф. ... к.т.н. – Екатеринбург, 2006. – 20 с.
9. Смагин А.В. Режимы функционирования динамических биокосных систем // Почвоведение, 1999. № 12. – С. 1433-1447.
10. Смагин А.В., Садовникова Н.Б., Смагина М.В., Глаголев М.В. Моделирование динамики органического вещества почв. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. – 120 с.
11. Смагин А.В. Триггерные модели динамики лесных экосистем на песчаных почвах // Лесоведение, 2007. №5. – С. 51-59.
12. Смагин А.В., Иванов С.А. Автоматизированная информационная система менеджмента городских почвенных объектов (пилотная версия) // Экологический вестник Сев. Кавказа, 2008. Т.4. № 4. – С. 5-23.
13. Технологии восстановления почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Справочник. – М.: РЭФИА, НИА Природа, 2003. – 298 с.
14. Трофименко Ю.В., Евгеньев Г.И. Экология – Транспортное сооружение и окружающая среда. – М.: И.Ц. «Академия», 2006. – 400 с.
15. Шеин Е.В. Курс физики почв. – М.: МГУ, 2005. – 432с.
16. Экологические функции городских почв. – М.-Смоленск: Маджента, 2004. – 230 с.

Сведения об авторах:

Смагин Андрей Валентинович, д.б.н., профессор кафедры физики и мелиорации почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, e-mail smagin@list.ru.

УДК 631.452

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ПОЧВ

О.А. Макаров, д.б.н., проф., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

Вводится понятие «экологическое состояние почв» как комплекс почвенных свойств, определяющий степень их соответствия природно-климатическим условиям почвообразования и пригодности для устойчивого функционирования естественных и антропогенных экосистем. Предложена система показателей указанного состояния и обоснована приоритетность их использования для оценки масштабов нарушенности окружающей природной среды в целом. Показано, что разнообразие функций почв обеспечивает высокую значимость показателей их состояния для оценки состояния окружающей природ ной среды в целом. Нормативы экологического состояния почв должны разрабатываться для административных регионов с учетом биоклиматических, литолого-геоморфологических особенностей их территории, а также вида хозяйственного использования земель.

Ключевые слова: экологическое нормирование, качество окружающей природной среды, экологическая ценность, функции почв, устойчивое функционирование, почвенные показатели.

1. Качество окружающей среды и его нормирование

1.1. Экологическая ценность окружающей среды

Экологическая ценность природных компонентов, как правило, не совпадает с их ресурсно-технологической ценностью. Например, черноземные почвы, как технологический ресурс сельскохозяйственного производства, несомненно, ценнее тундровых глеевых почв. В экологическом плане, вряд ли можно согласиться, что загрязненные тяжелыми металлами и эродированные черноземы обладают более высокой ценностью, чем почвы тундровых экосистем на территориях, не испытывающих техногенного прессинга. Данный пример показывает неприемлемость ресурсно-технологического подхода для оценки экологического состояния природной среды, независимо от «степени рациональности» использования природных ресурсов, их «возобновляемости», распространенности в природе или кадастровой коммерческой ценности [1, 2].

Экологическая ценность отдельных природных компонентов составляет общую экологическую ценность окружающей среды – *рис. 1*. Кроме того, необходимо отметить, что экологическая ценность каждого природного компонента, по сути, определяется устойчивостью этого компонента к внешним нагрузкам и воздействиям.

Таким образом, экологическая оценка окружающей среды должна строиться на оценке устойчивости конкретных экологических систем к конкретным внешним (в том числе, и техногенным) воздействиям и нагрузкам. То есть, экологическая оценка должна базироваться на нормировании качества (состояния) окружающей среды и нормировании воздействия.

В научной и справочной литературе, нормативно-методических документах нередко термин «состояние окружающей среды» заменяется термином «качество окружающей среды», «качество среды» [3]. В Федеральном законе от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» «качество окружающей среды» определяется как состояние окружающей среды, которое характеризуется физическими, химическими, биологическими и иными показателями и (или) их совокупностью». Не находя принципиальной разницы между этими терминами («качество» и «состояние») будем использовать их как синонимы.

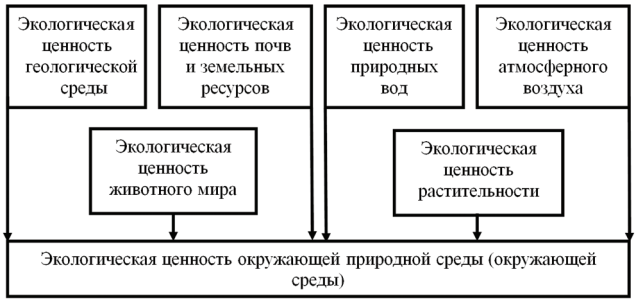


Рис. 1. ***Составляющие экологической ценности окружающей природной среды.***

1.2. Сущность экологического нормирования

Для поддержания устойчивого функционирования окружающей среды необходимо совершенствовать технологии природопользования. Представляется, что необходимость решения указанной задачи является практическим основанием создания системы экологического нормирования.

Исследования в области экологического нормирования обычно ограничиваются определением

критических значений X_{cr}. экосистемы, которые определяют область ее нормальных состояний (1):

$$P(\varepsilon)=1-2\Phi\left[\frac{X_{cr.max}-X_{cr.min}}{\sigma x}\right], \quad (1)$$

где P(ε) – заданный уровень вероятности соответствия экосистемы нормальному состоянию, который принимается при P = 0,95 для переменных; Ф – функция нормированного нормального распределения, по таблице значений которых можно установить Xcr.max – $X_{cr.min}$, σx – среднее квадратическое отклонение показателя состояния.

Авторы подобных исследований видят цель экологического нормирования «…в определении таких множеств значений (интенсивности, интеграла от интенсивности по времени, пространству, частоте, продолжительности воздействия и др.), при которых экосистема не выходит из заданных состояний...» [4]. А, соответственно, центральной проблемой экологического нормирования считают регламентацию предельно допустимых нагрузок на экосистему по разным показателям – ветровой эрозии почв, водной эрозии почв, деградации растительного покрытия [5, 6].

Определение предельно допустимых нагрузок базируется на концепции устойчивости экосистем [7, 8] и связанных с нею принципах ранжирования нарушений экосистем по глубине и необратимости [4]. Для определения величины показателей экосистемы Y (допустимых, предельно допустимых, критических и катастрофических нарушений), соответствующей различным величинам нагрузки X на эту экосистему, в экспериментах изучаются калибровочные связи Y(X) [9-14].

Связи Y(X), как правило, нелинейны, имеют форму логистической кривой (*рис. 2*) и описываются функцией Ричардса [4]:

$$Y(X) = a_1/(1 + b\exp(-|\alpha + \beta x|)) + a_0 , (2)$$

где, a_1 - координата верхней асимптоты логистической кривой (Xmax); a_0 – нижней (Xmin), коэффициенты b, α, ß описывают положение и крутизну логистической кривой.

Выделение различных качественных состояний экосистемы, связанных с изменением масштабов нагрузки на нее, производится путем анализа соответствующих дифференциальных производных (*рис. 3*).

Для разбиения на уровни экологического неблагополучия окружающей среды могут быть использованы критические точки на других аппроксимирующих функциях (Пуассона, Фишера и др.), причем кроме анализа мономерных функций, могут быть использованы методы анализа многомерных функций распределения.

Мировая практика экологического нормирования состояния окружающей природной среды и природопользования складывалась в течение длительного периода методом прецедентов в зависимости от потребностей, возникающих в процессе развития конкретных природоохранных и производственных систем. систем [15, 16]. В наиболее целостном виде экологическое нормирование реализовано в Германии в системе стандартов DIN. На территории этой страны выделены контрольные площадки, на которых регулярно оценивается состояние окружающей природной среды по ряду параметров состояния почв, поверхностных и грунтовых вод, атмосферного воздуха. Обязательность практического применения экологического нормирования состояния ОПС закреплена законодательными актами федеративного и регионального уровней.

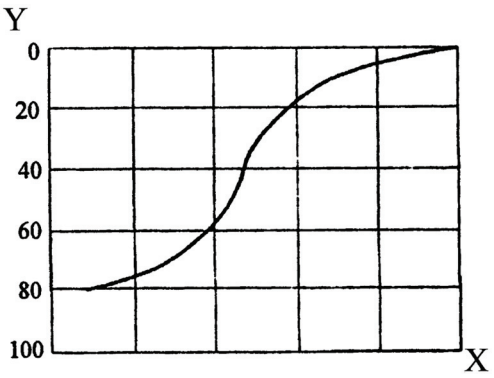


Рис. 2. ***Логистическая форма зависимости между качеством экосистемы (Y в %) и нагрузкой на нее (X в усл. ед.).***

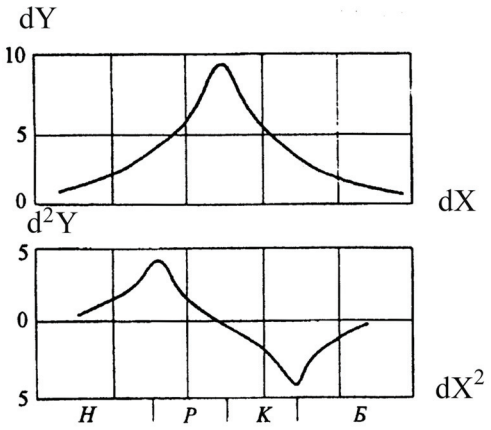


Рис. 3. ***Форма зависимости первой производной качества экосистемы (Y, %) от нагрузки на нее (X, в усл. ед.) с максимумом dY/dX, нормирующим зону экологического кризиса К, второй производной d2Y/dX2 с максимумом, нормирующим зону экологического риска Р, и минимумом, нормирующим зону экологического бедствия Б [4].***

В природоохранительном законодательстве Франции жестко закреплены правовые основы взаимоотношений природопользователей и природоохранных государственных структур. Разработка, утверждение и порядок применения экологических норм вменено в обязанность правительственным природоохранным структурам. Фактически все экологические нормативы и порядок их применения вводятся соответствующими циркулярами Министерства окружающей среды, обязательными для исполнения региональными префектами. Контроль за состоянием природной среды осуществляется методом выделения проблемных территорий (экологически неблагополучных или подозреваемых на экологическое неблагополучие). Эти территории ранжируются по степени экологической опасности, что служит основанием для принятия административных решений по характеру и интенсивности природопользования.

Система экологического нормирования в США отличается от таковой в вышеописанных странах в сторону меньшей жесткости федеральных нормативов. При этом статус нормативной оценки природопользования при принятии административного решения придается независимому экспертному заключению [15].

В Российской Федерации система экологического нормирования находится на стадии становления. Общие положения этой системы основываются на описанных выше представлениях об устойчивости экосистем к внешнему воздействию [4, 14, 17-20] и отражены в ряде нормативно-методических документов [21, 22] и Федеральном законе от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды», причем в последнем используется термин «нормирование в области охраны окружающей среды», а не - «экологическое нормирование» (эти термины считаются синонимами).

Итак, в соответствии со ст. 19, гл. Y ФЗ № 7-ФЗ «нормирование в области охраны окружающей среды осуществляется в целях государственного регулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экологической безопасности».

Кроме того, в указанной статье отмечается, что «нормирование в области охраны окружающей среды заключается в установлении нормативов качества окружающей среды, нормативов допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, иных нормативов в области охраны окружающей среды, а также государственных стандартов и иных нормативных документов в области охраны окружающей среды».

То есть, сущность экологического нормирования в значительной степени заключается в установлении нормативов качества окружающей среды и нормативов допустимого воздействия на ОС. При этом, в соответствии со ст. 1 ФЗ «Об охране окружающей среды» нормативами качества окружающей среды являются «нормативы, которые установлены в соответствии с физическими, химическими, биологическими и иными показателями для оценки состояния окружающей среды и при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда», а нормативами допустимого воздействия на окружающую среду – «нормативы, которые установлены в соответствии с показателями воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду и при которых соблюдаются нормативы качества окружающей среды». Критерием же благоприятной окружающей среды, согласно данному закону и вытекающее из исследований по оценке качества экосистем является «…устойчивое функционирование естественных экологических систем, природных и природно-антропогенных объектов» (ст. 1).

Таким образом, установление соответствия параметров природной среды таким главным условиям, как поддержание сохранности физико-географической основы природно-территориальных комплексов (ПТК), устойчивого функционирования экосистем, природного окружения человека и составляет содержание экологического нормирования качества окружающей природной среды.

А в целом система нормирования в области охраны окружающей среды, в соответствии со ст. 19 ФЗ № 7-ФЗ, имеет достаточно сложное и разветвленное строение (*рис. 4*).

Из определения сущности экологического нормирования следует такая формулировка экологической нормы качества окружающей среды – допустимые значения ряда оцениваемых параметров качества окружающей природной среды (окружающей среды), установленные по критерию соответствия устойчивому функционированию естественных или антропогенных экосистем, отдельных биологических объектов, включая человека.

А экологическая оценка качества (состояния) окружающей среды фактически заключается в сопоставлении этого качества (состояния) с экологической нормой.

В последнее время в природоохранной практике широкое распространение получила

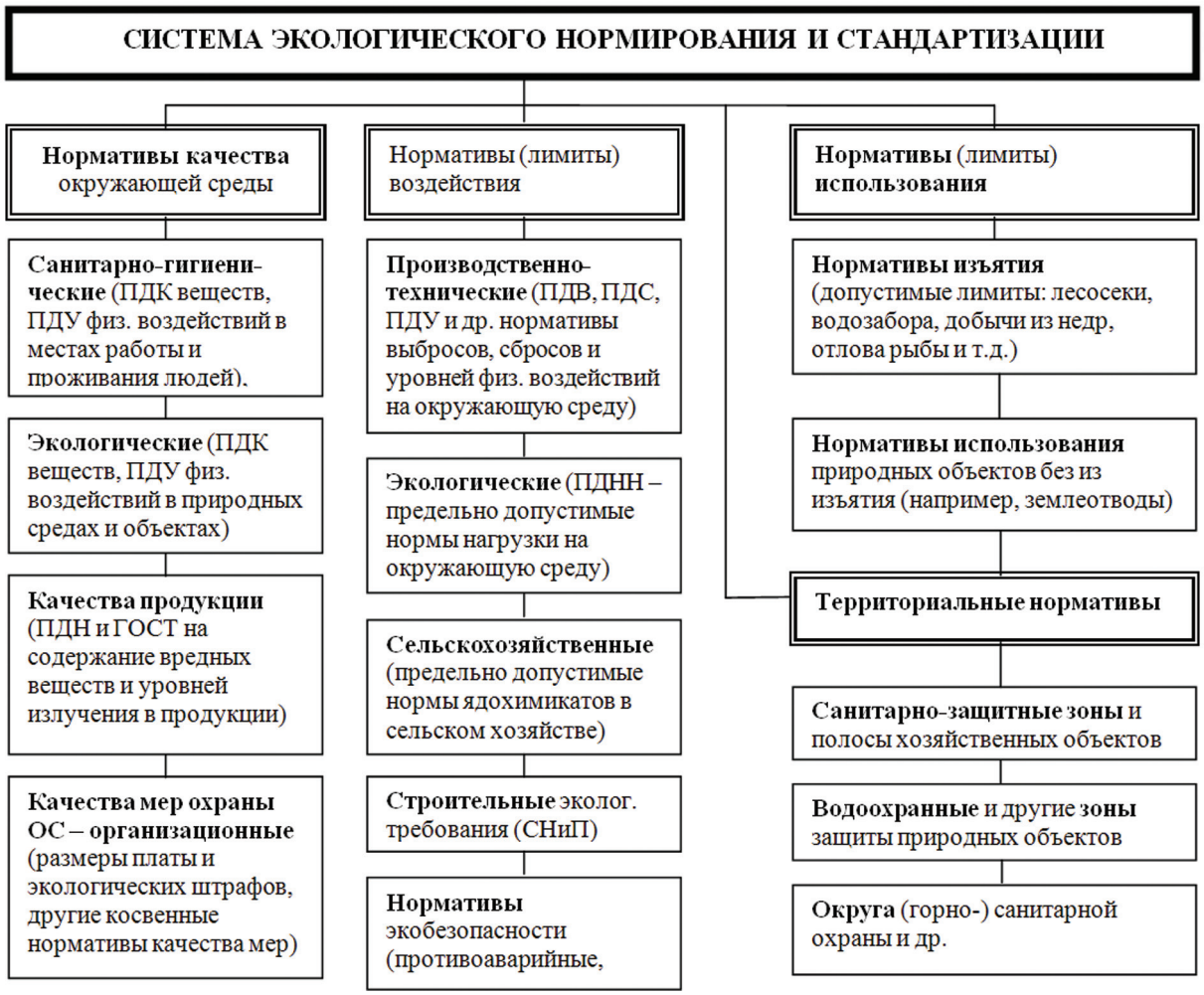


Рис. 4. ***Система экологических нормативов и стандартов.***

пятибалльная (пятиуровневая) критериальная таблица экологической оценки состояния окружающей природной среды – авторы П.Н. Березин, А.С. Яковлев, А.Н. Прохоров, О.А. Макаров [18-20, 22]. Эта таблица является удобным инструментом для достаточно точного определения того, насколько качества окружающей среды позволяет (или не позволяет) обеспечивать устойчивое функционирование наземных экосистем (*табл. 1*).

Ниже приводится характеристика пяти градаций качества (состояния) окружающей среды, каждая из которых означает вполне определенные по глубине и необратимости нарушения экосистем и, соответственно, подразумевает принципиально разные комплексы природоохранных мероприятий:

1) условно нулевой ухудшения состояния окружающей среды (оптимальное состояние) – окружающая среда полностью обеспечивает устойчивое функционирование и саморегулирование экологических систем;

2) низкий уровень ухудшения состояния окружающей среды (нормальное состояние) – окружающая среда устойчива к разрушающим воздействиям и обладает способностью к самовосстановлению за счет естественных процессов саморегуляции;

3) средний уровень ухудшения состояния окружающей среды (неустойчивое состояние) – окружающая среда неустойчива к разрушающим воздействиям, но иногда способна к самовосстановлению при условии снятия разрушающей нагрузки;

4) высокий ухудшения состояния окружающей среды (кризисное состояние) – потеря способности к самовосстановлению, восстановление окружающей среды возможно только при применении специальных (в том числе, рекультивационных) мероприятий;

5) катастрофический ухудшения состояния окружающей среды (состояние экологического бедствия) – необратимая потеря возможности восстановления окружающей среды даже при проведении восстановительных мероприятий.

Каждый уровень отражает диапазон ухудшения экологического состояния окружающей среды, который можно выразить в баллах или в % (*табл. 2*). Количественная потеря экологической

Таблица 1

Критериальная таблица экологической оценки состояния окружающей природной среды

Уровни (градации) ухудшения состояния	*Характеристика состояния ОПС*	*Соответствие экологической норме*
Условно нулевой	Отсутствие признаков: – угнетения естественных и антропогенных биоценозов; – нарушений состояния здоровья населения под влиянием окружающей природной среды; – нарушений отдельных природных сред и их функционального равновесия	Соответствует
Низкий	– заметное угнетение естественных биоценозов, использование земель для производства пищевой продукции без ограничений; – окружающая природная среда в целом удовлетворительна для существования человека; – признаки нарушений отдельных природных сред обратимого характера	
Средний	– природные биоценозы сильно угнетены, производство пищевой продукции неэффективно из-за ее низкого качества и снижения биопродуктивности земель; – здоровье населения заметно ухудшено под влиянием неблагоприятных условий окружающей природной среды; – окружающая природная среда не справляется с антропогенными нагрузками	Не соответствует
Высокий	– невозможность длительного существования искусственных насаждений, использование земель для производства продовольственной продукции противопоказано; – существенная деградация населения по состоянию здоровья; – необратимые нарушения отдельных природных сред, исключающие самовосстановление окружающей природной среды в целом	
Катастрофический	– биопродуктивность земель нулевая; – прямой контакт человека с окружающей природной средой опасен для здоровья и существования человека; – отдельные природные среды необратимо нарушены и не могут выполнять своих функций в окружающей природной среде	

ценности природно-территориальных комплексов, в отличие от балльной оценки, фиксирует нелинейность изменений состояния окружающей природной среды по всему диапазону оценочной шкалы (*рис. 5, табл. 2*).

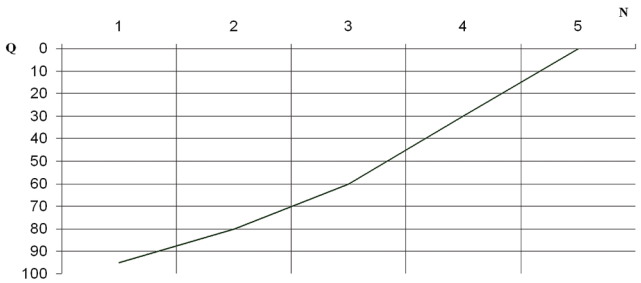


Рис. 5. ***Форма зависимости между экологической ценностью ПТК (Q, в %) и экологическим состоянием ОПС, N, в баллах.***

Таблица 2

Ориентировочная бальная оценка уровня ухудшения состояния ОПС и соответствующая потеря экологической ценности ПТК, в %

Уровень ухудшения состояния	*Балл*	*%*
1 – условно нулевой	(0,1-1,0)	0-5
2 – низкий	(1,1-2,0)	6-20
3 – средний	(2,1-3,0)	21-40
4 – высокий	(3,1-4,0)	41-70
5 – катастрофический	(4,1-5,0)	71-100

Очевидно, что только условно нулевой и низкий уровни свидетельствуют об устойчивости окружающей среды к антропогенному воздействию, и, фактически, составляют экологическую норму качества (состояния) окружающей природной среды (*табл. 1, рис. 6*). При этом под устойчивостью окружающей среды понимается ее способность сохранять свою структуру и функциональные особенности отдельных компонентов при воздействии внешних факторов.

Соответственно, основным принципом при установлении экологической (природоохранной) нормы является определение допустимого предела нарушения природной среды, при котором сохраняется ее способность к самовосстановлению [4, 7, 8, 11].

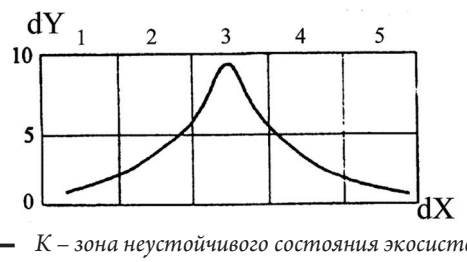


Рис. 6. ***Соотношение уровней ухудшения экологического состояния окружающей среды и максимума dY/dX, нормирующего зону экологического кризиса К.***

2. Почва – базовый компонент окружающей природной среды

Важнейшим компонентом окружающей природной среды является почвенный покров – продукт и место локализации взаимодействия «живого» и «неживого» [23-29]. Высокая значимость почв в системе окружающей природной среды обусловлена разнообразием их функций [26-28]. Среди функций почвы в окружающей среде наиболее существенными являются экологические, природорегулирующие и производственные (*рис. 7*). Это разделение в определенной степени условно в связи с тем, что перечисленные функции взаимозависимы: выполнение одной из функций практически невозможно без выполнения других.

Многофункциональность почвенного покрова в окружающей природной среде формирует совершенно уникальную ситуацию, когда значимость показателей состояния почв для оценки состояния окружающей среды в целом ощутимо выше, чем показателей состояния других природных сред (*табл. 3*).

Это обусловлено:

– значительной информативностью почв (показатели полно отражают специфику антропотехногенного воздействия на территорию);

– невысокой (относительно таких природных сред как атмосферный воздух, природные воды, животный и растительный мир) динамичностью (речь, разумеется», идет о так называемых «устойчивых» и «консервативных» свойствах почв);

– их «комплексным» характером – показатель состояния отражает состояния как других природных сред, так и ОПС в целом.

По выражению Б.В. Виноградова, «почвенные критерии – один из наиболее сильных показателей экологического неблагополучия…» [4]. Таким образом, можно констатировать, что почвы являются базовым компонентом, самоценным объектом природного разнообразия, универсальным регулятором состояния природной среды, объектом труда и средством производства в технологиях природопользования, а нарушенность почв неизбежно означает нарушенность всей природы в целом.



Рис. 7. ***Основные функции почв как базового компонента окружающей природной среды.***

В условиях значительной антропотехногенной нарушенности окружающей природной среды почвенный покров представляет собой пространственное разнообразие почв, отражающее определенные физико-географические условия природно-территориального комплекса.

Экологическое состояние почв

Оценка экологического состояния такового базового компонента природной среды, как почвенный покров, является обязательной основой для оценки характера антропогенной нагрузки на территорию [30].

Экологическое нормирование и оценка состояния окружающей природной среды не могут считаться достаточными без нормирования и последующей оценки экологического состояния почв. При этом под экологическим состоянием почв предлагается понимать комплекс почвенных свойств, определяющий степень их соответствия природно-климатическим условиям почвообразования и пригодности для устойчивого функционирования естественных и антропогенных экосистем.

Для оценки экологического состояния почв используется комплекс физических, физико-химических, химических, агрохимических и биологических свойств почв.

Таблица 3

Характеристика значимости показателей состояния отдельных природных сред для природоохранной оценки состояния ОПС

Характеристика показателя состояния (по альтернативной шкале)	*Отдельные природные среды*					
	геологическая среда	*почвенный покров*	*атмосферный воздух*	*природные воды*	*растительный мир*	*животный мир*
Информативность						
Стабильность						
Комплексность						

Примечание:

– характеристика показателя состояния выражена; – характеристика показателя состояния не выражена.

Можно сказать, что любое почвенное свойство, рассматриваемое с точки зрения своего влияния на роль почв в устойчивом функционировании естественных и антропогенных экосистем, может служить показателем экологического состояния почв.

Каждый показатель экологического состояния почв необходимо оценить по степени его экологической значимости, для определения которой используется упомянутый выше принцип «минимальной достаточности».

В сущности, оценка экологического состояния почв является определением соответствия показателей указанного состояния устойчивому функционированию естественных и антропогенных экосистем или определением соответствия состояния почв экологической норме.

Таким образом, экологическую норму состояния почв можно определить как допустимое значение показателей этого состояния, при котором реализуется устойчивое функционирование экологических систем.

Система оценки экологического состояния почв базируется на следующих методологических принципах:

1. При установлении градаций показателей экологического состояния почв по степени проявления отдельных признаков необходимо учитывать, как правило, нелинейный характер его изменения. Ранжирование показателей необходимо проводить в соответствии с существующими нормативами или (в случае их отсутствия или недостаточности) – по пятибалльной критериальной таблице оценки состояния окружающей природной среды (*табл. 1*).

2. Разработка нормативов экологического состояния почв – фонового и предельно допустимого содержания загрязняющих веществ, параметров физической и технологической деградации и др. – осуществляется для административных регионов с учетом биоклиматических, литолого-геоморфологических особенностей их территории, а также вида хозяйственного использования земель (*табл. 4*):

– четкий промышленный и сельскохозяйственный статус административного региона (субъекта Федерации), его определенные экологические и медико-демографические характеристики несут в себе значительный ресурс управления, а, следовательно, – и возможности нормирования экологического состояния почв; был разработан примерный перечень показателей состояния почв для «усредненного» региона России (*табл. 5*);

– зонально-климатические особенности обусловливают устойчивость экосистем территории административного региона к техногенному воздействию и влияют на скорость процессов трансформации загрязняющих веществ в почве, а также предельный потенциал самоочищения (ППС);

– характер землепользования территории (естественноисторический и современный) в пределах административного региона в значительной степени определяет их способность противостоять воздействию конкретных деградационных факторов, а также возможность перехода токсичных веществ в сельскохозяйственную продукцию и организм человека;

– литолого-геоморфологические условия определяют возможность и скорость миграции загрязняющих веществ в пределах ландшафта и переход в сопредельные среды, модифицируют особенности физико-химических и биологических свойств почв в пределах данной почвенно-биоклиматической зоны, обусловливая интенсивность трансформации или накопления загрязнителей в почве и существенно влияя на величину ППС.

Таблица 4

Природные и хозяйственные факторы, учитываемые при оценке экологического состояния поч

Почвы		*Преимущественный вид использования земельных участков*						
надтиповые группы почв	*тип, подтип почв (Классификация почв СССР, 1977)*	*сельскохозяйственные угодья*		*лесные угодья*	*болотные угодья*	*населенные пункты*	*промплощадки*	*особо охраняемые природные территории*
		пашня	*сенокосы и пастбища*					
Автоморфные								
Полугидроморные								
Гидроморфные								

Учитывая, что основная задача оценки земель, проводимой в структуре государственного земельного кадастра, – достоверный учёт сведений о природном, хозяйственном и правовом положении земель, местоположении и размерах земельных участков (Постановление Правительства РФ от 25 августа 1992 г. № 622), ст. 37 Земельного кодекса РФ от 25 октября 2001 г. №136-ФЗ), можно рекомендовать использование показателей экологического состояния почв в составе документов госземкадастра, а также при определении стоимостных характеристик земельных участков.

Необходимо отметить, что при наличии сведений о показателях состояния земельных угодий (ресурсов), оказывающих (или могущих оказать) воздействие на состояние наземных экологических систем, возможно их использование для целей оценки состояния (качества) почв той или иной территории. В этом случае вполне правомерно использование термина «экологическое состояние (качество) почв и земельных ресурсов (земель)». И дело не только в том, что в нормативно-методических документах Российской Федерации указанные термины, несущие различную смысловую нагрузку, никак «не разводятся», а наоборот, – употребляются вместе [31]. Обязательная категориальная принадлежность почв заложена в порядок определения почвенных экологических нормативов (*табл. 4*). Ранжирование показателей состояния земель (земельных ресурсов) проводится также как и показателей состояния почв - в соответствии с существующими нормативами или (в случае их отсутствия или недостаточности) – критериальной таблицей оценки состояния окружающей природной среды (*табл. 1*).

Кроме отмеченных главных принципов оценки экологического состояния почв, следует отметить и некоторые вспомогательные принципы:

1. Показатели делятся на основные и дополнительные с учетом их значимости в формировании экологического состояния почв.

Разделение показателей химического загрязнения и деградации почв и земель, занимающих особое место в системе показателей экологического состояния почв и земель, представлено в *табл. 5, 6*.

2. Выбор масштаба картографирования показателей экологического состояния почв и земельных ресурсов осуществляется в соответствии с характером их пространственного распределения (*табл. 7*).

Основными критериями при выборе масштаба являются: – степень пространственной мозаичности данного показателя; область (масштаб) распространения показателя. Чем более мозаичен признак, и чем меньше ареал его распространения, тем более крупный масштаб картографирования требуется выбирать для достоверной оценки экологического состояния почв и земель. В *табл. 6* приводится рекомендуемый масштаб картографирования показателей химического загрязнения и деградации почв и земель.

Таблица 5

Примерный перечень контролируемых показателей состояния почв в регионе

Показатели загрязнения почв
– концентрация кадмия, свинца, ртути, цинка, никеля, меди, мышьяка, фтора, нитратов, бензола, бенз(а)пирена, фенолов, диоксинов, пестицидов (ДДТ, ГХЦГ, метафоса, трефлана, 2,4-Д), полихлорбифенилов, кратность превышения ПДК (ОДК); – содержание нефти и нефтепродуктов, мг/кг; – плотность концентрации цезия-137, стронция-90, Ku/км^2; – удельная β-активность; – снижение уровня активной микробной массы, кратность; – фитотоксичность почвы (снижение числа проростков), кратность по сравнению с фоном
Показатели деградации почв
– уменьшение мощности почвенного профиля (А+В), % от недеградированного аналога; – потери почвенной массы, т/га/год; – расчлененность территории оврагами, км/км^2; – площадь подвижных (незакрепленных) песков, % от общей площади; – перекрытость поверхности почвы абиотическими наносами, см; – глубина провалов относительно поверхности, см; – увеличение плотности почвы, кратность равновесной; – уменьшение запасов гумуса в профиле почвы (А+В), % от недеградированного аналога; – увеличение кислотности (щелочности), pH; – превышение уровня грунтовых вод, % от критического значения (с учетом минерализации); – сработка торфа, мм/год; – увеличение содержания суммы легкорастворимых солей, %; – увеличение доли обменного натрия, % от емкости катионного обмена.

Таблица 6

Показатели химического загрязнения и деградации и их значимость для определения экологического состояния почв и земель

Основной показатель	*Дополнительный показатель*
1	*2*
Показатели химического загрязнения	
Кадмий	Агелон
Свинец	Диурон
Ртуть	Акрекс
М ышьяк	Актеллик
Цинк	Актеллик
Медь	Альфаметилстирол
Кобальт	Атразин
Никель	Ацетальдегид
Молибден	Базудин
Олово	Байлетон+ метаболит
Барий	Байфидан
Хром	Банвел Д
Ванадий	Бензин

Продолжение таблицы 6

1	*2*
Фтор	Бетанол
Сера	Валексон
Полихлорбифенилы	Гардона
Бенз(а)пирен	ГХБД (гексахлорбутадиен)
Пиридины	Гептахлор
Бензол	Гетерофос
Толуол	Глифосат
Циклогексан	Далапон
Тетрагидрофуран	Дурсбан
Стирол	Зенкор
Ксилолы (орто-, мета-, пара-)	Изатрин
Нефть и нефтепродукты	Изопропилбензол + альфаметилстирол
Хлорированные углеводороды, в т.ч. (хлорсодержащие пестициды ДДТ, ГХЦГ, 2,4-Д)	Изопропилбензол
Хлорфенолы	Иодофенфос
Фенолы	Карбофос
Альфаметилстирол	Кельтан
Нитраты	Купроцин
	Линурон
	Мезоранил
	Метатион
	Метафос
	Мирал
	Монурон
	Отходы флотации угля (ОФУ)
	Пиримор
	Политриазин
	Полихлоркамфен
	Полихлорпинен
	Прометрин
	2,4-Д-аминная кислота
	Фенилуксусная кислота
	Ридомил
	Ринкорд
	Ронит
	Севин
	Семерон
	Симазин
	Бутиловый эфир
	Сумицидин
	Кротиловый эфир
	Фенурон
	Октиловый эфир
	Фозалон
	Фосфамид
	Малолетучие эфиры группы 2,4-Д
	Формальдегид
	Фталофос
	2М-4ХП
	Фурадан
	2М-4ХМ
	Фурфурол
	Хлорофос
	Хлорамп
	Циклофос
	Децис
	Цинеб
	Дилор
	Энтам

Продолжение таблицы 6

1	*2*
Показатели деградации	
Мощность абиотического наноса, см	Проективное покрытие пастбищной растительности, % от зонального
Глубина провалов относительно поверхности (без разрыва сплошности), см	Скорость роста площади деградированных пастбищ, % в год
Уменьшение содержания физической глины на величину, % от исходного	Площадь подвижных песков, % от общей площади
Увеличение равновесной плотности сложения пахотного слоя почвы, в % от исходного	Увеличение площади подвижных песков, % в год
Стабильная структурная (межагрегатная, без учета трещин) пористость, $см^3/г$	Содержание суммы токсичных солей в верхнем плодородном слое %: – с участием соды; – для других типов засоления
Текстурная пористость (внутриагрегатная), $см^3/г$	Увеличение токсичной щелочности (при переходе нейтрального типа засоления в щелочной), мг-экв/100 г. почв
Коэффициент фильтрации, м/сут	Увеличение площади засоленных почв, % в год
Каменистость, % покрытия	Увеличение содержания обменного натрия, в % от ЕКО: – для почв, содержащих < 1% натрия – для других почв
Уменьшение мощности почвенного профиля (А+В), % от исходного	Увеличение содержания обменного магния (в % от ЕКО)
Уменьшение запасов гумуса в профиле почвы (А+В), % от исходного	Поднятие пресных (< 1-3 г/л) почвенно-грунтовых вод, м
Уменьшение содержания микроэлементов (Mn, Co, Mb, B, Cu, Fe), % от средней степени обеспеченности	Поднятие уровня минерализованных (> 3 г/л) почвенно-грунтовых вод, м
Уменьшение содержания подвижного фосфора, % от средней степени обеспеченности	
Уменьшение содержания обменного калия, % от средней степени обеспеченности	
Уменьшение степени кислотности (pH сол.), % от средней степени кислотности	
Потери почвенной массы, т/га/год	
Площадь обнаженной почвообразующей породы (С) или подстилающей породы (D),% от общей площади	
Увеличение площади эродированных почв, % в год	
Глубина размывов и водороин относительно поверхности, см	
Расчлененность территории оврагами, км/кв.км	
Дефляционный нанос неплодородного слоя, см	
Площадь выведенных из землепользования угодий (лишенная растительности на естественных угодьях), % от общей площади	
Затопление (поверхностное переувлажнение), месяцы	
Сработка торфа, мм/год	

Таблица 7

Рекомендуемое ранжирование индикаторных показателей загрязнения и деградации почв и земель по масштабам их картографирования

Масштаб картографирования	*Индикаторный показатель*
1:1 000 – 1:10 000 (карты и картосхемы загрязнения и деградации почв зон влияния промышленных предприятий, территорий сельскохозяйственных и лесохозяйственных предприятий)	*Содержание тяжелых металлов (кадмия, свинца, ртути, мышьяка)* *Содержание хлорированных углеводородов, хлорфенолов и фенолов* *Содержание бензола, толуола* *Содержание нитратов* *Содержание сернистых соединений* Мощность абиотического наноса, см Глубина провалов относительно поверхности (без разрыва сплошности), см Увеличение равновесной плотности сложения пахотного слоя почвы, в % от исходного, Стабильная структурная (межагрегатная, без учета трещин) пористость, $см^3/г$ Коэффициент фильтрации, м/сут Каменистость, % покрытия Уменьшение мощности почвенного профиля (A+B), % от исходного Уменьшение запасов гумуса в профиле почвы (A+B), % от исходного Глубина размывов и водороин относительно поверхности, см Дефляционный нанос неплодородного слоя, см Содержание суммы токсичных солей в верхнем плодородном слое, %: – с участием соды и для других типов засоления Увеличение токсичной щелочности (при переходе нейтрального типа засоления в щелочной), мг-экв./100 г почв Увеличение содержания обменного натрия, в % от ЕКО: – для почв, содержащих < 1% натрия и для других почв Увеличение содержания обменного магния, в % от ЕКО Поднятие пресных (< 1-3 г/л) почвенно-грунтовых вод, м в гумидной и степной зонах Поднятие уровня минерализованных (> 3 г/л) почвенно-грунтовых вод, м
1:20 000 – 1:500 000 (карты загрязнения и деградации почв административного района)	*Содержание тяжелых металлов (кадмия, свинца, ртути, мышьяка)* *Содержание цветных металлов (технологических: цинка, меди, кобальта, никели, молибдена, олова, бария, хрома, ванадия)* *Содержание фтора воднорастворимого* *Содержание хлорированных углеводородов, хлорфенолов и фенолов* *Содержание нефти и нефтепродуктов* Уменьшение содержания физической глины на величину, % от исходного Увеличение равновесной плотности сложения пахотного слоя почвы, в % от исходного Стабильная структурная (межагрегатная, без учета трещин) пористость, $см^3/г$ Текстурная пористость (внутриагрегатная), $см^3/г$ Коэффициент фильтрации, м/сут Каменистость, % покрытия Площадь обнаженной почвообразующей породы (C) или подстилающей породы (D), % от общей площади Площадь подвижных песков, % от общей площади Потери почвенной массы, т/га/год Увеличение площади сильно- и среднеэродированных почв, % в год Площадь естественных кормовых угодий, выделенных из землепользования (лишенных растительности),% от общей площади Проективное покрытие пастбищной растительности, % от зонального Увеличение площади подвижных песков, % в год
1:200 000 – 1:500 000 (карты загрязнения и деградации почв субъекта РФ – республики, края, автономной области, области)	*Содержание полихлорбифенилов, циклогексана, пиридинов, тетрагидрофурана, стирола, бенз(а)пирена, альфаметилстирола, ксилолов* Расчлененность территории оврагами, $км/км^2$ Продолжительность затопления, месяцы Сработка торфа, мм/год Потери почвенной массы, т/га/год Увеличение площади сильно- и среднеэродированных почв, % в год Скорость роста площади деградированных пастбищ, % в год Потери почвенной массы, т/га/год Увеличение площади сильно- и среднеэродированных почв, % в год Увеличение площади засоленных почв, % в год

Литература

1. Карманов И.И. Научные основы и методика расчета цен на почвы и земельные участки//Вестник сельскохозяйственной науки, 1989. № 3.
2. Бобылев С. Н., Ходжаев А. Ш. Экономика природопользования: Уч. пос. – М.: ТЕИС, 1997. – 272 с.
3. Экологический энциклопедический словарь. – М.: Ноосфера, 1999. – 930 с.
4. Виноградов Б.В. Основы ландшафтной экологии. – М.:ГЕОС, 1998. – 418 с.
5. Бельгебаев М.Е. О предельно допустимой величине эрозии почв// Тр. ВНИАЛМИ. – Волгоград, 1970. Вып. 1.
6. Полуэктов Е.В. О предельно допустимых размерах смыва почвы // Почвоведение, 1981. №11.
7. Светлосанов В.А. Устойчивость и стабильность природных экосистем //Итоги науки и техники. Сер. Теоретические и общие вопросы географии. Т. 8, 1990.
8. Свирежев Ю.М. Нелинейные волны, диссипативные структуры и катастрофы в экологии. – М.: Наука, 1987. – 368 с.
9. Виноградов Б.В. Экологическая интерпретация аэрокосмических измерений геофизических эффектов антропогенных воздействий // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – М., 1983. Т.6.
10. Гродзинский М.Д. Эмпирические и формально-статистические методы определения допустимых и нормальных состояний геосистем // Нормативные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты. – М., 1988.
11. Снакин В.В., Мельченко В.Е., Бутовский Р.О. и др. Оценка состояния и устойчивости экосистем. – М., 1992.
12. Виноградов Б.В., Орлов В.А., Снакин В.В. Биотические критерии зон экологического бедствия России //Изв. РАН, сер. геогр., 1993. №5.
13. Гродзинский М.Д., Шищенко П.Г. Ландшафтно-экологический анализ в мелиоративном природопользовании. – Киев: Либидь, 1993.
14. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. – Екатеринбург: Наука, 1994.
15. Предложениях по развитию системы экологического нормирования. – М.: Госкомэкология России, 1998.
16. Weinstein D.A., Shugart H.H. Ecoclogical modeling of landscape dynamics//Disturbance and Ecosystems. – N.Y.: Springer Verlag, 1983.
17. Яковлев А.С. Биологическая диагностика целинных и антропогенно измененных почв: автореф. дисс. … д.б.н. – М.: МГУ, 1997.
18. Оценка экологического состояния почвенно-земельных ресурсов и окружающей природной среды Московской области / Под общ. ред. Г.В. Добровольского, С.А. Шобы. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 221 с.
19. Оценка экологического состояния почвенно-земельных ресурсов региона в зонах влияния промышленных предприятий (на примере Тульской области)/ Под общ. ред. Г.В. Добровольского, С.А. Шобы. – М.: Изд-во МГУ, 1999. – 252 с.
20. Оценка и экологический контроль состояния окружающей природной среды региона (на примере Тульской области) – М.: Изд-во МГУ, 2001. – 256 с.
21. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М.: Минприроды России, 1992.
22. Временная методика определения предотвращения экологического ущерба. – Утв. Госкомэкологией России 09.03.1999.
23. Докучаев В.В. Избранные сочинения. – М.: Сельхозгиз, 1948-1949. Т. 1-3.
24. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы и ее окружения. – М.: Наука, 1965.
25. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 212 с.
26. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экологические функции почвы. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 137 с.
27. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы. – М.: Наука, МАИК «Наука/Интерпериодика», 2000. – 185 с.
28. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. – М.: Наука, 1990. – 270 с.
29. Тюрюканов А.Н. Витасфера земли // Избранные труды. – М.: РЭФИА, 2001. – С. 146-157.
30. Васильевская В.Д. Проблемы и опыт составления карт устойчивости почвенного покрова к антропогенным воздействиям // Биол. науки, 1990. №9. – С. 51-59.
31. Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель. – Минприроды России, Роскомзем, Минсельхозпрод России, 1994.

Сведения об авторах:

Макаров Олег Анатольевич, д.б.н., профессор кафедры земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, тел.: 8 (495) 939-44-25, e-mail: oa_makarov@mail.ru.

УДК 631.4

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ СИСТЕМЫ НОРМАТИВОВ ДОПУСТИМОГО ОСТАТОЧНОГО СОДЕРЖАНИЯ НЕФТИ В ПОЧВАХ ПОСЛЕ ПРОВЕДЕНИЯ РЕКУЛЬТИВАЦИОННЫХ РАБОТ

С.Я. Трофимов, д.б.н., проф., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

В работе рассмотрены подходы к разработке нормативов допустимого остаточного содержания нефти (нормативов ДОСНП) после проведения рекультивационных работ. В качестве основного критерия рассматривается способность почвы обеспечивать биологический круговорот. Показана необходимость учета разнообразия природно-климатических условий, ландшафтной обстановки, почвенных свойств, типа землепользования и других факторов. Особенное внимание при разработке нормативов ДОСНП должно уделяться миграционному показателю вредности.

Ключевые слова: загрязнение почв нефтью, рекультивирование нефтезагрязненных земель, допустимое остаточное содержание нефти в почве (ДОСНП), нормативы ДОСНП.

К середине 90-х гг. XX в. в нефтедобывающих регионах России значительно ухудшилось состояние окружающей среды, прежде всего, из-за многочисленных аварийных разливов нефти, происходивших вследствие износа трубопроводов [1]. Знаменитая Усинская авария 1994 г., вошедшая в книгу рекордов Гиннеса как самое масштабное загрязнение Земли, вывела эту проблему на международный уровень. В нефтедобывающих регионах требовалось ускорить работы по рекультивации нефтезагрязненных земель, однако нормативная база по приемке рекультивированных земель фактически отсутствовала.

В 1998 г. совместными усилиями Минприроды России и Минтопэнерго России при поддержке ведущих нефтяных компаний была начата разработка нормативов допустимого остаточного содержания нефти в почвах (ДОСНП) после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ (нормативов ДОСНП). На состоявшемся рабочем совещании было отмечено, что при разработке нормативов ДОСНП необходимо учитывать:

– зонально-климатические особенности, определяющие состав почвенного покрова и скорость процессов трансформации компонентов нефти;

– ландшафтно-литолого-геоморфологические условия, которые определяют скорость миграции нефти по ландшафту и переход в сопредельные среды, модифицируют особенности физико-химических и биологических свойств почв в пределах зоны;

– строение почвенного профиля, определяющее интенсивность радиальной миграции нефти;

– хозяйственный и экологический статус территории, которые определяют возможность перехода токсичных веществ в сельхозпродукцию, использование земель по целевому назначению;

– возможность очистки почв до допустимого уровня без нанесения большего ущерба окружающей среде;

– совместное действие нефти, сопутствующих загрязняющих веществ и других негативных факторов.

Было сформулировано и само понятие норматива ДОСНП – «определенное по аттестованным в установленном порядке методикам содержание в почве нефти и продуктов ее трансформации после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ, при котором:

– исключается возможность поступления нефти и продуктов ее трансформации в сопредельные среды и на сопредельные территории;

– допускается вовлечение земельных участков в хозяйственный оборот по основному целевому назначению с возможными ограничениями (не природоохранного характера) режима использования или вводится режим консервации, обеспечивающий достижение санитарно-гигиенических нормативов содержания в почве нефти и продуктов ее трансформации или иных установленных в соответствии с действующим законодательством нормативных значений в процессе самовосстановления, т.е. без проведения дополнительных специальных ресурсоемких мероприятий» [2].

Из данного определения можно сделать ряд заключений:

1) нормируется общее содержание малополярных соединений, извлекаемых из почвы органическими растворителями;

2) независимо от вида использования земель, миграционный показатель вредности является ключевым, что требует первостепенного учета сорбционных свойств почв в отношении компонентов

нефти и рассмотрения всех возможных механизмов миграции нефти в почве (в виде самостоятельной фазы, в виде водо-нефтяной эмульсии, растворенных в воде углеводородов);

3) для земель сельскохозяйственного назначения необходим учет транслокационного показателя вредности (переход в сельхозпродукцию);

4) нормативы ДОСНП предназначены для оценки качества проведенных рекультивационных работ. Эти работы, в свою очередь, нередко приводят к созданию новой искусственно созданной экосистемы (что связано, например, с вырубкой леса, погибшего в результате аварийного разлива, и последующим созданием травянистой экосистемы). Поэтому традиционное представление о допустимом воздействии как не выводящем систему за пределы естественных флуктуаций [3], по отношению к нефтезагрязнению чаще всего неприменимо. В такой ситуации можно говорить лишь о допустимом содержании нефти по отношению к восстановленной экосистеме, при котором почва выполняет свои экологические функции, обеспечивающие биологический круговорот веществ в созданной в ходе рекультивации экосистеме [4].

Учитывая перечисленный набор факторов, которые необходимо принимать во внимание при разработке нормативов ДОСНП, становится очевидным, что единых нормативов для такой огромной территории с таким разнообразием природно-климатических и почвенных условий быть не может. Было решено, что нормативы должны разрабатываться отдельно для разных регионов РФ, которые могут включать один или несколько субъектов РФ со схожими природными условиями.

Кроме того, в пределах одной природной зоны нормативы должны быть различны для разных типов почв и видов использования земель. Эта концепция реализована в нормативах ДОСНП, принятых в ХМАО [5]. В этом документе нормативные значения для почв разных типов и видов землепользования отличаются в десятки раз. Объективные предпосылки для столь существенных различий следующие:

1) минеральные и органогенные горизонты почв сильно отличаются по плотности: плотность минеральных горизонтов обычно составляет 1,2-1,6 кг/дм^3, органогенных – 0,1-0,3 кг/дм^3, поэтому при одной и той же массовой доле нефти (нефтепродуктов) в минеральных и органогенных субстратах ее объемная доля будет разительно отличаться, вследствие чего при содержании нефти, к примеру, 20 г/кг из песка нефть будет сочиться, а в торфе она будет едва заметна;

2) минеральные и органогенные горизонты (субстраты) довольно сильно отличаются по сорбционным свойствам в отношении нефти (нефтепродуктов) вследствие большего количества гидрофобных сорбционных центров на поверхностях органических частиц и их большей удельной поверхности, поэтому токсичные свойства нефти и ее миграционная способность в органогенных горизонтах будут проявляться гораздо меньше, чем в минеральных.

Различие в значениях ДОСНП для разных видов землепользования (лесохозяйственного, водохозяйственного, сельскохозяйственного, строительного) связано с тем, что при этом необходимо учитывать разные показатели вредности: так, для почв сельхозугодий определяющим является транслокационный (фито-аккумуляционный) показатель вредности, для почв водоохранных зон – миграционный водный, для почв земель лесохозяйственного назначения – общеэкологический (т.е. способность почвы выполнять свои экологические функции, в т.ч. обеспечивать биологический круговорот веществ).

В нормативах ДОСНП для ХМАО-Югры [4] сделана попытка учесть возможности применяемых технологий рекультивации и экономические аспекты этой проблемы. Очевидно, что доведение остаточного содержания нефти, к примеру, на загрязненном участке верхового болота до фонового уровня возможно только путем срезки загрязненного слоя почвы и засыпки чистым субстратом. При этом возникают три блока проблем: 1) необходимо решить проблему транспортировки большого объема земли, что, помимо высокой стоимости, приводит к дополнительному загрязнению атмосферы оксидами углерода и азота, а также продуктами неполного сгорания топлива (что в свою очередь приведет к загрязнению почвы углеводородами); 2) необходимо найти чистую плодородную почву; 3) необходимо найти место для складирования загрязненной почвы.

В то же время экспериментальные исследования и практический опыт показывают, что при остаточном содержании нефти в верховых торфяных почвах до 60 г/кг они не представляют угрозу для окружающей среды по миграционному показателю вредности и в них активно протекают процессы самоочищения, за счет которых за 2-3 сезона содержание углеводородов снижается до фонового уровня.

Поэтому предельно жесткими (1 г/кг для органогенных горизонтов, 0,1 г/кг – для минеральных) нормативы ДОСНП для ХМАО сделаны

только для земель водоохранного назначения, исходя из возможной неполноты знаний относительно возможного влияния нефтяного загрязнения на качество воды [4].

Одним из критериев, позволяющих судить о нормализации биологического круговорота в рекультивированной почве (т.е. выполнения почвой своих экологических функций), является состояние растительности. В нормативах ДОСНП для ХМАО обязательным требованием к сдаваемым после рекультивации землям, помимо остаточной концентрации нефти в почве, является наличие определенного количества экземпляров высших растений на квадратном метре поверхности почвы, сформировавших генеративные органы. К сожалению, на практике это требование часто нередко подменяется созданием травянистых экосистем, нередко состоящих из одного вида (овса), которые не могут самостоятельно функционировать, во-первых, по причине того, что овес является однолетним растением, во-вторых, рекультивированная почва не обладает способностью осуществлять обеспечение растений биогенными элементами, прежде всего азотом, без искусственной подкормки.

Несмотря на очевидную необходимость наличия нормативов ДОСНП практически для любого субъекта РФ, в настоящее время они разработаны и введены в действие лишь в некоторых (ХМАО-Югра, Республика Коми, Республика Татарстан, Ставропольский край, Ленинградская обл.). Однако многочисленные проблемы, возникающие из-за отсутствия нормативной базы, подталкивают все новые субъекты РФ к разработке и введению нормативов ДОСНП.

За эти годы получены новые данные, претерпела существенное изменение оснащенность лабораторий, появились новые теоретические подходы к экологическому нормированию, что позволяет внести некоторые коррективы в саму методологию разработки нормативов ДОСНП. Приведем основные из них.

1. Необходим переход от нормирования общего содержания нефтепродуктов методом инфракрасной спектрометрии или флуоресцентным методом, к нормированию содержания отдельных фракций нефти (включая смолисто-асфальтеновые соединения, которые данными методами не определяются). Это потребует разработки и аттестации новых методик на основе хроматомасспектрометрии, дооснащения лабораторий новыми приборами, что повлечет дополнительные затраты. В то же время необходимость внедрения таких методик диктуется рядом причин:

а) помимо загрязнения нефтью в результате аварийных разливов, почвы могут загрязняться нефтяными углеводородами вследствие разлива продуктов переработки нефти (керосин, дизтопливо), вследствие аэральных выпадений в зоне влияния автотранспорта и др.; очевидно, что состав углеводородов при разных видах загрязнения кардинально отличается, и при одной и той же суммарной концентрации т.н. «нефтепродуктов» в аналитическом смысле этого слова токсичное действие на почву неодинаково, следовательно, дифференцирующие методики необходимы для приведения к «общему знаменателю» различных видов загрязнения почв углеводородами нефти;

б) нефти разных месторождений значительно отличаются по составу, и при одинаковой общей концентрации «нефтепродуктов» влияние на почву разных нефтей может значительно отличаться;

в) состав углеводородов неодинаков в разных горизонтах почв – в верхних горизонтах сорбируются преимущественно тяжелые углеводороды и смолисто-асфальтеновые соединения, в то время как в нижние горизонты проникают более легкие углеводороды (аналогичные закономерности проявляются и в латеральном направлении – в центре разлива накапливаются более тяжелые соединения, на периферии разлива – более легкие, которые, помимо большей миграционной способности, обладают еще и большей токсичностью, особенно моноароматические углеводороды и их производные; поэтому при меньшей общей концентрации «нефтепродуктов» в нижних горизонтах почв или на периферии разлива их негативное действие на почву может проявляться сильнее);

г) дифференцирующие методики позволят избежать проблем, возникающих из-за невозможности разделения биогенных и техногенных углеводородов при использовании стандартных методов анализа, что особенно актуально, к примеру, для почв водоохранных зон, для которых нормативные значения предельно жесткие и могут быть даже ниже фоновой концентрации углеводородов (кроме того, новые методики будут крайне актуальны для анализа донных отложений);

д) состав углеводородов и соотношение углеводородных и неуглеводородных компонентов нефти значительно меняется во времени; одно и то же общее содержание «нефтепродуктов» на свежих и старых разливах будет соответствовать различному воздействию на биоту и почву в целом, что также говорит о необходимости введения дифференцирующих методов анализа.

2. По-видимому, требует раздельного уче-

та содержание легких и тяжелых алифатических, циклических и моноароматических углеводородов и их производных, смолисто-асфальтеновых соединений, полиароматических углеводородов, тяжелых металлов, что связано с их различным действием на живые организмы, химические, физико-химические и физические свойства почв. Есть основания надеяться, что применение новых способов анализа и интерпретации данных, которые легли в основу т.н. метода установления локальных экологических норм [6], позволит вычленить долю влияния каждого из этих компонентов нефтяного загрязнения на состояние экосистемы.

3. Аварийные ситуации на нефтедобывающих предприятиях приводят к попаданию в окружающую природную среду не только нефти, но и сильноминерализованных пластовых вод, что влечет за собой засоление почв. Даже в регионах с влажным климатом рассоление происходит в течение достаточно длительного времени. В регионах с непромывным типом водного режима естественного рассоления почв не происходит, вследствие чего проблемы засоления выходят на первый план. Помимо накопления в почвах водорастворимых солей, происходит т.н. процесс осолонцевания, при котором катионы кальция вытесняются из почвенного поглощающего комплекса катионами натрия. В свою очередь, это приводит к появлению сильно щелочной реакции почв, потере почвенной структуры и, как следствие, плодородия почвы. Поэтому для таких регионов при нормировании ДОСНП должно учитываться влияние процессов засоления и осолонцевания, т.к. эти негативные факторы в определенной мере являются синэргистами: нефтяная пленка на поверхности почвы снижает доступность воды для растений и микроорганизмов; повышенное осмотическое давление в засоленных почвах приводит к такому же явлению. Следовательно, помимо содержания углеводородов в почве, должны нормироваться содержание легкорастворимых солей и степень солонцеватости (доля обменного натрия в общем количестве поглощенных катионов).

4. При разработке нормативов ДОСНП следует учитывать, что в процессе рекультивации исходная почва со свойственным ей набором горизонтов может трансформироваться в новое техногенное образование. Такое может происходить, например, при фрезеровании почв подзолистого типа, в результате чего верхний органогенный горизонт (подстилка) перемешивается с нижележащим минеральным горизонтом. Для таких перемешанных искусственно образованных слоев должно быть определено свое нормативное значение, возможно, даже ряд значений, в зависимости от соотношения органического и минерального материала.

5. При разработке новых или пересмотре действующих нормативов ДОСНП следует оценить целесообразность установления чрезмерно жестких нормативов для водоохранных зон. Практика показывает, что это приводит к тому, что нефтяные компании просто не занимаются рекультивацией земельных участков, расположенных в водоохранных зонах, поскольку достичь требуемых нормативных значений, применяя доступные технологии рекультивации, фактически невозможно. Большая часть аварийных разливов вследствие этого имеет весьма значительный возраст. Поскольку с увеличением возраста загрязнения концентрация легких углеводородов в почве падает, можно заключить, что старые разливы, расположенные в водоохранных зонах, не представляют существенной угрозы для прилегающих водных объектов по водно-миграционному показателю вредности. Критерием наличия-отсутствия такой угрозы может служить концентрация «нефтепродуктов» и некоторых индивидуальных углеводородов (например, бензол, толуол, этилбензол, ксилолы и др.) в водной вытяжке из верхних почвенных горизонтов, соотнесенная с их нормативными значениями для водных объектов соответствующего вида водопользования. В случае, если концентрация нефтепродуктов и индивидуальных соединений в водной вытяжке, приготовленной по стандартной методике, не превышает их нормативных значений в воде, можно в качестве нормативов допустимого остаточного содержания нефти в почвах водоохранных зон рекомендовать нормативные значения для соответствующих почвенных типов, расположенных вне водоохранных зон. В этом случае будет происходить постепенное снижение остаточного содержания нефти за счет процессов самоочищения до фонового уровня, при этом будет обеспечено вовлечение земельных участков в хозяйственный оборот по основному целевому назначению. В то же время при этом будет минимизировано негативное воздействие на окружающую среду, прежде всего, на водные объекты, самого процесса рекультивации за счет уменьшения количеств вносимых в рекультивируемую почву минеральных удобрений, вызывающих эвтрофикацию водоемов.

При анализе водных вытяжек из органогенных почв и почвенных горизонтов, необходимо иметь в виду, что при определении общего содержания нефтепродуктов методами ИК-спектроскопии или

флуоресцентным методом вместе с техногенными углеводородами в водную вытяжку могут переходить малополярные соединения биогенного происхождения, поэтому в случае, если в водной вытяжке обнаружено превышение ПДК для воды, необходимо применение методов газовой хроматографии или масс-спектрометрии для выявления причины превышения нормативных значений в водной вытяжке. Если концентрация нефтепродуктов и индивидуальных углеводородов в водных вытяжках из почвенных горизонтов будет превышать нормативные значения для природных вод, это еще не означает, что будут превышены ПДК нефтепродуктов и индивидуальных углеводородов в прилегающих водных объектах. Следовательно, для обоснования использования для нефтезагрязненных участков, расположенных в водоохранных зонах нормативных значений допустимого остаточного содержания нефтепродуктов, относящихся к землям лесохозяйственного назначения, необходимо проведение мониторинга содержания углеводородов в водном объекте (или его части), прилегающем(ей) к нефтезагрязненному участку, расположенному в водоохранной зоне. Если на протяжении года концентрация углеводородов в водном объекте (или его части) не превышает нормативных значений, можно сделать вывод об отсутствии влияния нефтезагрязненного участка на водный объект по водно-миграционному показателю вредности и возможности использования норматива ДОСНП, применяемого для земель лесохозяйственного назначения.

Таким образом, необходимо продолжить разработку нормативов ДОСНП для тех регионов, в которых они еще не приняты, и, возможно, пересмотреть действующие нормативы ДОСНП с учетом появления новых аналитических методик и методологических подходов.

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды в 1994 году». – М.: ЦМП, 1995.

2. Временные рекомендации по разработке и введению в действие нормативов допустимого остаточного содержания нефти и продуктов ее трансформации после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ. Приложение к приказу МПР России №574 от 12.09.2002.

3. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – Л.: Гидрометеоиздат, 1979. – 376 с.

4. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. – М.: Наука, 1990. – 260 с.

5. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В. «In situ»-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. – М.: ТНИ КМК, 2011. – С. 32-57.

6. Постановление Правительства ХМАО ЮГРЫ от 10.12.2004 №466-п «Об утверждении регионального норматива «Допустимое остаточное содержание нефти и нефтепродуктов в почвах после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ на территории Ханты-Мансийского автономного округа Югры».

Сведения об авторах:

Трофимов Сергей Яковлевич, д.б.н., профессор,заведующий кафедры химии почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, тел.: 8 (495) 932-11-82, e-mail: strofimov@inbox.ru

УДК 630:504.064.36

ПОДХОДЫ К ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ КАЧЕСТВА ЛЕСОВ МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ С УЧЕТОМ НОВЫХ ГРАНИЦ Г. МОСКВА

Т.В. Черненькова, д.б.н., Н.Н. Левицкая, к.б.н.
Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН

Продемонстрирован способ экологического нормирования на основе покомпонентной и интегральной оценок состояния лесов и его зависимости от разного вида нагрузок. Представлены результаты сбора информации по основным видам нагрузкам, а также обоснование необходимых мер по сохранению биоразнообразия и устойчивого уровня управления Подмосковными лесами. Показано, что экологическое нормирование состояния лесного покрова должно осуществляться посредством системы индикаторов, оценка которых по ряду унифицированных показателей необходима для обоснования предельно допустимых нормативных нагрузок, эколого-гигиенических и эколого-защитных нормативов. Предложенный способ интегральной оценки антропогенной нагрузки и состояния лесных массивов обеспечивает выявление наиболее проблемных лесных массивов с последующей поддержкой принятия решений по исправлению неблагоприятных тенденций.

Ключевые слова: экологическое нормирование, оценка состояния, экологические нагрузки, эколого-защитные нормативы, система индикаторов, интегральная оценка.

Нормирование качества окружающей природной среды и регулирование антропогенного воздействия является центральной идеей Экологической доктрины РФ и Федерального закона РФ «Об охране окружающей среды». Предполагается, что процедура экологического нормирования в системе природоохранной практики должна быть важнейшим средством регулирования экологически сбалансированного природопользования, широко применяемым системе управления качеством окружающей среды [1].

В нашей стране проблеме управления лесами и сохранения биоразнообразия лесных экосистем в контексте реализации принципов устойчивого развития отведена одна из центральных позиций. Обеспечение биоразнообразия, продуктивности, жизнеспособности и возобновления лесообразующих пород, а также способности лесов выполнять разнообразные экологические функции являются основными условиями устойчивого лесопользования. Для его реализации первоочередными задачами выступают выбор способов установления и измерения количественных показателей (системы индикаторов), в пределах которых допускается изменение характеристик качества нормируемого природного объекта (лесных экосистем), и определение способов оценки эффективности действий по сохранению биоразнообразия лесов.

В международной практике в контексте устойчивого управления лесами критериям и индикаторам придается смысл общих инструментов управления, используемых для контроля, оценки и информирования ответственных за принятие решения лиц при формировании национальной лесной политики с учетом экономических, экологических и социально-культурных аспектов [2]. В этом контексте *критерии* определяются как стратегические направления практической деятельности для осуществления принятых принципов устойчивого управления лесами, *индикаторы* – как количественные и описательные характеристики критериев устойчивого управления лесами. Совокупность индикаторов позволяет оценить направление изменений в управлении лесами, соответствующих конкретному критерию. Последовательное отслеживание индикаторов с течением времени показывает тенденции в изменении управления лесами» [3]. Измерение значений индикаторов с помощью отдельных показателей и индексов дает информацию для принятия решений в сфере конкретных действий.

Наша страна входит в число стран-участниц Монреальского процесса, представляющего собой деятельность Межправительственной рабочей группы экспертов по выработке научно-обоснованных критериев и индикаторов сохранения и устойчивого управления лесами бореальной и умеренной зон планеты (за исключением европейских стран). В соответствии с обязательствами РФ по Принципам устойчивого управления лесами, принятыми на Конференции ООН в Рио-де-Жанейро в 1992 г., подготовлены национальные доклады РФ по этой теме [4]. В данном докладе представлена далеко не полная информация из существующего списка индикаторов. Основные причины, по которым не были приведены сведения по остальным индикаторам, – недоста-

ток статистических данных и отсутствие методических разработок по оценке некоторых индикаторов. Между тем совершенствование критериев и индикаторов устойчивого управления лесами является важной составляющей устойчивого природопользования и должно быть направлено на предотвращение истощения природной среды и разрушения ее экологических связей, на обеспечение рационального использования и воспроизводства природных ресурсов.

Провозглашенные в Национальном докладе РФ [4] и в Федеральном законе РФ [1] принципы устойчивого управления лесами, к сожалению, не находят своей реализации в практике настоящей жизни. Нормативы, которые должны представлять собой научно обоснованные предельно допустимые уровни антропогенного воздействия на экосистемы конкретных природно-территориальных комплексов, не выходят за рамки санитарно-гигиенических и производственно-хозяйственных ограничений. Таким образом, необходимо признать, что в отношении экономирования нормативная методическая база, а также понятийный аппарат развиты крайне слабо.

В последнее время получило развитие научно-методологическое направление экономирования природных экосистем. Сформулированы основные положение экологического направления в области токсикологических исследований, которые могут быть использованы в других областях: 1) критерии оценки задает человек, исходя из своих потребностей, причем потребность в здоровой окружающей среде – одна из важнейших); 2) при задании критериев оценки локальных экосистем необходимо учитывать их полифункциональность (важнейшие функции – обеспечение необходимого вклада в биосферные процессы, удовлетворение экономических, социальных и эстетических потребностей общества); 3) нормативы предельных нагрузок должны быть «вариантными», т.е. различными для экосистем разного назначения (необязательно требовать выполнение всех функций одновременно и в одном месте); 4) нормативы должны быть дифференцированы в зависимости от физико-географических условий региона и типа экосистем; 5) нормативы должны быть дифференцированы во времени: менее жесткие для существующих технологий, более жесткие для ближайшей перспективы, еще более жесткие для проектируемых производств и новых технологий; 6) нормировать необходимо интегральную нагрузку, которая может быть выражена в относительных единицах, а не концентрации отдельных загрязнителей; 7) среди показателей состояния биоты для нормирования необходимо выбрать основные, отражающие важнейшие закономерности ее функционирования, предпочтение необходимо отдавать интегральным параметрам; 8) нахождение нормативов может быть реализовано только в исследованиях реальных экосистем, находящихся в градиенте нагрузки, т.е. только на основе анализа зависимостей доза – эффект на уровне экосистем [5, 6]. *Основным содержанием* данной работы является демонстрация способа экономирования на основе покомпонентной и интегральной оценок состояния лесов и его зависимости от разного вида нагрузок. Ставилась задача не только сбора информации по основным видам нагрузкам в исследуемом регионе, но количественная оценка состояния лесов, а также оценка необходимых мер по сохранению и восстановлению необходимого устойчивого уровня управления подмосковными лесами.

В качестве модельной территории рассмотрена Московская область. Лесные экосистемы области обладают высокой социальной и экологической значимостью, но, как и любые лесные массивы вблизи крупнейших мегаполисов, испытывают сильные антропогенные нагрузки. Для юго-западного сектора области, включающего расширенные границы г. Москвы с еще большей антропогенной нагрузкой на лесные экосистемы, этот вопрос стал особенно актуален. Значительные площади лесов резервируются под строительство дорог, инженерных коммуникаций и сооружений [7]. При этом процесс организации ООПТ замедлился (с 1996 по 2007 гг. в Московской области не было создано ни одной новой ООПТ регионального значения), а изменения в законодательстве привели к значительным ослаблениям экологических ограничений [8-10].

Для оценки эффективности системы управления лесами исследуемого региона использовали совокупность критериев и индикаторов (показателей), основанных на прагматической модели «*pressure-state-response*» (PSR), предложенной OECD [11]. Согласно данному подходу, индикаторы подразделяются на 3 категории: индикаторы «*воздействия*» характеризуют антропогенное воздействие на природные экосистемы, индикаторы «*состояния*» направлены на оценку изменений характеристик изучаемого объекта, а индикаторы «*реагирование*» – это параметры, характеризующие политику госуправления, направленную на достижение необходимого (достаточного) уровня

биоразнообразия [12, 13]. По содержанию они соответствуют обозначенным выше основным категориям экономативов. Допустимые нормативные нагрузки теоретически должны оцениваться и регулироваться индикаторами «воздействия», эколого-гигиенические нормативы – индикаторами «состояния», эколого-защитные нормативы – индикаторами «реагирование».

В *табл. 1* отображен перечень наиболее значимых индикаторов биоразнообразия лесов, а также показателей тех процессов, которые его формируют или поддерживают. При формулировке этого списка индикаторов мы исходили из следующих требований: 1) согласованность с перечнем основных общепринятых в отечественной и международной практике критериев и индикаторов; 2) возможность получения данных официальной статистики; 3) возможность получения данных и их обработки с помощью независимых источников (данные полевых исследований и дистанционная информация); 4) возможность получения количественных оценок и расчета комплексных показателей экологической ценности территории [12].

Сложность сбора статданных в силу ведомственной разобщенности информационных источников и разных территориальных единиц отчетности (муниципальные районы, округа, лесничества), не совпадающих по своим границам, а также переход части лесных земель одного ведомственного подчинения в другое, определили трудности сбора и анализа материалов официальной статистики для территории Московской области. В качестве источников информации служили официальные статданные 2000-2010 гг. Мослесхоза, Росстата, Управления Роснедвижимости по области, ежегодных докладов о состоянии окружающей среды, выполненных НИА-Природа и др. по заказу Министерства экологии и природопользования Правительства области 2000-2010 гг. [14-22], данные Гринпис и Центра охраны дикой природы [23].

Для независимой оценки и сопоставимости с данными официальных источников разработаны и апробированы методы оценки показателей, характеризующие состояние и динамику лесного покрова в регионе на основе данных, полученных на основе средств многозональной аэрокосмической съемки, использования ГИС-технологий и математического аппарата. Особенность использованного подхода связана с внедрением количественных методов сопряженного анализа дистанционной и картографической информации. Особенности построения картографических моделей, основанного на данных спектрозональной космической съемки и количественных методах ее обработки, отражены в ряде публикаций [24-27]. Применение математических методов цифрового картографирования позволило осуществить переход от первичных единиц учета (пробная площадь, выдел) к единицам территориального учета (административного или природного деления) на следующем пространственном уровне. В работе применены как экспертные, так и автоматизированные способы обработки снимков (геометрические преобразования, яркостные преобразования и классификация).

Методика оценки значений ряда показателей (лесистость, доля хвойных и лиственных лесов, сельскохозяйственных земель, интенсивность лесовосстановления) с использованием комбини-

Таблица 1

Критерии и индикаторы управления лесами Московской области *(по [12] с изм.)*

Критерий	*Индикатор*
Воздействие – характеристика природных и антропогенных факторов, оказывающих воздействие на леса	Вырубки и стихийные природные воздействия: – площадь вырубок; – площадь погибших древостоев в результате пожаров, воздействия насекомых, болезней леса, неблагоприятных погодных условий
	Градостроительная ситуация: – площадь застроенных территорий; – общее воздействие на леса (отношение численности населения к площади лесов); – площадь лесов, переданных в аренду в рекреационных целях; – площадь сельскохозяйственных земель
	Загрязнение окружающей среды
Состояние – оценка биоразнообразия	Лесистость
	Породный состав
	Фрагментация
	Видовой состав (число краснокнижных видов)
Реагирование – действия, направленные на поддержание биоразнообразия	Площадь ООПТ
	Лесовосстановление

рованные разновременные снимки высокого и среднего пространственного разрешения описана в опубликованных ранее работах [28, 29]. Мы не можем согласиться с определением фрагментации, официально принятым в нашей стране и трактуемым, как средняя лесистость или степень облесенности территории (определяется процентным отношением площади земель, покрытых лесной растительностью, к общей площади конкретной территории) [4], поскольку содержание его, по сути, приравнивается к показателю лесистости. В этой связи при оценке фрагментации мы использовали показатель, более адекватно отражающий степень нарушения непрерывности лесного покрова, вычисляемый из отношения площади лесных массивов к квадрату периметра и рассчитываемый по формуле $F = S\ лесов/P^2$. Для оценки показателей неоднородности лесного покрова (фрагментации и среднего размера лесного массива) участки лесной растительности были векторизированы по растровому изображению лесопокрытой площади.

Таблица 2

Значения индикаторов нагрузки на лесной покров муниципальных районов Московской области

Муниципальный район	*Объем выбросов от стационарных источников на единицу площади, тыс, т год$^{-1}$*	*Доля лесных участков, переданных в аренду под культурно-оздоровительные цели, к общей лесопокрытой площади, %*	*Общее воздействие на леса (рекреационная нагрузка), чел*кв, км$^{-1}$*	*Увеличение доли застроенных территорий в 1992-2008 гг,, %*	*Отношение площади вырубок, гарей, погибших древостоев в 1992-2008 гг, к общей лесопокрытой площади, %*	*Доля сельскохозяйственных земель, %*
Балашихинский	1048	0,002	2460,7	1,9	1,1	28,9
Волоколамский	585	0	134,4	0,3	3,8	58,4
Воскресенский	9546	0	581,1	0,9	1	59,1
Дмитровский	2289	0,296	161,3	1,1	3,2	43,7
Домодедовский	6340	1,528	650,7	1,4	0,2	61,0
Егорьевский	5281	0	109,3	0,4	3,5	37,5
Зарайский	926	0	607,8	0,2	0,1	88,0
Истринский	2269	2,528	236,3	3,9	3,7	40,6
Каширский	26828	0	1514,8	0,9	0	88,1
Клинский	5504	0	142,2	1	3,4	37,9
Коломенский	470	0,016	144,9	0,7	0,8	64,1
Красногорский	1403	8,275	2020,6	6,9	0,6	39,2
Ленинский	8530	3,856	3948,7	5,3	0,1	51,6
Лотошинский	119	0	58,1	0,1	1,2	56,9
Луховицкий	492	0	233,1	0,2	0,4	69,9
Люберецкий	1905	0	6269,7	3,3	0,3	26,0
Можайский	1348	0,005	95,5	0,4	2,1	50,7
Мытищинский	6150	1,751	1137,6	5,4	0,8	32,7
Наро-Фоминский	1191	0,058	222,9	2,2	2,1	38,1
Ногинский	3055	0,006	594,6	2	2	42,8
Одинцовский	1567	4,673	554,0	4,3	1,5	36,4
Озерский	223	0,014	254,5	0,4	0,5	60,7
Орехово-Зуевский	4161	0	124,6	0,3	3	37,4
Павлово-Посадский	1388	0,006	347,8	0,7	2,8	41,5
Подольский	933	0,220	257,8	1,7	0,8	44,6
Пушкинский	1378	0,053	522,7	1,4	0,8	33,4
Раменский	4878	0,009	563,3	3	1,1	59,8
Рузский	2801	0,009	117,5	0,6	3,1	41,9
Сергиево-Посадский	3598	0,010	264,3	0,6	1,2	40,5
Серебряно-Прудский	287	0	703,6	0,4	0,1	91,7
Серпуховский	1406	0	72,5	0,8	1,3	42,7
Солнечногорский	1472	0,792	270,6	2,6	3,9	39,0
Ступинский	8900	0,005	232,6	2,2	0,9	56,8
Талдомский	990	0,016	65,3	0,4	1,7	37,6
Химкинский	6926	0,670	18679	5	0	35,4
Чеховский	2308	0,002	302,9	2,5	1	45,6
Шатурский	9863	0	52,3	0	4,2	28,3
Шаховской	739	0	77,4	0,3	2,6	57,1
Щелковский	1695	0,014	520,4	1,2	2	34,2

Оценка значений индикаторов осуществлялась в рамках муниципальных образований, при этом оцениваемые величины параметров пересчитаны на единицу площади или представлены в относительных единицах. Формально все переменные получали равный вес, поскольку отсутствуют общепризнанные приоритеты в ранжировании ценности того или иного параметра. Полученные значения индикаторов представлены в виде оценочных экологических картосхем.

Для интегральной поликритериальной оценки устойчивого управления лесами области в границах муниципальных районов сделана комплексная оценка совокупностей индикаторов по каждой группе критериев («нагрузка», «состояние», «реагирование»). Сравнивалось равное количество районов для каждой категории. Интегральные показатели были получены путем суммирования индивидуальных показателей. С использованием метода балльных оценок получены 5 классов уровней «нагрузок», «состояния» и «реагирования», расположенные в порядке возрастания суммы баллов: 1 – очень низкая; 2 – низкая; 3 – средняя; 4 – высокая и 5 – очень высокая.

При обработке данных применялись методы многомерной статистики, реализованные в пакетах прикладных программ STATISTICA (корреляционный, регрессионный, дисперсионный, дискриминантный, кластерный анализы и др.). Средствами геоинформационного анализа и визуализации результатов являются стандартные программные продукты MapInfo, SAGA, MRT (Modis Reprojection Tool) и др.

Состояние лесного покрова области было проанализировано посредством универсальных показателей, оценка которых осуществлена по данным официальных и независимых источников (космоснимки). В соответствии с принятым методологическим подходом, дающим возможность провести нормирование и отражающим в той или иной мере причинно-следственную взаимосвязь между воздействиями и изменениями в состоянии лесного покрова, ниже изложены комментарии по основным индикаторам «воздействия», «состояния» и «реагирования».

Индикаторы «воздействия»

Рубки. Все леса области отнесены к защитным, эксплуатационных лесов в области не выделено [30, 31]. Заготовка древесины в области осуществляется при рубках главного пользования (коммерческих рубках), проводимых в спелых и перестойных древостоях, включенных в расчет, при рубке погибших и поврежденных насаждений, при рубках промежуточного пользования – расчистке лесных площадей в связи со строительством дорог, трубопроводов, при прокладке трасс, создании противопожарных разрывов и прочее. Более половины объема древесины сейчас заготавливается при прочих рубках (большей частью это сплошные санитарные рубки). В этой связи вопрос отнесения фактора «рубки» к группе индикаторов «воздействие» становится дискуссионным, поскольку основное назначение применяемых в области вырубок должно быть направлено для поддержания устойчивости экосистем. Тем не менее, поскольку площадь вырубок косвенным образом отражает величину поврежденных насаждений в *табл. 2* отображено отношение общей площади погибших, сгоревших древостоев, надлежащих санитарной вырубке, а также уже вырубленных древостоев в 1992-2008 гг. к лесопокрытой площади муниципального района [23].

Градостроительная деятельность. Негативное влияние застройки (как гражданской, так и промышленной) обусловлено, в первую очередь в прямом отторжении природных земель под хозяйственные нужды, в результате чего нарушается непрерывность природного пространства, разрушаются местообитания ценопопуляций животных и растений. В *табл. 2* представлена динамика площади застройки в муниципальных образованиях области в 1992-2008 гг. [23]. Наиболее активно увеличение площади коттеджной застройки (4-7%) наблюдается вблизи столицы, в муниципальных образованиях центрального сектора.

Сравнительно новым видом антропогенного воздействия на природные комплексы области является *аренда участков лесного фонда для рекреационных целей*. Арендуемые участки обносятся глухими заборами, препятствующими миграции животных. Кроме того, список разрешённых объектов строительства на участках лесной аренды достаточно широк и позволяет усомниться в сохранности лесного облика территории. Максимальной привлекательностью пользуются участки ближнего Подмосковья, где доля арендованных лесов составляет более 8% от общей лесопокрытой площади по муниципальным образованиям (*см. табл. 2*).

Отношение численности населения региона к площади лесов косвенно характеризует рекреационные нагрузки на лесные экосистемы и условно названо *общее воздействие на леса* (*табл. 2*). В последнее десятилетие общее воздействие на леса последовательно увеличивалось и в 2009 г. составило в среднем 323 чел. км$^{-2}$ [14-22].

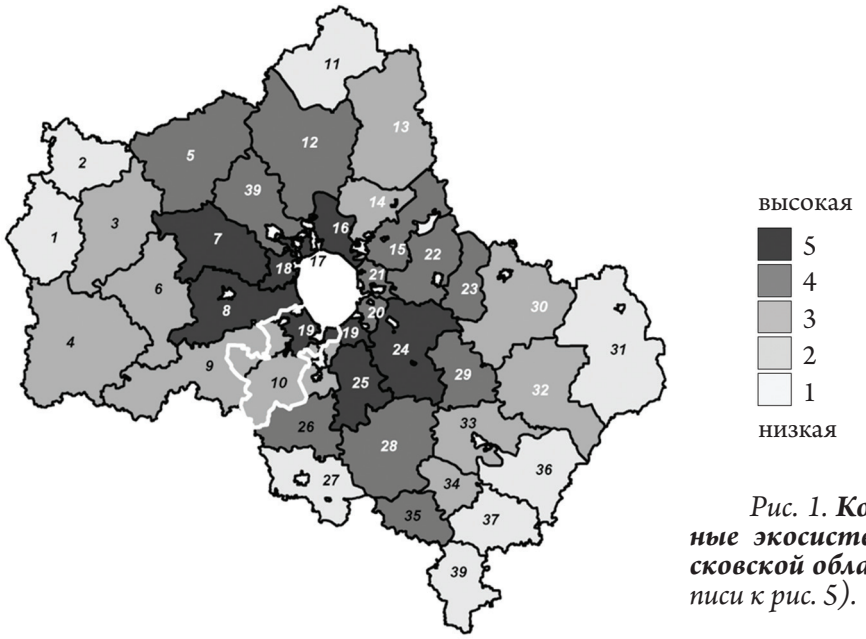
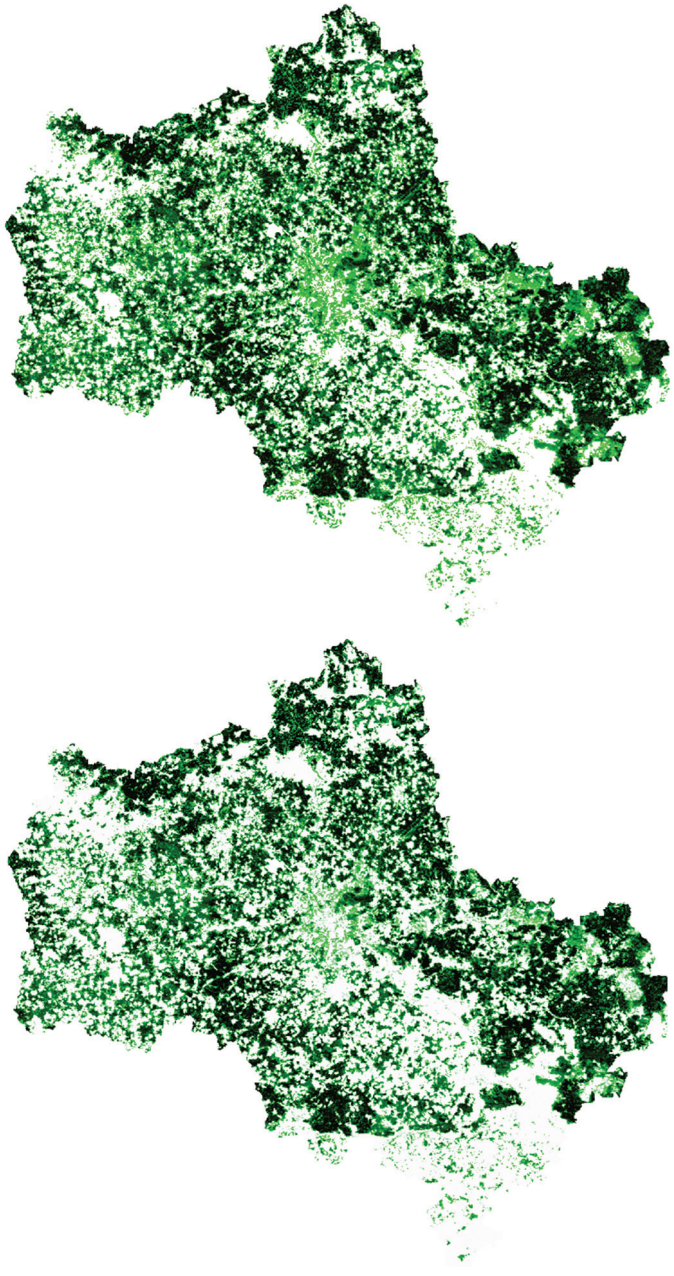


Рис. 1. ***Комплексная оценка нагрузок на лесные экосистемы муниципальных районов Московской области*** *(условные обозначения см. в подписи к рис. 5).*



Леса земель лесного фонда, а также леса, произрастающие на землях сельскохозяйственного назначения, на землях обороны и безопасности и на землях иных категорий, в том числе на землях населенных пунктов.

Леса земель лесного фонда, а также леса, произрастающие на землях сельскохозяйственного назначения, на землях обороны и безопасности и на землях иных категорий, при исключении древесной растительности, произрастающей на застроенных территориях.

Рис. 3. ***Распределение лесов в Московской области по категориям земель,*** *%.*

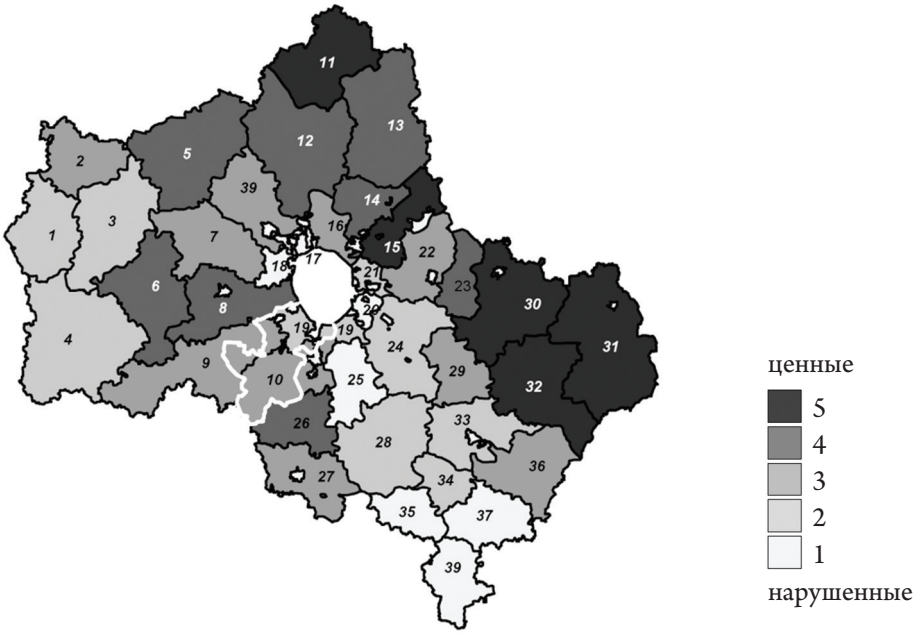


Рис. 4. ***Комплексная оценка состояния лесных экосистем муниципальных районов Московской области,*** *баллы (условные обозначения см. в подписи к рис. 5).*

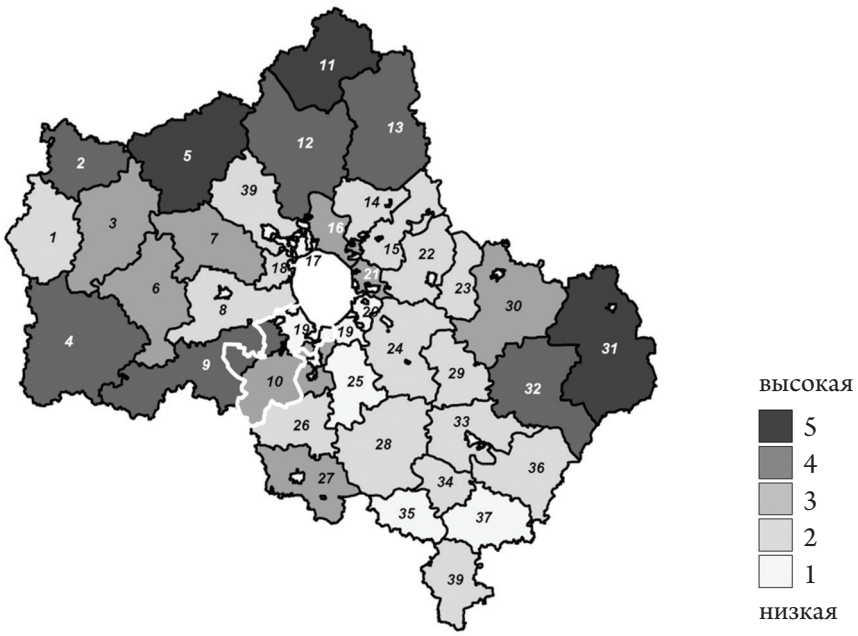


Рис. 5. ***Комплексная оценка индикаторов реагирования,*** *баллы.*

Муниципальные районы: 1 – Шаховской; 2 – Лотошинский; 3 – Волоколамский, 4 – Можайский, 5 – Клинский, 6 – Рузский, 7 – Истринский, 8 – Одинцовский, 9 – Наро-Фоминский, 10 – Подольский, 11 – Талдомский, 12 – Дмитровский, 13 – Сергиево-Посадский, 14 – Пушкинский, 15 – Щелковский, 16 – Мытищинский, 17 – Химкинский, 18 – Красногорский, 19 – Ленинский, 20 – Люберецкий, 21 – Балашихинский, 22 – Ногинский, 23 – Павлово-Посадский, 24 – Домодедовский, 25 – Раменский, 26 – Чеховский, 27 – Серпуховский, 28 – Ступинский, 29 – Воскресенский, 30 – Орехово-Зуевский, 31 – Шатурский, 32 – Егорьевский, 33 – Коломенский, 34 – Озерский, 35 – Каширский, 36 – Луховицкий, 37 – Зарайский, 38 – Серебряно-Прудский, 39 – Солнечногорский (Белой линией обозначены новые границы г. Москва).

Сельскохозяйственные угодья занимают почти 1,5 млн. га (треть территории области), в том числе заброшенные поля на ранних стадиях зарастания. Интенсивность сельскохозяйственного использования территории муниципальных районов области можно косвенно оценить по площади сельскохозяйственных земель. Площадь сельскохозяйственных земель максимальна в районах южного и юго-восточного сектора региона, в меньшей степени их площадь выражена в районах восточной, северной и юго-западной части области (*см. табл. 2*).

Загрязнение окружающей среды характеризовались показателем отношения объема выбросов загрязняющих веществ от стационарных источников к лесопокрытой площади. Распределение показателя по муниципальным округам представлено в *табл. 2* [20].

Оценка факторов природного и антропогенного воздействия, а также их взаимообуславливающих сочетаний, должна быть главной составляющей *нормативных нагрузок* на окружающую среду с обоснованием *предельно допустимой* величины воздействия. Однако в силу далеко не полной проработанности связи между определением допустимого экологического состояние сложных биосистем и допустимого антропогенного воздействия на них, невозможно говорить о нахождении предельно допустимых нормативных нагрузок [32]. В ситуации полифакторного воздействия на природные экосистемы решение данной проблемы существенно усложняется. Кроме того, отсутствует однозначная зависимость между степенью воздействия внешних факторов и изменением параметрами биоразнообразия. Более того, часто фиксируются примеры увеличения параметров разнообразия в условиях загрязнения при аллогенных сменах сообществ [33-36]. Таким образом, в рамках данной работы не представляется возможным дать количественную оценку предельно допустимой нагрузки на лесные экосистемы региона без разработанных критериев предельной допустимости воздействия и предельного допустимого состояния, но оценка отдельных факторов воздействия и их интегрального значения – необходимый этап на этом пути. Последовательно решая данную задачу, сделана интегральная оценка основных факторов воздействия на лесной покров территории путем их суммирования с использованием метода балльных оценок.

Интегральная оценка степени воздействия природно-антропогенных факторов на лесные экосистемы продемонстрировала максимальную их величину в Красногорском, Ленинском, Истринском, Домодедовском, Каширском, Раменском, Мытищинском, Истринском и Одинцовском районах (*рис. 1*). Территория этих районов подвержена активной градостроительной деятельности; здесь за последние 10 лет значительно возросла плотность населения и рекреационная нагрузка на леса. В Истринском районе высока доля погибших насаждений, в Раменском – значительные площади занимают сельскохозяйственные земли, что дополнительно повышает уязвимость разрозненных и небольших по площади лесных массивов, в Каширском районе наблюдается максимальная объем выбросов по отношению к лесопокрытым территориям. Минимальные нагрузки характерны для периферийных районов: Лотошинский, Пушкинский, Сергиево-Посадский, Талдомский, Шатурский, Шаховской, Серпуховский. Леса этих районов испытывают сравнительно низкие рекреационные нагрузи, темпы застройки территории этих районов значительно уступают центральным районом области, выбросы загрязняющих веществ в атмосферу невелики. Основным источником воздействия в этой группе стали вырубки, пожары, стихийные природные воздействия.

Следует добавить, что в результате расширения границ г. Москва следует ожидать изменение статуса Наро-Фоминского и Подольского районов по интегральной оценке «воздействия» из категории средней – в высокую, а Ленинский район займет позицию территории со сверхвысокой нагрузкой.

Полученный перечень основных индикаторов состояния хорошо согласуется с концептуальным подходом оценки трансформации местообитаний по основным трем направлениям – изменения его *качества, количества и пространственной конфигурации*, отраженным в модели SLOSS (Single Large or Several Small) [37, 38] (*рис. 2*).

На *рис. 3* представлена карта распределения лесов на территории Москвы и Московской области, в которую включены все категории земель с лесным покрытием. На 01.01.2009 площадь лесов оценивалась в 2179,4 тыс. га или 47,6% [10, 30]. Разное ведомственное подчинение и учет земель разных категорий в различных информационных источниках объясняет варьирование значения показателя лесистости Московской области от 42,1 до 47,6% [20, 21].

При исключении территорий, занятых городскими лесами, застройкой под пологом леса и древесно-кустарниковой растительностью садоводческих товариществ, а также небольшими по площади

разрозненными лесными массивами (площадь менее 1-1,5 га), показатель лесистости Московской области составил 37%. Распределение лесистости по муниципальным округам с учетом данного метода оценки показателя представлено в *табл. 3*.

С учетом планируемых нагрузок на леса Подмосковья можно уверенно прогнозировать дальнейшее сокращение лесопокрытых территорий области, что повлечет значительный ущерб, связанный с потерей экосистемных услуг, предоставляемых лесами. Так, стоимость регулирующих экосистемных услуг (снижение загрязнения воздуха, защита почв от эрозии, регулирование речного стока), в соответствии с существующими экономическими методами оценки [39], может быть оценена в 578 000 руб./га. Величина ущерба при сокращении лесистости всего на 1% равна в этом случае 11 560 млн. руб. (1,5% ВРП области в 2010 г.).

Таблица 3

Значения индикаторов состояния лесных экосистем и действий, направленных на поддержание их биоразнообразия, («реакция») в муниципальных районах Московской области

Муниципальный район	*Индикаторы «состояния»*					*Индикаторы «реакции»*	
	лесистость[1], *%*	*ср. размер лесного участка, км$^{-2}$*	*отношение числа краснокнижных лесных видов к площади лесов, число видов км$^{-2}$*	*доля лиственных пород, %*	*доля хвойных пород, %*	*отношение площади ООПТ к площади района, %*	*площадь лесовосстановления в 2000-2009 г., км$^{-2}$*
Балашихинский	39	7,3	0,18	22,3	77,7	13,25	1,17
Волоколамский	25	4,5	0,06	60,6	39,4	8,52	20,40
Воскресенский	32	14,5	0,19	38,9	61,1	3,57	8,27
Дмитровский	42	14,9	0,06	26,3	73,7	3,35	40,05
Домодедовский	24	2,5	0	76,1	23,9	0	5,31
Егорьевский	51	23,7	0,07	25,3	74,7	9,10	27,74
Зарайский	7	2,6	0,23	94,5	5,51	0,43	0,91
Истринский	38	13,7	0,06	40,2	59,8	5,91	15,92
Каширский	7	2,5	0,44	92,4	7,6	0	0,21
Клинский	45	14,9	0,04			16,0	40,38
Коломенский	25	5,6	0,06	60,6	39,4	1,80	3,45
Красногорский	32	5,2	0,19	35,8	64,2	1,22	1,59
Ленинский	19	2,4	0,24	73,3	26,7	0,38	0,91
Лотошинский	31	7,5	0,07	38,6	61,4	29,92	14,46
Луховицкий	21	5,6	0,26	29,3	70,7	2,99	2,07
Люберецкий	27	5,7	0,22	30,6	69,4	0	0,37
Можайский	28	7,8	0,08	57,2	42,8	4,86	15,99
Мытищинский	36	7,4	0,12	30,1	69,9	8,68	4,43
Наро-Фоминский	44	14,7	0,06	46,8	53,2	1,17	15,06
Ногинский	42	14,9	0,03	30,8	69,2	2,02	9,93
Одинцовский	41	14,2	0,19	31,2	68,8	2,62	7,03
Озерский	26	3,2	0,27	68,2	31,8	1,69	1,32
Орехово-Зуевский	51	19,8	0,05	18,5	81,5	2,25	22,83
Павлово-Посадский	48	19,3	0,02	23,2	76,8	3,38	6,85
Подольский	28	8,9	0,17	76	24	1,58	18,26
Пушкинский	48	18,1	0,04	61,6	38,4	2,17	7,26
Раменский	27	7,1	0,13	51,6	48,4	0,23	12,87
Рузский	35	8,9	0,12	50,3	49,7	5,46	12,02
Сергиево-Посадский	42	19,8	0,054	42,1	57,9	7,21	33,880
Серебряно-Прудский	4	0,7	1,49	96,7	3,27	2,84	0,58
Серпуховский	44	9,6	0,43	53	47	6,42	7,93
Солнечногорский	42	13,9	0,06	87,4	12,6	0,95	15,51
Ступинский	30	6,7	0,08	77,4	22,6	0	9,56
Талдомский	48	26,8	0,06	25,2	74,8	9,39	43,89
Химкинский	19	3,5	0,72	50	50	0	0,21
Чеховский	42	15,3	0,03	83,3	16,7	0,27	9,35
Шатурский	54	19,7	0,06	14,9	85,1	14,42	38,56
Шаховской	26	4,3	0,03	65,9	34,1	2,28	14,90
Щелковский	51	25,6	0,01	27,1	72,9	2,69	10,15

[1] Леса земель лесного фонда, а также леса, произрастающие на землях сельскохозяйственного назначения, на землях обороны и безопасности и на землях иных категорий, при исключении древесной растительности, произрастающей на застроенных территориях.

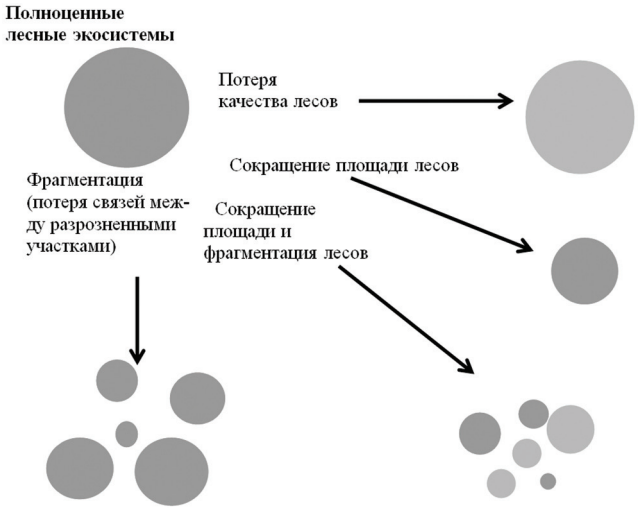


Рис. 2. ***Направления оценки состояния лесов на региональном уровне*** *(по [48] с изм.).*

Показатели, характеризующие *типологическую структуру* лесных сообществ, встречаются в большинстве международных инициатив при изучении биоразнообразия. В рамках Монреальского процесса оценивается распределение площади насаждений по основным лесообразующим породам относительно общей площади лесов. В породном составе лесов области доминируют мягколиственные породы, на долю которых приходится 53,0% покрытых лесной растительностью земель, хвойные породы занимают 45,1%, твердолиственные – 1,9%. Основными лесообразующими породами в лесах области являются: береза – 39,5, ель – 24,9, сосна – 20,0, осина – 8,6%.

Для характеристики площади хвойных и лиственных лесов использовались разновременные снимки высокого и среднего разрешения. Распределение площади лесов, сформированными преимущественно хвойными и лиственными породами в составе лесопокрытой территории муниципальных образований отражено в *табл. 3*. Поскольку участие широколиственных пород деревьев, встречающихся в составе естественных коренных и условно-коренных зональных лесов региона, сравнительно невелико, то оценка участия мелколиственных пород деревьев свидетельствует о площади покрытия производными лесами, а соотношение доли хвойных лесов к лиственным – о степени трансформированности лесного покрова. Результаты обработки ДДЗ подтверждают общие закономерности распределения основных типов лесной растительности и согласуются с данными Рослесхоза [10, 30] и картой растительности области (1996) [40]. Условно-коренные и короткопрозводные хвойные и хвойно-мелколиственные леса господствуют в северном и восточном секторе области. В юго-западной части региона доминируют длительнопроизводные мелколиственные и короткопрозводные хвойно-широколиственные и широколиственные леса, в которых дуб и липа в результате длительного антропогенного воздействия сменились мелколиственными породами: березой, осиной, ольхой.

Под *фрагментацией* понимается степень нарушения непрерывности лесного покрова, как вследствие естественной динамики сообществ, так и из-за антропогенных нарушений, приводящих к образованию «фрагментов» лесных массивов на фоне нелесных территорий. Устойчивость и возможность выполнения экологических функций экосистем в немалой степени зависят от их протяженности [41-43], – чем меньше размер лесной территории, тем ниже вероятность существования на ней всех типов местообитаний, необходимых для выживания всего набора лесных видов [44, 45]. С другой стороны, фрагментация лесных массивов на территориях со сплошным лесным покровом имеет и положительный аспект, поскольку в пограничных полосах между лесными и нелесными сообществами формируются экотонные комплексы, которые характеризуются, как правило, повышенным видовым разнообразием [46, 47]. В настоящее время отсутствует научное обоснование оптимальной меры фрагментации лесного покрова в различных ботанико-географических зонах, многие вопросы в этой области пока остаются открытыми. Данный параметр используется в Монреальском процессе, MCPFE процессе, проекте BEAR.

Как видно из *табл. 3*, в значительной степени фрагментированы леса в центральной и западной части области. Лесной покров южного сектора, территория которого относится к лесостепной подзоне, фрагментирован частично в силу естественных природных условий.

Число лесных видов, занесенных в Красную книгу Московской области. В Красной книге Московской области насчитывается 740 таксонов: 428 объектов животного мира, 290 объектов растительного мира и 22 вида грибов [48]. Из них были выделены 401 лесозависимых видов: 229 объектов животного мира, 150 видов растений и 22 вида грибов. Распределение краснокнижных лесных видов по муниципальным образованиям варьирует в широком диапазоне. Следует учитывать, что количество краснокнижных видов связано не только со степенью сохранности природных сообществ, поскольку видовое разнообразие, в том числе количество редких и охраняемых видов, находится в прямой зависимости от биотопического и, как следствие, ценотического

разнообразия. Примером этого служит представленность максимального количества краснокнижных лесных видов в Серпуховском районе (200 таксонов), связанная с наличием лесостепных сообществ на террасах р. Оки и находящихся под охраной на территории Приокско-Террасного биосферного заповедника. Немаловажным фактором является также хорошая изученность охраняемых экосистем. Другим информативным показателем может служить число краснокнижных видов на единицу площади (*табл. 3*).

Экологическая ценность (ЭЦ) лесов подразумевает успешность выполнения ими средообразующей и средозащитной функций в силу значительной сохранности, малой нарушенности деятельностью человека, и, соответственно, той ее значимости для устойчивого развития, которой традиционно характеризуются леса высокой природоохранной ценности (ЛВПЦ) [49]. ЭЦ лесов может быть выражена через обобщенный показатель их состояния в относительных единицах. *Интегральная оценка состояния лесов* муниципальных районов Московской области проводилась по следующим показателям: лесистость, средний размер лесного массива, доля условно-коренных лесов, плотность краснокнижных лесных видов (отношение числа видов к лесопокрытой площади).

В границах муниципальных районов выделено 5 классов ЭЦ территории, отражающие состояние лесного покрова области. Как видно из *рис. 4*, районы с наиболее ценными лесными массивами сосредоточены на севере и востоке Московской области. Особо выделяются леса Талдомского, Шатурского, Егорьевского и Орехово-Зуевского и Щелковского районов. Уступающие по своей экологической значимости лесные экосистемы расположены в Клинском, Сергиево-Посадском, Одинцовском, Павлово-Посадском, Пушкинском и Чеховском районах. Леса Наро-Фоминского, Ногинского, Дмитровского, Солнечногорского, Истринского, Рузского, Серпуховского районов характеризуются средним состоянием. Наиболее нарушенными (сильно фрагментированные, небольшие по площади и представленные длительнопроизводными мелколиственными насаждениями) в силу высокой антропогенной нагрузки приходится признать леса Ленинского, Люберецкого и Домодедовского районов. К этой же группе относятся леса Шаховского и Волоколамского районов, в которых небольшие по площади лесные массивы сильно разрознены, а также лесостепные муниципальные районы: Зарайский и Каширский.

Территория, присоединению к г. Москва, как видно из картосхемы (*рис. 4*), относится к средней части спектра шкалы качества лесного покрова. Следует ожидать снижение экологической ценности лесного покрова, особенно очевидное для Ленинского района, примыкающего к МКАД.

Закономерно возникает вопрос, какую величину интегрального показателя состояния лесного покрова можно взять за допустимую, необходимую и достаточную величину для выполнения лесами экологических и социальных функций в регионе? Полагаем, что для основной площади области следует считать допустимым балл 4, соответствующий «хорошему состоянию». По-видимому, следует применить дифференциальный подход для оценки территорий, расположенных в различных ландшафтных и экономико-географических условиях. Для муниципальных образований, расположенных на юге области, допустимый уровень должен быть занижен. Для районов, расположенных в центральной части области, также должен быть введен понижающий поправочный коэффициент. Немаловажное значение в формировании величины допустимого качества лесного покрова играет экономический фактор, поскольку требуются определенные затраты на поддержание определенного уровня.

При многообразии и сопряженности влияния внешних факторов на лесные экосистемы региона важно иметь покомпонентную оценку значимости их воздействия на состояние и качество лесного покрова. С этой целью установлена зависимость между основными показателями нагрузки и показателями состояния лесов (*табл. 4*).

Результаты корреляционного анализа позволяют оценить тесноту связи между показателями: при величине коэффициента корреляции менее 0,3 связь оценивается как слабая, 0,31 до 0,5 – умеренная, от 0,51 до 0,7 – значительная, от 0,71 до 0,9 – тесная, от 0,91 и выше – очень тесная. Для практических целей рекомендуется использовать значительные, тесные и очень тесные связи.

Как видно из *табл. 4*, наиболее значимыми показателями нагрузки стали доля сельскохозяйственных земель, рекреационная нагрузка на леса и объемы выбросов загрязняющих веществ в атмосферу. Корреляционная матрица не выявила четкой зависимости индикаторов состояния лесов в оцениваемый период времени от показателя площади погибших древостоев, гарей и вырубок. Таким образом, наибольшую опасность для сохранности природных ландшафтов и ООПТ представляет неумеренное и бессистемное изъятие лесных и с/х земель (преимущественно неудобий) для целей строительства. Этот процесс приводит к нарушению и уничтожению местообитаний лесных видов, увеличению рекреаци-

онных нагрузок на леса и усилению фактора беспокойства для лесных животных. Наиболее значимыми факторами воздействия на периферийные районы Московской области стали рубки, пожары, неблагоприятные погодные условия, насекомые вредители. За последние десятилетия в наибольшей мере этим факторам были подвержены Шатурский, Клинский, Волоколамский и Можайский районы. Максимальные нагрузки испытывают лесные экосистемы, которые одновременно подвергаются активной градостроительной деятельности, рубкам и стихийным природным воздействиям (Наро-Фоминский, Дмитровский, Истринский и Рузский районы). Таким образом, необходимый допустимый уровень состояния можно регулировать снижением значимости отдельных повреждающих факторов воздействия.

Составление матрицы соотношения интегральных показателей нагрузок и состояния лесных экосистем дает представление о распределении лесов муниципальных районов области по их состоянию (экологической ценности) в зависимости от суммарной нагрузки (*табл. 5*). Районы с, условно говоря, наиболее ценными лесными экосистемами расположены в правом верхнем углу матрицы. Они являются основными хранителями лесного биоразнообразия области и основными поставщиками экосистемных услуг. Правый нижний угол матрицы занимает Одинцовский район, лесные экосистемы которого характеризуются высокой ценностью и при этом испытывают высокие антропогенные нагрузки. Особо ценных лесных массивов в районах с высокой антропогенной нагрузкой не сохранилось. В левом нижнем углу матрицы представлены районы, леса которых подвержены высоким антропогенным нагрузкам и сильно нарушены. В левый верхний угол матрицы попали малозалесенные районы северо-западной части области, ценность лесов в перспективе будет возрастать за счет процессов естественного лесовосстановления. Зарайский район расположен в лесостепной зоне и наиболее ценные экосистемы локализуются, в том числе, на непокрытых лесом территориях.

Индикаторы «реагирования»

Площадь ООПТ является приоритетным параметром при оценке устойчивости лесопользования [44-46], поскольку именно на охраняемых территориях существует возможность эффективного сохранения видового и экосистемного разнообразия, создания условий спонтанного протекания природных экологических процессов. В *табл. 3* отражено распределение величины соотношения площади ООПТ от общей площади муниципального района.

Лесовосстановление является системой лесохозяйственных мероприятий, способствующих поддержанию устойчивого лесопользования особенно для территорий с активной антропогенной трансформацией природной среды. По данным официальной отчетности, площадь с восстановившимся лесным покровом в период с 2000 по 2009 гг. равна 53 000 га.

Для независимой оценки темпов лесовосстановления по результатам обработки комбинированных материалов космической съемки среднего и высокого разрешения была рассчитана площадь лесовосстановления в период с 2000 по 2009 гг.,

Таблица 4

Коэффициенты корреляции Пирсона (r) между показателями состояния лесных экосистем и показателями нагрузки

Показатель нагрузки	*Лесистость, %*	*Фрагментация*	*Средняя площадь лесных массивов, га*	*Доля хвойных пород, %*	*Плотность краснокнижных лесных видов*
Отношение объемов выбросов загрязняющих веществ на единицу площади, т/ (га·год)	-0,56*	0,51*	-0,43	0,19	0,55*
Доля лесных участков, переданных в аренду под культурно-оздоровительные цели, в общей лесопокрытой площади, %	-0,32	0,55*	-0,32	0,093	0,51*
Рекреационная нагрузки на леса, чел./кв. км	-0,48*	0,73*	-0,51*	-0,08	0,68*
Увеличение доли застроенных территорий в период с 1992 по 2008 г., %	-0,34	0,55*	-0,41	-0,06	0,53*
Отношение площади вырубок, гарей, погибших древостоев с 1992 по 2008 г. к общей лесопокрытой площади, %	0,44	0,13	0,37	0,36	-0,43
Доля сельскохозяйственных земель, %	-0,70*	0,43	-0,46*	-0,72*	-0,06

Примечание: * статистически значимое значение.

Таблица 5

Матрица нагрузок и состояния лесных экосистем муниципальных районов Московской области

Уровень нагрузки	*Комплексная оценка состояния лесов*				
	сильно нарушенные	*нарушенные*	*среднее состояние*	*хорошее состояние*	*очень хорошее*
Очень низкий	Зарайский Серебряно-Прудский	Шаховской	Лотошинский	Луховицкий	Талдомский Шатурский
Низкий		Коломенский Можайский Озерский Волоколамский	Подольский	Пушкинский Сергиево-Посадский Рузский Серпуховский Норо-Фоминский	Егорьевский Орехово-Зуевский
Средний	Каширский Люберецкий	Ступинский Балашихинский	Воскресенский Ногинский Солнечногорский	Павлово-Посадский Чеховский Клинский Дмитровский	Щелковский
Высокий	Домодедовский Химкинский	Раменский	Истринский	Одинцовский	
Очень высокий	Красногорский	Ленинский		Мытищинский	

равная 50 000 га. В *табл. 4* отражено распределение территорий, на которых произошло увеличение либо уменьшение лесистости за период с 2000 по 2009 гг. Наши данные в целом согласуются с официальной статистикой, различия могут быть объяснены снижением качества мероприятий по уходу за посадками и как следствие худшей приживаемостью посадок. При этом темпы естественного зарастания лугов и пашен за последние десятилетия увеличились втрое, а площадь культур упала в два раза [1]. На 01.01.2009 г. в области насчитывалось 288 тыс. га культур (17,5% от общей площади лесов). Распределение территорий с разной активностью лесовосстановительного процесса по районам в период с 2000 по 2009 гг. также отражено *табл. 3*. Максимальные показатели темпов лесовосстановления наблюдаются в северных муниципальных районах: Сергиево-Посадском, Дмитровском, Талдомском, Клинском, Солнечногорском, Волоколамском, Шаховском, Лотошинском.

Наиболее активные *действия, направленные на сохранение лесного биоразнообразия и сохранения устойчивого состояния лесных экосистем*, наблюдаются в северном, северо-западном и восточном секторах Московской области (*рис. 5*). В центральных и южных лесостепных районах на долю ООПТ приходится небольшие площади (либо ООПТ вовсе отсутствуют), а процесс лесовосстановления не компенсирует сокращение лесопокрытых территорий за счет активной градостроительной деятельности (центральные районы) и активного сельскохозяйственного использования (южные районы).

Интенсивные мероприятия, направленные на понижение пожароопасности лесов (обводнение торфяников), проводятся в Дмитровском, Шатурском, Егорьевском, Клинском, Луховицком, Талдомском, Орехово-Зуевском районах [30, 31].

Зависимость между показателями состояния и реагирования представлена в *табл. 6*. Наблюдается положительная зависимость между показателями «реагирования» (площадь лесовосстановления) и показателями «состояния» (лесистость, фрагментарность, средняя площадь лесных массивов, доля хвойных пород). Фрагментация находится в обратной зависимости от показателей «реагирования». Показатель «доля ООПТ от площади района» коррелирует не со всеми показателями состояния, что говорит о недостаточной эффективности ООПТ в регионе.

Ниже представлена матрица «состояния» лесных экосистем и показателей «реагирования» в муниципальных районах области (*табл. 7*). Анализируя матрицу соотношения состояния лесных территорий и показателей «реагирования» можно сделать следующий вывод: в районах, расположенных в верхнем правом углу матрицы, необходимо создание новых ООПТ, в районах, расположенных в нижнем левом углу матрицы требуются мероприятия по лесовосстановлению.

Анализ соотношения комплексных оценок нагрузки, состояния и реагирования дает научно обоснованный план действий по восстановлению и поддержанию необходимого качества лесов в Московской области. Хорошее качество лесов, небольшие антропогенные нагрузки и высокие показатели системы «реагирования» позволяют отнести ряд районов к группе, условно говоря, эталонных. К таким относится Талдомский и Лотошинского районы, при этом для последнего не требуется специальных мероприятий; естественное лесовосста-

новление приведет к повышению ценности лесных экосистем района. Пушкинский район является также эталонным, при этом площадь ООПТ не соответствует значимости лесных экосистем. В этом районе рекомендуется создание новых ООПТ регионального значения.

Выделяются районы с высокими и очень высокими нагрузками на лесные экосистемы (Красногорский, Мытищинский, Химкинский и Истринский районы). Для лесных экосистем Красногорского и Химкинского районов рекомендуются мероприятия по повышению рекреационной емкости, а также создание ООПТ местного значения. Естественное лесовосстановление приведет к повышению ценности лесных экосистем Можайского, Шаховского и Волоколамского районов, проведения специальных мероприятий не требуется. Шатурский, Егорьевский, Павлово-Посадский и Орехово-Зуевский районы являются эталонными, однако, в Павлово-Посадском и Орехово-Зуевском районах площадь ООПТ не соответствует значимости лесных экосистем. В этих районах требуется создание новых ООПТ регионального значения. Для Люберецкого и Балашихинского районов рекомендуются мероприятия по благоустройству и повышению рекреационной емкости лесов. Ценные лесные экосистемы сохранились в пределах Одинцовского и Чеховского районов, при этом показатели «реагирования» оцениваются как низкие. В этих районах требуется создание новых ООПТ регионального значения (в первую очередь, в Одинцовском районе, лесные экосистемы которого испытывают высокие антропогенные нагрузки). Для Ленинского и Домодедовского районов требуются мероприятия по повышению рекреационной емкости лесов. Леса южных муниципальных районов сильно нарушены, площади ООПТ занимают незначительные площади или вовсе отсутствуют. В этих районах рекомендуется придать охранный статус ценным, но небольшим по площади лесным массивам.

Заключение. Показано, каким образом должно осуществляться экологическое нормирование с использованием *системы индикаторов* устойчивого управления лесами и определяющих их показателей. Установление и регулирование допустимых

Таблица 6

Коэффициенты корреляции Пирсона (r) между показателями «состояния» лесов, показателем лесовосстановления и долей ООПТ

Показатель «реагирования»	*Показатель «состояния»*				
	лесистость, %	*фрагментация*	*ср. площадь лесных массивов, кв. км*	*доля хвойных пород, %*	*плотность краснокнижных видов*
Доля ООПТ от площади района, %	0,29	-0,34*	0,38	0,40*	-0,16
Доля заросших лесом территорий в 2000 – 2009 гг. от площади района, %	0,61*	-0,55*	0,57*	0,36*	-0,42

Примечание: * статистически значимое значение.

Таблица 7

Матрица комплексной оценки «состояния» лесов и комплексной оценки индикаторов «реагирования» в муниципальных районах Московской области

Комплексная оценка индикаторов «реагирования»	*Комплексная оценка состояния лесов в районах*				
	сильно нарушенные	*нарушенные*	*среднее состояние*	*хорошее состояние*	*очень хорошее*
Очень низкий	Зарайский Каширский Домодедовский Химкинский Люберецкий	Ленинский			
Низкий	Серебряно-Прудский Красногорский	Коломенский Озерский Ступинский Раменский Шаховской	Ногинский Солнечногорский Воскресенский	Пушкинский Чеховский Одинцовский Павлово-Посадский Луховицкий	Щелковский
Средний		Волоколамский Балашихинский	Истринский Подольский	Серпуховский Рузский Мытищинский	Орехово-Зуевский
Высокий		Можайский	Лотошинский	Сергиево-Посадский Дмитровский Наро-Фоминский	Егорьевский
Очень высокий				Клинский	Шатурский Талдомский

нормативных нагрузок возможно с помощью оценки индикаторов «*воздействия*», эколого-гигиенических нормативов – индикаторов «*состояния*», эколого-защитных нормативов – индикаторов «*реагирование*».

Унифицированную оценку факторов природного и антропогенного воздействия, а также их взаимообуславливающих сочетаний необходимо сделать составляющей *нормативных нагрузок* на окружающую среду с обоснованием *предельно допустимой* величины воздействия. Покомпонентная количественная *оценка значимости* факторов воздействия выявляет наиболее существенные виды антропогенной деятельности, вызывающие трансформацию конкретных показателей лесного покрова. Так, в Московской области наибольшую опасность для сохранности лесного покрова представляет неумеренное и бессистемное изъятие лесных и с/х земель (преимущественно неудобий) для целей строительства. Коллективное садоводство, малоэтажное строительство, развитие транспортной инфраструктуры, размещение малых предприятий в первую очередь затронуло центральные районы области – Одинцовский, Красногорский, Раменский, Ленинский, Домодедовский. Таким образом, за последние 10 лет на фоне достаточно стабильного (а иногда и снижающегося) загрязнения воздуха, воды, почвы основным фактором воздействия на природные ландшафты территории стала резко возросшая и, как правило, экологически необоснованная градостроительная деятельность.

В работе проведена интегральная оценка состояния лесного покрова области по основным индикаторам состояния, а также проведен расчет зависимости показателей состояний от разного вида нагрузок для муниципальных районов. Показано, что получение единой комплексной оценки экологической ценности территории, а также интегральной оценки факторов воздействия может рассматриваться как выражение обобщенной информации, непосредственно используемой при принятии решений и оценке действующих тенденций для конкретного региона. Соотношения интегральных показателей нагрузок и состояния лесных экосистем дает представление о распределении лесов муниципальных районов области по их состоянию (экологической ценности) в зависимости от суммарной нагрузки. Предложенный способ *интегральной оценки* антропогенной нагрузки и состояния лесных массивов обеспечивает выявление наиболее проблемных лесных массивов с последующей поддержкой принятия решений по исправлению неблагоприятных тенденций.

Анализ соотношения комплексных оценок нагрузки, состояния и реагирования в Московской области дает научно обоснованный план действий по восстановлению и поддержанию необходимого качества лесов с присущими ему показателями разнообразия. Оценка ущерба, связанного с сокращением объема экосистемных услуг, предоставляемых лесами, может быть использована для определения как предельно допустимых величин воздействия, так и нормирования показателей состояния лесного покрова.

В современной ситуации изменения границ между Москвой и областью можно уверенно прогнозировать дальнейшее увеличение площади застройки, резкое сокращение площади сельскохозяйственных земель, увеличение рекреационной нагрузки на леса, снижение лесистости, увеличение фрагментации лесов, снижение видового богатства. Юго-западная часть Подмосковья станет самым престижным местом для размещения индивидуальной жилой застройки коттеджнего типа. С целью сохранения экологической стабильности на данной территории в первую очередь необходима разработка экологического каркаса, предполагающего применение специальных мер по сохранению и поддержанию экологических функций лесных территорий. Для эффективного поддержания необходимого уровня биоразнообразия лесов области в целом необходима корректировка существующей сети ООПТ с учетом состояния лесов и нагрузок на них.

Авторы выражают благодарность Д.Н. Козлову за методическую помощь при верификации ДДЗ и математической обработке данных.

Работа выполнена при поддержке программы Президиума РАН по разработке методологии мониторинга биоразнообразия лесов и гранта РФФИ (11-04-01093).

Литература

1. ФЗ от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды».
2. FAO. Criteria and indicators forsustainable forest management: acompendium / Ed. by F. Castañeda, C. Palmberg-Lerche, P. Vuorinen. Forest Management Working Papers N. 5. – Rome: FAO. 2001. Available on the Internet: gilws05/docreptest/FAO/004/AC135E/AC135E00.HTM.

3. Приказ Рослесхоза от 05.02.1998 № 21 «Об утверждении критериев и индикаторов устойчивого управления лесами Российской Федерации».

4. Национальный доклад Российской Федерации по критериям и индикаторам сохранения и устойчивого управления умеренными и бореальными лесами (Монреальский процесс). – М.: ВНИИЛМ, 2003. – 84 с.

5. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). – Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. – 279 с.

6. Воробейчик Е.Л. Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: автореф. дисс. … д.б.н. – Екатеринбург: ИЭРиЖ УрО РАН, 2003. – 50 с.

7. Перелет Р.А. Экономика биоразнообразия // Социально-экономические и правовые основы сохранения биоразнообразия. – М.: Изд-во НУМЦ. 2002. С. 199-327.

8. Водный кодекс РФ от 03.06.2006 № 74-ФЗ.

9. Градостроительный кодекс от 29.12.2004 № 190-ФЗ.

10. Лесной кодекс РФ от 04.12.2006 № 200-ФЗ.

11. Core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the group on the state of the environment. – Paris: OECD, 1993.

12. Черненькова Т.В., Князева С.В., Пузаченко М.Ю., Макарова М.А., Левицкая Н.Н. Критерии и индикаторы биоразнообразия лесов как инструменты устойчивого лесопользования // Лесоведение, 2009. № 4. – С. 43-58.

13. Berger A.R., Hodge R.A. Natural change in the environment: a challenge to the Presser-State-Response Concept // Social Indicators Research, 1998. № 44. – Pp. 255-265.

14. О состоянии окружающей среды Московской области в 2002 году. Государственный доклад / Под ред. Н.В. Гаранькина, Н.Г. Рыбальского, В.В. Снакина. – М.: НИА-Природа, 2003. – 314 с.

15. О состоянии окружающей среды Московской области в 2003 году. Государственный доклад / Под ред. Н.В. Гаранькина, Н.Г. Рыбальского, В.В. Снакина. – М.: НИА-Природа, 2004. – 384 с.

16. О состоянии окружающей среды Московской области в 2004 году. Государственный доклад / Под ред. А.С. Качан, Н.Г. Рыбальского. – М.: НИА-Природа, 2005. – 378 с.

17. О состоянии природных ресурсов и окружающей природной среды Московской области в 2005 году. Государственный доклад / Под ред. А.С. Качан, Н.Г. Рыбальского. – М.: НИА-Природа, 2006. – 520 с.

18. О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2006 году. Информ. выпуск / Под ред. А.С. Качан, Н.Г. Рыбальского. – М.: НИА-Природа, 2007. – 314 с.

19. О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2007 году. Информ. выпуск / Под ред. А.С. Качан, Н.Г. Рыбальского. – М.: НИА-Природа, 2008. 402 с.

20. О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2008 году. Информ. выпуск / Под ред. А.С. Качан, С.Р. Гильденскиольда. – Красногорск, 2009. – 269 с.

21. О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Московской области в 2010 году. Информ. выпуск / Под ред. А.С. Качан, С.Р. Гильденскиольда. – Красногорск, 2011. – 162 с.

22. Об использовании природных ресурсов и состоянии окружающей среды Московской области в 2001 году. Государственный доклад / Под ред. А.Г. Ишкова, Н.Г. Рыбальского, В.Е. Василенко. – М.: НИА-Природа. 2002. – 378 с.

23. Природа Подмосковья: утраты последних двух десятилетий // М.Л. Карпачевский, А.Ю. Ярошенко, Ю.Э. Зенкевич и др. – М.: Изд-во ЦОДП, 2009. – 92 с.

24. Исаев А.С., Князева С.В., Пузаченко М.Ю., Черненькова Т.В. Использование спутниковых данных для мониторинга биоразнообразия лесов // Исследование земли из космоса, 2009. № 2. – С. 1-12.

25. Козлов Д.Н. Инвентаризация ландшафтного покрова методами пространственного анализа для целей ландшафтного планирования // Тр. Междунар. школы-конф. «Ландшафтное планирование. Общие основания. Методология. Технология». – М.: Географический факультет МГУ, 2006. – С. 117-137.

26. Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях. – М.: ACADEMA, 2004. – 416 с.

27. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Костина Н.В. Методы синтетического картографирования территории (на примере эколого-информационной системы «Volgobas») // Количественные методы экологии и гидробиологии: сб. научн. тр., посвящ. памяти А.И. Баканова. – Тольятти: СамНЦ РАН, 2005. – С. 167-227.

28. Левицкая Н.Н., Черненькова Т.В. Применение системы индикаторов для оценки состояния лесов Московской области // Лесоведение, 2012. № 6. – С. 14-29.

29. Черненькова Т.В., Левицкая Н.Н., Козлов Д.Н., Тихонова Е.В., Огуреева Г.Н., Пестерова О.А. Оценка состояния и динамики биоразнообразия лесов с использованием наземных и дистанционных методов на примере Московской области // Разнообразие и динамика лесных экосистем России / Под ред. А.С. Исаева. – М.: КМК, 2012. Кн. 1.

30. Лесной план Московской области. Кн. 1. – М., 2010. – 430 с.

31. Лесной план Московской области. Кн. 2. – М., 2010. – 586 с.

32. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование почв и управление их качеством // Почвоведение, 2011. № 5. – С. 582-596.

33. Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л. Сильное промышленное загрязнение увеличивает β-разнообразие растительных сообществ // Доклады АН, 2012. Т. 442. № 1. – С. 139-141.

34. Hansen A.J., Spies T., Swanson F., Ohmann J. Conserving biodiversity in managed forests // BioScience, 1991. № 41. V. 3. – P. 382-392.

35. Ruotsalainen A.L., Kozlov M.V. Fungi and air pollution: is there a general pattern? New topics in environmental research / Ed. by D. Rhodes. – Hauppauge: NY: Nova Science Publ., 2006. – Pp. 57-103.

36. Zvereva E., Toivonen E., Kozlov M.V. Changes in species richness of vascular plants under the impact of air pollution: a global perspective // Global Ecol. Biogeogr, 2008. № 17. – Pp. 305-319.

37. Diamond J.M. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves // Biol. Conserv., 1975. V. 7. – Pp. 129-146.

38. Ovaskainen O. Long-term persistence of species and the SLOSS problem // J. Theor. Biol., 2002. V. 218. – Pp.419-433.

39. Экономика сохранения биоразнообразия. – М.: Проект ГЭФ «Сохранение биоразнообразия РФ», ИЭП, 2002. – 604 с.

40. Карта растительности Московской области М: 1:200 000 / Гл. ред. Г.Н. Огуреева, 1996. Пояснительная записка и легенда к карте. – 45 с.

41. Жизнеспособность популяции. Природоохранный аспект. – М.: Мир, 1989. – 224 с.

42. Заугольнова Л.Б., Ханина Л.Г. Параметры мониторинга биоразнообразия России на федеральном и региональном уровнях // Лесоведение, 2004. № 3. – С. 3-14.

43. Lindenmayer D.B., Margules C.R., Botkin D.B. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable Forest Management // Conserv. Boil., 2000. V. 14. №. 4. – Pp. 941-950.

44. Критерии и индикаторы для сохранения и устойчивого управления умеренными и бореальными лесами. Монреальский процесс. – М.: ВНИИЦлесресурс, 1995. – 25 с.

45. The Montreal Process. Criteria and indicators for the conservation and Sustainable management of temperate and boreal forests. – Hull, Quebec: Canadian Forest Service, 1995. – 120 p.

46. Ministerial conference on the protection of forest in Europe (MCPFE). Sound forestry – Sustainable development. – Helsinki: Ministry of Agr. and For., 1993. – 161 p.

47. Wildlife habitats in managed forests the Blue Mountains of Oregon and Washington. – Portland: US Dep. of Arg. and Forest Serv. Agrical Book № 553, 1979. – 511 p.

48. Красная Книга Московской области. – М.: КМК, 2008. – 828 с.

49. Brown K.S. Conservation of neotropical environments: insects as indicators // The Conservation of Insects and their Habitats. – London: Acad. Press, 1991. – Pp. 350-404.

Сведения об авторах:

Черненькова Татьяна Владимировна, д.б.н., в.н.с., тел.: 8-916-706-52-65, e-mail: chernenkova50@mail.ru.

Левицкая Наталья Николаевна, к.б.н., н.с., e-mail: lipas99@mail.ru.

Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН (ЦЭПЛ РАН), 117997 Москва, ул. Профсоюзная, 84/32.

УДК 504.064.3:631.427

РЕАЛИЗАЦИЯ БИОТИЧЕСКОЙ КОНЦЕПЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ В ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОМ НОРМИРОВАНИИ

В.А. Терехова, д.б.н., Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН и факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

В работе отражены принципы использования данных биодиагностики (биоиндикации и биотестирования) для решения задач экологического нормирования природных сред. Рассмотрены основные этапы становления концепции биоконтроля экологического состояния окружающей среды, разные системы критериев оценки качества водных и наземных экосистем. Акцентируется внимание на особенностях оценки почв как многоуровневой и многофазной системы, на необходимости дифференцированного применения нормативов как по объектам (типам экосистем), так и по географическим районам, учете результатов как краткосрочных, так и отдаленных последствиях техногенных воздействий.

Ключевые слова: биодиагностика, биоиндикация, биотестирование, экологическое нормирование, почвенно-экологическое нормирование, биологический контроль.

Введение

Современный подход в нормировании вредных воздействий и экологической оценке качества окружающей среды обоснованно ориентируется на биотические показатели. Аналитический контроль загрязнения природных и техногенных объектов, осуществляемый химическими методами, несмотря на трудоемкость (по опубликованным данным ежегодно в экологических целях проводится не менее 220 млн химических определений) и значительные материальные затраты, не в состоянии гарантировать экологическую надежность природоохранных мероприятий [1]. Химические анализы показывают лишь наличие «маркеров» – определенных концентраций загрязнителей. Такая информация имеет крайне ограниченное значение для прогноза структурно-функциональных изменений биоты и оценки состояния живых организмов, а, следовательно, экосистемы в целом.

На современном этапе происходит постепенная смена парадигм: выявленная ограниченность концепции предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ и некорректность расширения сферы применения санитарно-гигиенических нормативов на оценку природных экосистем ведет к укреплению позиции биотического подхода в экоконтроле и нормировании вредных воздействий. Согласно биотическому подходу оценка экологического состояния почв, как и других экосистем, по шкале «норма – нарушение» должна проводиться не по уровням абиотических факторов, предусматривающим расчет ПДК загрязняющих веществ, а по комплексу биотических показателей. Абиотические факторы (загрязняющие вещества и др.) в этом случае рассматриваются как агенты воздействия на живые компоненты экосистем, отдельные организмы и их популяции, на экологические связи между ними [2].

Теоретическую основу реализации биотической концепции нормирования вредных воздействий на почву составили важнейшие положениями о структурно-функциональной роли почвы в биогеоценозах и биосфере:

– устойчивое функционирование почвенных экосистем в значительной мере обусловлено состоянием ее биотического компонента [3];

– в ряду экологических функций, выполняемых почвой для обеспечения существования биогеоценозов и биосферы в целом, важнейшее место занимают функции поддержания биоразнообразия и сохранения сред обитания для сообществ разных видов педобионтов и всех обитателей наземных экосистем [4];

– данные биологических исследований представляют объективные показатели режима жизни почв и имеют важные преимущества перед данными по морфологии, химии и минералогии почв, так как последние характеризуют консервативные накопившиеся ранее признаки и свойства почв [5].

Почва как гетерогенная среда и многоуровневая система представляет особую сложность для биологического исследования. Критериальные градации и принципы выбора из существующего множества биотических показателей наиболее информативных для экологической оценки «нормы» и «патологии» наземных экосистем недостаточно разработаны.

В эколого-биологическом нормировании, также как и в эколого-геохимическом ранжировании территорий, существуют разноплановые подходы и оценки. Используются многочисленные расчетные показатели, отражающие как специфические

биологические и геохимические процессы (интенсивность миграции в системе «почва-растение», растительно-почвенные коэффициенты – РПК, биохимическая активность вида – БХА, недостаток биофильных элементов и др.), так и интегральные оценки почв, растительности (показатели суммарного загрязнения – Zc, интегральный индекс сохранности фитоценоза – ИИСф и др.). Предполагается, что по совокупности абиотических и биотических критериев можно построить систему экологической оценки, позволяющую адекватно ранжировать качество почв и нормировать вредное воздействие на территорию.

Однако существенным недостатком современных эколого-диагностических оценок и подходов является недоучет реакции многих важных для функционирования экосистем групп биоты, к которым относятся, в частности, почвенные микромицеты [6-12].

В биодиагностике принято условно выделять два методических блока – биоиндикация и биотестирование. *Биоиндикация* – это оценка качества среды обитания и ее отдельных характеристик по состоянию биоты в *природных условиях*. В то время как *биотестирование* представляет собой лабораторный метод оценки качества объектов окружающей среды по определенным поддающимся учету характеристикам живых организмов в стандартных условиях. Использование лабораторных экспресс-биотестов, позволяющих дать информацию о неблагополучии в системе до проявления видимых (индицируемых) нарушений, обосновано необходимостью своевременно поставить точный «диагноз» при анализе природных сред и техногенных объектов. Набор биотест-систем, использующихся для анализа экотоксичности почв, весьма ограничен [13]. Актуальной проблемой является разработка и внедрение метрологически аттестованных методик биотестирования почв, которые могли бы быть пригодны при решении практических задач экоконтроля.

В настоящее время усилия экологов направлены на разработку принципов формирования системы информативных биотических показателей и биотехнологические приемы для экологической оценки почв и почвенно-экологического нормирования.

1. Анализ современных подходов к нормированию качества почв и воздействий на природные экосистемы

Исторической основой для разработки систем и подходов к оценке качества окружающей природной среды являются фундаментальные труды отечественных ученых С.С. Шварца [14, 15] и Н.С. Строганова [16, 17].

В классических работах этих авторов впервые поставлены и обсуждаются такие важные о вопросы теоретической экологии как вопрос о трактовке «*нормы*» и «*патологии*» экосистем. Суть «нормы», «хорошего» биоценоза по С.С. Шварцу сводится к представлению о том, что если в измененной человеком среде «биогеоценоз поддерживает себя как систему в нормальном состоянии, это значит, что степень антропогенного воздействия не превышает его адаптационных возможностей». Среди важнейших требований, которым, по мнению С.С. Шварца [14], должен удовлетворять «хороший биогеоценоз» – сбалансированность продукции и деструкции органического вещества. Главной его характеристикой является высокая продуктивность всех звеньев трофических цепей и разнородность трофических уровней, максимальная скорость самоочистки экосистемы, в обеспечении которых немаловажное значение имеют грибы как мощные биодеструкторы природных и антропогенных компонентов экосистем.

В трудах Н.Н. Строганова [16, 17], посвященных главным образом проблемам водной токсикологии и гидробиологии, заложены основы экологического нормирования в виде обоснования общего для всех экосистем принципа антропоцентризма. По его представлению, только человек, исходя из своих потребностей, может определить степень нормальности экосистемы. Нормальная экосистема – это выгодная для человека экосистема. Такой принцип позволяет задавать конкретные критерии для нормирования, в частности «устанавливать соответствие свойств воды определенному зафиксированному стандарту, определять условия среды, в которых промысловые рыбы дают высокую продукцию и не ухудшают своего качества и пр.». Такая норма получила название хозяйственной. Это понятие широко используется в области управления водными и рыбными ресурсами. Идеи, предложенные несколько десятилетий назад, до сих пор находят практическое применение [18-20].

Обращаясь к истории развития методологических основ концепции экологического нормирования, необходимо отметить, что в 1972 г. Ю.А. Израэлем в качестве универсального инструмента изучения самых разных антропогенных воздействий на природную среду и как основной метод оценки их последствий предложен «*всесторонний анализ окружающей среды*». Согласно такому подходу, качество среды, помимо физических и

химических величин, характеризующих состояние абиотической составляющей экосистем, должно определяется по биотической составляющей, т.е. набором функциональных и структурных показателей, дающих представление о состоянии организмов, популяций, экосистем. Объективными экологическими критериями для биологической составляющей являются высокая биологическая продуктивность, оптимальное соотношение видов, биомассы популяций, находящихся на различных трофических уровнях. Именно состояние биотической составляющей является, как правило, определяющим качество среды [21].

Серьезным вкладом в разработку критериев экологической оценки экосистем являются работы В. Абакумова. В своей *концепции экологических модификаций* он заложил экспертный принцип анализа состояния экосистем [22-24]. Определено несколько стадий изменения экосистем под действием различных антропогенных факторов, прежде всего загрязнений. Это – *экологическая модуляция*, проявляющаяся в изменении видовой структуры при сохранении уровня общей организации экосистемы. Она находится в пределах нормального функционирования экосистемы. Затем следует *экологический прогресс*, сопровождающийся увеличением разнообразия, усложнением межвидовых отношений и т.п. Эта стадия характерна именно для воздействий загрязнения, и ее можно трактовать как легкую форму патологии. Вначале биоценоз привыкает к загрязняющему веществу, но со временем, однако, начинает деградировать. Поэтому следующий этап – это *экологический регресс*. На своей первой стадии он может сопровождаться метаболическим прогрессом, т.е. увеличением интенсивности метаболизма биоценоза, как это наблюдается при эвтрофикации водоемов. Это состояние тяжелой патологии, но возвращение к исходному состоянию еще возможно. Последняя стадия наступает вместе с метаболическим регрессом, сопровождающимся тяжелым *метаболическим регрессом*. Это – крайняя степень патологии, ведущая к гибели биогеоценоза.

Определенному прогрессу в решении проблема допустимой антропогенной нагрузки на экологические системы способствовал *дифференцированный подход к природным объектам в зависимости от их народно-хозяйственного, научного и эстетического значения* [21].

Существенное дополнение в разработку методологических основ экологического нормирования вносят работы зарубежных ученых. Большая часть их посвящена разработке функциональной индикации состояния водных экосистем, теоретическому обоснованию и практическому использованию предложенных методов. Главное внимание при этом уделяется биоиндикации на экосистемном уровне, или на уровне сообществ, которые легко допускают стандартизацию и автоматизацию.

В 1969 г. Международный научный комитет по проблемам окружающей среды (СКОПЕ) ввел понятие *экотоксикологии* и определил основные направления работ нового научного направления. А в 1978 г. на конференции СКОПЕ оно было уточнено. В настоящее время под *экотоксикологией* понимается междисциплинарное научное направление, связанное с токсическим воздействием химических веществ на живые организмы, преимущественно на популяции, и биогеоценозы, входящие в состав экосистем. Междисциплинарный статус экотоксикологии определяется комплексным подходом к изучению широкого спектра токсических проявлений в экосистемах на разных уровнях организации – от молекулярно-клеточного до биоценотического, с участием широкого круга специалистов [25].

Определяющим предметом экотоксикологии являются системы надорганизменного уровня, подверженные техногенному загрязнению. Теоретической основой токсикологии служат фундаментальные закономерности функционирования и структуры природных систем популяционного и биоценотического ранга, концепция стабильности и устойчивости экосистем, активно разрабатываемые современной теоретической экологией [25]. Своеобразие методических подходов и методик экотоксикологии как самостоятельного научного направления заключается в том, что физиологические и биохимические нарушения, вызванные действием загрязнителей на живые организмы, рассматриваются в качестве токсических эффектов, имеющих следствием нарушение популяционных и биоценотических механизмов. Авторы подчеркивают, что данные по содержанию токсикантов в отдельных компонентах биоты сами по себе еще не отражают прямого биоэффекта. Важнейшей задачей экотоксикологии является оценка значимости этих явлений для судьбы популяций и экосистем.

В настоящее время законодательно закреплены и доминируют к экологической оценке природных сред и техногенных объектов санитарно-гигиенические нормативы. На данном этапе некорректность применения санитарно-гигиенических нормативов к экологической оценке природных объектов очевидна и мало кем оспаривается. Дискуссионным остается вопрос о формах

сосуществования и соотношении двух систем нормирования.

Широко обсуждается идея интеграции гигиенического и экологического нормирования. Стоит ли брать за основу санитарно-гигиеническое нормирование, как на том настаивают гигиенисты, или создавать параллельную систему эконормативов – этот вопрос остается до конца неясным. В настоящее время некоторые руководящие документы, регламентирующие качество природных объектов, издаются по инициативе обеих систем – природоохранной и системы здравоохранения, что осложняет порой работу экологических служб и органов.

Несмотря на отмеченную организационную несогласованность двух служб, призванных создавать регламентирующие документы относительно контроля воздействий и качества окружающей среды, научная проработка вопросов экологического нормирования существенно продвинулась. Пока не ясно, станет ли экологическая концепция успешной альтернативой «концепции ПДК», полностью ее заменяющую. Но по информативности для оценки последствий вредного воздействия на окружающую среду биологические, бесспорно, превосходят физико-химические методы анализа.

Итак, основной задачей экоконтроля является поиск и нормирование факторов окружающей среды, способных приводить к ухудшению состояния экосистемы за счет снижения качества условий существования населяющих ее организмов. Разные уровни экологического неблагополучия исследуемого природного объекта характеризуются бóльшими или меньшими отклонениями от нормального функционирования биоты. Для выявления степени этого отклонения требуется индикация экологического состояния объекта по биологическим показателям. Выбор биоиндикатора, наиболее адекватно описывающего «здоровье» («нездоровье») экосистемы – важнейший этап всей системы экоконтроля. От этого этапа зависит эффективность дальнейших шагов по установлению нормативов допустимого воздействия факторов среды и, в конечном счете, по проведению конкретных природоохранных мероприятий [26]. Наряду с поиском способа «свертывания» в удобные оценочные индексы разнообразных биотических «откликов» на внешние воздействия in situ, актуальным представляется создание эффективной системы оценки негативного воздействия на почвы по реакциям лабораторных тест-организмов.

2. Методические аспекты проблемы экологического нормирования

На данном этапе одновременно с решением концептуальных вопросов идет активная разработка методических аспектов проблемы экологического контроля и нормирования. Методы оценки состояния оказываются специфическими для различного типа экосистем. Основные системы оценок перечислены в работе А. Левича [2]. Для пресных вод может быть использован классификатор качества вод Росгидромета [27] или более современный метод экологических модификаций [24]. Для морских экосистем метод интегральных характеристик [28]. Для контроля состояния биоты вследствие загрязнения атмосферного воздуха необходимая система оценок может быть создана на основе методов лихенометрии [29]. При оценке почвенных ценозов заслуживает внимания метод микробиологических диагностических признаков [30, 31].

2.1. Методы оценки экологического состояния природных экосистем

Водные экосистемы

Биологические индексы как интегральные показатели ситуации в водоемах в целом получили высокую оценку и широкое использование, не только в исследовательских целях, но и на практике.

В оценке экологического качества вод большое значение придается качественным методам подобно «биотическому индексу», основанному на упрощенном изучении макрофауны водоемов. В ряде случаев, например, во Франции, им отдают предпочтение, поскольку количественные методы намного сложнее и требуют большого штата высококвалифицированного персонала [32]. Среди биологических индексов для оценки качества проточных вод по сообществам бентических макробеспозвоночных чаще всего используют биотический индекс Вудивиса [33], обобщенный индекс биологического качества [34], биологический индекс общего качества, сообщества олигохет, диатомовые водоросли и некоторые другие бентосные беспозвоночные, различные организмы – индикаторы фитопланктона, перифитона, макрофиты (*Potamogeton, Elodea, Nuphar, Phragmites), макроскопические водоросли (Cladophora, Zemanea, Enteromorpha), мхи (Fontinalis, Cinclidotus, Platyphidium, Seapania)*. В ряде стран (Франция, США, Канада и др.) эти показатели частично введены в государственную систему мониторинга, частично интенсивно изучаются для выяснения возможности их применения [35]. В нашей стране для

целей экологического мониторинга наряду с широким распространением систем оценки сапробности используют макрофиты, стенобионтные гидробионты зообентоса, в частности личиночные формы насекомых из отрядов *Odonata, Plecoptera, Ephoroptera, Diptera, Trichopter*, как показатели наиболее чистой воды применяют также различные сообщества донных беспозвоночных, организмы перифитона. Однако в государственную есть мониторинга биологические индексы не введены и находятся на различных стадиях лабораторных разработок [35].

Необходимо отметить все же определенные сложности, которые имеют место в регистрации экологических модификаций гидроценозов. Они обусловлены не только значительной динамичностью водных масс, но и закономерной изменчивостью не только во времени за счет сезонных и многолетних сукцессий, но и в пространстве вследствие приуроченности организмов к определенным биотопам. Необходимо анализировать больше количество проб и собирать большое количество данных.

Ускорить получение фактических данных по мониторингу и повысить информативность анализа помогает использование приборов, автоматических методов экспресс-контроля. Инструментальный контроль обеспечивает многократность и необходимую частоту их проведения. Прежде всего, это различные биофизические методы, среди которых наиболее популярными являются:

– определение уровня быстрой флюоресценции нативного хлорофилла;

– определение коэффициента спектральной яркости поверхностного горизонта воды;

– автоматизированного морфометрического анализа клеток нитчатых форм водорослей как индикаторных форм (например, кладофоры).

Биофизические методы довольно широко применяются в нашей стране [35, 36-39].

Для повышения надежности оценки антропогенного и природного воздействии на биоту предлагаются новые математические методы на основе многомерной статистики. Так, детерминационный анализ (ДА) многомерных данных биологического и физико-химического мониторинга позволяет установить наличие зависимостей между различными компонентами экосистем, включать в анализ как количественные, так и качественные переменные, учитывать совокупное действие многих факторов, ранжировать установленные зависимости и т.д. [26, 40].

Что же касается другого блока биодиагностики – лабораторного биотестирования, то следует подчеркнуть, что не только в РФ, но и в других странах методы лабораторного биотестирования с применением гидробионтов превалируют.

В России необходимость биологического подхода в решении вопроса о токсичности водной среды для гидробионтов и конкретные методики, предложенные разными исследователями, обсуждались уже в 1971 г. на Симпозиуме по водной токсикологии. За прошедший период наблюдается существенная эволюция взглядов на «критерий токсичности». Так, к первым рекомендациям проф. Н.С. Строганова брать за критерий токсичности, нормы и патологии биологический показатель – «сохранность вида, размножение и плодовитость полезных человеку гидробионтов» [41], добавлены признаки «качества потомства». Известно, что при некоторых видах и уровнях воздействий организмы размножаются и дают потомство, качество которого требует отдельного рассмотрения.

Всего по данным Агентства окружающей среды США (EPA) биотестирование осуществляется с использованием около 150 тест-объектов и почти 5000 тестов [42]. Перечень наиболее широко распространенных в России биотестов, применяемых в природоохранных целях, включает методы с использованием ряда эвритопных видов: зеленых водорослей – сценедесмус (*Scenedesmus quadricauda*) и хлорелла (*Chlorella vulgaris*), ракообразных – дафний (*Daphnia magna*) и цериодафнии (*Ceriodaphnia affinis*), простейших – инфузории (*Paramecium caudatum*) и других.

При этом не существует «главной методики» токсикологии. Обсуждая «принципы построения главной методики водной токсикологии», Н.С. Строганов [41] писал: «… пока никто не знает такого организма, который был бы представительным для всех гидробионтов – бактерий, грибков, растений и животных, то нам необходимо подбирать представительных организмов из разных систематических групп, обеспечивающих все основные звенья круговорота веществ в водоеме».

Предложенный принцип подбора тест-систем реализуется на практике. Согласно «Критериям отнесения опасных отходов к определенному классу опасности», утвержденным приказом МПР России в 2001 г., обязательной является экспериментальная процедура, включающая анализ не менее чем на двух тест-культурах организмов из разных биологических таксонов или групп (ракообразные и простейшие, водоросли и бактерии, и т.п.). Если разные тест-системы показывают неоди-

наковую реакцию, то в окончательном результате следует учитывать наиболее чувствительный ответ.

Существующая в странах Евросоюза система критериев оценки веществ по степени их опасности для окружающей среды основана на выявлении острой токсичности ($ЛК_{50}$), способности веществ к биоразрушению и биоаккумуляции.

Вместе с тем, систематизация подобных показателей и критериев экологической опасности для водных экосистем еще далека от завершения.

Наземные экосистемы

Основу биоразнообразия наземных экосистем составляет разнообразие почв, которые являются незаменимым компонентом биосферы [4].

Под нормальным экологическим состоянием почвы как компонента экосистемы следует понимать наибольшее соответствие ее структуры, свойств и функций экологическим нишам данного биологического сообщества (экосистемы). При этом следует различать реальную норму свойства и состояния почвы, складывающуюся в данной конкретной биоклиматической обстановке (соответствует реализованной экологической нише), а также оптимальную норму свойства и состояния, необходимую для реализации максимальной продуктивности системы (практически соответствует понятию фундаментальной экологической ниши) [43].

Некоторые сторонники оценки состояния экологического качества природных сред на основе химических показателей весьма скептически относятся к биологическим критериям. Они мотивируют это тем, что биоиндикация не решает вопрос оценки состояния почв и экосистем, а лишь констатирует изменения, а универсальные системы биотестирования для установления степени загрязнения почв или биогеоценозов пока неизвестны [43, 44].

2.2. Подходы к выбору биотических критериев в экологическом нормировании

Вопрос о критериях выбора биотических параметров описания экосистем для градуирования экологического качества относительно «фоновых», или условно ненарушенных действительно остается одним из наиболее сложных в современной экологии. В научных дискуссиях по этому поводу участвуют специалисты разных биологических направлений – ботаники, зоологи, микробиологи, гидробиологи, почвоведы и др. [45-52]. На практике создаются различные варианты индексов, публикуются списки биотических параметров, информативных для экологического нормирования качества и воздействий на экосистемы.

Что касается экологического контроля и регламентации воздействий на наземные экосистемы, то на наш взгляд, заслуживает внимания предложение Е. Воробейчика и соавторов, подробно изложенное в монографии «Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем» [51]. По их мнению, целесообразно следовать подходу, предусматривающему разделение всего множества параметров на группу основных и коррелятивных переменных. Исследуемые компоненты экосистемы, дающие информацию, относимую к основным переменным, по мнению авторов, должны удовлетворять следующим условиям:

1) участвовать в круговороте веществ и энергии и поддерживать устойчивость экосистем;

2) осуществлять вклад в функционирование экосистем более высокого ранга;

3) обеспечивать выполнение экосистемой социально-экономических и эстетических функций.

Изменения основных переменных могут быть выражены в ценностных шкалах, т.е. при изменении этого показателя можно сказать хорошо это или плохо. В отношении же коррелятивных переменных такого заключения сделать нельзя. Но коррелятивные переменные служат опережающими индикаторами, т.е. могут свидетельствовать об изменении основных параметров в будущем. Коррелятивные переменные должны обладать высокой чувствительностью, надежностью и малым временем реагирования на действие техногенных факторов.

Такой подход по сравнению с вариантом использования гигиенических нормативов довольно прогрессивен. Авторы предлагают учитывать природно-климатическую зональность экосистем и их тип. Для анализа разных экосистем на основании большого количества своих данных и опубликованных в литературе, составлены списки параметров, включающие разные наборы биотических показателей. Однако, эффективность применения микологических параметров и в целом параметров развития почвенных микроорганизмов, на наш взгляд, требуют большей детализации и тщательного анализа. Так, предлагаемый авторами учет грибной биомассы или численности КОЕ грибов, в одних случаях может быть весьма информативен, а в других ситуациях, при других видах и уровнях нагрузки, может не показать различий в грибном компоненте, даже на участках, в сильной степени различающихся по другим биотическим и абиотическим параметрам.

Для оценки состояния растительных сообществ предлагается, например, интегральный ин-

декс сохранности фитоценоза (ИИСф). Этот вариант количественной оценки деградации лесных сообществ в условиях техногенного загрязнения основывается на признаке сохранности крупных структурно-функциональных блоков фитоценоза – древесного, травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов. За критерий допустимой нагрузки на лес принимается его структурная полночленность [53]. При этом автор отмечает, что возможность использования микромицетов в мониторинге загрязнения природной среды представляется сомнительной, объясняя это «неоднозначностью реакции на химический состав субстрата, высокой зависимостью от его водного статуса и температуры, сложностью интерпретации данных лабораторных анализов. Однако известно, что *сопряженность разных видов* живых организмов, в том числе и сопряженность видов грибов с видами высших растений и другими компонентами экосистемы, является объективным свидетельством того, что сообщество, включая лесные фитоценозы, реально существует как биологическая система независимо от произвола наблюдателя [54].

Почвенно-биологические исследования последних десятилетий XX века ясно продемонстрировали, что деградация почвенного покрова всегда сопровождается серьезными нарушениями природной структуры и функционирования *почвенных микробоценозов*, включая микобиоту [30, 55]. Микромицеты, как и другие почвенные микроорганизмы, находятся в постоянной взаимосвязи и взаимодействии с другими организмами наземных экосистем, а антропогенные изменения микробных комплексов в почвах могут приводить к изменению этих взаимоотношений и оказывать негативное воздействие на растения, животных и человека. Что может, например, проявляться: для растений – в увеличении присутствия фитотоксичных видов микроорганизмов; для беспозвоночных животных – в нарушении их трофических цепей и создании неблагоприятных условий обитания при изменении микробных комплексов; для человека – в увеличении присутствия потенциально патогенных, микотоксичных и аллергенных видов микроорганизмов [12].

На наш взгляд, результаты комплексных исследований биогеоценозов на данном этапе обязательно должны фиксировать информацию о влиянии на микобиоту внешних физико-химических (абиотических, или аутэкологических) факторов и о взаимоотношениях отдельных видов грибов с окружающими их представителями других видов (т.е. биотических, или синэкологических факторов). Другой вопрос – как подойти к решению проблемы определения максимально информативных для экологического нормирования воздействий среди множества микологических параметров? Наиболее приемлемым представляется ранжирование значимость микобиотических показателей на основе сравнения их вариабельности внутри отдельных зон воздействия и между выделенными зонами. Подобные предложения для выявления наиболее информативных биотических параметров в числе других обсуждаются в литературе [51]. Этот вариант представляется наиболее приемлемым для анализа оценки значимости микоиндикационных параметров на данном этапе. Понимая под максимальной информативностью максимум дисперсии между разными вариантами при минимуме дисперсии внутри одного варианта можно выстраивать полученные экспертным путем показатели в порядке убывания значений отношения дисперсий. Естественно, что сложность проблемы микоиндикации заключается в необходимости получения оперативной информации и проведении очень большого объема трудоемких качественных и количественных измерений, основанных зачастую на рутинных методах микроскопического анализа материала. По мере накопления данных о влиянии тех или иных воздействий на основе их обобщений можно будет сформулировать предложения о максимально информативных для тех или иных условий показателях.

Трудно представить, как можно применить к микромицетам другие критерии, такие, как, например, нарушение эстетических функций (что выражается, в частности, в отмирании крон деревьев от химических ожогов, кислотных дождей и т.п.). Или оценивать уменьшение вклада в энергетические процессы более высоких уровней организации. Нарушение функций микробных сообществ проявляется в изменении интенсивности проводимых ими процессов (трансформации органических веществ и ряда минеральных элементов и т.д.). Формулировка общих закономерностей негативных функциональных изменений почвенных микробных комплексов может быть дана в ближайшие годы. На настоящий момент в большей степени определены возможные негативные изменения структуры микробоценозов при деградации почв.

Наиболее широко исследованы реакции микробных сообществ на воздействие тяжелых металлов. Степень ингибирования микробиологических процессов и характер реакции комплекса микроорганизмов на загрязнение тяжелыми металлами зависит от концентрации и формы конкретного элемента и физико-химических свойств

почвы. По силе воздействия на инициированные амилолитические микробные сообщества почв металлы располагаются в следующий ряд: Hg>Cd>Ni>Cu>Pb, на численность КОЕ бактерий: Hg>Cu>Pb>Cu>Zn. Сравнительная токсичность металлов по отношению к почвенным ферментам и микробиологическим процессам, как правило, убывает от Hg и Cd, к Zn, Cu. Подвижные формы металлов обладают большим токсическим эффектом на почвенную биоту, чем слабо растворимые. Снижение подвижности тяжелых металлов связано напрямую с буферностью почв, зависящей от содержания и состава органических веществ и глинистых минералов [56]. Устойчивость микробных сообществ почв зонального ряда к этим загрязнителям соответствует их буферным возможностям – максимальна в черноземах, затем следует серозем обыкновенный, дерново-подзолистая и сильноподзолистая почва. Выше стабильность к воздействию металлов у микробиоты тяжелосуглинистых и торфяных почв по сравнению с легкими, песчаными почвами [57].

В определенном соответствии с теорией экологических модификаций, предложено выявлять разные типы адаптивных реакций микробного комплекса на загрязнение почвы тяжелыми металлами [58]. При зонировании по реакции сообществ почвенных микроорганизмов территории, подверженной негативному воздействию загрязняющих веществ (импактной), по мнению авторов, следует выделять 4 зоны: *зону гомеостаза* – диапазон концентраций поллютанта, при которых существенно не меняется структура сообществ и функционирование микробиоты; *зону стресса*, которая соответствует тем концентрациям металла, при которых меняется структура сообществ, снижается активность микробиологических процессов, и нарушаются цепи первичного и вторичного метаболизма; *зону резистентности*, соответствующую такому диапазону концентраций металла в почве, при котором развиваются только устойчивые к данному поллютанту микроорганизмы; *зону репрессии*, когда содержание металла столь высоко, что ведет к подавлению жизнедеятельности микроорганизмов в почве и их гибели.

Обобщая сказанное, можно заключить, что в настоящее время пока еще не существует законченной теории экологического нормирования. Вместе с тем, в последние десятилетия трудами многих отечественных и зарубежных ученых сделан существенный вклад в разработку биотической концепции экологического контроля: формируются основные подходы, принципы экологического контроля, предложены несколько вариантов систем различных критериев для оценки качества водных и наземных экосистем. Стало ясно, что критерии экологического контроля и нормирования должны быть дифференцированы как по объектам (типам экосистем), так и по географическим районам, в которых, эти объекты находятся. Следует учитывать реакцию на вредное воздействие возможно большего числа компонентов биоценозов. Научно обоснованные экологическое нормирование и контроль должны учитывать не только краткосрочные результаты воздействия, но и отдаленные последствия.

Работа выполнена при частичной поддержке Президиума РАН (грант программы «Живая вода: современное состояние и проблемы развития») и РФФИ (грант 12-04-01230-а).

Литература

1. Жмур Н.С. Государственный и производственный контроль токсичности методами биотестирования в России. – М.: Международный Дом сотрудничества, 1997. – 114 с.

2. Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады Академии наук, 1994. Т. 337. № 2. – С. 280-282.

3. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. – М.: Наука, 1990. – 251 с.

4. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: функционально-экологический подход. – М.: Наука: МАИК «Наука/Интерпериодика», 2000. – 185 с.

5. Гельцер Ю.Г. Биологическая диагностика почв. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986.

6. Жданова Н.Н., Василевская А.И. Меланинсодержащие грибы в экстремальных условиях. – Киев: Наук. думка, 1988. – 196 с.

7. Терехова В.А., Швед Л.Г. Изменчивость морфобиохимических признаков водных грибов под воздействием тяжелых металлов // Экология, 1994. Т. 6. – С. 77-79.

8. Терехова В.А. Микобиота в мониторинге водных экосистем // Микол. и фитопатол., 1995. Т. 29. № 1. – С. 36-40.

9. Терехова В.А. Биоиндикационное значение микромицетов в экологической оценке водных и наземных экосистем. – М.: Наука, 2007. – 215 с.

10. Nordgren A.E., Baath E., Soderstrom J. Microfungi and microbial activity along a heavy metal gradient // Appl. Environ. Microbiol., 1983. V. 405. – Pp. 1829-1937.

11. Gadd G.M. Fungal response towards heavy metals. In Microbes in Extreme Environments // Ed. G.M. Gadd, Herbert R.A. – London: Academic Press, 1985. – Pp. 83-110.

12. Marfenina O.E. Do we have the increasing of mycological risk in the contaminated environment conditions? // Zentralbl. Für Bakteriologie, 1996. 285. – Pp. 5-10.

13. Terekhova V.A. Soil Bioassay: Problems and Approaches Eurasian // Soil science, 2011. V. 44. No 2. – Pp. 173-179.

14. Шварц С.С. Теоретические основы глобального экологического прогнозирования / Всесторонний анализ окружающей природной среды. Тр. II Сов.-америк. симп. – Л.: Гидрометеоиздат, 1976. – С. 181-191.

15. Шварц С.С. Проблемы экологии человека // Новые идеи в географии. – М., 1979. – С. 25-39.

16. Строганов Н.С. Принципы оценки нормального и патологического состояния водоемов при химическом загрязнении // Теоретические вопросы водной токсикологии. – Л., 1981. – С. 16-29.

17. Строганов Н.С. Биологический аспект проблемы нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. – М., 1983. – С. 5-21.

18. Филенко О.Ф. Область применения методов биотестирования // Методы биотестирования качества водной среды. – М.: МГУ, 1989. – С. 119-122.

19. Крайнюкова А.Н. Система токсикологической оценки и контроля источников загрязнения водных объектов // Биотестирование в решении экологических проблем. – СПб: Наука, 1992. – С. 46-62.

20. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии: учебное пособие. – М.: Колос, 2007. – 144 с.

21. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеоиздат, 1984. – 560 с.

22. Абакумов В.А. Система гидробиологического контроля качества природных вод СССР // Актуальные проблемы охраны окружающей среды в Советском Союзе и Федеративной Республике Германии. Научный симпозиум. – Мюнхен, 1981. – С. 491-529.

23. Абакумов В.А. Закономерности изменения водных биогеоценозов под воздействием антропогенных факторов // Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана. Тр. Междунар. симпозиума. – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. Т. 2. – С. 262-273.

24. Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие биоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Тр. Междунар. симп. (Нальчик, 1-12 июня 1990). – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – С. 18-40.

25. Безель В.С., Большаков В.Н., Воробейчик Е.Л. Популяционная экотоксикология. – М.: Наука, 1994. – 81 с.

26. Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П., Терехин А.Т. Методика применения детерминационного анализа данных мониторинга для целей экологического контроля природной среды // Успехи совр. биологии, 2000. Т. 121. № 2. – С. 131-143.

27. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. РД 52.24.309-92. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 67 с.

28. Михайловский Г.Е., Пучков А.П., Малицкий С.В. Экологическое нормирование как концептуальная база экологической экспертизы // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Тр. Междунар. симп. (Нальчик, 1-12 июня 1990). – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – С. 348-361.

29. Инсарова И.Д., Инсаров Г.Э. Сравнительные оценки чувствительности эпифитных лишайников различных видов к загрязнению воздуха // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. Т. 12. – С. 113-175.

30. Звягинцев Д.Г., Гузев В.С., Левин С.В., Селецкий Г.И., Оборин А.А. Диагностические признаки различных уровней загрязнения почвы нефтью // Почвоведение, 1989. № 1. – С. 72-78.

31. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологическое состояние и функции почв в условиях химического загрязнения. – Ростов-на-Дону: Ростиздат, 2006. – 385 с.

32. Ласкомб К. Знания, необходимые для управления состоянием природных объектов. Границы применения химических и биологических методов // Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. – Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – С. 67-71.

33. Вудивис Ф.С. Совместные англо-советские биологические исследования в Ноттингеме в 1977 г. // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. II сов.-англ. семинара. – Л.: Гидрометеоиздат, 1981. – С. 117-189.

34. Verneaux, J. Faessel B., Malesieux G. Note préliminaire a la proposition de nouvelles methods de détermination de la qualité des eaux courantes. – Centre Hydrobiol. Univ. Besancon, 1978. – 14 p.

35. Сиренко Л.А. Экспресс-методы изучения экологических модификаций фитоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования. Тр. Междунар. симп. (Нальчик, 1-12 июня 1990). – Л.: Гидрометеоиздат , 1991. – С. 151-163.

36. Маторин Д.Н., П.С. Венедиктов, В.С. Маренков, И.В. Попов. Применение метода регистрации замедленной флуоресценции для биотестирования загрязненности природных вод гербицидами и фитотокси-

ческими веществами // Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. Вып. 1. – С. 18-25.

37. Маторин Д.Н., Осипов В.А., Терехова В.А. Биотестирование наноматериалов с использованием флуоресценции хлорофилла микроводорослей // Экологическое равновесие: Антропогенное вмешательство в круговорот воды в биосфере. Материалы междунар. науч.-прак. конф., 16-17 июня 2011 г./ Под общ. ред. В.Н. Скворцова; отв. ред. А.Н. Трифонов. – СПб.: ЛГУ им. А.С. Пушкина, 2011. – С. 107-110.

38. Гиль Т.А., Балаян А.Э., Стом Д.И. Метод биотестирования по гашению люминесценции светящихся бактерий // Методы биотестирования вод. – Черноголовка, 1988. – С. 15-17.

39. Дмитриева А.Г., Веселова Т.В., Веселовский В.А. Биотестирование сточных вод и их компонентов и биоиндикация природных вод с использованием люминесцентных методов // Методы биотестирования качества водной среды. – М.: МГУ. 1989. – С. 21-34.

40. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Усп. соврем. биол., 2002. Т. 122. № 2. – С. 115-135.

41. Строганов Н.С. Методика определения токсичности водной среды // Методики биологических исследований по водной токсикологии. – М.: Наука, 1971. С. 14-59.

42. Руссо Р.С. Информационная система по токсичности стоков сложного состава // Проблемы водной токсикологии, биотестирования и управления качеством воды. – Л., 1986. – С. 151-163.

43. Росновский И.Н. Устойчивость почв в экосистемах // Тез. докл. II съезда РОП. – СПб., 1996. – С. 105-106.

44. Матвеев Ю.М., Попова И.В., Чернова О.В. Проблемы нормирования содержания химических соединений в почвах // Агрохимия, 2001. № 12. – С. 54-60.

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

46. Гузев В.С., Рыбальский Н.Г., Бызов Б.А., Мирчинк Т.Г., Звягинцев Д.Г. Состояние инициированного микробного сообщества как интегральный метод оценки микробиологического состояния почвы // Микробиология, 1980. Т. 49. Вып. 1. – С. 134-139.

47. 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.

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

49. Криволуцкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А., Смирнов Е.Г. Биоиндикация и экологическое нормирование на примере радиоэкологии // Журн. общ. биол., 1986. Т. 47. № 4. – С. 468-478.

50. Лопатин В.Д. О методике полевого изучения биогеоценоза и анализа полученных материалов // Экология, 1988. № 1. – С. 23-28.

51. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). – Екатеринбург: «Наука», 1994. – 280 с.

52. Черненькова Т.В., Бочарников В.Н. Комплексная оценка и организация данных в системе биомониторинга лесных территорий // Лесоведение, 2003. № 1. – С. 37-47.

53. Черненькова Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. – М.: Наука, 2002. – 191 с.

54. Максимов В.Н. Основные понятия общей экологии // Экология микроорганизмов. – М.: ИЦ центр «Академия», 2004. – С. 12-28.

55. Деградация и охрана почв / Под ред. Г.В. Добровольского. – М.: Изд-во МГУ, 2002. – 654 с.

56. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.

57. Звягинцев Д.Г., Умаров М.М., Чернов Ю.И. и др. Микробные сообщества и их функционирование в процессах деградации и самовосстановления почв // Деградация и охрана почв / Под ред. Г.В. Добровольского. – М.: Изд-во МГУ, 2002. – С. 441-445.

58. Левин С.В., Гузев В.С., Асеева И.В., Бабьева И.П., Марфенина О.Е., Умаров М.М. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту //Микроорганизмы и охрана почв. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – С. 5-46.

Сведения об авторах:

Терехова Вера Александровна, д.б.н., в.н.с. лаборатории изучения экологической функции почв Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН (119071, Москва, Ленинский пр-т, 33) и завлабораторией экотоксикологического анализа почв факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова (119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12), тел.: 8 (903) 260-44-69, e-mail: vtererhova@gmail.ru.

УДК 595.713:631.46

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЦЕНОТИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОЧВЕННОЙ МЕЗОФАУНЫ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Н.А. Кузнецова, д.б.н., проф. Московский педагогический государственный университет

В работе рассмотрены вопросы мониторинга обилия и видового разнообразия модельных групп организмов, индикаторное значение показателей которого не всегда очевидно из-за высокой вариабельности в пространстве и во времени. На основе обобщения многолетнего опыта исследований сообществ коллембол выделено четыре категории ценотических характеристик с точки зрения их пригодности для экологического нормирования.

Ключевые слова: почвенные животные, почвенная мезофауна, коллемболы, ценотическая характеристика, экологическое нормирование.

Необходимость выработки подходов, регламентирующих антропогенную нагрузку на окружающую среду, была осознана около полувека назад [1]. За это время было предложено множество разработок (например, двухтомник Ecological indicators) [2]. Несмотря на принятие в 1996 г. экологического стандарта ISO 14001, предлагающего систему управления качеством окружающей среды, набор и содержание конкретных методов диагностики состояния экосистем, и даже сами подходы продолжают находиться на этапе разработки.

Основная проблема экологического нормирования сегодня – это отсутствие общепринятого подхода (своего рода «хаос допарадигмального состояния»), в рамках которого осуществлялась бы деятельность по эконормированию, с принятием соответствующих решений, поддержанных законодательно.

Зоологические подходы к оценке качества среды имеют давние традиции в нашей стране. Академик М.С. Гиляров, основоположник отечественной почвенной зоологии, стал автором пионерной книги «Зоологический метод диагностики почв», выпущенной в 1965 г. [3] и высоко оцененной специалистами не только в стране, но и за рубежом.

Почему, решая вопросы экологического нормирования, важно не обходить вниманием почвенных животных? Именно эти организмы могут быть «слабым звеном» при нарушении экосистем. Так, при загрязнении почвы тяжелыми металлами в радиусе 1 км от источника эмиссии (Среднеуральский медеплавильный завод) возникает «люмбрицидная пустыня». Отсутствие дождевых червей и других крупных сапрофагов, в свою очередь, приводит к резкому замедлению скорости разложения подстилки в окружающих елово-пихтовых лесах и, как итог, к угнетению первичной продуктивности этих экосистем [4]. Аналогичное явление показано и для радиоактивного загрязнения [5].

Почвенные животные могут быть подключены к экологическому нормированию на любых уровнях организации живого от молекулярного до ценотического и экосистемного. Однако мелкие размеры, разнообразие и достаточно высокая концентрация в почве делают их перспективными для оценки показателей именно популяционно-ценотического и экосистемного уровня.

Разные группы педобионтов имеют свои преимущества и ограничения. Например, самые крупные из них – дождевые черви – показывают хороший результат в уже упомянутом случае и не только. Однако основным способом их учета продолжают оставаться ручные раскопки больших объемов почвы – достаточно трудоемкий и субъективный метод. Например, причиной низкой численности червей в пробах может быть как реальная ситуация, так и техническая погрешность, связанная с недоучетом. Другой момент – из-за высокой чувствительности к разным видам антропогенного загрязнения группа быстро исчезает в градиентах загрязнения, по крайней мере, тяжелыми металлами и радионуклидами, не давая возможности отследить биологические последствия при сильной степени нарушения экосистем. По этой причине в лихеноиндикации часто работают с лишайником *Lecanora* именно как с наиболее толерантным, а не чувствительным видом [6]. Среди других групп почвенной макрофауны (ширина тела более 2 мм), есть довольно устойчивые к различным антропогенным нарушениям таксоны, например, личинки двукрылых, жужелицы и ряд других. Однако высокая зависимость применяемого для учетов этих групп метода ручной разборки от тщательности просмотра больших объемов почвы продолжает оставаться препятствием для широкого применения в в эконормировании. Учеты макрофауны другим методом – почвенными ловушками – зависимы от качества установки конкретных ловушек и, кроме того, ограничены герпетобионтной частью

населения. В последние годы, стремясь стандартизировать процедуру сбора почвенной макрофауны, это препятствие стали довольно успешно преодолевать с помощью экстракторов Винклера, а также эклекторов, модифицированных под сбор крупных почвенных беспозвоночных.

Другая экологическая группа почвенных животных – мезофауна (ширина тела – 0,1-2 мм). Входящие в нее микроартроподы (клещи и коллемболы) повсеместно многочисленны, разнообразны, от их пищевой активности зависит микробная сукцессия при разложении растительных остатков в почве. Полевые количественные учеты микроартропод технически просты и хорошо стандартизируются [7]. Ограничение при работе с этими группами связано с их мелкими размерами. Изготовление микропрепаратов и использование микроскопа требуют от исследователя определенной квалификации на этапах камеральной и таксономической обработки.

В последние годы практические шаги по применению почвенных животных для целей экологического нормирования были предприняты в странах Евросоюза. В 2006 г. здесь была принята почвенная стратегия (Soil Strategy) и основа почвенной директивы (Soil Framework Directive – SFD), представляющая базис политики в этой области. Был принят проект мониторинга состояния почв (ENVASSO – Environmental Assessment of Soil for Monitoring) для разработки единого интегрированного оперативного набора критериев и индикаторов для создания основы информационной системы о состоянии почв в Европе. Основная задача – определить подходящие индикаторы для мониторинга сокращения почвенного биоразнообразия. Его снижение рассматривается как показатель утраты почвенных функций.

Из сотни возможных индикаторов для мониторинга нарушения почвы было предложено 3 ключевых группы (приоритетный уровень I), свидетельствующие о спаде всего биоразнообразия в почве: 1) обилие, биомасса и видовое разнообразие дождевых червей – макрофауна; 2) обилие и видовое разнообразие коллембол – мезофауна; 3) микробное дыхание. Для решения специфических задач этот круг индикаторов может быть расширен до приоритетных уровней II и III. При этом рассматривается вся макрофауна, разнообразие нематод, разнообразие и активность бактерий и грибов, активность фауны по биогенным структурам или пищевой активности. Были составлены процедуры и протоколы в соответствии с текущими ISO-стандартами применительно к Европе. Эффективность и чувствительность каждого индикатора тестировали в условиях разного землепользования в 4 европейских странах [8].

Таким образом, экологическое нормирование вступило в период апробации конкретных подходов. Насколько они успешны применительно к почвенным животным? В данной работе для анализа вопросов экологического нормирования рассмотрены коллемболы – класс мелких почвенных членистоногих-гексапод, многочисленных и разнообразных в почве, представители которого показывают весь диапазон реакций на различные нарушающие факторы: от высоко чувствительной до наиболее толерантной.

Цель данной работы – обсуждение использования ценотических характеристик для решения задач экологического нормирования на примере одной из групп почвенной мезофауны – коллембол. Под ценотическими характеристиками здесь понимаются разнообразные способы описания сообществ: общая численность, видовое богатство, индексы разнообразия, экологические спектры и т.д. Напомним, что именно обилие и видовое разнообразие коллембол рассматривается в качестве одной из 3 ключевых групп индикаторов состояния почв Европейским проектом их мониторинга.

Выбор ценотических характеристик, адекватных задачам экономирования

Отбирая ценотические показатели, важно ориентироваться на универсальный отклик нашего «инструмента» на неблагополучие среды. Подобно тому, как повышенная температура человека говорит о каком-то заболевании, некие неспецифические по отношению к действующему фактору реакции сообществ должны свидетельствовать о нарушении экосистемы. В задачи экономирования не входит выявление природы этих факторов, что решается отдельно физико-химическими или биологическими (например, биотестированием или биодиагностикой) средствами. Речь идет о поиске универсальных подходов, позволяющих нормировать антропогенную нагрузку на экосистемы, несмотря на все их разнообразие (почвы, климат, биоценозы) и разнообразие нарушающих факторов.

Такие показатели давно обсуждаются в экологической литературе не только в прикладном, но и более общем плане. Однако самые известные из них – индексы разнообразия и ранговые распределения – подверглись обоснованной критике [9, 10]. В итоге общепризнанных показателей, претендующих на роль универсальной характеристики состояния сообщества, не осталось. Поиск нужно начинать сначала.

Возможно, таких показателей не существует? Само их наличие подразумевает признание за сообществами некоторой целостности, эмерджент-

ных свойств, что разделяют далеко не все экологи. Наши данные показывают, что элементы системности присущи таксоценам даже таких мелких древних примитивных организмов, как коллемболы. Это проявляется в высокой степени постоянства видовой структуры таксоценов коллембол мезофитных лесов. Постоянство прослежено и во времени: в многолетней динамике (несмотря на широкий диапазон погодных условий и огромное разнообразие потенциально возможных сочетаний видов) [11-13] и в пространстве – в аналогичных лесах по всей Восточной Европе [14]. В антропогенно нарушенной среде при всем разнообразии конкретных случаев изменения таксоценов выделяются сходные этапы и общие признаки их деградации [15]. Можно предположить, что деградация сообществ (как и их становление, например, в ходе сукцессии) подчиняется закономерностям, вытекающим из общих принципов разрушения сложных систем. Каждый из рассмотренных фактов не является прямым доказательством целостности таксоценов коллембол. Однако вместе взятые они свидетельствуют о принципиальной возможности прогнозировать характеристики населения коллембол (хотя бы в мезофитных хвойных лесах), что возможно лишь в случае признания за таксоценами свойства системности. Из этого следует, что поиск показателей состояния сообщества в принципе возможен.

Если это так, то каким требованиям должен удовлетворять такой показатель? Исходя из задач экономирования, он должен: 1) меняться в градиенте нарушающего фактора; 2) однозначно интерпретироваться, что возможно лишь при однонаправленных трендах (возрастание или убывание); 3) быть неспецифичным, т.е. однотипно меняться при действии разных факторов среды.

Таким образом, нужно рассмотреть изменение потенциально пригодных показателей: а) в градиенте какого-либо нарушающего фактора (с повторностью в пространстве или во времени) – тестирование условий 1 и 2; б) сравнить изменение показателя в градиентах разных факторов, которое должно быть однотипным – выполнение условия 3.

Нами изучены таксоцены коллембол в градиентах загрязнения лесов заводами цветной и черной металлургии, в градиентах рекреации, пастбищной нагрузки и урбанизации. Исследования каждого градиента проводили на протяжении 3 лет. Непрерывные градиенты рассматривали как последовательность зон: фоновой (фактор не выходит за пределы нормы), буферной (слабое или эпизодическое воздействие) и импактной (сильное нарушающее действие).

Анализ ценотических характеристик для целей экономирования

Самые популярные характеристики сообществ это – показатели видового разнообразия и видовой структуры. Такие характеристики как видовое богатство, индексы разнообразия или количество доминантов (от моно- до полидоминантной структуры сообществ) обычно подчиняются «гипотезе промежуточных нарушений» Коннелла [16]. При слабых (и даже средних) значениях нарушающего фактора они растут, и лишь при сильных – падают (*табл. 1*).

Например, олигодоминантные сообщества сменяются полидоминантными и затем – монодоминантными. Максимальное разнообразие и видовое богатство в итоге наблюдается при умеренной, а не фоновой нагрузке. Это показано для многих нарушающих факторов и разнообразных сообществ – мелких млекопитающих, растений, коллембол и т.д. [17-19].

Таблица 1

Наиболее вероятное изменение показателей таксоценов коллембол в градиенте нарушающего фактора

Ценотическая характеристика	*Буферная зона относительно фоновой*	*Импактная зона относительно буферной*	*Проходит по критериям*	*Не проходит по критериям*
Общая численность	Растет, падает или не меняется	Растет, падает или не меняется	–	1-3
Видовое богатство	Растет	Падает	1,3	2
Видовое разнообразие (по индексу Шеннона)	Растет	Падает		2
Ранговое распределение	Меняется или нет	Меняется или нет	–	1-3
Количество доминантов	Растет	Падает	1,3	2
Доля потенциальных доминантов (виды, способные превысить порог доминирования хотя бы в один из сроков учета)	Растет	Растет	1-3	–
Доля специализированных видов	Падает	Падает	1-3	-
Разнообразие биотопических групп	Растет	Падает	1,3	2
Разнообразие жизненных форм	Растет	Падает	1,3	2
Связность	Падает	Падает	1-3?	–

Такие ценотические отклики плохо подходят для целей экономирования, поскольку одинаковые значения ценотических характеристик наблюдаются в разных частях градиента нарушения.

Большие надежды возлагали на кривые рангового распределения видов (например, [20]). В нашем материале эти кривые были практически одинаковыми, например, в таксоценах коллембол заповедных сосняков и на городских газонах [17]. Обобщение большого массива данных по сообществам разных групп организмов так и не позволило однозначно связать эту характеристику с теми или иными особенностями экосистем [10].

Таким образом, наиболее распространенные ценотические характеристики мало удовлетворяют целям экономирования. Для выбора показателей, которые все-таки отвечали бы задачам экологического нормирования, необходимо понять, что именно происходит с сообществом в градиенте нарушающего фактора. Суть процесса деградации ценозов – в разрушении устоявшихся межвидовых отношений любой природы (трофических, мутуалистических, конкурентных). Это переход из состояния собственно сообщества с устоявшимися межвидовыми отношениями к состоянию группировки со случайными и эпизодическими связями. С этой точки зрения вопрос выбора адекватных показателей для экологического нормирования сводится к поиску признаков, отражающих утрату межвидовых связей и вместе с ними – системных свойств таксоцена.

Более полувека назад был предложен метод корреляционных плеяд, отражающий согласованность различных структур в организма [21]. Идея была распространена и на популяционный уровень [22]. Стало понятно, что скоррелированность частей биологического объекта может быть мерой его системности. Сходный показатель применительно к сообществам – связность – был предложен Р. Маргалефом [23] как количественная оценка межвидовых взаимодействий. Однако возможность его расчета применительно к сообществам, где преобладают не трофические, а конкурентные или нейтральные отношения между видами, не вполне ясна. Можно использовать корреляционные матрицы, отражающие тенденцию к совместной встречаемости видов в одних и тех же локусах-пробах. Достоверные положительные и отрицательные значения коэффициентов корреляции рассматриваются как косвенные свидетельства реализованных связей между видами. Связность при этом рассчитывается как доля всех взаимодействующих пар [24]. Виды, связанные между собой достоверными значениями коэффициента, можно рассматривать как корреляционную плеяду [21]. Хорошо зарекомендовал себя коэффициент конкордации, но для его расчета нужны серии учетов за разные годы и мезофитные биотопы, где видовая структура населения коллембол относительно постоянна [11, 15]. Для сообществ (названных нами флюктуирующими) приуроченных к сухим или переувлажненным биотопам, характерны низкие значения коэффициента конкордации [25].

Для проверки возможности использования показателя связности сообщества, рассчитанного по совместной встречаемости видов, в экономировании мы использовали данные по коллембол в градиенте загрязнения елово-пихтовых лесов выбросами Среднеуральского медеплавильного завода. Ежегодно с 2002 по 2004 гг. в конце июля проводили учеты коллембол, отбирая по 15 эклекторных проб в импактной, буферной и фоновой зонах градиента загрязнения (подробнее см. [13]). Для данных по численностям совместно обнаруженных в пробах видов (каждого участка, каждого года отдельно) рассчитали коэффициент корреляции Спирмена. Результаты показывают, что количество значимых связей (положительных и отрицательных), приходящихся на один вид коллембол, может отличаться несущественно на разных участках градиента загрязнения (*табл. 2*).

Причина того, почему перспективный показатель «не срабатывает», по-видимому, объясняется возрастающей гетерогенностью среды по фактору загрязнения, что было показано, в том числе и для данного профиля [26]. В этом случае количество значимых связей отражает не только (и не столько!) межвидовые отношения, сколько «пятнистость» среды. Другими словами, лучшее выживание особей разных видов коллембол на менее загрязненных микроучастках в пределах одной и той же зоны создавало иллюзию повышенной совместной встречаемости, основанной на межвидовых взаимодействиях. Возможно, оценка загрязнений каждой учетной пробы помогла бы разделить эти эффекты, но трудоемкость такого исследования сильно возросла бы.

Таблица 2

Количество значимых связей (положительных и отрицательных), приходящихся на один вид коллембол в разных участках градиента загрязнения

Год	Фоновая зона	Буферная зона	Импактная зона
2002	25/23=1,09	25/28=0,72	10/14=0,71
2003	15/23=0,65	21/25=0,84	2/12=0,16
2004	16/24=0,67	13/22=0,59	8/16=0,50

В числителе – количество связей, в знаменателе – видов.

Обсуждая организацию таксоценов коллембол, мы пришли к выводу, что наиболее адекватной характеристикой является показатель специализированности [17]. Чем больше в сообществе видов-специалистов, тем лучше адаптирован весь таксоцен к условиям того или иного биотопа. О степени специализированности сообщества мы предлагаем судить по соотношению биотопических групп. Практически любой таксоцен включает 4 категории видов: 1) специализированные к данному типу природных местообитаний; 2) специализированные к другим природным биотопам; 3) эвритопные; 4) виды нарушенных местообитаний.

На основе количественной обработки обширной информации нами были получены характеристики биотопической приуроченности видов исследуемого региона [27]. Наиболее крупные категории биотопических групп коллембол на территории лесного пояса – это группы лесных, болотных и луговых видов, соответствующие основным типам местообитаний. Ногохвостки, обильные как в лесных, так и открытых биотопах, образуют группу эвритопных видов. Коллемболы, приуроченные к нарушенным местообитаниям, включены в группу рудерально-компостных видов.

Количественной мерой специализированности природного сообщества может служить отношение численности всех соответствующих биотопу видов-специалистов (лесных – в лесу, луговых – на лугу, лесных и болотных – в лесном болоте) к общей численности коллембол. Доля видов-специалистов во всех изученных градиентах антропогенного нарушения падала. Напротив, эта доля сохранялась высокой по всему градиенту действия природных факторов, например, влажности местообитания.

Аналогичные подходы неоднократно предлагали для сообществ разных групп организмов. Хорошо отражает степень антропогенного влияния соотношение видов, свойственных ненарушенным биотопам и убиквистов у стафилинид [28]. Замену комплекса крупных специфических К-стратегов на комплекс мелких неспецифических видов-оппортунистов при действии токсикантов разной природы показали у простейших микробентоса [29]. Аналогичные обобщения сделаны для почвообитающих нематод [30]. Соотношение э врибионтных и специализированных групп предлагают как одну из ключевых характеристик экосистемы, поскольку этот показатель отражает стадию ее сукцессионного развития [31].

Заключение

Ценотические характеристики с точки зрения их пригодности для эконормирования можно разбить на четыре группы:

1) *малопригодные* – обычно не обнаруживают устойчивых трендов в градиенте одного и того же или разных факторов (общая численность, ранговое распределение);

2) *ограниченно пригодные* – показывают устойчивые тренды в градиенте нарушающих факторов, однако их использование ограничено двумя причинами. Первая – это нелинейность тренда с пиком в средней части градиента, что может усложнить интерпретацию результатов (показатели видового богатства и разнообразия, разнообразия жизненных форм). Другой случай: показатель меняется более или менее линейно, но для его расчета требуются дополнительные усилия – сезонные и/или разногодичные учеты для получения временных рядов данных (доля потенциальных доминантов);

3) *пригодные* – показывают устойчивый однонаправленный по всему градиенту тренд – доля видов-специалистов (в данном случае – стенотопных видов);

4) *перспективные* – пока не найдено подходящего алгоритма для расчета показателя (связность).

В целом, на этапе практической реализации подходов экологического нормирования для оценки состояния почв продолжают оставаться актуальными многие научные вопросы. Имеются большие вопросы к общепринятому набору индикаторных характеристик. Хотя мониторинг обилия и видового разнообразия, бесспорно, необходим, индикаторное значение этих показателей (в силу высокой вариабельности в пространстве и во времени) в конкретных случаях далеко не всегда очевидно.

Должен обсуждаться сам подход к определению нормы и патологии применительно к почвенному биоразнообразию с опорой на успешный опыт (например, [32]). Для получения этих данных необходимы разногодичные (лучше – многолетние) наблюдения, проведенные в основных типах экосистем, на основных типах почв, в разных природных зонах и регионах, с учетом сукцессионных стадий развития экосистем [33], при разных видах землепользования и с соответствующими повторностями во всех случаях.

Не завершен выбор индикаторных таксонов, хотя удачной представляется мысль о разных приоритетных уровнях (I-III), подключающих разные группы почвенных организмов для решения, с одной стороны, общих, с другой – специфических, задач экологического нормирования [8]. В нашей стране все эти вопросы нуждаются в разработке на основе постоянно действующей рабочей группы специалистов.

Литература

1. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. – Екатеринбург: Наука, 1994. – 280 с.
2. Ecological indicators / Eds. Mckenzie D.H., Hyatt D.E., Mcdonald V.J. – London, New York: Elsevier applied Science, 1992.V. 1-2. – Pp. 1-1400.
3. Гиляров М.С. Зоологический метод диагностики почв. – М.: Наука. – 275 с.
4. Воробейчик Е.Л. Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении // Лесоведение, 2003. № 2. – С. 32-42.
5. Биоиндикация радиоактивных загрязнений / Отв. ред. Д.А. Криволуцкий. – М.: Наука, 1999. – 384 с.
6. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Ред. Р. Шуберт. – М.: Мир, 1988. – 350 с.
7. Потапов М.Б., Кузнецова Н.А. Методы исследования сообществ микроартропод: пособие для студентов и аспирантов. – М.: КМК, 2011. – 77 с.
8. Bispo A., Cluzeau D., Creamer R. et al. Indicators for monitoring soil biodiversity // Integrated Environmental Assessment and Management, 2009. V. 5, Issue 4. – Pp. 717-719.
9. van Straalen N.M. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities // Applied Soil Ecology, 1998. V. 9. № 1-3. – Pp. 429-437.
10. McGill, B.J., Etienne R.S., Gray J.S. et al. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework // Ecology Letters, 2007. № 10. – Pp. 995-1015.
11. Takeda H. Dynamics and maintenance of Collembolan community structure in a forest soil system // Res. Popul. Ecol., 1987. V. 29. – Pp. 291-346.
12. Bengtsson J. Temporal predictability in forest soil communities // J. of Animal Ecology, 1994. V. 63. – Pp. 653-665.
13. Кузнецова Н.А. Население почвообитающих коллембол в градиенте загрязнения хвойных лесов выбросами Среднеуральского медеплавильного завода // Экология, 2009. № 6. – С. 439-448.
14. Кузнецова Н.А. Типы населения коллембол в хвойных лесах европейской части СССР // Экология микроартропод лесных почв. – М.: Наука, 1988. – С. 24-52.
15. Кузнецова Н.А. Организация сообществ почвообитающих коллембол. – М: ГНО «Прометей» МПГУ, 2005. – 244 с.
16. Connell J.H. Diversity in tropical rainforests and coral reefs // Science, 1978. V. 199. – Pp. 1302-1310.
17. Кузнецова Н.А. Новые подходы к оценке структурной организации сообществ коллембол (Hexapoda: Collembola) // Экология, 2003. № 4. – С. 281-288.
18. Жигарев И.А. Закономерности рекреационных нарушений фитоценозов // Успехи совр. Биологии, 1993. Т. 72. Вып. 12. – С. 117-137.
19. Жигарев И.А. Мелкие млекопитающие рекреационных и естественных лесов Подмосковья. – М.: Прометей. 2004. – 232 с.
20. Кузнецова Н.А., Крестьянинова А.И. Динамика сообществ ногохвосток (Collembola) в гидрологическом ряду южно-таежных сосняков // Зоол. журн., 1998. Т. 77. №9. – С. 1009-1020.
21. Терентьев П.В. Метод корреляционных плеяд // Вестник Ленинградского ун-та, 1959. № 9. – С. 137-141.
22. Ростова Н.С. Корреляционный анализ (корреляционные плеяды, метод главных компонент) и проблема системности биологических объектов // Докл. МОИП, 1980. – С. 78-82.
23. Маргалеф Р. Облик биосферы. – М.: Наука, 1992. – 214 с.
24. Литвинов Ю.Н., Панов В.В. Структурные связи как элемент биоразнообразия в сообществах грызунов Северной Барабы // Успехи совр. биологии, 1998. Т. 118. №1. – С. 101-108.
25. Chernova N.M., Kuznetsova N.A. Collembolan community organization and its temporal predictability // Pedobiologia, 2000. Bd.44. Hf. 3-4. – Pp. 451-466.
26. Воробейчик Е.Л., Позолотина В.Н. Микромасштабное пространственное варьирование фитотоксичности лесной подстилки // Экология, 2003. № 6. – С. 420-427.
27. Кузнецова Н.А. Биотопические группы коллембол в подзоне широколиственно-хвойных лесов Восточной Европы // Зоол. журн., 2002. Т. 81. № 3. – С. 1-10.
28. Богач Я., Седлачек Ф., Швецова З., Криволуцкий Д. Животные – биоиндикаторы индустриальных загрязнений // Журнал общей биологии, 1988. Т. 49. № 5. – С. 630-635.
29. Бурковский И.В., Кашунин А.К., Азовский А.И. Сообщество беломорского микробентоса как показатель состояния водной среды // Гидробиологический журн., 1999. Т. 35. № 5. – С. 86-95.
30. Wasilewska L. Changes in the proportions of groups of bacterivorous soil nematodes with different life strategies in relation to environmental conditions // Applaied Soil Ecology, 1998. V. 9. № 1-3. – Pp. 215-222.
31. Розанов С.И. Показатели биоразнообразия в оценке сукцессионного состояния экосистем // Успехи соврем, биологии, 1999. Т. 119. № 4. – С. 404-410.
32. Федоров В.Д., Сахаров В.Б., Левич А.П. Количественные подходы к проблеме оценки нормы и патологии экосистем // Человек и биосфера, вып. 6. – М.: Изд-во МГУ, 1982. – С. 3-42.
33. Чернова Н.М. Экологические сукцессии при разложении растительных остатков. – М.: Наука, 1977. – 200 с.

Сведения об авторах:

Кузнецова Наталия Александровна, д.б.н., профессор кафедры зоологии и экологии, Биолого-химический факультет Московского педагогического государственного университета, Москва, ул. Кибальчича, 6, тел.: 8 (495) 683-16-34, e-mail: mpnk@orc.ru.

УДК 556.04:628.31

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Л.С. Пономарева, Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия Ростехнадзора

Составлен обзор и дан критический анализ системы нормирования качества природных и сточных вод в Российской Федерации. Выполнено сравнение количественных величин стандартов качества воды в Российской Федерации, в странах ЕС, Канады, США. Описана система организации и принципов установления норм сброса веществ со сточными водами в Российской Федерации. Приведен краткий анализ ее эффективности с предложениями по совершенствованию системы нормирования.

Ключевые слова: экологическое нормирование, водные объекты, качество природных и сточных вод, стандарты качества вод, нормы сброса со сточными водами, лимиты воздействия для сточных вод.

Система нормирования качества вод состоит в установлении нормативов качества природных вод, нормативов и лимитов воздействия для сточных вод. Эти понятия закреплены законодательно. Однако до настоящего времени система нормирования качества вод не отвечает новым социально-экономическим условиям и даже требованиям закона, в частности относительно современных достижений науки и техники с учетом международных правил и стандартов. Регулирование воздействий осуществляется экономическими и административными методами. Регулирование практически исключительно касается так называемых «точечных» источников или, иными словами, организованных выпусков, для которых устанавливаются численные ограничения воздействий. Регулирование диффузных источников, к которым, прежде всего, относится склоновый или подземный сток при неудовлетворительных в экологическом отношении способов землепользования осуществляется на декларативной основе с помощью общих запретов и ограничений без четкого определения методов получения доказательств их воздействия на водную среду, численного ограничения такого воздействия и соответствующих методов регулирования. Вопросы охраны водных объектов от диффузного загрязнения – наименее проработанный раздел нормирования и регулирования.

1. Нормативы качества вод

Исторически сложился ресурсный подход к установлению ПДК для водных объектов, и они утверждены только для двух видов водопользования – хозяйственно-питьевого и культурно бытового (по гигиеническим критериям) [1] и рыбохозяйственного (по рыбохозяйственным критериям) [2]. ГОСТ 17.1.2.03-90 [3] содержит только наименования веществ, значимых для оценки пригодности воды для орошения, но не устанавливает количественных величин. СанПиН 2.1.7.573-96 [4], хотя и включает количественные ограничения для ряда веществ, но относится только к сточным водам, отводимым на земледельческие поля орошения. Таким образом, критериальная основа для оценки соответствия воды, предназначенной для орошения и животноводства, иных видов водопользования, а также основа для оценки соответствия воды экологическим критериям отсутствует.

Устанавливаются также нормативы содержания микроорганизмов (прежде всего болезнетворных), радиоактивности, тепла [5], однако эти показатели в системе управления с использованием экономических рычагов не используются. Биологические показатели, прежде всего токсичность, системы биоиндикации, оценки эвтрофирования и т.п. также в системе управления качеством вод не применяются, т.к. отсутствуют в документах этой системы.

Таким образом, рамки нормирования ограничены только показателями химического загрязнения. Подходы к экологическому нормированию, в отличие от ресурсного, так и не найдены. Положения соответствующих статей ФЗ от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» [6], не реализованы или реализованы по традиционным ведомственным схемам.

На практике при нормировании воздействия на водные объекты до настоящего времени применяются только существующие перечни ПДК [1, 2, 4, 5, 7, 8]. Практика использования ПДК в системе управления качеством вод приводит к необходимости критически рассмотреть назначение и состав существующих в настоящее врем в России перечней ПДК с позиции их применимости для целей подтверждения и оценки соответствия качества вод установленным нормативам.

При использовании этих перечней для целей подтверждения и оценки соответствия неизбежно возникает вопрос: что содержится в перечнях – нормы качества воды или характеристики веществ.

ГОСТ 27065-86 [9] содержит определения трех взаимоувязанных понятий:

– ПДК – концентрация вещества в воде, выше которой вода непригодна для одного или нескольких видов водопользования;

– нормы качества воды – установленные значения показателей качества воды для конкретных видов водопользования,

– контроль качества вод – проверка соответствия показателей качества вод установленным нормам и требованиям.

В соответствии с приведенными определениями, ПДК – это некоторые предельные значения компонентов химического состава воды, при не превышении которых вода считается безвредной для определенных целей ее использования. В этой связи представляется очевидным, что списки ПДК должны содержать только наименования таких показателей, в т. ч. веществ, которые *в водной среде существуют, а их содержание может быть аналитически определено и сопоставлено с нормативом*.

Существующие в России списки ПДК этим определениям и назначению не отвечают. Если это нормы качества воды, то нормированные химические показатели должны ориентировать на применение определенной методики. Если же ПДК представляют собой характеристику опасности веществ, препаратов и прочих смесей, то это не соответствует определениям ПДК, приведенным в ГОСТе [9] и Законе [6], и, следовательно, включение в них наименований, например, ионов неправомерно.

Результаты оценок опасности смесей и веществ, не существующих в водной среде, не могут применяться в системах управления, т.к. соответствие таким «ПДК» з*аведомо не может быть подтверждено*. В особенности много таких «веществ» в списках рыбохозяйственных ПДК.

Несмотря на поручение Правительства – Постановление Правительства РФ от 28.06.2008 г. № 484 [10] и утверждение приказа Росрыболовства от 04.08.2009 г. № 695 [11] несоответствие содержания нового перечня законодательному определению понятия «нормативы качества» осталось.

Применение нынешних перечней ПДК на практике вызывает конфликты и недоразумения. Являясь документами федерального уровня, они изобилуют серьезными смысловыми и терминологическими погрешностями: включают технические смеси и сложные композиции под их товарными или фирменными названиями без указания состава, вещества, диссоциирующие в воде и даже кристаллогидраты.

Состав нормируемых показателей обоих перечней существенно различается. Далеко не все вещества имеют и «гигиеническую» и «рыбохозяйственную» ПДК. Например, из нормированных около 155 хлорорганических соединений только 16 имеют оба норматива ПДК, 21 – только «рыбохозяйственную», а 118 – только «гигиеническую».

В стране отсутствуют нормативно или законодательно закрепленные критерии обязательности установления ПДК на определенные вещества или их выбор, т.е. не реализуется требование ст. 20 Закона «Об охране окружающей среды» [6] о наличии оснований разработки или пересмотра ПДК.

Несмотря на наличие документа ГН 1.1.701-98 [12], где внятно определены принципы выбора веществ для разработки ПДК, в Перечне гигиенических ПДК [1], содержится достаточно большое количество названий смесей и препаратов, аналитическое селективное определение которых ни в природной, ни в сточной воде практически невозможно: например, более 70 красителей, около 30 – Лапрола разных марок, зашифрованные препараты и пр. В утвержденном в настоящее время перечне [1] подобных «веществ» гораздо больше, и по приблизительным оценкам до 60-70% от общего количества принципиально не может быть измерено в воде.

Существующие формулировки законов и нормативных документов ориентируют на неограниченное увеличение количества нормируемых химических параметров. Так, ст. 60 Водного кодекса РФ [13] запрещает сброс сточных вод, содержащих вредные вещества, для которых не установлены нормативы ПДК. СанПиН 2.1.5.980-00 [5] содержит практически аналогичные требования с некоторым дополнением (п. 4.1.1.): «не допускается …сбрасывать сточные воды, которые …содержат вещества (или продукты их трансформации), для которых не установлены гигиенические ПДК или ОДУ, а также отсутствуют методы их определения». Наличие в списках ПДК веществ, которые в воде не существуют или являются смесями (т.е. для них априори отсутствуют методы определения) делает бессмысленной разработку ПДК, тем не менее, подобного рода «вещества» в перечнях присутствуют.

Высокоэффективная аналитическая техника позволяет идентифицировать тысячи веществ, что не исключает формально обоснованного предъявления санкций и постановку работы по установлению ПДК. Учитывая, что продукты трансформации разные в разных сточных водах, и вряд ли все подобные вещества выпускаются промышленно-

стью, не говоря о наличии природных веществ разного состава, выполнение этих положений – задача немыслимая.

Установление ПДК в воде на индивидуальные вещества (правда, без оценки возможности их существования в водной среде) определено требованиями системы регистрации веществ [14], однако в отношении товаров подобных требований нет. Попутно отметим, что система регистрации не несет координирующей функции хотя бы в отношении одновременной разработки ПДК для различных видов водопользования, а также не учитывается в экономическом механизме природопользования.

В «Методических указаниях [11] сказано, что ПДК разрабатываются *для смесей постоянного состава*. Но поскольку понятие ПДК относится *к воде водного объекта,* становится очевидным, что в водном объекте постоянство состава смеси никогда не будет соблюдаться, т.к. смесь будет «соседствовать» с самыми разнообразными веществами. В конечном итоге многие сточные воды тоже являются смесями постоянного состава, но для них пока ПДК не устанавливаются.

Представляется очевидным, что в системе управления, особенно связанной с финансовыми вопросами, трактовка понятий должна быть однозначной. И в этой связи обращает на себя внимание достаточно вольное обращение с понятием «вещество», неопределенность понятия «вредное вещество». Общеизвестно принципиальное различие вещества и смеси. В нашем законодательстве федеральные законы № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды»[6] и № 96-ФЗ «Об охране атмосферного воздуха» [15] их объединили в общее понятие «вещество». При этом применяются термины химические, биологические и иные вещества. Законодательство [11] устанавливает запрет за сброс вредных веществ, для которых не установлены ПДК и определяет право разработки ПДК для вредных веществ. Однако неясно, какие вещества нужно относить к вредным, коль скоро они не прошли серию экспериментов по оценке их «вредности», а подавляющее количество веществ в малых дозах не являются вредными, а даже полезны и необходимы (в частности, микроэлементы) для поддержания жизни в водных объектах.

С этим терминологическими «помарками» можно было бы как-то примириться, если учесть, что подобное определение применяется только при прочтении соответствующего закона, однако это создает основу для принуждения субъектов хозяйственной деятельности оплачивать разработку ПДК на самые неожиданные «вещества», что ведет к неконтролируемому разрастанию списков ПДК.

В мире производится сотни тысяч только органических веществ – каковы в таком случае перспективы нормирования и контроля за соблюдением нормативов?

Представляется правильным для ксенобиотиков устанавливать не ПДК, а, следуя мировому опыту, признавая производимое и поставляемое на рынок вещество вредным по результатам относительно небольшого объема скрининговых исследований, в качестве конечной цели обеспечения экобезопасности стремиться к отсутствию этих веществ в природной воде. В силу же необходимости применения веществ – регулировать и контролировать это применение, способствуя ликвидации загрязнения всеми доступными способами, включая запрет использования веществ, замену их иными и др. В частности, в одной из последних директив Европарламента и Совета Евросоюза по установлению рамочных действий Союза в области водной политики (2000) [16] признается конечной целью «достижение уровня концентрации близкой к естественному фону для естественно встречающихся в окружающей среде веществ, и к нулю – для искусственных синтетических веществ».

Использование ПДК при нормировании сброса вызывают постоянные нарекания о неоправданной жесткости отечественных ПДК в сравнении с зарубежными. *Однако дело не в жесткости ПДК, а в неразумных принципах установления нормативов сброса.* В отдельных зарубежные странах имеются списки веществ и показателей качества воды по целям ее использования, издаются также международные списки веществ, опасных для здоровья человека и природной среды [17, 18]. Методология установления способов оценки опасности веществ за рубежом, в принципе, незначительно отличается от отечественной. Существенно отличается применение этих нормативов в системе управления качеством вод, экономическом механизме и пр.

Практика установления экологических норм качества воды, сходная с нашим рыбохозяйственным нормированием, наиболее развита в Канаде, Нидерландах; ряд веществ нормируется в США, Великобритании. Эти нормативы носят наименования «для воды как среды обитания» или «для поддержания жизни в воде». Одновременно существует ограниченный список нормативов именно рыбохозяйственных [19]. При этом указано, что должны быть четко определены водные

объекты, для которых эти требования должны соблюдаться, в отличие от России, где рыбохозяйственные требования предъявляются ко всем без исключения водам (*табл. 1*).

Абсолютные величины нормативов, установленных в зарубежных странах, для многих веществ близки к отечественным, однако есть примеры заметных отличий. Некоторые отечественные ПДК, вопреки расхожему мнению о неоправданной их жесткости, « мягче» аналогичных зарубежных нормативов. Например, нормы содержания общего кадмия для воды как среды обитания, установленные в Канаде, составляют 0,0002-0,0018 мг/л (в зависимости от жесткости воды), в Нидерландах 0,00006-0,0002 мг/л, в то время как в России рыбохозяйственная ПДК для растворенного кадмия более, чем на порядок выше (0,005) и едина для всей страны. ПДК никеля в России соответствует самой мягкой норме (0,01) Голландии, но жестче, чем в Канаде, где безопасной признается концентрация до 0,15 мг/л. ПДК ртути в России на порядок жестче, чем в Канаде и США и в то же время вдвое мягче, чем в Голландии.

Обращает на себя особое внимание нормирование в ЕЭС металлов, с учетом природных особенностей водных объектов.

Одной из кардинальных особенностей природной воды является многообразие ее химического состава, т.к. в природе нет абсолютно нерастворимых веществ. В *естественном состоянии* вода всюду представляет собой сложный раствор различных веществ, который принято называть *природной водой* в отличие от химически чистой воды H_2O.

ФЗ «Об охране окружающей среды» [6] содержит положение о необходимости учитывать природные особенности при установлении нормативов качества окружающей среды, даже устаревшие «Правила охраны поверхностных вод» [20] предполагали установление региональных нормативов, но до настоящего времени нет, ни методик их установления, ни порядка утверждения.

Пренебрежение региональными особенностями при нормировании сброса сточных вод, применение единых ПДК на химические показатели, свойственные природной воде, приводят к некорректным оценкам ее качества и неоправданно завышенных (или заниженных) требований к водопользователям.

Необходимо реальное внедрение в практику регионального нормирования параметров и веществ естественного происхождения, основанного на методике, утвержденной на межведомственном федеральном уровне. Традиционная ведомственная методология установления рыбохозяйственных ПДК для этого неприменима: по Методическим указаниям [11] «региональные нормативы определяются с использованием тест-объектов, предусмотренных Методическими рекомендациями, культивируемых на местной воде или адаптированных к ней… ».

За рубежом приняты другие подходы. Так, в

Таблица 1

Сравнение требований ЕЭС и России к рыбохозяйственным водоемам

Наименование	*По ЕЭС 78/659 [27]*		*По «Перечню рыбохозяйственных нормативов… »*	
	«лососевые»	*«карповые»*	*1 и высшая категория*	*2-я категория*
Взвешенные вещества, мг/л	≤ 25	≤ 25	+ 0,25 к фону	+0,75 к фону
$БПК_5$, мгО/л	≤ 3	≤ 6	–	–
БПК полн., мгО/л	–	–	3	3
Нитриты, мг/л	≤ 0,01	≤ 0.03	0,02	0,02
Неионизированный аммиак, мг/л	≤ 0,005 (≤ 0,025)	≤ 0,005 (≤ 0,025)	0,05	0,05
Аммоний-ион, мг/л	≤ 0,04*	≤ 0,04	0,5	0,5
Общее содержание остаточного хлора, мг/л НОС	≤ 0,005	≤ 0,005	–	–
Хлор свободный растворенный (Cl_2), мг/л	–	–	Отсутствие (0,00001)	Отсутствие (0,00001)
Цинк общий**, мг/л	С учетом жесткости		0,01 (раств.)	0,01 (раств.)
	от 0,03 до 0,05	от 0,3 до 2,0		
Медь растворенная, мг/л	С учетом жесткости от 0,005 до 0,1112		0,001	0,001

* допускается норма ≤ 1; при особых географических или климатических условиях и особенно в случаях, когда вода имеет низкую температуру и пониженную нитрификацию, или в случаях, когда компетентный орган может доказать, что нет никакого вредного влияния на обитание и размножение популяции рыбы, страны-члены могут считать допустимыми значения выше 1 мг/л.

** для цинка установлены ориентировочные значения: в лососевых – ≤ 0,3 мг/л, для карповых – ≤ 1 мг/л.

Норвегии и Швеции контрольный базовый уровень для поверхностных вод устанавливается по фоновым уровням концентрации, оцениваемым на основе гидрохимического анализа не затронутых загрязнением «эталонных» озер или водотоков в соответствующем регионе.

Некорректность и необоснованная жесткость нормирования сброса и оценки качества вод в России, базирующегося исключительно на ПДК, усугубляется применением формулы: $\sum$ С/ПДК ≤ 1 для веществ 1 и 2 классов опасности. Принцип $\sum$ С/ПДК ≤ 1 при установлении «норм качества» природной воды, как представляется, введен «волевым решением» и предусматривает только эффект синергизма при воздействии нескольких веществ. Формулировка директивы [16] гораздо более разумна: «если два или более вредных веществ присутствуют в смеси, то их совместный эффект (аддитивный синергетический или антагонистический) может быть весьма значительным и дает возможность применять гибкую стратегию при охране вод».

В отечественной практике принцип суммирования применяется формально и практически повсеместно при нормировании сброса в любые водные объекты. Методика установления ПДК не содержит описания экспериментального подтверждения указанного принципа, что противоречит требованиям Закона [6]), ни один отчет по установлению рыбохозяйственных ПДК не содержит полного анализа содержания всех нормированных веществ в разбавляющей воде, применяемой в экспериментах.

ОСТ 15.372 [21] «Вода для рыбоводных хозяйств» устанавливает иные нормы, чем Перечень [2] (*табл. 2*).

Как видно из *табл. 2*, отраслевой стандарт для рыбоводных прудов содержит весьма ограниченное количество контролируемых показателей. Кроме того, даже для форелевых хозяйств допускается присутствие железа в 5 раз большее, чем для всех водных объектов страны.

Обязательность использования тех или иных ПДК в области охраны водных объектов от загрязнения в связи с формулировками Закона «Об охране окружающей среды» [6] неоднозначна. Если законодательство в области охраны здоровья предусматривает правомерность установления и утверждения гигиенических нормативов органами системы Роспотребнадзора РФ, то юридическая правомерность обязательного тотального использования рыбохозяйственных ПДК в качестве нормативов в области охраны окружающей среды достаточно сомнительна. Однако очевидно, что применение рыбохозяйственных ПДК как нормативов в области охраны окружающей среды не исключено. В этом случае должны быть учтены и ликвидированы все недостатки, выявленные практикой использования перечней ПДК для целей управления качеством вод и должное их утверждение в установленном законодательством порядке.

В целом очевидна необходимость расширения использования интегральных показателей качества вод и прежде всего биологических - методов биотестирования с одновременным их введением в экономический механизм.

Примером действительно экологического нормирования могут служить приложение «**Показатели качества для классификации экологического состояния**» к рамочной Директиве ЕС по водной политике [16].

Таблица 2

Сравнения норм качества воды по ОСТ 15.372 и всех водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение

Нормируемый показатель	*ОСТ 15.372*				*Перечень ПДК [14]*	
	карповые		*форелевые*		*ПДК*	*ЛПВ*
	поступающая вода	*инкубац. пруды*	*поступающая вода*	*инкубац. пруды*		
Взвешенные вещества	25	5	10	5	+ 0,25(0,75) к фону	–
Аммиак	0,05	0,03	0,05	0,01	0,05	токс.
$БПК_5$	3	2	2	2		
БПКп	4,5	3	3	3	3	–
аммоний-ион (по N)	1	0,75	0,5	0,75	0,39	токс.
Нитрит-ион (по N)	0,02		0,02		0,02	токс.
Нитрат-ион (по N)	2		1		9,1	с-токс.
Фосфат-ион (по P)	0,5		0,3		0,2-0,05	экол.
Железо раств. общее	1,8		0,5		0,1	токс.

РЕКИ

Биопоказатели: состав и обилие водной флоры и донных беспозвоночных; состав, обилие и возрастная структура рыб.

Гидроморфологические показатели биохарактеристики

Гидрологический режим: количество и динамика расхода воды; связь с подземными водными объектами.

Непрерывность реки: морфологические условия; колебания глубины и ширины реки; структура и подлежащие слои русла реки; структура береговой зоны.

Химико-физические показатели биохарактеристики

Общие: температура; насыщенность кислородом; соленость; окисляемость; концентрация питательных веществ.

Специфические загрязняющие вещества: загрязнение по всем приоритетным веществам, обнаруживаемые в данном водном объекте и по всем другим веществам, обнаруживаемые в значительных количествах.

ОЗЕРА

Биопоказатели качества (к показателям для реки добавляется биомасса фитопланктона).

Гидроморфологические показатели биохарактеристики

Гидрологический режим: количество и динамика расхода воды; период существования объекта; связь с подземным водным объектом.

Морфологические условия: колебания глубины озера; количество, структура, и подлежащие слои дна; береговая структура.

ПЕРЕХОДНЫЕ ВОДЫ

Биопоказатели качества (см. показатели для озер).

Гидроморфологические показатели биохарактеристики

Морфологические условия: колебания глубины; количество, структура, и подлежащие придонные слои; структура приливной зоны; приливной режим; расход пресной воды; подверженность волнениям.

Химические и физико-химические показатели состояния биохарактеристики (см. показатели для озер)

ПРИБРЕЖНЫЕ ВОДЫ

Биохарактеристики: (в отличие от озер отсутствует показатель по рыбам).

Гидроморфологические показатели биолхарактеристики (см показатели для переходных вод)

Химические и физико-химические показатели биохарактеристики (см. показатели для озер).

Чтобы понять переходы ЕС к нормативным определениям классификаций экологического статуса водных объектов приведем одну из таблиц (*табл. 3*).

Принятое в России направление на нормирование и контроль многочисленных индивидуальных веществ неэффективно, т.к. удорожает контроль, который на практике не обеспечивается.

Одним из примеров непродуманности перечней нормативов, учитываемых в системе государственного статистического наблюдения является номенклатура веществ, установленная приказом Минэкономразвития России и Роскомстата от 19 октября 2009 г. № 230 [22]. В списке кодируемых веществ присутствуют смеси и товары даже с указанием марки, которые аналитически измерить принципиально невозможно, для 5 микроэлементов из 24 кодируемых предусмотрен учет только растворенных форм; в отличие от предыдущей формы № 2-ТП (водхоз) не предусмотрен контроль и учет фосфора общего, перечень пестицидов не изменен с 1991 г., несмотря на наличие новых зарегистрированных препаратов и др.

В системе мониторинга Росгидромета перечень контролируемых показателей в целом замет-

Таблица 3

Общее определение качества для рек, озер, переходных и прибрежных вод

Элемент	*Высокое*	*Хорошее*	*Среднее качество*
Общие элементы	Очень незначительные антропогенные изменения значений физ., хим. и гидро-морфол. элементов качества в сравнении со значениями, обычно ассоциируемыми с данным типом водного объекта в условиях отсутствия каких-либо воздействий. Соответствуют значениям, характерным для объектов данного типа при отсутствии воздействий, и не обнаруживают или обнаруживают очень незначительные признаки искажения. Являются типо-видовыми условиями и сообществами	Обнаруживаются слабые искажения, вызванные деятельностью человека, и имеют лишь легкие отклонения от значений, обычно ассоциируемых с данным видом поверхностного водного объекта, находящегося в условиях отсутствия каких-либо воздействий.	Имеются умеренные отклонения от значений, обычно ассоциируемых с данным видом поверхностного водного объекта, находящегося в условиях отсутствия каких-либо воздействий. Обнаруживаются признаки умеренного искажения, вызванного деятельностью человека, и имеют более значительные нарушения, чем в условиях при хорошем качестве.

но отличается от списков ПДК (он значительно меньше по количеству показателей), от кодируемых в системе статнаблюдения по формам 2 –ТП (водхоз), от нормируемых в составе нормативов допустимого сброса.

Все перечисленные особенности нормирования качества вод создают сложности и конфликты при реализации механизмов управления. В частности, подход к неограниченному перечню веществ можно считать тупиковым. Оценка негативного воздействия (вреда) ставится в зависимость от оборудования лабораторий, в то время как мировой опыт свидетельствует о достаточной эффективности комплексных, обобщенных показателей состава и свойств воды, включая биологические. Очевидно, что контроль соответствия всем установленным ПДК невозможен и по ресурсным, и по методическим соображениям (принципиальная невозможность определения).

Применяемые в России системы классификации вод по качеству (ИЗВ, по сапробности, содержанию хлорофилла, по соотношению общего числа бактерий к числу сапрофитных бактерий и т.п.) в механизмах управления не используются и служат лишь иллюстрациями в обзорах и докладах.

Выбор параметров контроля, соответствующий принципам разумности в настоящее время более, чем актуален, т.к. предполагает рано или поздно переход на идеологию технологического нормирования в сочетании с оценками состояния водных объектов (комбинированный подход), при котором необходимы объективные доказательства соответствия установленным нормативам.

2. Организационно-методические основы нормирования воздействий на водные объекты

Нормирование воздействий на качество вод водных объектов основано на ПДК, которые являются границей между водой загрязненной и не загрязненной. До настоящего времени нормированию подлежат только точечные (или «организованные») источники загрязнения, т.е. выпуски сточных вод по специальным водоотводящим устройствам (труба, лоток, канал) или по понижениям рельефа местности.

Система нормирования сброса веществ в составе сточных вод с использованием понятия предельно допустимого сброса (ПДС) формировалась, начиная с выхода «Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами, [23] и введения в действие ГОСТ 17.1.1.01-77 [24].

Основной принцип нормирования сбросов – обеспечение соблюдения ПДК в контрольном створе или на участке водного объекта с учетом его целевого использования, или сохранение (не ухудшение) состава и свойств воды в водных объектах, сформировавшихся под влиянием природных факторов. При этом учитываются ассимилирующая способность водного объекта и оптимальное распределение массы сбрасываемых веществ между водопользователями, сбрасывающими сточные воды.

Суть понятия ПДС заключалась в том, что предельно допустимым является такой сброс, при котором *в контрольном створе* водного объекта были бы соблюдены ПДК. Если же водный объект уже загрязнен, то концентрация веществ в сточных водах должна быть равна ПДК или менее с учетом наличия веществ одного и того же лимитирующего признака вредности – ЛПВ. Законом «Об охране окружающей среды» [6] ПДС переименован в НДС (норматив допустимого сброса). То есть, *вся система нормирования ориентирована на ассимилирующую способность водных объектов без учета технологических возможностей водопользователей по сокращению образования отходов, транспортируемых водой, или очистки сточных вод*.

Практика разработки ПДС фактически началась в 1982 г. после издания Методических указаний по установлению ПДС веществ, поступающих в водные объекты со сточными водами, [25], до принятия в 1991 г. Закона РСФСР «Об охране окружающей природной среды» [26]. Требования к регулированию сброса загрязняющих веществ в водные объекты, качеству поверхностных вод были изложены в Правилах охраны поверхностных вод (основные положения) [27]. В 1990 г. была введена в действие Методика расчета ПДС веществ в водные объекты со сточными водами [28], которая фактически предваряла соответствующие подходы, включенные в вышеуказанные Правила охраны (1991).

В 1989 г. Госкомприроды СССР вводит в действие Инструкцию по нормированию выбросов (сбросов) загрязняющих веществ в атмосферу и в водные объекты [29], которая определяла порядок установления, согласования и пересмотра нормативов сброса вредных веществ в поверхностные водные объекты. В общей части Инструкции дано определение ПДС в соответствии с ГОСТом 17.1.1.01-77 [24]. Обращает на себя внимание редакция п.1.3, согласно которому запрещен сброс веществ в водный объект, для которых не установлены ПДК; органы по охране природы вправе принять решение о приостановке предприятия или отдельных его участков, приостановке ввода в экс-

плуатацию новых производств, в сбросах которых содержатся вещества с неустановленными ПДК. Впоследствии, с использованием высокоэффективной аналитической техники в ряде сточных вод были выявлены сотни веществ, не имеющих ПДК, которые являются и компонентами природного состава воды, и неизвестными продуктами трансформации в сточных водах. Там же подтверждается нормирование с учетом «правила суммирования», т.е. если в водном объекте содержатся два или более веществ одного и того же ЛПВ, то в водном объекте должно быть соблюдено отношение Σ С/ПДК $\leq$ 1. Однако в этой инструкции были указания о сроках согласований проектов ПДС, чего не повторялось более в последующих документах, выпущенных взамен этой Инструкции [29], что, как показала практика, способствовало далеко не беспричинному затягиванию сроков согласований и утверждений (в частности отсутствие согласованных нормативов сброса позволяло взимать повышенную плату и рассчитывать вред).

В 1996 г. вступает в действие Водный кодекс РФ [30]. В нем остается понятие ПДС и вводится новое: *норматив предельно допустимых вредных воздействий* (ПДВВ). Ст. 109 Водного кодекса [30] гласила, что ПДВВ устанавливается, исходя из предельно допустимой массы веществ, которые могут поступить в водные объекты и на поверхность водосбора. В Водном кодексе отсутствовало понятие контрольного створа, и было неясно, на каком расстоянии от выпуска следует соблюдать ПДК при разработке ПДС, принимая во внимание необходимость приведения нормативных документов в соответствие с Кодексом.

В развитие ст. 109 Водного кодекса в 1996 г. вводится в действие Постановление Правительства РФ «О порядке разработки и утверждения нормативов предельно допустимых вредных воздействий на водные объекты» [31], устанавливающие, что «нормативы ПДС вредных веществ в водные объекты: разрабатываются водопользователями на основании расчетных материалов по нормативам предельно допустимых воздействий на водные объекты, предоставляемых бассейновыми и другими территориальными органами МПР России».

То есть водопользователи вначале должны получить от органов МПР России материалы по нормативам ПДВВ, а после этого разработать нормативы ПДС. То есть с 1996 г. они не имеют никакой возможности разработать ПДС, чтобы получить лицензию и заключить договор водопользования, т.к. одной из составляющих лицензии являлись нормативы качества сточной воды. Методика разработки ПДС на основе ПДВВ отсутствовала, а Методика ВНИИВО [28] по формальным юридическим основаниям утратила легитимность. Тем не менее она использовалась в практике за неимением иного и разработанные ПДС не вызывали возражений органов по лицензированию водопользования.

Сопоставление текстов Водного кодекса [30] и Постановления № 1504 [31] приводит к логическому тупику. Так, если следовать ст. 109, то до установления ПДВВ нужно определить *предельно допустимую массу*. Более или менее был проработан вопрос установления ПДС, впрочем, только из организованных (точечных) источников. Следовательно, одной из исходных величин для ПДВВ должна быть сумма ПДС. Однако из п.5 Постановления № 1504 [31] следовало, что ПДС надо установить исходя из ПДВВ. Следуя концепции ст. 109 [30], предполагается, что для бассейна реки (моря) можно вычислить такую массу поступления вещества как в водный объект, так и на поверхность водосбора (!), которая обеспечит экологическое благополучие в водном объекте. Даже из самых общих соображений очевидно, что оценить и определить безопасный уровень воздействия диффузных источников загрязнения, внесения средств химизации или оседания бывших промвыбросов «на поверхность водосбора», трансграничного, включая глобальный, переносов по воде и воздуху на фоне внутриводоемных процессов – задача практически не решаемая. К этому можно добавить неопределенность количества загрязняющих веществ, для которых должны быть установлены нормативы ПДВВ и ПДС при достаточно ограниченной изученности состава природных и сточных вод. Такая трактовка понятия ПДВВ – соответствующая Водному кодексу [30] – приводит к выводу о необходимости решения практически не решаемых задач. Вопрос, как установить ПДС для отдельного предприятия на основе ПДВВ, так и остался открытым. Бесплодность норматива была понятна ученым и практикам достаточно давно, Например, в статье [32] подмечено, что норматив приобретает некий сакральный характер: есть цифра, которая может быть приведена в докладе (отчете) чиновника, но для практического применения он непригоден. Ни одного проекта ПДС на основе ПДВВ разработано не было.

В 1999 г. МПР России выпущены и прошли процедуру правовой экспертизы в Минюсте России «Методические указания по разработке нормативов предельно допустимых сбросов вредных веществ в поверхностные водные объекты [33] вза-

мен раздела по нормированию сбросов загрязняющих веществ в водные объекты «Инструкции по нормированию выбросов (сбросов) загрязняющих веществ в атмосферу и в водные объекты» [34]. Эти методические указания содержали ряд предпосылок для более рационального подхода к установлению нормативов ПДС. Отсутствие в перечне нормативных документов «Правил охраны поверхностных вод» [27], а также утверждение, что ПДС устанавливается «исходя из условий недопустимости превышения ПДК в контрольном створе», позволяло отказаться от заведомо устаревших положений, включая суммирование по ЛПВ.

Однако, не отменив официально некоторые заведомо устаревшие положения Методики ВНИИВО [29], не предложив новых форм бланков ПДС и т. д. «Методические указания» [33], несмотря на имеющиеся в них предпосылки разумных подходов, вынудили практиков использовать Методику ВНИИВО, включая устаревшие положения.

3 февраля 2004 г. приказом МПР России № 84 признало утратившими силу Методические указания [33], одновременно предусмотрев в срок до 30 марта 2004 г. подготовку, согласование и представление методических документов по разработке нормативов ПДВВ на водные объекты и ПДС вредных веществ в водные объекты. К этой дате документы подготовлены не были. Т. е., с 3 февраля 2004 г. водопользователи не имели никакого легитимного методического документа по нормированию сбросов, но, тем не менее, были обязаны получать лицензии на водопользование, разрешения на сброс и рассчитывать плату « в пределах норматива», «в пределах лимита» и «сверх лимита», что следовало из Постановлений Правительства №№ 632 и 344.

С 1 января 2007 г. вступает в действие новый Водный кодекс РФ [13], где статья о ПДВВ отсутствует, а ст. 44 предусматривает при использовании водных объектов для сброса сточных вод применять положения Кодекса и природоохранного законодательства. Согласно ФЗ «Об охране окружающей среды» [6] норматив допустимого сброса – один из видов нормативов допустимого воздействия и можно было использовать принципы, изложенные в этом законе. В тексте Водного кодекса [13] противоречий с этим нет.

Однако в 2006 г. Правительство РФ принимает Постановление «О порядке утверждения нормативов допустимого воздействия на водные объекты» [35], которое определяет, что эти нормативы представляют собой нормативы допустимого совокупного воздействия всех источников, расположенных в пределах речного бассейна или его части, на водный объект или его часть, т. е. этот норматив по смыслу ничем не отличается от ПДВВ. Кроме этого, создается коллизия: два нормативных правовых акта – Водный кодекс и постановление Правительства придают разный смысл одному и тому же понятию. Постановление № 881 [35] отменяет постановления № 1504 [31] и № 33 [36], касающиеся нормирования и утверждения нормативов сбросов.

В декабре 2007 г. приказом МПР России была утверждена «Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей» [37], зарегистрированная Минюстом России, вступившая в силу только 31 мая 2008 г. Методика [37] предусматривает два варианта: на основании НДВ и на принципе соблюдения ПДК в контрольном створе водного объекта. Очевидная бесплодность НДВ (по сути не отличающегося от ПДВВ) и отсутствие методологии разработки НДС на его основе приводит к тому, что НДС должен разрабатываться только на основе прежнего (с 1982 г.) принципа соблюдения ПДК в контрольном створе.

Таким образом, за период с 1982 г. по 2008 г. принципы регулирования и нормирования допустимых сбросов остались неизменными.

Дополнительно согласно п. 8 Методики [37], при сбросе в черте населенного пункта требования к качеству воды в контрольном створе должны относиться к самим сточным водам. Данное требование оправдано при сбросе в селитебных зонах населенных пунктов по санитарно-гигиеническим показателям, однако на практике при расширительной его трактовке превращается в абсурд. Так, если водоприемник считается рыбохозяйственным водным объектом, то к сточной воде применяются рыбохозяйственные ПДК. Таким образом, косвенно признается, что городская ихтиофауна более чувствительна, чем «загородная». Кроме этого, возникает другой закономерный вопрос: предположим, качество сточной воды соответствует требованиям, предъявляемым к воде питьевой или лучше - ее предполагается направить в сети питьевого водоснабжения? Рационально ли такую воду сбрасывать в реку, если на ее очистку затрачены огромные средства?

Одной из неразрешимых проблем является то, что согласно правилам ведения первичного учета (по форме №2-ТП (водхоз) водопользователи, осуществляющие сброс в тот же водный объект, откуда вода забирается, вычитают массу веществ, полученную с забранной водой. НДС же им назначается

не в виде привносимой массы, а в виде суммарной массы, т.е. без вычитания фона. Для таких водопользователей масса, показанная в формах №2-ТП (водхоз), принципиально несравнима с НДС. Однако плата взимается за сброс в пределах НДС на основе учета по этой форме. На практике вопросы расчета платежей основываются на тех или иных волевых решений, т.к. объективность отсутствует. Заметим кстати, что взимание платы за сброс в пределах НДС, по определению экологически безопасный, необоснованно.

Прочие водопользователи, получающие воду из подземных и иных источников (например, при повторно-последовательном водоснабжении) или из сетей водопровода, вычитание поступившей массы не проводят. Установленные для них НДС сравнимы с учетными данными, однако, они находятся в менее выгодных и несправедливых условиях, внося плату не только за привнесенные ими вещества, но и за неизбежно полученные с водой, поступившей на использование.

Определенную проблему вызывает равенство НДС при разных величинах обоих сомножителей. При большом объеме воды с малыми концентрациями НДС может быть равен массе сброса меньшего количества воды с большими концентрациями. Плата одинакова, хотя второй случай опаснее первого.

Согласно Постановлению РФ № 469 [38] разработанные нормативы требуется согласовать в территориальных представительствах: Роспотребнадзора, Россельхознадзора (рыбоохраны), Росгидромета – перед их представлением на утверждение в территориальные органы Росводресурсов. Все эти органы в своей деятельности по рассмотрению НДС руководствуются открытыми нормативно-методическими документами, доступными как разработчикам НДС, так и сотрудникам территориального подразделения Росводресурсов, тогда зачем нужна данная коллективная ответственность? Согласование данных документов большим количеством ведомств не только не способствует повышению их качества, но существенно удлиняет сроки прохождения документов, а в ряде случаев является труднопреодолимой преградой при выдвижении ими взаимонеприемлемых требований.

Ситуация с получением разрешений на сброс, содержащих лимиты, т.е. величины, превышающие НДС, не менее сложная. Как показала практика, при существующих принципах нормирования сбросов для подавляющего числа водопользователей устанавливаются НДС, в соответствии с которыми в сточной воде должны быть соблюдены рыбохозяйственные ПДК, т.е. сточная вода по качеству должна быть чище, чем вода питьевая, и чище, чем поступившая на использование. Технологии по достижению жестких нормативов либо отсутствуют, либо чрезвычайно дороги. Для водопользователей, отводящих сточные воды в еще не загрязненные и многоводные реки, могут быть установлены более мягкие НДС (с учетом разбавления), но в промышленно развитых и густонаселенных районах таких практически нет.

Законом «Об охране окружающей среды» [6] предусмотрено право на получение лимитов (п. 3 ст. 23): «при невозможности соблюдения нормативов допустимых сбросов могут устанавливаться лимиты на сбросы на основе разрешений, действующих только в период проведения мероприятий по охране окружающей среды, внедрения наилучших существующих технологий и (или) реализации других природоохранных проектов с учетом поэтапного достижения установленных нормативов допустимых сбросов. Установление лимитов на сбросы допускается только при наличии планов снижения сбросов, согласованных с органами исполнительной власти, осуществляющими государственное управление в области охраны окружающей среды».

В этой связи именно временно согласованные сбросы (лимиты), рассматриваемые природоохранным законодательством как явление временное (на определенный срок и под гарантии выполнения природоохранных мероприятий) являются тем самым действенным путем, что доказывает и опыт Европы, и соображения отечественных ученых и практиков. Однако, как свидетельствуют госконтрольные органы, десятилетиями ничего не меняется, и водные объекты продолжают загрязняться.

Водопользователи, испытывающие непреодолимые трудности с получением разрешений на сброс, включающие в заявки величины технологически выполнимых показателей сброса, т.е. требующиеся им лимиты, фактически стали заложниками нерасторопности , непонимания роли лимитов или просто плохой организации контроля за реализацией планов мероприятий со стороны государственных органов управления.

Генпрокуратура РФ рассмотрев полномочия территориальных органов федеральных служб по выдаче разрешений и письмом от 20.08.2010 г. № 00-07-12/4134 указала, что соответствующими функциями по выдаче разрешений наделено Росводресурсы в соответствии с Постановлением Правительства РФ «О порядке утверждения нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользо-

вателей» [38]. Однако в этом постановлении не говорится о лимитах; право получения лимитов сброса загрязняющих веществ в составе разрешений предусмотрено только п. 13 Методики по разработке НДС [37], однако о порядке установления или утверждения лимитов не упоминается. Какие-либо инструктивные документы по реализации полномочий Росводресурсов по выдаче разрешений в настоящее время отсутствуют.

3. Методология нормирования сбросов

В общем, для разработки НДС по действующей Методике [37] необходимо выполнить следующие действия: задаться исходной информацией о качестве сточных вод и природных вод в фоновом створе, определить возможность применения расчетов на смешение, уточнить величины ПДК некоторых параметров (например, фосфатов или минерализации при сбросе в водный объект рыбохозяйственого использования), в ряде случаев – местоположение контрольных створов. В частности, СанПиН 2.1.5.980-00 [5] предусматривает его размещение в 500 м ниже выпуска, Методика [37] – в 1 км выше пункта водопользования, что существенно снижает требования к качеству сточной воды при применении расчета на смешение.

Методика также требует описания технологии, очистных сооружений и т.д., представления отчетов о выполнении мероприятий, планы последующих водоохранных мероприятий и др. НДС устанавливается на 5 лет, поэтому представление отчетов-планов заведомо излишне, т.к. они контролируются ежегодно, а планы мероприятий имеют смысл только при согласовании лимитов, а для НДС они не имеют никакого значения.

Ряд положений Методики вообще не могут быть применены для целей разработки НДС (например, разработка НДС для участка реки, в то время как НДС устанавливается для юридического или физического лица), однако подробно рассматривать этот и иные недостатки Методики не имеет смысла, т.к. исполнение странных ее положений при согласованиях никто не требует [39].

Реализация принципа нормирования на основе действующего законодательства, т.е. «сколько выдержит река», требует надежности исходной информации для расчетов, включая выбор способа установления нормативных концентраций и эффективный учет процессов разбавления. Принципиальное значение имеет объективная информация по фактическому содержанию загрязняющих веществ и микроорганизмов в сточных и природных водах на фоновом створе. Для сточных вод применяются исключительно собственные данные водопользователей, полнота которых зависит от оборудования лабораторий. В отличие от правил, установленных для выбросов, инструкция по периодической инвентаризации сбросов отсутствует, равно как отсутствуют и требования по проведению расширенных рекогносцировочных исследований. Следовательно, полнота изученности состава сточных вод обладает неопределенностью и для аналогичных производств может быть существенно разной.

Далее, требуются качественные исходные гидравлические и гидрохимические характеристики, соответствующие принятому нормативному расходу водотока, которые должны относиться к участкам разбавления для каждого водовыпуска, т. е. к участкам от фонового створа водовыпуска до контрольного створа. Так как нормативные расходы принимаются достаточно низкой повторяемостью (минимальный среднемесячный года 95% обеспеченности, т.е. 1 раз в 20 лет), то прямые измерения, как правило, недоступны, а перерасчет имеющихся данных методически не обеспечен. Последнее к тому же затруднено, т.к. разные характеристики качества воды имеют существенно разные корреляции с расходами водотоков или гидрологическими режимами водоемов.

Гидрометрические посты, на которых достаточно длительное время проводятся наблюдения, весьма редки. В действующих Методических указаниях отмечается, что исходные гидрологические и гидрохимические характеристики должны запрашиваться в территориальных органах Росгидромета. Однако не указано, как они должны определяться, тем более что морфометрические и, соответственно, гидравлические характеристики водотока даже на относительно небольшом расстоянии могут существенно изменяться. Естественно, за отсутствием другой информации водопользователю представляются для расчета НДС гидрологические характеристики по ближайшему гидрометрическому посту. Данные могут быть запрошены в водном реестре на коммерческой основе. При этом даже не ставится вопрос, насколько они соответствуют гидрологическому режиму при нормативном расходе в зоне разбавления конкретного водовыпуска, а, соответственно, учитывая низкую надежность самих методов разбавления, насколько обоснованы сами НДС. В связи с достаточно медленным изменением, как климатических характеристик, так и морфометрических для отдельных водотоков, сами гидрологические характеристики являются достаточно инерционными, и, следова-

тельно, нет никаких оснований их «запрашивать» каждые 5 лет для каждого перерасчета НДС.

Еще более парадоксальная ситуация с расходами сточной воды, которыми нужно задаться, чтобы рассчитать массу в г/час, кг/мес и т/год на 5 лет вперед. Если, например, для производства или города в какой-то степени это предсказуемые объемы сброса, то для систем полураздельной и тем более ливневой канализации прогноз практически невозможен. Такая задача перед водопользователями поставлена только лишь с целью облегчения расчета администраторами плановых размеров платы, но к экологии это не имеет никакого отношения.

Совершенно аналогичная ситуация и с заданием фоновых гидрохимических характеристик. При разработке требуется полная информация о фоновых гидрохимических характеристиках. Эти характеристики определяют возможность применения расчетов на смешение или установление концентрации Сд, равной ПДК. Задача может считаться решаемой, если на конкретном водовыпуске проводятся наблюдения в фоновом и контрольном створах. При этом фоновые гидрохимические показатели должны соответствовать нормативному расходу. В методических документах Росгидромет рассматривается ситуация установления фоновых концентраций при наличии статистически значимой связи $C=f(Q)$. Однако связь между показателем химического, а тем более микробиального, загрязнения водотока и расходом не столь определенна, а для ряда ингредиентов она статистически незначима. Для получения эффективных оценок требуются достаточно длительные ряды наблюдений, которые в большинстве отсутствуют. Фоновые характеристики по микробиологическим показателям получить вовсе невозможно, т.к. такие наблюдения в водных объектах отсутствуют (ведутся только в районах рекреационного водопользования) Но даже при наличии достаточно длительных наблюдений при отсутствии статистически значимой связи $Ci=fi(Q)$, полученные статистические оценки значений не являются достаточно корректными, т. к. они построены на основе использования параметрических статистик, в то же время распределение большинства химических ингредиентов, за редким исключением, существенно отличается от нормального.

Значительные трудности создает и отсутствие каких-либо рекомендаций или указаний о том, каким способом и кто уполномочен определить, является ли концентрация определенных веществ природной особенностью конкретного водного объекта, что должно учитываться при нормировании. Большей частью это касается железа, меди, марганца, алюминия, ХПК, в ряде случаев – показателей минерализации и главных ионов. Это является следствием того, что для водных объектов так и не создана система собственно экологического, а не ресурсного нормирования.

Что касается расчетных методов при разработке НДС, применяемых, как уже указано выше, для случаев наличия ассимилирующей способности водных объектов, то действующая Методика рекомендует использование нескольких методик оценки кратности разбавления, основными из которых являются методы Фролова-Родзилера для водотоков и М.А. Руффеля – для водоемов. Эти методики обладают значительными погрешностями, хотя и просты в практическом применении. Однако эта особенность в настоящее время при наличии компьютеров теряет смысл.

Методика [37] также, вопреки положениям СанПиН 2.1.5.980-00 [5], рекомендует учитывать неконсервативность веществ при весьма неопределенных способах получения соответствующих коэффициентов. Это дополнение якобы смягчающее требования к качеству сточной воды, тем не менее, необоснованно усложняет расчеты. Если задаться известными и опубликованными коэффициентами, то становится понятным, что при климатических условиях России степень «смягчения» требований исчезающее мала.

В настоящее время, когда платежи за сброс загрязняющих веществ реальны и могут оказать существенное влияние на экономические показатели предприятия, наличие в действующей Методике отмеченных особенностей становится помехой для улучшения экологической и экономической политики предприятия.

Существует и еще одна особенность практики нормирования сбросов в России, не связанная с недостатками нормативной базы, а отражающая незнании природных закономерностей или пренебрежение ими как со стороны разработчиков проектов НДС, так и контролирующих органов. В частности, в состав НДС нередко включаются вещества, содержание которых в сточных водах не превышает ПДК. Остается без внимания, что в таких случаях негативного воздействия быть не может, а при сбросе таких вод в загрязненную реку воздействие позитивно.

Положение Методики «если расчетная концентрация больше фактической, то НДС устанавливается на уровне фактического содержания» часто понимается неверно. Так, прежде всего оно должно относиться только к веществам загрязня-

ющим. При возможности использовать расчет на смешение могут быть получены расчетные концентрации загрязняющих веществ, значительно превышающие фактические. И только в этом случае НДС должен устанавливаться на уровне фактического содержания.

Определяя список нормируемых показателей, следует учитывать, что при сбросе в реку сточной воды, концентрация вещества в которой равна или меньше ПДК, Тогда какое основание для взимания платы?

Характерной особенностью нормирования и контроля сбросов является фактическое отсутствие показателя токсичности, хотя об этом упомянуто в приложении 3 к Методике [37], однако в основной форме утверждаемого НДС показатель токсичности отсутствует.

В то же время во всех цивилизованных странах применяются и интегральные показатели качества вод, в том числе токсичности, позволяющие оценить реальную экологическую опасность сточной воды и избежать погрешностей, связанных с некорректностью установления ПДК, учесть явления синергизма и т.д.

Аналитическое определение содержания металлов в воде основано на селективном измерении содержания иона металла, а не формы его нахождения в воде, тогда как металлоорганические соединения (известные метилртуть, тетраэтилсвинец, оловоорганические соединения) гораздо токсичнее, чем ионы, и определение только последних может замаскировать реальную опасность сложного стока.

Даже самые совершенные аналитические методы этого не учтут, тогда как биотестирование среагирует на эффект как снижения, так и увеличения токсичности металлов и их соединений при использовании местной нетоксичной воды для разбавления в эксперименте. К тому же аналитическая техника (как показала практика) выявляет массу веществ, для которых отсутствуют какие-либо нормативы, и это вынуждает увеличивать до бесконечности проведение дорогостоящих работ по установлению ПДК

Применение результатов оценки токсичности сточных вод прошло практическую апробацию в ряде регионов России. Анализ и обобщение результатов показали, что введение механизма исчисления платы за загрязнение с учетом результатов биотестирования существенно повышает достоверность и снижает стоимость контроля, позволяет более точно оценить наносимый ущерб водным объектам. Эксперимент позволил обнаружить многие токсичные вещества в сточных водах, состав которых был известен не полностью, побудил предприятия совершенствовать поиск и удаление наиболее токсичных веществ. Водопользователи смогли полнее учитывать воздействие фонового загрязнения забираемой воды и т.д.

Поэтому включение параметра токсичности для нормирования, расчета платы, оценке вреда при отказе от расшифровки состава сточных вод по отдельным компонентам представляется насущно необходимым. В этом убеждает и то, что показатель токсичности введен в качестве норматива (стандарта) для сточных вод в рамках ХЕЛКОМ [40].

Внедрение биотестирования в практику контроля и мониторинга сдерживалось не сложностью или дороговизной работ, а тем, что показатель токсичности не был включен в систему управления и применялся только как вспомогательный. В то же время эксперимент, проведенный Госкомэкологии России не только продемонстрировал эффективность включения биотестирования в систему экономического механизма, но и способствовал увеличению количества лабораторий, в область аккредитации которых включено биотестирование. Этому же способствует проведение биотестирования при оценке экологической опасности отходов в соответствии с «Критериями отнесения опасных отходов к классам опасности для окружающей природной среды».

Это, однако, не означает отказа от расшифровки состава сточных вод, определения отдельных их компонентов для *иных целей* – например, при идентификации источника загрязнения, при аварийных ситуациях, но главным образом – для производственного экоконтроля, когда необходимо выяснение причин токсичности, определения источников поступления вредных веществ и поиска способов снижения загрязнения. При этом частота контроля может изменяться, носить характер исследований, которые могут обеспечиваться не производственной лабораторией, а специальными структурами, владеющими высокоэффективной аналитической техникой.

4. Регулирование сброса загрязняющих веществ в водные объекты по материалам международных документов

4.1. Директива Европарламента и Совета ЕС № 2000/60/ЕС по водной политике [16]

Целью Директивы – установление принципов рациональной (устойчивой) водной политики, направленных, в том числе, на более эффективную

охрану и улучшение водной среды, принятия специальных мер по прогрессивному снижению сбросов и потерь опасных веществ, отнесенных к категории приоритетных; полное или постепенное прекращение сбросов и потерь опасных веществ. Согласно Директиве политика ЕС должна основываться на принципе предусмотрительности и на принципах: принятия предупредительных мер; исправления ситуации (при нанесении ущерба окружающей среде), путем принятия мер на источнике загрязнения и на принципе «загрязнитель платит».

В отношении предотвращения загрязнения и контроля над загрязнением водная политика Сообщества основывается на комбинированном подходе с использованием контроля на месте расположения источника загрязнения, посредством установления предельных норм сбросов, и стандартов качества окружающей среды.

Одним из базовых является понятие «Предельные значения сбросов», существенно отличающееся от принятого в России понятия НДС. Согласно Директиве предельные значения сбросов означает массу, выраженную в определенных специфических параметрах, концентрацию и/или уровень сброса, которые не могут быть превышены *в течение одного или более периодов времени*. То есть это понятие близко к понятию лимита сброса и предполагает непрерывное снижение воздействий. Этот же принцип определен в ИСО 14000 (*рис. 1*) схемой:

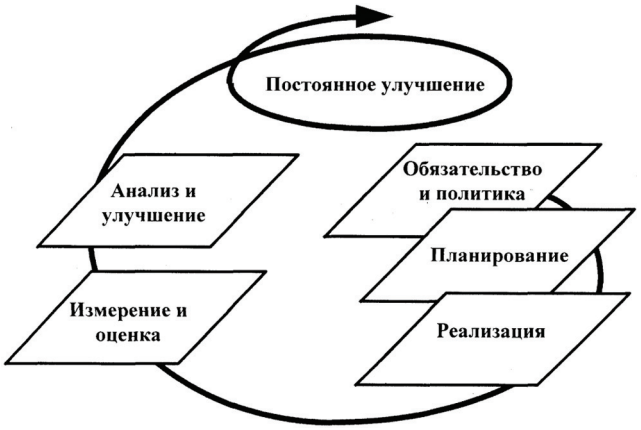


Рис. 1. ***Модель системы управления окружающей средой (ИСО 14001).***

Как можно видеть, для водопользователя не устанавливается конечный предел (т.е. НДС), а предполагается непрерывный процесс улучшения экологической ситуации.

Нормирование воздействий, основанное на принципах технологического нормирования с поэтапным снижением воздействий по мере развития науки и техники, в ЕС принципиально отличается от отечественного.

4.2. Директива ЕС «О комплексном предупреждении и контроле загрязнения» (1996 г.) [42]

Этой Директивой введен правовой механизм охраны окружающей среды, названный принципом «Наилучшая доступная технология (НДТ)» (Best available technology; BAT, или НДТ в русской транскрипции). Наилучшая доступная технология означает наиболее эффективную и передовую стадию развития деятельности и методы управления, которые указывают на практическую пригодность конкретного метода для обеспечения установления и применения нормативов допустимых сбросов веществ в водный объект, направленных на предотвращение и снижение сбросов. Это требование распространятся только на отрасли экономики, оказывающих наиболее существенным воздействием на окружающую среду.

Документами BREF являются рекомендательные справочные документы Евробюро по обмену информацией в области наилучших из доступных существующих технологий (НИДСТ). В документе BREF имеются данные и информация относительно имеющихся выбросов, сбросов и образования отходов и уровней по требления сырья и энергии, отражающие ситуацию на объектах хозяйственной деятельности, эксплуатируемых в период написания BREF-документа и подробное описание методов и технологий сокращения выбросов, сбросов и образования отходов, а также других методов и технологий, которые являются наиболее уместными при определении НИДСТ и условий выдачи разрешения на основе НИДСТ. Эта информация включает данные о потреблении (сырья, материалов и энергии), об уровнях выбросов, сбросов и образования отходов, рассматриваемых как достижимые при использовании технологий; а также отражает некоторые идеи относительно затрат и проблем обмена информацией, связанной с технологиями и степенью их применимости к различным объектам хозяйственной деятельности, для которых требуется получение разрешений в соответствии с Директивой, например, новым или существующим, крупным или малым объекам хозяйственной деятельности. Технологии, которые определены как устаревшие, не рассматриваются; технологии и уровни выбросов, сбросов и образования отходов, а также уровни потребления (сырья, материалов и энергии), которые являются совместимыми с НИДСТ.

При выборе НДТ следует произвести сопо-

ставление технических средств, предотвращающих и сокращающих сбросы, выявить средства, оказывающие наименьшее воздействие на водный объект, произвести сравнение альтернативных вариантов, причем как для основных технических средств, используемых в производственном процессе, так и для средств дальнейшей очистки сбросов.

Объемы допустимых сбросов (ДС), предлагаемые природо- и водопользователям, должны быть близки к ориентировочным показателям ДС, указанным в руководствах. В случае несоответствия НСТ заявитель должен обосновать предлагаемый им подход, предоставив информацию о проблемах с доступностью технической информации или чрезмерно высокой стоимости необходимых методов; либо предложить использовать более передовые средства, снижающее техногенное воздействие в большей степени, чем предусмотрено в руководствах.

При определении соответствия НДТ «наилучшей имеющейся технологии» принимаются во внимание следующие факторы: соответствие достигнутому современному уровню; технический прогресс и изменения в научных знаниях; экономичность и эффективность технологии; сроки внедрения; количество и состав сбросов со сточными водами в водный объект; малоотходность или безотходность и возможность получения экологически чистой продукции.

При выборе НДТ следует учитывать: расходы и доходы, связанные с ее внедрением; использование малоотходных технологий, менее опасных веществ, утилизация и повторное использование отходов, экономное использование энергии; применение технологических процессов и методов эксплуатации, которые зарекомендовали себя в конкретной отрасли экономики, как экологически эффективные.

При внедрении НДТ следует учитывать: объемы и характер сбросов, а также выбросов и образование отходов; сроки введения в эксплуатацию объекта и сроки, необходимые для внедрения НСТ; объемы потребления и происхождение сырья; меры, необходимые для предупреждения или снижения техногенного воздействия; меры, необходимые для предупреждения производственных аварий и устранения их последствий.

НДТ не должен содержать указания на обязательное использование конкретной технологии, его применение определяет снижение степени негативного воздействия хозяйственной деятельности на экологическое состояние водного объекта, которое должно быть обеспечено при производстве продукции. Предприятие самостоятельно (с учетом условий рыночной конкуренции, коммерческой тайны) выбирает, приобретает, устанавливает и эксплуатирует необходимые технические средства производства.

НДТ соответствует той технологии, которая позволяет свести к минимуму воздействие сброса на состояние водного объекта.

Если выбранный вариант исключается на основании его стоимости, следует представить анализ затрат и выгод, показать, что удельные издержки применения данного НДТ по сравнению с другими средствами несоразмерны с выгодой от него. Если предложенные предприятием решения соответствуют параметрам, определенным в справочной информации, то предприятие получает разрешение на сброс.

В разрешении на сброс устанавливаются параметры, исходя из справочной информации, предоставляемой предприятием в заявлении на получение разрешения в соответствии с требованиями НДТ. Орган, выдающий разрешение, формулирует юридически исполнимые условия, закладываемые в разрешение, в которые должны войти следующие элементы: предельные значения сбросов; «скорость» сброса; метод анализа; контрольный период (по истечении которого контрольный орган решает, соответствует ли сброс предельно допустимому уровню или нет); выбор фактора воздействия (допустимый уровень зависящий от степени воздействия на водный объект, от числа проб, отбираемых за контрольный период).

Одним из оснований для принятия решения на выдачу разрешения на сброс является также уровень профессиональной подготовки и опыт ответственных должностных лиц органа, выдающего разрешения. Предоставление органам, выдающим разрешения, достаточной свободы действий в принятии таких решений – один из основных элементов создания эффективной гибкой системы выдачи обоснованных разрешений.

Если установлено, что выбранный вариант технического средства соответствует НДТ в рассматриваемой отрасли, то органу, выдающему разрешение, следует определить объем ДС, соответствующий применению этого средства, и ввести его во все разрешения в данной отрасли.

Если эксплуатация *новой* установки даже в условиях, более жестких, чем НДТ, приведет к нарушению норматива ПДК, в разрешении должно быть отказано. Если мероприятия не могут быть

реализованы в сроки до 5 лет или она неприемлема по расходам для водопользователя, то в выдаче разрешения должно быть отказано. В выдаче разрешения может быть отказано также в случае невыполнения мер, предусмотренных программой.

Согласно Директиве требования, основанные на качестве окружающей среды, должны оцениваться таким образом, чтобы орган, выдающий разрешение, увидел, что может быть достигнуто в плане охраны окружающей среды в результате применения НДТ и сопряженных с ним допустимых сбросов. Если ПДК превышаются даже в случае применения НДТ, сбросы должны быть сокращены сверх уровня, достигаемого применением НДТ, с тем, чтобы рассматриваемый источник или группа источников, функционирующих на определенной территории, не способствовали нарушению требований к качеству окружающей среды. В тех случаях, когда затраты на подобные дополнительные меры чрезмерно высоки или их осуществимость вызывает сомнения, орган, выдающий разрешения, может распорядиться о закрытии некоторых существующих источников или отказать в выдаче разрешений на новые источники, на расширение или изменение производственных процессов.

В Справочниках по НДТ для каждой отрасли определяются допустимые выбросы и сбросы, образование отходов. Они не являются обязательными, а служат ориентиром. С учетом нормативов качества или целевых показателей принимающих природных сред, местных особенностей, особенностей самого предприятия, сроков его ввода в эксплуатацию, сроков внедрения НДТ, норматив воздействия для различных отраслей, расположенных в одном регионе, может быть различным. При этом предприятие обязано принимать меры по постоянному снижению негативного воздействия в процессе эксплуатации.

При определении нормативов воздействий принимаются во внимание финансовая сторона, связанная с внедрением НДТ. К примеру, теоретически конкретный сектор экономики или предприятие может обеспечить соблюдение более строгих нормативов и других экологический решений организации производственного процесса, но такие требования не будут признаваться НДТ, если их внедрение связано с чрезвычайно высокими затратами.

На основе НДТ Директивой предусматривается выдача так называемого комплексного разрешения ведомствами стран-членов ЕС, в котором определяются юридически обязательные экопараметры эксплуатации конкретного предприятия. Они устанавливаются исходя из информации, предоставляемой предприятием в заявлении на получение разрешения в соответствии с требованиями НДТ. Если предложенные предприятием решения соответствуют параметрам, определенным в Справочнике по НДТ, то предприятие получит комплексное разрешение на все воздействия. В таком разрешении помимо установления нормативов воздействий, будут содержаться все иные требования экоменеджмента. Ведомство, уполномоченное выдавать разрешения, сохраняет за собой право менять, если это необходимо, или устанавливать дополнительные требования.

4.3. Рекомендации «ХЕЛКОМ», 1996 [40]

Наглядным примером использования принципа «наилучших доступных технологий» являются Рекомендации «ХЕЛКОМ» (Хельсинской комиссии по защите морской среды Балтийского моря) [40], устанавливающие требования к сбросам и выбросам загрязняющих веществ от различных производств. В рекомендациях дается краткое описание технологии, на период действия Рекомендаций признающаяся наилучшей доступной. Приводится перечень приемов, направленных на уменьшение объема сточных вод и массы загрязняющих веществ, увеличение доли оборотного водоснабжения, увеличение степени регенерации используемых в производстве химикатов и т.д. Контрольными показателями, являются удельные сбросы загрязняющих веществ, выражаемые в единицах массы на тонну продукции, в некоторых случаях – предельные концентрации в сточной воде. Комплексный показатель – удельные нормативы потребления ресурсов, выбросов и сбросов загрязняющих веществ и образования отходов.

Фактически удельные нормативы выбросов и сбросов загрязняющих веществ являются показателями, при достижении которых вопросы минимизации техногенного воздействия переходят из области экологии в область социально-экономической политики. Это возможно только в том случае, если при комплексном анализе «ущерб-выгода» экологические издержки и экоущерб превысят социальную и экономическую выгоду.

4.4. Руководящие документы Агентства по охране окружающей среды США

В руководящих документах Агентства по охране окружающей среды США термин best available technology (BAT) расширен до термина best available technology economically achievable

– «наилучшие доступные экономически достижимые технологии» [43]. В процессе реализации федерального закона США «О чистой воде» [44] использовались и иные «разновидности» принципа BAT. Например, Департамент науки и технологии Агентства по охране окружающей среды разработал и опубликовал национальные нормативы сбросов загрязняющих веществ для основных технологических процессов, характерных для различных отраслей промышленности, в основу которых легли показатели, соответствующие требованиям «наилучших доступных экономически достижимых технологий» (Best available technology economically achievable), наилучших традиционных технологий (Best conventional technology – BCT), наилучших практически достижимых в настоящее время технологий (Best practicable control technology currently available – BPT), национальным стандартам сбросов загрязняющих веществ для новых источников загрязнения (New source performance standards) и национальных стандартов для регулирования качества сточных вод, поступающих на муниципальные очистные сооружения (Pretreatment standards).

При определении нормативов сбросов в соответствии с принципом BPT принимается во внимание несколько факторов, перечень которых определен в Законе «О чистой воде» [44]. Традиционно Агентство устанавливает нормативы на основе принципов BPT, базируясь на информации о реальных данных сбросов загрязняющих веществ, характеризующие наилучшие природоохранные характеристики технологий, применяемых на промышленных предприятий одной отрасли промышленности, различающихся возрастом, размерами, технологиями и другими характеристиками. В том случае, если на какомлибо предприятии применяемые технологии характеризуются минимальным воздействием на окружающую среду, Агентство может установить нормативы сбросов с учетом этих показателей, при этом необходимо обосновать практическую возможность перехода других предприятий на данную технологию.

Выполнимые стандарты для новых источников сбросов загрязняющих веществ (New source performance standards, NSPS) основаны на базе характеристик «наилучших достижимых технологий», прошедших опытно-промышленные испытания. При применении данного принципа исходят из того, что новые предприятия имеют возможность устанавливать наилучшую и наиболее эффективную (в природоохранном плане) технологию основного производства и оборудование по очистке сточных вод. Принцип устанавливает наиболее жесткие требования к качеству сточных вод для всех загрязняющих веществ как «традиционных», так и «специфических». При определении нормативов на основе NSPS Агентство рассматривает стоимость достижения нормативов и влияние технологии на др. компоненты окружающей среды, а также проблемы ресурсо- и энергоэффективности.

Для источников сточных вод, сбрасывающих загрязняющие вещества на муниципальные очистные сооружения, устанавливаются стандарты (Pretreatment standards for existing sources, PSES), регулирующие поступление загрязняющих веществ, которые могут затруднить работу общественных очистных сооружений, или те загрязняющие вещества, эффективность очистки которых на обычных очистных сооружения крайне низка.

Для новых источников сбросов загрязняющих веществ на общественные очистные сооружения устанавливаются более жесткие стандарты (Pretreatment standards for new sources, PSNS), принципы разработки которых совпадают с нормативами NSPS, главным из которых является возможность использовать на вновь строящихся предприятиях «наилучшую достижимую технологию», прошедшую этап опытно-промышленной эксплуатации.

Таким образом, фактически можно говорить о сложившейся системе эколого-технологических нормативов, регулирующих степень техногенного воздействия предприятий в зависимости от отрасли промышленности, особенностей технологических процессов, возраста оборудования и самих технологий, региональных различий, экономических и социальных факторов.

5. Выводы

Существует настоятельная необходимость серьезной, а не формальной, работы по установлению принципов и методов нормирования воздействий на окружающую среду. Эти методы должны быть понятны инженеру, осуществимы на практике, а установленные нормативы – подконтрольны. В конечном итоге улучшение экологического состояния может быть обеспечено практически исключительно «мерами на источнике», т.е. установлением технологических нормативов с использованием принципов «наилучшей технологии».

В гл. V ФЗ «Об охране окружающей среды» введено понятие «наилучших существующих технологий» как одного из принципов нормирования сбросов и выбросов, что дает законодательную основу принципиального изменения подходов к нормированию. В том же законе сказано, что лимиты на выбросы и сбросы загрязняющих веществ и микроорганизмов устанавливаются на период проведения мероприятий по охране окружающей среды, в том числе внедрения наилучших существующих технологий, в целях достижения нормативов в области охраны окружающей среды. В то же время понятие «наилучшей существующей технологии» не конкретизировано, и при установлении лимитов не могло работать как из-за его неопределенности, так и из-за отсутствия в стране информационных ресурсов, которыми могли бы воспользоваться предприятия для поиска решений.

Успешное практическое использование нормативов, разработанных на основе принципа BAT, обусловлено несколькими важными факторами. Во-первых, в стратегическом плане достижение целей экополитики по уменьшению техногенной нагрузки на окружающую среду возможно только при широкомасштабном переходе на технологические процессы и оборудование, характеризующиеся высокоэффективным ресурсо- и энергосбережением при минимизации выбросов и сбросов загрязняющих веществ и уменьшении объемов отходов. Во-вторых, процедура разработки и утверждения технологических нормативов является многоступенчатым процессом, в котором участвуют, наряду с природоохранными органами, и другие заинтересованные стороны, прежде всего представители промышленности, научно-технические организации и общественность. Именно на этапе разработки технологических нормативов на основе принципа BAT происходит поиск и согласование компромиссных решений, оптимальным не только с экологической и технологической, но и экономической и социальной точек зрения. Основанный на здравом смысле, такой подход в условиях рыночной экономики позволяет в значительной мере сгладить антагонизм между собственниками промышленных предприятий и обществом. В-третьих, относительная простота, понятность и доступность показателей, заложенных в технологические нормативы, позволяет успешно контролировать выполнение утвержденных нормативов, как со стороны надзорных органов, так и при проведении производственного экоконтроля.

Как правило, система эколого-технологических нормативов ложится в основу целевых показателей, на достижение которых направлена экополитика предприятий и компаний, следующих в своей деятельности основным положениям стандартов группы ИСО 14000.

Контрольными показателями, свидетельствующим об эффективности перехода предприятия на использование НДТ, являются удельные сбросы загрязняющих веществ, выражаемые в единицах массы на тонну продукции, в некоторых случаях – предельные концентрации в сточной воде. Комплексным показателем экоэффективности применяемой на предприятиях технологии являются удельные нормативы потребления ресурсов, выбросов и сбросов загрязняющих веществ и образования отходов.

Удельные нормативы, как технологические показатели, широко применяются при расчете плановых объемов выбросов и сбросов загрязняющих веществ. В связи с тем, что контроль за выпуском продукции организован, как правило, значительно более жестко, чем экологический контроль, использование нормативных значений удельных показателей выбросов позволяет получать данные об объемах выбросов загрязняющих веществ за любой отчетный период.

Как известно, действующий в настоящее время механизм начисления экоплатежей тесно связан именно с объемами выбросов (сбросов) загрязняющих веществ. Таким образом, использование удельных показателей позволит более тесно связать существующие экоплатежи с реальной производственной деятельностью предприятия. Роль удельных показателей в процессе регулирования природоохранной деятельности различных предприятий может быть значительно усилена организацией должной системы производственного экоконтроля.

Фактические значения удельных показателей позволяют сравнивать реальную эффективность природоохранных мероприятий для предприятий, использующих сходную технологию, но отличающихся по объемам выпускаемой продукции и, следовательно, различающихся по общему годовому объему выбросов и сбросов загрязняющих веществ и служат наглядной характеристикой не только применяемой на предприятии технологии, но и являются индикатором соблюдения на предприятии технологической дисциплины, степени износа основного оборудования и очистных сооружений и т.д.

Таблица 4

Сводная таблица величин ПДК, установленных в России и ряде зарубежных стран
А) Микроэлементы, мг/л

Наименование	*Среда обитания*	*Орошение*	*Животноводство*	*Питьевое водоснабжение*	*Подземн. воды*
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Алюминий	0.005-0.1(К) 0.04) (РФ)	5(К)	5(К)	0.2(В) 0.2(Е) 0.02(А) 0.2(Г) 0.5(РФ)	
Барий	-(Е) 0.74(РФ)			1.0(К) 0.1(Е) 2.0(А) 1.0(Г) 0.1(РФ)	
Бериллий	-(Е) 0.0003(РФ)	0.1(К)	0.1(К)	0.004(А) 0.0002(РФ)	
Бор	-(Е) 0.1(РФ)	0.5-6.0(К)	5.0(К)	5.0(К) 1.0(Е) 1.0(Г) 0.5(РФ)	
Ванадий	-(Е) 0.001(РФ)	0.1(К)	0.1(К)	0.1(РФ)	
Железо	0.3(К) 0.05-0.1(РФ)	5.0(К)		0.3(В) 0.3(К) 0.2(Е) 0.3(А) 0.2(Г) 0.3(РФ)	
Кадмий	0.0002-0.0018(К) 0.00006-0.0002(Н) 0.001(Р) 0.0002(А) +(Е) +(Б) 0.005(РФ)	0.01(К)	0.02(К)	0.005(В) 0.005(К) 0.005(А) 0.005(Е) 0.005(РФ) 0.001(РФ)	0.0004(Н)
Кобальт	-(Е) 0.01(РФ)	0.05(К)	1.0(К)	0.1(РФ)	
Литий	0.04(РФ)	2.5(К)		0.03(РФ)	
Магний	40(РФ)			50(Г)	
Марганец	0.01(РФ)	0.2(К)		0.1(В) 0.05(К) 0.05(Е) 0.05(А) 0.05(Г) 0.1(РФ)	
Медь	0.002-0.004(К) 0.0013-0.003(Н) 0.05(Р) 0.005(А) -(Е) +(Б) 0.001(РФ)	0.2-1.0(К)	0.5-5.0(К)	1.0(В) 1.0(К) 3.0(Е) 1.3(А) 3.0(Г) 1.0(РФ)	0.015 (Н)
Молибден	-(Е) 0.0012(РФ)	0.01-0.05(К)	0.5(К)	0.25(РФ)	
Мышьяк	0.05(К) 0.0086-0.01(Н) 0.05(А) -(Е) +(Б) 0.05(РФ)	0.1(К)	0.5-5.0(К)	0.05(В) 0.025(К) 0.05(Е) 0.05(А) 0.01(Г) 0.05(РФ)	0.010 (Н)
Никель	0.025-0.15(К) 0.007-0.01(Н) 0.05(Р) -(Е) +(Б) 0.01(РФ)	0.2(К)	1.0(К)	0.05(Е) 0.1(А) 0.05(Г) 0.1(РФ)	0.015 (Н)

Продолжение таблицы 4

Ртуть	0.0001(К) 0.000005- 0.00003(Н) 0.0005(Р) 0.0002(А) +(Е) +(Б) 0.00001(РФ)		0.003(К)	0.001(В) 0.001(К) 0.001(Е) 0.002(А) 0.001(Г) 0.0005(РФ)	0.00005 (Н)
Свинец	0.001-0.007(К) 0.0013-0.025(Н) 0.1(Р) 0.010-0.025(А) +(Е) +(Б) 0.1(РФ)	0.2(К)	0.1(К)	0.05(В) 0.01(К) 0.05(Е) 0.015(А) 0.04(Г) 0.03(РФ)	0.015 (Н)
Селен	0.001(К) 0.01(А) -(Е) 0.0016(РФ)	0.02-0.05(К)	0.05(К)	0.01(В) 0.01(К) 0.01(Е) 0.05(А) 0.01(Г) 0.01(РФ)	
Серебро	0.0001(К) -(Е)			0.01(Е) 0.05(А) 0.01(Г) 0.05(РФ)	
Сурьма	-(Е)			0.01(Е) 0.006(А) 0.01(Г) 0.05(РФ)	
Таллий	-(Е)			0.0005(А) 0.0001(РФ)	
Теллур	-(Е) 0.0028(РФ)			0.01(РФ)	
Титан	-(Е) 0.06(РФ)			0.1(РФ)	
Уран	-(Е)	0.01`(К)	0.2(К)	0.1(К) 0.02(А)	
Фторид	-(Е) 0.05(РФ)	1.0(К)	1.0-2.0(К)	1.5(В) 1.5(К) 1.5(Е) 4.0(А) 1.5(Г) 0.7-1.5(РФ)	
Хром	0.002-0.02(К) 0.002-0.02(Н) 0.1(Р) 0.05(А) -(Е) +(Б) 0.02(РФ)	0.1(К)	1.0(К)	0.05(В) 0.05(К) 0.05(Е) 0.1(А) 0.05(Г) 0.05-0.5(РФ)	0.001(Н)
Цианид	0.005(К) +(Е) 0.05(РФ)			0.1(В) 0.2(К) 0.05(Е) 0.2(А) 0.05(Г) 0.035(РФ)	
Цинк	0.03(К) 0.007-0.03(Н) 0.05(Р) 0.03(А) -(Е) +(Б) 0.01(РФ)	1.0-5.0(К)	50.0(К)	5.0(К) 5.0(В) 5.0(Е) 5.0(А) 5.0(Г) 1.0(РФ)	0.065(Н)

Б) Органические вещества – ксенобиотики, мкг/л

Наименования	*Среда обитания*	*Орошение*	*Животноводство*	*Питьевое водоснабжение*	*Подземн. воды*
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Адипаты	6000(РФ)			500(А) 1000(РФ)	
Акрилонитрил	+(Е) 10(РФ)			2000(РФ)	
Антрацен	0.02(Н)				0.02(Н)
Бензол	300(К) 0.1(Р) +(Е) 500(РФ)			10(В) 5.0(К) 5.0(А) 500(РФ)	
Бенз(а)антрацен	0.005-0.008(Н)				0.002(Н)
Бенз(к)флуорантен	0.008-0.02(Н)				0.001(Н)
Бенз(а)пирен	0.002-0.005(Н) 0.01(А)			0.01(В) 0.01(К) 0.2(А) 0.005(РФ)	0.001(Н)
Бенз(g,h,i)перилен	0.0005 (РФ) 0.004(Н)				0.0002(Н)
Бромдихлорметан				100(А) 30(РФ)	
Бутилбензилфталат				4.0(А)	
Гексахлорбензол	0.0065(К) 0.0005(Р) +(Е) +(Б)			0.01(В) 1.0(А) 50(РФ)	
Гексахлорбутадиен	0.1(К) 0.001(Р) +(Е) +(Б)			10(РФ)	
Гексахлорциклогексан	0.001(К) +(Е) +(Б) 0.01(РФ)			20(РФ)	
Гексахлорциклопента-диен				50(А) 1.0(РФ)	
Диадипат				400(А)	
1,2-Дибромэтан	+(Е)				
Дибромэтилен				0.05(А)	
Дибромхлорметан				100(А) 30(РФ)	
1,2-Дибром-3-хлорпропан				0.2(А)	
Дибутилфталат	4(К) 1.0(РФ)			4.0(А) 200(РФ)	
Ди-(2-этилгексил)-фталат	0.6(К) 0.6(А) 1.0(РФ)				
Динитробензолы	+(Е)			50(РФ)	
Динитротолуолы	+(Е)			50(РФ)	
Дихлоранилины	+(Е)			50(РФ)	
3,4-Дихлоранилин	0.1(Р) 1.0(РФ)			50(РФ)	
1,2-Дихлорбензол	2.5(К) 1.0(РФ)			200(К) 600(А) 2.0(РФ)	
1,3-Дихлорбензол	2.5(К) 1.0(РФ)				
1,4-Дихлорбензол	4(К) 1.0(РФ)			5.0(К) 75(А) 2.0(РФ)	

Продолжение таблицы 4

1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Дихлорметан				50(К) 5.0(А) 10(Г) 7500(РФ)	
1,2-Дихлорпропан				5.0(А) 400(РФ)	
2,4-Дихлорфенол	0.1(РФ)			900(К)	
Дихлорфенолы	0.2(К) 0.08(Н) 0.1(РФ)			2.0(РФ)	0.08(Н)
1,2-Дихлорэтан	100(К) 1.0(Р) +(Е) +(Б) 100(РФ)			10(В) 5.0(К) 5.0(А) 20(РФ)	
1,1-Дихлорэтилен	100(РФ)			0.3(В) 7.0(А) 0.6(РФ)	
цис-1,2-Дихлорэтилен				70(А)	
транс-1,2-Дихлорэтилен				100(А)	
Индено(1,2,3,c,d)пирен	0.0008 (РФ)-0.004(Н)				0.0004(Н)
Ксилолы	50 (РФ)			300(К) 10000(А) 50(РФ)	
Нафталин	0.1(Н) 40(РФ)			10(РФ)	0.1(Н)
Нефть и нефтепродукты	+(Е) 0.05(РФ)			100-300(РФ)	
Нитрилотриуксусная кислота				400(К)	
ПАВ анионные и неионогенные	0.03(К)			200(Г)	
ПАУ				0.2(А) 0.2(Б) 0.2(Г)	
Пентахлорбензол	0.03(К)				
Пентахлорфенол	0.5(К) 0.05(Н) 0.001(Р) 0.4(А) +(Е) +(Б) 0.5(РФ)			10(В) 60(К) 1.0(А) 10(РФ)	0.02(Н)
Полихлорированные бифенилы	0.001-0.01(К) 0.001(Р) 0.001(А) +(Е) +(Б)			0.5(А) 0.5-1.0(Г) 1.0(РФ)	
Полихлорированные терфенилы	+(Е)			0.5-1.0(Г)	
Стирол	100(РФ)			100(А) 100(РФ)	
Тетрабутилолово	0.01-10.0(Н) +(Е) 0.1(РФ)			2.0(РФ)	0.0001(Н)
1,2,3,4-Тетрахлорбензол	0.1(К)			10(РФ)	
1,2,3,5-Тетрахлорбензол	0.1(К)				
1,2,4,5-Тетрахлорбензол	0.15(К)				

Продолжение таблицы 4

1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Тетрахлорметан	1.0(Р) +(Е) +(Б) 0.014(РФ)			1.0(Р) 3.0(В) 5.0(К) 5.0(А) 3.0(Г) 5.0(РФ)	
2,3,4,5-Тетрахлорфенол				100(К)	
Тетрахлорфенолы	1(К) 1(Н)				0.01(Н)
Тетрахлорэтан				1.0(Р)	
Тетрахлорэтилен	260(К) +(Е) 160(РФ)			10(В) 5.0(А) 10(Г) 20(РФ)	
Толуол	300(К) 500(РФ)			24(К) 1000(А) 500(РФ)	
Трибутилоловохлорид	0.001(Р) +(Е) +(Б) 0.01(РФ)			20(РФ)	
Трибромметан	1.0(РФ)			100(А)	
Тригалометаны				350(К) 1.0(Е) 100(А) 10(Г)	
Трифенилоловохлорид	0.001(Р) +(Е) +(Б) 0.01(РФ)				
2,4,6-Трихланилин	+(Е)			800(РФ)	
1,2,3-Трихлорбензол	0.9(К)				
1,2,4-Трихлорбензол	0,5(К) +(Е)			70(А)	
1,3,5-Трихлорбензол	0.65(К) +(Е)			300(РФ)	
Трихлорбензолы	0.1(Р) +(Б) 1.0(РФ)				
Трихлорметан	0.6(Р) +(Е) +(Б) 5.0(РФ)			30(В) 100(А) 60(РФ)	
2,4,5-Трихлорфенокси-пропионовая кислота				280(К) 50(А)	
2,4,6-Трихлорфенол	0.1(РФ)			10(В) 5.0(К)	
Трихлорфенолы	18(К) 2.5(Н)			4.0(РФ)	0.025(Н)
1,1,1-Трихлорэтан	+(Е) +(Б)			1.0(Р) 200(А) 10(Г)	
1,1,2-Трихлорэтан				5.0(А)	
Трихлорэтилен	20(К) +(Е) 10(РФ)			30(В) 50(К) 5.0(А) 10(Г) 60(РФ)	
2,3,7,8-ТХДД	0.00001(А) +(Б)			0.00003(А) отсутствие (РФ)	
Фенол	1.0(К) 1.0(РФ)			0.5(Е) 0.5(Г) 1.0(РФ)	

Продолжение таблицы 4

1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Фенантрен	0.02(Н)				0.02(Н)
Флуорантен	0.06-0.07(Н)				0.005(Н)
Фталат	0.2(К)				
Фторуксусная кислота с производными	+(Е)				
2-Хлоранилин	0.1(Р)			0.1(Р)	
3-Хлоранилин				0.1(Р) 200(РФ)	
4-Хлоранилин	0.01(РФ)			200(РФ)	
Хлорбензол	15(К) 1.0(РФ)			100(А) 80(К) 20(РФ)	
Хлорвинил	0.008(РФ)			2.0(А) 50(РФ)	
1-Хлор-4-нитробензол				1.0(Р) 50(РФ)	
1-Хлор-2-нитробензол	1.0(Р)			1.0(Р) 50(РФ)	
2-Хлортолуол				1.0(Р) 200(РФ)	
4-Хлортолуол				1.0(Р) 200(РФ)	
Хлорфенол	7(К) 9(Н) 0.1(РФ)			1.0(РФ)	0.25(Н)
Этилбензол	700(К) 1.0(РФ)			2.4(К) 700(А) 10(РФ)	

К – Канада
А – США
Н – Нидерланды
Р – программа по Рейну
В – норматив ВОЗ
Г – Германия
Б – Великобритания
РФ – Россия (в графе «Среда обитания» – ПДК, установленные для рыбохозяйственных водных объектов)
+Е – вещество включено в приоритеты Европейского сообщества
-Е – вещество включено в дополнительный список Европейского сообщества.

Литература

1. ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. – М.: Минздрав России, 2003.

2. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно безопасные уровни воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение». Утв. приказом Председателя Комитета РФ по рыболовству 28.04.1999 № 96.

3. ГОСТ 17.1.2.03-90 (СТ СЭВ 6457-88) Охрана природы. Гидросфера. Критерии и показатели качества воды для орошения.

4. СанПиН 2.1.7.573-96 Гигиенические требования к использованию сточных вод и их осадков для орошения и удобрения.

5. СанПиН 2.1.5.980-00. Санитарные правила и нормы. Гигиенические требования к охране поверхностных вод.

6. Федеральный закон от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды»

7. ГН 2.1.5.1316-03 Ориентировочно допустимые уровни (ОДУ) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. – М.: Минздрав России, 2003.

8. ГН 1.1.546-96 Гигиенические нормативы содержания пестицидов в объектах окружающей среды. – М.: Минздрав России, 1996.

9. ГОСТ 27065-86 Качество вод. Термины и определения.

10. Постановление Правительства РФ от 28.06.2008 № 484 «О порядке разработки и утверждения нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».

11. Приказ Росрыболовства от 04.08.2009 № 695 «Об утверждении Методических указаний по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» (Зарегистр. в Минюсте РФ 03.09.2009 № 14702).

12. ГН 1.1.701-98 Гигиенические критерии для обоснования необходимости разработки ПДК и ОБУВ (ОДУ) вредных веществ в воздухе рабочей зоны, атмосферном воздухе населенных мест, воде водных объектов. – М.: Минздрав России, 1998.

13. Водный кодекс РФ от 03.06.2006 № 74-ФЗ.

14. Постановление Правительства РФ от 12.11.1992 № 869 «О государственной регистрации потенциально опасных химических и биологических веществ».

15. Федеральный закон от 04.05.1999 № 96-ФЗ «Об охране атмосферного воздуха».

16. Директива Европарламента и Совета Евросоюза № 2000/60/ЕС от 23.10.2000.

17. ECE/ENVWA/ 31 Серия публикаций по водным проблемам. «Охрана водоисточников и экосистем»: Материалы 6 сессии Старших советников правительств стран ЕЭК по проблемам окружающей среды и водных ресурсов, 1993.

18. Commission Directive 93/21/EEC adapting to technical, progress for the 18th time Council Directive 67/548/EEC, General Classification and Labelling requirements for dangerous Substances and Preparations, Official Journal of the European Communities, L110A, 36, 4/5/93.

19. Council Directive 78/659/EEC of 18.07.1978 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life.

20. Правила охраны поверхностных вод. Основные положения, утв. Госкомприроды СССР 21.02.1991.

21. ОСТ 15.372-87 Охрана природы. Гидросфера. Вода для рыбоводных хозяйств. Общие требования и нормы.

22. Приказ от 19.10.2009 № 230 Минэкономики России, Росстата «Об утверждении статистического инструментария для организации Росводресурсами Федерального статистического наблюдения об использовании воды» (в ред. приказа Росстата от 28.11.2011 № 466).

23. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. – М., 1975.

24. ГОСТ 17.1.1.01-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения.

25. Письмо Минводхоза СССР Методические указания по установлению предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ, поступающих в водные объекты со сточными водами от 11.02.1982 № 13-3-05/190.

26. Закон РСФСР от 19.12.1991 № 2060-I «Об охране окружающей природной среды».

27. Правила охраны поверхностных вод. Основные положения, утв. Госкомприроды СССР 21.02.1991.

28. Методика расчета предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ в водные объекты со сточными водами. – ВНИИВО, 1990.

29. Инструкция по нормированию выбросов (сбросов) загрязняющих веществ в атмосферу и в водные объекты. Госкомприроды СССР, 1989.

30. Водный кодекс РФ от 16.11.1995 № 167-ФЗ.

31. Постановление Правительства РФ от 19.12.1996 № 1504 «О порядке разработки и утверждения нормативов предельно допустимых вредных воздействий на водные объекты».

32. Журнал «Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление», 2004. Т. 6, № 5.

33. Методические указания по разработке нормативов предельно допустимых сбросов вредных веществ в поверхностные водные объекты. – МПР России, 1999.

34. Раздел по нормированию сбросов загрязняющих веществ в водные объекты «Инструкция по нормированию выбросов (сбросов) загрязняющих веществ в атмосферу и водные объекты», утв. зам. председателя Госкомприроды СССР 11.09.1989.

35. Постановление Правительства РФ от 30.12.2006 № 881 «О порядке утверждения нормативов допустимого воздействия на водные объекты».

36. Постановление Правительства РФ от 25.01.2006 № 33 (ред. от 30.12.2006) «О внесениии изменений в некоторые Постановления Правительства Российской Федерации по вопросам использования и охраны водных объектов.

37. Приказ МПР России от 17.12.2007 № 333 «Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей», зарегистр. в Минюсте России 21.02. 2008 № 11198.

38. Постановление Правительства РФ 23.07.2007 № 469 «О порядке утверждения нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей».

39. Пономарева Л.С. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей и проблемы, связанные с ее применением в практике // Водоснабжение и санитарная техника, 2009. №2.

40. Хельсинкская конвенция о защите Балтики, 1996.

41. Приказ МПР России от 16.06.2001 № 511 «Критерии отнесения опасных отходов к классам опасности для окружающей природной среды».

42. Директива ЕС от 24.09.1996 «О комплексном предупреждении и контроле загрязнения».

43. Drinking Water Glossary, 1994.

44. Clean Water Act, 1977.

Сведения об авторах:

Пономарева Людмила Сергеевна, главный специалист отдела обеспечения экологического надзора и научно-методической деятельности, Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия Ростехнадзора, 117105, Москва, Варшавское шоссе, д. 39А, тел. 8 (495) 943-29-44, e-mail: lsponom@gmail.com.

УДК 631.416

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ХИМИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ

И.О. Плеханова, д.б.н., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

Для почв, развивающихся в разных природных условиях, на различных почвообразующих породах понятие нормы будет различным. Для почв ООПТ нормой является фоновое состояние. Для почв сельскохозяйственного назначения лимитируется транслокационным показателем и базируется на санитарно-гигиенической оценке растительной продукции. Показатель фитотоксичности почв характеризует границу, определяющую изменение продуктивности экосистемы, что может быть принято за критерий для почв городских территорий и почв лесного фонда. Изменение функционирования почвенного биоценоза в результате загрязнения характеризует нарушение выполнения почвой функции как среды обитания микроорганизмов. Нарушение этих функций можно охарактеризовать как чрезвычайную экологическую ситуацию. Изменение структуры микробной системы почв свидетельствует об экологическом бедствии для природной среды.

Ключевые слова: загрязнение, химическое состояние почв, экологическое нормирование, фитотоксичность, биоценоз.

Химическое состояние почв описывается совокупностью показателей химических свойств почвы и протекающих в ней процессов, которые зависят от основных факторов почвообразования: климата, горных пород, растительности, рельефа местности, возраста почв и антропогенной нагрузки. Эти факторы определяют направленность почвообразовательных процессов, почвенное плодородие и экологическое состояние почв. Число сочетаний, образуемых факторами почвообразования, может быть очень велико и соответственно очень велико разнообразие почвенно-геохимических условий и свойств почв, которыми они определяются. Для целей нормирования химического состояния почв необходимо выделить некоторую степень обобщения, основанную на почвенно-геохимических свойствах почв, определяющих их устойчивость к загрязнению. За основу такого обобщения логично было бы взять зональные почвы и основные почвенные типы. В настоящее время накоплено много данных и описан богатый полевой, теоретический и экспериментальный материал, отражающий основные химические свойства почв и особенности их функционирования в разных природных зонах. Сведения о химическом состоянии почв необходимы для решения практически всех вопросов почвоведения, агрохимии, экологии и актуальны они для всех природных зон и почвенных типов.

Для оценки химического состояния почв используют широкий набор показателей химического состояния, таких как массовая доля гумуса, pH водной и солевой вытяжек, содержание макро- и микроэлементов, сумма обменных катионов и др. От этих показателей зависят почвенное плодородие, количество и качество сельскохозяйственной продукции, биологическая активность, интенсивность дыхания и другие биологические свойства почв, которые в конечном итоге определяют и их экологическое качество.

Для успешного решения проблемы охраны почв от загрязнения необходима разработка методической и законодательной базы экологического нормирования состояния окружающей среды. Согласно Закону «Об охране окружающей среды» от 26 июня 2007 г., «качество окружающей среды – состояние окружающей среды, которое характеризуется физическими, химическими, биологическими и иными показателями и их совокупностью».

В целях госрегулирования хозяйственной деятельности, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды указанным Законом определена система природоохранных нормативов.

Нормирование, как процесс установления количественных пределов, в которых допускается изменение характеристик нормируемого объекта, тесно связано с понятием «норма». Это понятие до сих пор является дискуссионным и в большинстве случаев «норма» определяется как среднее, или через описание нормы и паталогии и дает первую точку отсчета для экологического нормирования.

Очевидно, что для почв, развивающихся в разных природных условиях, на различных почвообразующих породах понятие нормы будет различным. Почвы будут различаться по основным химическим, физическим и биологическим свойствам, которые в свою очередь определяют различную буферность почв и различную устойчивость к антропогенным воздействиям.

Вследствие этого при определении нормативов экологического состояния основное внимание должно уделяться тем свойствам почвы, которые более чувствительны к воздействию антропогенных факторов и определяют их устойчивость. Совокупность показателей химического состояния почв, отражающих эти свойства, это емкость поглощения, кислотность почв, состав обменных катионов, степень засоления, валовые содержания элементов, активность ионов в жидкой фазе почвы, групповой и фракционный состав гумуса, окислительно-восстановительный потенциал и другие.

Среди перечня характеристик химического состояния почв специалисты основное внимание уделяют емкости катионного обмена (ЕКО), показателю кислотно-основных (pH) и окислительно-восстановительных свойств почвы, окислительно-восстановительному потенциалу (ОВП).

Уровень ЕКО (измеряется в ммоль-экв/100 г почвы) достаточно чувствителен к различным антропогенным воздействиям. Его уменьшение свидетельствует о деградации почвы вследствие дегумификации, эрозии, загрязнении, снятии плодородного слоя и т.п. При проведении разумных, рациональных восстановительных мероприятий (противоэрозионных, рекультивационных и т.п.) почва способна увеличивать уровень ЕКО. Здесь следует отметить, что фоновые (природные) значения ЕКО специфичны для разных типов почвы. Наиболее высоки они у черноземов 45-75, в гумусных и элювиальных горизонтах суглинистых дерново-подзолистых почв ЕКО от 5 до 20 ммоль-экв/100 г и преимущественно зависят от степени гумусированности. В песчаных и супесчаных почвах ЕКО падает до 1-5 ммоль-экв/100 г. Емкость обмена серых лесных почв несколько выше, фоновый уровень этого показателя находится в пределах 15-30 единиц.

ЕКО почв зависит в основном от содержания в них органического вещества, а также от содержания и минералогического состава илистой фракции. Хорошо известно, что из почвенных компонентов самыми высокими значениями ЕКО обладают гумусовые вещества, но на их сорбционные свойства большое влияние оказывают условия среды: эта величина возрастает от 40-120 ммоль-экв/100 г при pH 2,5 до 150-370 ммоль-экв/100 г при pH 8. В целом ЕКО органических веществ в несколько раз выше, чем минеральных компонентов, поэтому в почвах, богатых гумусом, именно органическое вещество определяет величину ЕКО.

ЕКО зависит также от минералогического состава почв наиболее высокие значения свойственным минералам группы вермикулита и монтмориллонита – соответственно 120-180 и 80-120 ммоль-экв/100 г, а самые низкие значения присущи каолиниту – единицы ммоль-экв/100 г минерала. Иллиты и хлориты занимают промежуточное положение – их ЕКО не превышает первых десятков ммоль-экв/100 г.

Довольно высокой величиной ЕКО характеризуются тонкодисперсные гидроксиды Fe и Al, но эти соединения являются амфолитоидами, поэтому их ЕКО практически целиком зависит от pH, а в условиях кислой среды поверхность частиц гидроксидов Fe и Al приобретает положительный заряд и, соответственно, способность к поглощению анионов.

Гумусовые вещества и аморфные соединения Fe и Al могут формировать пленки на поверхности глинистых минералов и агрегатов, частично блокируя сорбционные центры и снижая ЕКО, поэтому емкость катионного обмена каждого почвенного образца в общем случае нельзя рассматривать как сумму величин ЕКО отдельных почвенных компонентов. При прочих равных условиях ЕКО возрастает с увеличением pH, содержания гумуса и с увеличением количества илистой фракции и монтмориллонитовых и вермикулитовых минералов в ее составе.

Показатель pH почвы влияет на интенсивность почвообразовательных процессов, доступность питательных элементов для растений, а также на подвижность токсичных соединений. Фоновые дерново-подзолистые почвы характеризуются кислой и слабокислой реакцией среды, значения pH изменяются в пределах 4,0-6,5. Кислотность и физико-химические свойства дерново-подзолистых почв сильно варьируют в зависимости от гранулометрического, химического и минералогического состава почвообразующих пород. Кислотность серых лесных почв изменяется в пределах 5,0-7,0, черноземов 6,0-7,3. Реакция верхних горизонтов каштановых почв слабощелочная, pH водной вытяжки 7,2-7,5. Реакция солончаков зависит от характера засоления при засолении нейтральными солями pH водной вытяжки 7,3-7,8, при содовом засолении pH достигает значений 9,0-11,0. Под влиянием антропогенного воздействия уровень pH может как увеличиваться, так и уменьшаться.

Обычно при значительных кислотных атмосферных осадках с высоким содержанием SO_2, HFx и других кислотных соединений уровень pH в почве снижается. Напротив, вторичное засоление и осолонцевание вызывает рост pH что, в свою очередь, вызывает снижение продуктивности, из-

менение видового состава растительного покрова и другие негативные для экосистемы последствия.

Окислительно-восстановительные реакции и процессы в почвах изучают в связи с изменением почв под влиянием избыточного увлажнения, которое определяет трансформацию соединений с переменной валентностью: железа, марганца, азота, серы, а также меди, молибдена, хрома, мышьяка, ртути. Величина ОВП может рассматриваться как интегральная характеристика всего комплекса физических, химических и биологических процессов, протекающих в почве и определяющих состояние биоценоза. Слишком низкие потенциалы, складывающиеся в восстановительных условиях и слишком высокие потенциалы вызывают накопление соединений элементов в высших степенях окисления и создают неблагоприятную обстановку для объектов окружающей среды. Величины ОВП в дерново-подзолистых почвах летом близки к 450-550 мВ, в черноземах 500-600 в солончаках 150-200. Различные типы почв характеризуются специфическими фоновыми уровнями ОВП. При изменении уровня увлажнения почв изменяется подвижность ряда тяжелых металлов, что отражается на экологическом состоянии почв, особенно при повышенном содержании тяжелых металлов. Значения ОВП обычно снижаются в результате подтопления, засоления, осолонцевания и увеличиваются при распашке, осушении, эрозии.

Показатели содержания гумуса отражают совокупность биохимических, физических, физико-химических свойств почвы. К ним относятся, например, мощность гумусового слоя, характеристики «дыхания» почв (кг CO_2/га-ч). Снижение содержания гумуса в почве (ее дегумификация) является следствием значительной антропогенной нагрузки (уничтожение растительности, снятие верхнего слоя почвы, неправильная технология обработки и т.п.). «Дыхание» почв выражает уровень биоактивности системы и определяется интенсивностью выделения углекислоты почвой. Отклонения от его фонового уровня свидетельствуют о нарушениях почвенного биогеоценоза. Фоновые показатели содержания гумуса в верхнем слое различных типов почв и их «дыхания» приведены в *табл. 1*.

Разработка научно-обоснованных предельно-допустимых концентраций токсических веществ в почвах является важнейшим условием для успешного решения проблемы охраны почв от загрязнения. Однако, несмотря на важность этой проблемы, в настоящее время число установленных ПДК загрязняющих веществ для почв составляет всего лишь около 100, в то время как для водоисточников оно достигает 2000, а для атмосферного воздуха - около 500. Это объясняется сложным химическим составом почв и сложностью протекающих в них процессов трансформации и миграции загрязняющих веществ. Кроме того, почвы являются не только компонентом биосферы или объектом сельскохозяйственного производства, они еще обладают различной устойчивостью к загрязняющим веществам, а также выполняют ряд важных экологических функций.

Принципы нормирования содержания химических веществ в почве отличаются от принятых для атмосферного воздуха и природных вод, поскольку поступление вредных веществ в организмы человека и животных непосредственно из почвы обычно не происходит. В основном химические соединения, находящиеся в почве поступают в организм человека по пищевым цепям и через контактирующие с почвой – воду, воздух, растения. Поэтому при определении ПДК загрязняющих веществ в почве особое внимание уделяется тем соединениям, которые могут мигрировать в атмосферу, грунтовые и поверхностные воды или накапливаться в растениях. Способность элементов к миграции, в свою очередь зависит не только от химических свойств элементов и их соединений, но и от свойств самих почв.

Решение проблемы нормирования осложняется тем, что поступление токсикантов в организм человека чаще всего происходит по сложной цепи: почва-растение-человек, почва-растение-животное-человек, почва-воздух-человек. Поэтому при нормировании содержания тяжелых металлов (ТМ) в почвах необходимо учитывают показатели, характеризующие поступление элемента в сопредельные среды: миграционно-водный – показывает переход элемента в водные потоки, миграционно-воздушный – показывает поступление элемента в атмосферу, транслокационный – поступление в растения; общесанитарный – характеризующий токсичность элемента для биологических объек-

Таблица 1

Фоновые показатели содержания гумуса и интенсивности выделения углекислоты в различных типах почвы

Тип почвы	*Содержание гумуса, %*	*«Дыхание» почв, кг/га-ч*
Луговые черноземы, лугово-болотные	8–10	10
Черноземы обыкновенные	6–10	10
Серые лесные, темно-каштановые	4–6	7–10
Дерново-подзолистые	2–4	5–7
Подзолистые	1–3	2–5

тов. Необходимо также учитывать состояние элемента в почве, которое будет зависеть от свойств почвы (pH, ОВП, содержания гумуса, ЕКО, механического состава и т.д.), динамики почвенных процессов и химических свойств загрязняющих веществ.

Имеющиеся в нашей стране нормативы были разработаны на основе санитарно-гигиенических принципов, без учета состава и свойств почв, их устойчивости к загрязняющим веществам. Санитарно-гигиенический принцип подхода к разработке ПДК заключает в себе ряд критериев, положенных в основу теории и практики гигиенического нормирования экзогенных химических веществ в почве (ЭХВ).

1) допускается возможность поступления ЭХВ в почву и содержания их в повышенных количествах, по отношению к естественному ее составу, но безопасных для здоровья людей и окружающей среды;

2) при оценке безопасности поступления ЭХВ в почву исходят из недопустимости превышения порога адаптационной (самоочищающей) способности почвы при изолированном, комплексном, или комбинированном действии ЭХВ на организм человека и окружающую среду (порог безопасного действия);

3) проведение исследований в экстремальных почвенно-климатических условиях, способствующих максимальной миграции изучаемого химического вещества в контактирующие с почвой среды (вода, воздух, растения), а также обеспечивающих наиболее интенсивное воздействие ЭХВ на процессы самоочищения и почвенный микробиоценоз, что обеспечивает некоторый коэффициент гигиенической прочности разработанных для почвы ПДК;

4) проведение всех исследований на едином, стандартном модельном почвенном эталоне, основанном на постоянном гранулометрическом и физико-химическом составе песчаной почвы и единых микроклиматических параметрах.

5) в ходе эксперимента проводится всестороннее исследование наиболее «узкого места» в процессах миграции, детоксикации, влияния на органолептические свойства, пищевую ценность выращиваемых растений, воздействие на организм человека и подопытных животных, почвенный микробиоценоз. При этом определяют пороговые количества химического вещества по 6 показателям вредности:

1) *общесанитарный показатель* – пороговой концентрацией по этому показателю вредности является то максимальное количество химического вещества, которое не вызывает изменений численности основных физиологических групп микроорганизмов более, чем на 50%, а также ферментативной активности почвы (инвертазной, дегидрогеназной, нитрифицирующей, и др.) более чем на 25% относительно аналогичных показателей контрольной пробы;

2) *миграционно-водный показатель* – пороговой концентрацией является то максимальное количество элемента, при котором поступление его в грунтовые воды и водоисточники с поверхностным стоком не создает концентрацией, превышающих ПДК в воде водоемов;

3) *миграционно-воздушный показатель* – пороговой концентрацией является то количество элемента в почве, при котором поступление его в атмосферный воздух не сопровождается превышением установленной среднесуточной ПДК;

4) *органолептический показатель* – пороговой концентрацией является то максимальное количество химического вещества в почве (мг/кг абсолютно сухой почвы), которое не оказывает воздействия на пищевую ценность и органолептические свойства пищевых продуктов растительного происхождения, воды и атмосферного воздуха;

5) *транслокационный показатель* – пороговой концентрацией является то максимальное количество химического вещества в почве, при котором накопление его фитомассой товарных органов с/х растений не превысит установленную для продуктов питания ПДК;

6) *санитарно-токсилогический показатель* – пороговой концентрацией является такое количество химического вещества в почве, суммарное поступление которого в организм человека при непосредственном контакте с почвой по одному или нескольким путям миграции не сопровождается отрицательным прямым или отдаленным воздействием на здоровье человека.

Тот из 6 показателей вредности, который имеет наименьшую пороговую величину, избирают как лимитирующий показатель. Таким образом, санитарно-гигиенический подход к разработке ПДК несомненно является полезным, и его необходимо учитывать, особенно в части, касающейся воздействия ЭХВ на организм человека. Однако, этот принцип подхода к разработке ПДК в почве, имеет ряд существенных недостатков. Во-первых, они разрабатываются без учета почвенных свойств и трансформации соединений загрязняющих веществ со временем.

Эксперименты по разработке ПДК тяжелых металлов проводили на легких песчаных почвах при внесении хорошо растворимых солей тяжелых ме-

таллов и явно недостаточном времени инкубации почв с солями тяжелых металлов, т.е. в условиях крайне низкой поглотительной способности песчаных почв, кислой реакции среды и отсутствии равновесия между твердой фазой почвы и почвенным раствором. В результате такого подхода некоторые значения ПДК сильно отличаются от международных норм и даже ниже обычного содержания в почве, что затрудняет их применение в практике (*табл. 2*).

Таблица 2

Содержание и ПДК тяжелых металлов в почве, *мг/кг*

Элемент	*Обычное содержание в почве*	*ПДК ФРГ*	*ПДК РФ*
As	0,1-20	20	2
Cd	0,01-1	3	2,1
Co	1-10	50	5*
Cr	2-50	100	6*
Cu	2-80	100	3*
Hg	0,1-1	2	2,1
Mo	0,2-5	5	–
Ni	1-100	100	4*
Pb	1-30	100	32
Zn	15-100	300	23*

* для подвижных форм соединений элементов в почвах.

Многие ученые считают, что в основе разработки ПДК токсичных веществ должны лежать почвенно-экологические принципы, и нормативы тяжелых металлов должны разрабатываться согласно конкретной почвенно-экологической обстановке [1]. Такой подход к определению ПДК является более целесообразным, так как для почв с многообразием их физико-химических свойств и почвенно-экологических условий нельзя установить единое значение ПДК. Эти соображения учтены, отчасти, в разработанных ОДК ТМ для трех групп почв – кислых песчаных и супесчаных, кислых суглинистых и глинистые, и близкие к нейтральным, нейтральных суглинистых и глинистых почв [2].

Учесть все разнообразие почвенно-геохимических условий при установлении ПДК ЭХВ практически невозможно. Целесообразно для этих целей выбрать необходимую степень обобщения почв по основным свойствам. Для этой цели можно воспользоваться классификацией почв по их устойчивости к техногенным воздействиям, разработанной М.А Глазовской. В этой классификации в одну «геохимическую ассоциацию» объединяются почвы со сходными кислотно-основными, окислительно-восстановительными, гидротермическими условиями, определяющими их устойчивость к загрязняющим веществам.

Предельно допустимый уровень состояния почв – это тот уровень, при котором начинает изменяться количество и качество создаваемого вновь живого вещества, т.е. биологическая продукция. Этот уровень загрязнения почвы прямо или косвенно влияет на контактирующие сопредельные среды. Этот подход может быть реализован при разработке ПДК с использованием принципов санитарно-гигиенического нормирования для реальных почв.

Таким образом, санитарно-гигиенический подход к нормированию является комплексным, обоснованным и полезным. Он дает следующую точку отсчета для нормирования качества почв с применением всех показателей вредности и путей миграции загрязняющих веществ по пищевым цепям, что особенно важно для почв сельскохозяйственного назначения. Однако, отсутствие дифференциации нормативов по природно-климатическим зонам ограничивает возможности объективной оценки уровней загрязнения почв. Конечная цель экономирования как комплексного направления, это разработка научно обоснованных критериев и норм предельно допустимых концентраций и воздействий, охватывающих все виды и разновидности вредных воздействий, а также почвы различного хозяйственного назначения.

Многие ученые развивают экосистемный подход к нормированию качества ОПС и определения кризисных состояний экосистем с помощью изучения характера биологического отклика на нагрузку [3-5]. Основное направление экосистемного подхода заключается в оценке сохранения устойчивого функционирования и развития экосистем. При таком подходе ключевое значение имеет выбор показателей устойчивого функционирования экосистем.

Реализация биотической концепции предусматривает [6] создание репрезентативного массива данных по биологическим параметрам исследуемой био- или экосистемы и разработку алгоритма диагностики состояния био- или экосистемы на шкале «норма-патология» (хорошо-плохо).

Для практической реализации биотической концепции необходима процедура формализации экологически обоснованных уровней состояния – границ в между областями нормального и патологического функционирования природных объектов, которая решается разными авторами с помощью математических методов: функции желательности, детерминационного анализа [7-9]. Однако, выбор процедуры формализации, при выборе границ биотического отклика еще не решает основной проблемы – выбора показателей биотического отклика, которые наиболее полно отражали бы состояние экосистемы.

Почвенные критерии должны рассматриваться в качестве основных оценочных критериев экосистемы, так как ухудшение свойств почв является одним из наиболее сильных факторов формирования зон экориска, кризиса или бедствия. Одним из интегральных показателей загрязнения почвы является ее *фитотоксичность* (свойство почвы подавлять рост и развитие высших растений).

По наблюдениям многих авторов уровень фитотоксичности почв отмечается при более высоких концентрациях ТМ, чем ПДК. Уровень фитотоксичности почв отмечается обычно при снижении урожайности сельскохозяйственных растений на 10%.

Исследование этого вопроса можно проиллюстрировать на примере соединений никеля. Известно, что ОДК никеля для кислых суглинистых и глинистых почв 40 мг/кг, а для нейтральных суглинистых и глинистых почв 80 мг/кг. Нормирование содержания никеля в почвах проводили в условиях вегетационного опыта на окультуренных слабокислых суглинистых дерново-подзолистых почвах и на кислых суглинистых дерново-подзолистых почвах.

Вегетационный опыт заложен в трехкратной поверхности. Почву искусственно загрязняли водным раствором $NiSO_4$ из расчета следующих доз Ni (в мг/кг вочвы): 0 – контроль, 50, 100, 150, 300, 500, 1000. Вес почвы в одном вегетационном сосуде составлял 5 кг. Почву инкубировали в течение 14 дней после внесения загрязняющего вещества при влажности 60% ПВ, затем высаживали семена салата. Результаты опыта представлены в *табл. 3*.

На окультуренных слабокислых суглинистых дерново-подзолистых почвах уровень фитотоксичности наблюдается при содержании никеля в почве равном 150 мг/кг. На кислых суглинистых дерново-подзолистых почвах уровень фитотоксичности наблюдается при содержании никеля в почве равном 80 мг/кг. Эти данные подтверждают наблюдения многих авторов, что уровень фитотоксичности почв отмечается при более высоких концентрациях ТМ в почве, чем ПДК даже для таких чувствительных растений, как салат. Вероятно, этот уровень можно считать границей 3 – критического уровня нормирования. При достижении этого уровня изменяется не только качество, но и количество вновь создаваемой биопродукции (*рис. 1*).

Нормирование химического состояния почв необходимо для сохранения экосистемы, всех ее биотических компонентов и выполнения почвенной системой определенных экофункцией. Для этого в качестве тестов часто исследуют реакцию почвенных микроорганизмов.

Реакция почвенного биоценоза на загрязнение характеризует выполнение почвой функции как среды обитания микроорганизмов. С этой целью часто исследуются различные процессы и проявления метаболизма почвенного комплекса микроорганизмов, с учетом его адаптационной способности: азотфиксация [10, 11], численность основных групп микробоценоза (численность почвенных сапрофитных микроорганизмов, суммарная численность споровых бактерий, актиномицетов, грибов, целлюллозоразрушающих микроорганизмов) [12, 13], ферментативная активность почв [14], денитрификация [15] и т.д. Оценка состояния почв в этом случае базируется на выполнении комплексом микроорганизмов определенных функций, необходимых для благополучия экосистемы.

Таблица 3

Содержание никеля в растениях салата и их биомасса на почвах с разным уровнем загрязнения

Почва	*Доза никеля в почве, мг/кг*	*Подвижные соединения никеля, мг/кг*	*Ni, мг/кг сухой массы*	*Биомасса (сырая), г/сосуд*
ДПО	0	1,3±0,9	1,0±0,2	20±3
	50	12.3±0,9	4,0±0,8	19,5±0,7
	100	26,3±2,6	6,0±0,7	20,8±2,8
	150	26,3±1,9	15,0±1,4	17,8±1,6
	300	82,3±2,7	35,0±2,3	11,5±0,6
	500	136,3±6,4	175,0±1,9	1,2±0,6
	1000	376,6±9,4	гибель растений	гибель растений
ДПН	0	3,4±1,6	3,0±0,5	7,9±1,4
	50	22,6±2,6	7,0±0,6	8,3±0,4
	100	49±1,7	32,0±1,3	2,5±0,4
	150	71,3±0,9	80,0±4,6	1,1±0,5
	300	129,3±12,2	гибель растений	гибель растений
	500	176,3±7,1	гибель растений	гибель растений
	1000	473,0±6,9	гибель растений	гибель растений

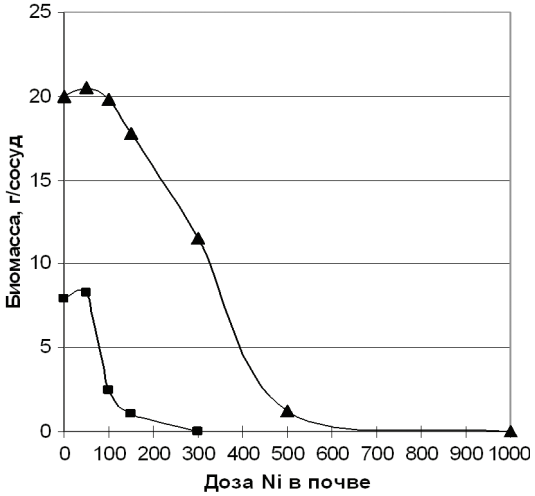


Рис. 1. ***Биомасса салата (г/сосуд), выросшего на кислых (■) и слабокислых (▲) суглинистых дерново-подзолистых почвах с различным содержанием никеля.***

Установление предельной концентрации токсиканта, которая не угнетает живое население почв, является одним из обязательных этапов нормирование химических веществ в почве [16]. Среди различных биохимических критериев, обычно используемых при определении уровня биоактивности почв часто используют азотфиксирующую и денитрифицирующую активность, а также «почвенное дыхание» – выделение CO_2.

Азотфиксация относится к числу важнейших звеньев круговорота азота в почве, осуществляется благодаря суммарной деятельности всего комплекса почвенных микроорганизмов и потому является одним из интегральных показателей степени загрязнения почв тяжелыми металлами [11].

Согласно полученным нами данным (*рис. 2*) внесение соединений никеля в окультуренную, слабокислую дерново-подзолистую почву вызывало увеличение активности азотфиксации, а затем, начиная с дозы никеля 150 мг/кг снижение азотфиксации. Для кислой, неокультуренной почвы снижение азотфиксации наблюдали уже при дозе 50 мг/кг. Интенсивность эмиссии CO2 также зависела от свойств почвы и была достаточно близкой для кислой и слабокислой дерново-подзолистых почв. Был отмечен стимулирующий эмиссию CO_2 эффект при дозах никеля 50 и 100 мг/кг. Снижение интенсивности дыхания было отмечено на кислой и слабокислой дерново-подзолистой почве при дозе 300 мг/кг. Таким образом, интенсивность процессов азотфиксации и эмиссии CO_2 показали различные пороговые значения их активности к содержанию никеля в почве.

Активность денитрификации меньше зависит от содержания никеля в почве, но определяется

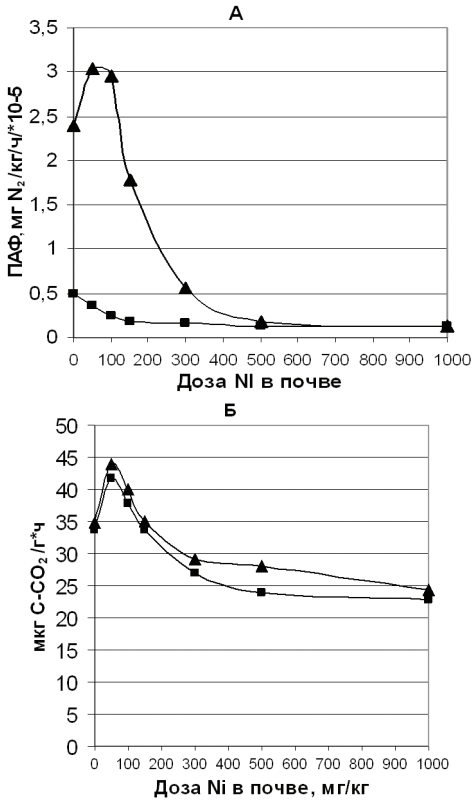


Рис. 2. ***Влияние различного содержания никеля в кислых (▲) и слабокислых (■) суглинистых дерново-подзолистых почвах на активность азотфиксации (А) и эмиссии CO_2 (Б).***

свойствами почв (*рис. 3*). Для слабокислой дерново-подзолистой почвы четкое снижение активности наблюдалось лишь при дозе 500 мг/кг. Для более кислой неокультуренной почвы заметное снижение денитрификации отмечено начиная с дозы 100 мг/кг Ni в почве. Полученные данные еще раз указывают на важность выбора биотических показателей для нормирования экологического состояния почв.

Следует отметить, что рассмотренные показатели микробиологической активности дают разные границы их угнетения, в данном эксперименте наиболее чувствительным показателем угнетения микробиологической деятельности при загрязнении почв соединениями никеля является азотфиксация. Процессы денитрификации и выделения CO_2 более устойчивы к действию токсиканта.

Экспериментально показано влияние возрастающих концентраций тяжелых металлов на структуру амилолитического микробного сообщества для ряда зональных почв [17]. Во всех почвах были выявлены 4 зоны, отражающие общую закономерность реакции микробной системы почв на загрязнение:

1) зона гомеостаза микробной системы почв наблюдается в диапазоне концентраций загрязняющих веществ, когда структура и состав сообщества стабильны и практически неотличимы от тех же показателей в незагрязненной почве;

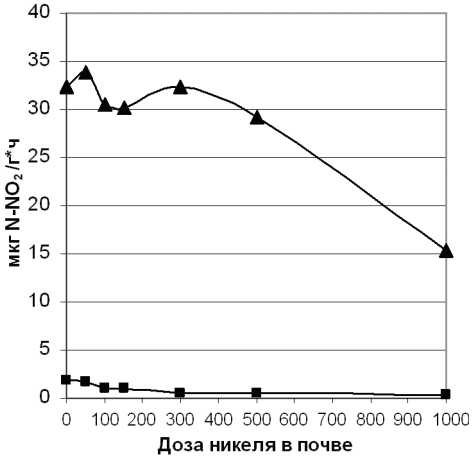


Рис. 3. ***Влияние различного содержания никеля в кислых (▲) и слабокислых (■) суглинистых дерново-подзолистых почвах на активность денитрификации.***

2) зона стресса микробной системы почв наблюдается в диапазоне концентраций загрязняющих веществ, когда состав сообщества остается практически постоянным, а структура подвергается значительным изменениям, происходит перераспределение системы доминирования;

3) зона резистентности микробной системы почв наблюдается в диапазоне концентраций загрязняющих веществ, когда происходит снижение видового разнообразия и смена состава микробного сообщества; появляются устойчивые к высоким концентрациям загрязняющих веществ популяции микроорганизмов;

4) зона репрессии микробной системы почв наблюдается в диапазоне концентраций загрязняющих веществ, когда происходит почти полное подавление роста и развития микроорганизмов в почве.

Количественные характеристики зон реакции микробной системы для зонального ряда почв находятся в зависимости от свойств почв и от природы и свойств загрязняющих веществ. Величина зоны гомеостаза отражает степень устойчивости почв к загрязнению. По устойчивости к загрязнению почвы выстраиваются в привычный для почвоведов зонально-генетический ряд с минимумом устойчивости в кислой подзолистой почве и максимумом в черноземе, следовательно, определяются конкретными почвенно-геохимичес-кими условиями. Следует отметить очень высокую устойчивость структуры амилолитического микробного сообщества. Эти примеры показывают важность выбора биотических показателей для нормирования экологического состояния почв. Количественные параметры зон реакции на загрязнение значительно выше, чем ПДК загрязняющих веществ и даже выше, чем уровни фитотоксичности (*табл. 4*). Способность ЗВ влиять на структурно-функциональное состояние почвенной биоты, вероятно следует учитывать для почв промышленного назначения и они помогут определить зоны стресса, кризиса и бедствия [17].

Адаптируя полученные данные к известной в природоохранной практике пятиуровневой шкале на которой: 1-ой позиции соответствует ненарушенное состояние окружающей природной среды и минимальное воздействие на нее, 5-ой – катастрофическое состояние среды и соответственно катастрофическое воздействие, получаем критерии представленные в *табл. 5*.

Качество должно измеряться, в порядковой шкале; другими словами, градации качества должны быть ранжированы в возрастающий или убывающий ряд. Способ нахождения показателя состояния и оценки качества почвы, испытывающей нагрузку, обоснован авторами [9]. Использование уравнения функции состояния и способ нахождения параметров этого уравнения на основе интерпретации экспериментальных зависимостей «доза-эффект» позволит обоснованно провести процедуру формализации при выборе границ биотического отклика.

Таблица 4

Зоны реакции микробной системы для почв зонального ряда при загрязнении их тяжелыми металлами

Зона реакции	*ТМ*	*Сильно-подзолистая почва*	*Дерново-подзолистая почва*	*Чернозем типичный*	*Серозем обыкновенный*
		нижние граничные дозы загрязняющих веществ, мг/кг			
Гомеостаза	Cd	2	7	20	10
	Pb	70	200	200	200
Стресса	Cd	200	700	700	700
	Pb	3000	7000	20000	20000
Резистентности	Cd	2000	7000	7000	7000
	Pb	20000	70000	70000	70000
Репрессии	Cd	>2000	>7000	>7000	>7000
	Pb	>20000	>70000	>70000	>70000

Таблица 5

Критерии оценки и ранжирования значений экологического состояния почв и окружающей среды

	±1	*±2*	*±3*	*±4*	*±5*
Качественные признаки	Отсутствие признаков: – угнетения естественных и антропогенных биоценозов	Повышенное содержание ЗВ, не превышает ПДК возможно использование земель для производства пищевой продукции без ограничений	Природные биоценозы сильно угнетены, производство пищевой продукции неэффективно из-за низкого качества и пониженного плодородия почв;	Невозможность длительного существования искусственных насаждений, противопоказанность использования земель для производства продовольственной продукции	Биопродуктивность земель нулевая; прямой контакт человека со средой опасен для здоровья и существования человека
Критерии	Фоновые значения	ПДК	Уровень фитотоксичности почв	Активность азотфиксации	Зона стресса микробной системы
Характеристика состояния	Нормальная экологическая ситуация		Зона кризиса	Чрезвычайная экологическая ситуация	Экологическое бедствие

Литература

1. Ильин В.Б. О нормировании тяжелых металлов в почве//Почвоведение, 1986. № 9. – С. 90-98.
2. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве, 2006.
3. Виноградов Б.В. Основы ландшафтной экологии. – М.: ГЕОС, 1998, – 418 с.
4. Яковлев А.С. Проблемы экологического нормирования и экологического аудита в нефтедобывающей отрасли // Использование и охрана природных ресурсов в России, 2005, №6. – С. 56-60.
5. Максимов В.Н. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Гидробиол. жур., 1991. Т. 27. № 3. – С. 8-13.
6. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды: обзор существующих подходов // Успехи совр. биол., 2002. Т. 122. № 2. – С. 115-135.
7. Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А. П., Терехин Н.Т. Методика применения детерминационного анализа данных мониторинга для целей экологического контроля природной среды // Успехи совр. биол., 2001. Т. 121. № 2. – С. 131-142.
8. Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Милованова Г.Ф., Левич А.П. Детерминационный анализ в экосистемах: сопряженности для биотических и абиотических компонентов // Изв. РАН. Сер. биол. 2000. № 4. – С. 482-491.
9. Яковлев А.С., Гендугов В.М., Глазунов Г.П., Евдокимова М.В., Шулакова Е.А. Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества // Почвоведение, 2008. № 8 – С. 984-995.
10. Умаров М.М., Перцовская А.Ф., Звягинцев Д.Г., Определение активности азотфиксации ацетиленовым методом для гигиенического нормирования содержания тяжелых металлов в почве // Гигиена и санитария, 1981, № 2. – С.53-54.
11. Летунова С.В., Умаров М.М. и др., Активность азотфиксации как один из возможных критериев определения ПДК тяжелых металлов в почве // Почвоведение, 1985. № 9. – С. 104-108.
12. Перелыгин В.М. и др. Использование микроорганизмов и некоторых продуктов их жизнедеятельности для характеристики почв, загрязненных химическими веществами. Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. Тр. Всес. совещания, МГУ, 22-24 декабря, 1976. – М.: Изд-во МГУ, 1980. – С. 102-109.
13. Бабьева И.П., Левин С.В., Решетова И.С. Изменение численности микроорганизмов в почвах при загрязнении тяжелыми металлами. Тяжелые металлы в окружающей среде. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – С. 115-120.
14. Галстян А.Ш. Ферментативная диагностика почв. Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. Тр. Всес. совещания. МГУ, 22-24 декабря, 1976. – М.: Изд-во МГУ, 1980. – С. 110-121.
15. Умаров М.М. Использование показателей азотфиксации и денитрификации для оценки токсичности тяжелых металлов в почве // Бюлл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева, 1983. Вып. 35. – С.77-81.
16. Методические рекомендации по установлению ПДК химических веществ в почве. – М., 1976. – 63 с.
17. Левин С.В., Гузев В.С., Асеева И.В., Бабьева И.П. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. – М., 1989. – С.5-46.

Сведения об авторах:

Плеханова Ирина Овакимовна, д.б.н., доцент, в.н.с. кафедры земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, тел.: 8 (495) 939-42-29, e-mail: irinaoplekhanova@mail.ru.

УДК 351.777.6

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ГОСУДАРСТВЕННОЙ СИСТЕМЫ ОБРАЩЕНИЯ С ОТХОДАМИ

А.С. Горленко, к.б.н., Экспертно-аналитический центр по проблемам окружающей среды (Экотерра), Москва

В работе раскрыты основные экологические проблемы, возникающие при обращении с отходами. Рассмотрены способы государственного управления деятельности по обращению с отходами. Проанализированные подходы к оценке воздействия отходов на состояние окружающей среды.

Ключевые слова: обращение с отходами; управление обращения с отходами; оценка воздействия отходов.

Отходы, образующиеся от техногенной деятельности человека, обладают такими составом и свойствами, что не могут стать компонентами экосистемы без нарушения ее функционирования и поэтому, не будучи встраиваемыми в компоненты экосистемы неизбежно накапливаются в окружающей среде. Их накопление становится причиной возникновения факторов неблагоприятного воздействия как на окружающую среду в целом, так и на дальнейшую техногенную деятельность человека: 1) постоянное отчуждение все новых и новых земельных участков под размещение отходов, определяющее нерациональное использование земельных ресурсов; 2) остаточное содержание в отходе неиспользованного вторичного минерального ресурса, определяющее нерациональное использование природных ресурсов; 3) концентрирование в отходах токсичных компонентов, определяющее их как источник негативного воздействия на компоненты окружающей среды. Решение этих проблем невозможно без определения мер государственного управления деятельностью по обращению с отходами.

В Российской Федерации самостоятельная система госуправления обращением с отходами начала формироваться с присоединением России к Базельской конвенции о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением [1]. Конвенция определяла требования к трансграничному перемещению отходов и обязывала каждое присоединившееся государство определить отходы, которые в соответствии с национальным законодательством являются опасными и подлежат регулированию Конвенцией. Правовые основы обращения с отходами определены в России ФЗ «Об отходах производства и потребления» [2] и разработанными в соответствии с ним подзаконными нормативными правовыми актами, а также другими законодательными актами, содержащими требования к обращению с отходами.

Низкий уровень вовлечения отходов в хозяйственный оборот во многих случаях обусловлен неэффективными механизмами госрегулирования этого процесса. Но невозможность полного исключения размещения отходов из практики природопользования обусловлена, в том числе и объективными причинам: 1) количество образующихся отходов во многих случаях оказывается гораздо большим, чем требуется сырья для производства соответствующего рода продукции; 2) источник образования отхода, являющегося вторичным материальным ресурсом, может быть территориально значительно удален от места его возможного использования и транспортные расходы, требующие и финансовых, и энергетических, и материальных затрат, сделают неэффективным такое использование отхода. Поэтому, при формировании даже самой оптимальной системы госрегулирования обращения с отходами большие их количества будут по-прежнему подлежать размещению. А значит должны быть определены условия безопасного для окружающей среды размещения отходов. Это направление обращения с отходами в наибольшей степени требует формирования механизмов госуправления, направленных на снижение воздействия отходов на состояние окружающей среды.

Система государственного управления обращения с отходами включает в себя следующие элементы:

1) выдача разрешительных документов на ряд видов обращения с отходами: а) лицензия на деятельность по сбору, использованию, обезвреживанию, размещению отходов 1-4 класса опасности; б) документ об утверждении нормативов образования и лимитов размещения отходов, в) разрешение на обустройство объектов размещения отходов;

2) установление требований к осуществлению деятельности по обращению с отходами: а) профессиональная подготовка лиц, осуществляющих деятельность по сбору, использованию, обезвреживанию, транспортировке, размещению

отходов 1-4 класса опасности, подтвержденная Свидетельством; б) отнесение отходов к классу опасности для окружающей природной среды; в) составление паспорта на отходы 1-4 класса опасности; г) соблюдение требований законодательства к обустройству объектов размещения отходов; д) ведение учета образующихся отходов и последующего их движения, предоставление статистической отчетности ведения учета; е) осуществление производственного контроля за соблюдением требований законодательства в области обращения с отходами;

3) госнадзор за соблюдением требований законодательства в области обращения с отходами;

4) экономическое регулирование в области обращении с отходами.

Отнесение отходов к классу опасности для окружающей природной среды

Класс опасности отходов – один из классификационных признаков отходов, по которым они классифицируются в федеральном классификационном каталоге отходов (далее – ФККО), являющегося составной часть государственного кадастра отходов (далее – ГКО), наряду с государственным реестром ОРО (далее – ГРОРО) и банком данных об отходах и технологиях их использования и обезвреживания. ФККО (и остальные части ГКО) ведет Росприроднадзор в соответствии с положением об этом органе исполнительной власти, утвержденным постановлением Правительства РФ. Структура ФККО и признаки, по которым отходы классифицируются в ФККО, утверждены приказом Минприроды России от 01.09.2011 № 792 [3]. Пока действующей редакцией ФККО с зарегистрированными видами отходов является та, что утверждена приказом МПР России от 02.12.2002 с дополнениями приказа от 30.07.2003 № 663 [4]: виды отходов зарегистрированы в действующей редакции ФККО со всеми установленными классификационными признаками: происхождение, агрегатное состояние или физическая форма, опасные свойства, класс опасности. Классификационные признаки зарегистрированных в ФККО видах отходов зафиксированы в 13-ти-значном коде отхода и прописаны в приказе Минприроды России № 786 [5] новая редакция ФККО должна выйти в соответствии с приказом Минприроды от 01.09.2011 № 792 [3], в соответствии с которым классификационные признаки отходов будут обозначаться 11-тизначным кодом, в котором уже не будут отражаться опасные свойства отходов.

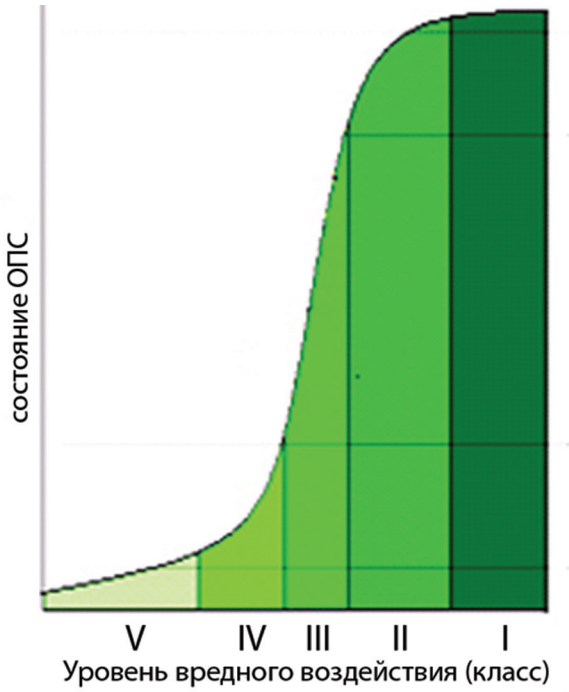
Класс опасности отходов, зарегистрированных в ФККО, определяется в соответствии с тем как он установлен для вида отхода, зарегистрированного в ФККО в соответствии с последним 13-ым знаком кода отхода, если по данным о компонентном составе и происхождении отхода подтверждена принадлежность отхода к рассматриваемому виду отхода. Отнесение отходов незарегистрированных в ФККО к классу опасности для ОПС осуществляется в соответствии с приказом МПР России от 15.06.2001 № 511 [6].

Класс опасности отходов – норматив воздействия отходов на окружающую природную среду, установлен ст. 14.1 ФЗ «Об отходах производства и потребления» [2], действует уже более 10-ти лет с момента выхода Критериев отнесения отходов к классам опасности для окружающей природной среды [6] (далее – Критерии).

Важность и значимость Критериев определяется, прежде всего, тем, что документ впервые устанавливает экологический норматив, который заключается в том, что «класс опасности отходов устанавливается по степени возможного вредного воздействия на окружающую среду…» (п.2) и соответствует 5-ти уровням антропогенного воздействия (*рис. 1*). Различными уровнями воздействия отходов, приводящими к качественно различающимся состояниям окружающей среды, к которым они приводят (различная скорость и ускорение ухудшения), являются классы опасности отходов для окружающей среды.

Классификации отходов по интенсивности их воздействия на окружающую среду основывается на большом количестве экспериментального материала, полученного различными исследователями, в соответствии с которыми установлен факт наступления «катастрофических», необратимых изменений экологических свойств окружающую среду, стремительно переходящих в полную 100%-ю деградацию экосистемы в ситуации, когда потеря превышает 41% качества окружающей среды. В интервале потери качества окружающей среды от 21% до 40% находится зона экологического риска.

Для разрешения вопроса классификации отхода остается необходимой разработка методических подходов к «измерению» состояния окружающей среды. Критерии в качестве таких подходов предлагают два метода: расчетный и экспериментальный. В Критериях полагается, что результаты использования расчетного и экспериментального методов заведомо неравноценны, поскольку применение экспериментального метода ограничено



КЛАСС ОПАСНОСТИ отхода для ОПС	КРИТЕРИИ отнесения опасных отходов к классу опасности для ОПС
I КЛАСС Чрезвычайно опасные	Экологическая система необратимо нарушена. Период восстановления отсутствует.
II КЛАСС Высоко опасные	Экологическая система сильно нарушена. Период восстановления не менее 30 лет после полного устранения источника вредного воздействия
III КЛАСС Умеренно опасные	Экологическая система нарушена. Период восстановления не менее 10 лет после снижения вредного воздействия от существующего источника.
IV КЛАСС Малоопасные	Экологическая система нарушена. Период самовосстановления не менее 3-х лет.
V КЛАСС Практически неопасные	Экологическая система практически не нарушена.

Рис. 1. ***Выделение классов опасности отходов на основании их зависимости от уровня ухудшения окружающей природной среды при их воздействии.***

следующими условиями: для подтверждения отнесения отходов к 5-му классу опасности, установленного расчетным методом; при отнесении к классу опасности отходов, у которых невозможно определить их качественный и количественный состав; при уточнении по желанию и за счет заинтересованной стороны класса опасности отходов, полученного в соответствии с расчетным методом.

Таким образом, заведомо результаты расчетного метода оцениваются как более достоверно отражающие уровень негативного воздействия того или иного вида отходов. Не касаясь вопроса объективности отражения класса опасности отходов для окружающей среды, полученных расчетным методом, рассмотрим их репрезентативность. Для этого остановимся на некоторых элементах расчета класса опасности отходов.

Для расчета класса опасности отходов используются данные компонентного состава отходов. «Перечень компонентов отхода и их количественное содержание устанавливаются по составу исходного сырья и технологическим процессам его переработки или по результатам количественного химического анализа» (п. 5). При этом ни Критериями, ни иными нормативными документами не определено, что следует считать «компонентом отхода». В зависимости от перечня методик, на применение которых аккредитована лаборатория, может быть определен элементный состав отхода, состав минералов, состав солей и др. При этом очевидно, что опасность компонентов, полученных различными методами, может оказаться весьма различной, как например никель или марганец, содержание которых в отходе определено как валовые содержание элемента, будут рассматриваться как опасные компоненты, а те же никель и марганец, определенные в составе кристаллической решетки алюмосиликатов, являющихся природным минералом, окажутся безопасными компонентами.

Среди первичных показателей опасности, которые необходимо найти по справочным и/или нормативным и методическим документам есть также такие, значение которых не установлено однозначно, а может варьировать в зависимости от различных условий. Например, значение ПДК многих тяжелых металлов в почвах изменяется в зависимости от гранулометрического состава почв и значений pH, что продемонстрировано в *табл. 1*.

Идентичный пример можно привести со значениями других первичных показателей опасности: LD_{50}, LC_{50}, LC_{50}водн [7, 8].

Для упрощения процедуры установления показателя опасности некоторых компонентов отходов Критериями предусмотрено следующее условие: «Компоненты отходов, состоящие из таких химических элементов как кислород, азот, углерод, фосфор, сера, кремний, алюминий, железо, натрий, калий, кальций, магний, титан в концентрациях, не превышающих их содержание в основных типах почв, относятся к практически неопасным компонентам … с коэффициентом степени опасности для ОПС (Wi), равным 10^6» (п. 13) Критериев.

Таблица 1

ПДК тяжелых металлов в почвах
(ГН 2.1.7.2042-060)

Наименование вещества	*Группа почв*	*Величина ОДК (мг/кг) с учетом фона (Кларк)*
Кадмий	Песчаные и супесчаные	0,5
	Кислые (суглинистые и глинистые), pH<5,5	1,0
	Близкие к нейтральным, нейтральные (суглинистые и глинистые), pH >5,5	2,0
Медь	Песчаные и супесчаные	33
	Кислые (суглинистые и глинистые), pH<5,5	66
	Близкие к нейтральным, нейтральные (суглинистые и глинистые), pH >5,5	132
Никель	Песчаные и супесчаные	20
	Кислые (суглинистые и глинистые), pH<5,5	40
	Близкие к нейтральным, нейтральные (суглинистые и глинистые), pH >5,5	80

При обоснованности в целом такого условия, следует иметь в виду, что «основные типы почв» могут быть весьма разнообразными по своему химическому составу, причем не только между типами, но и внутри типов, например в зависимости от химического состава почвообразующих пород. Названное разнообразие химического состава различных почв можно продемонстрировать данными *табл. 2*.

Таблица 2

Содержание макроэлементов в основных типах почв России, *мг/кг (по материалам Музея Землеведения МГУ)*

Элемент	*Валовое содержание элемента, %*	
	min	*max*
SiO_2	43,0 (торфяно-глеевая)	7,06 (каштановая)
Fe_2O_3	3,0 (серозем)	6,5 (каштановая)
Al_2O_3	6,0 (торфяно-глеевая)	15,0 (каштановая)
TiO_2	0,3 (серозем)	0,7 (каштановая)
MnO	0,06 (каштановая)	0,2 (дерново-подзол.)
CaO	1,0 (дерново-подзол.)	10,0 (чернозем)
MgO	0,5 (дерново-подзол.)	2,1 (чернозем)
P_2O_5	0,1 (серая лесная)	0,18 (торфяно-глеевая)
K_2O	1,5 (серая лесная)	2,5 (чернозем)
Na_2O	0,6 (чернозем)	1,5 (дерново-подзол.)

Неоднозначность результатов, получаемых при расчете класса опасности отходов, безусловно влечет за собой возможность отнесения отхода к различному классу опасности для окружающей среды в зависимости от того, какие значения промежуточных параметров будут выбраны.

Можно было бы ожидать, что результаты отнесения отходов к классу опасности для окружающей среды, полученные экспериментальным методом, характеризуются большей репрезентативностью и воспроизводимостью. Попытаемся по опыту применения этого метода удостовериться в этом. Важнейшим требованием Критериев является следующее: «При определении класса опасности отхода для окружающей среды с помощью метода биотестирования водной вытяжки применяется не менее двух тест-объектов из разных систематических групп (дафнии и инфузории, цериодафнии и бактерии или водоросли и т.п.). За окончательный результат принимается класс опасности, выявленный на тест – объекте, проявившем более высокую чувствительность к анализируемому отходу» (п. 19).

На сегодняшний день аттестовано не менее десятка методов биотестирования, основанных на применении различных тест-организмов – простейших, водорослей, бактерий, ракообразных. Содержание методик биотестирования предполагает, что при применение любого тест-организма должен быть получен достоверный и репрезентативный результат. Но по данным научных исследований каждый тест-организм (равно как и любой биологический вид) характеризуется самостоятельной специфической реакцией на различные виды оказываемого воздействия. Это утверждение в том числе подтверждается и данными *табл. 3*. Кстати, этот факт зачастую приводится при обосновании положения о необходимости разработки самостоятельных нормативов в области санитарной гигиены (определяющие «норму» для человека) и в области экологической безопасности (определяющие «норму» для окружающей среды). Получается, что в зависимости от того, какие два метода будут выбраны для определения класса опасности результат отнесения отхода к классу опасности для окружающей среды может заметно меняться. И, кроме того, любой результат отнесения отхода к классу опасности для окружающей среды, полученный с применением некоторых двух методов биотестирования может быть не

Таблица 3

Класс опасности различных отходов для ОПС по различным тест-объектам

Отход	*Класс опасности*		
	Dapynia magna	*Paramecium caudatum*	*Ceriodaphnia affinus*
Буровой шлам	4	5	3
Отработанная формовочная смесь	5	5	3
Металлургический шлак	4	5	4

подтвержден (опровергнут) при применении некоторого третьего метода.

Различная реакция на антропогенное воздействие как разных биологических видов в целом, так и тест-организмов, используемых в аттестованных методиках биотестирования, в частности, определена самой природой. Причем эта реакция различна не только на антропогенное воздействие, но и на различные природно-климатические факторы, что и обуславливает общее биоразнообразие на планете, являющееся важнейшим фактором поддержания экологического равновесия. Попытки получить идентичный результат биотестирования с применением всех аттестованных методик для подтверждения отнесения отхода к классу опасности для окружающей среды, противоречат самой природе.

Если бы класс опасности отходов для окружающей среды в практике природоохранной деятельности использовался для принятия решений о безопасном размещении отходов в конкретных природно-климатических условиях, то соответственно, целесообразно было бы использовать при классификации отходов те тест-организмы, которые характерны для рассматриваемых природных условий. Но, поскольку по состоянии на сегодняшний день основным практическим использованием класса опасности для окружающей среды является установление нормативов платы за некоторое абстрактное (условное) размещение отходов, то правомерно и класс опасности отходов устанавливать по условно выбранным некоторым двум тест-объектам. Условность процедуры отнесения отходов к классам опасности для окружающей среды тем более обосновывается тем, что платежи за негативное воздействие разрабатывались в свое время на основе учета денежного эквивалента, необходимого для возмещения вред, нанесенного соответствующим антропогенным фактором. Сегодня эта идеология платежей давно стала условностью, поэтому нет смысла и от процедура классификации отходов по степени негативного воздействия на окружающей среды ожидать объективности. Стоит признать, что класс опасности отходов для окружающей среды – условный показатель, отражающий опасность отходов лишь для некоторых условий (поэтому и являющийся «условным» показателем), и, поэтому и определяется он на основании применения именно двух аттестованных методик биотестирования, а не всего их арсенала. И стоит признать более – человек на сегодняшний день не обладает методами, чтобы установить объективно опасность отхода.

На этом можно было бы и закончить обсуждение Критериев, но сегодня неоднозначность в процедуре отнесения отходов к классу опасности для окружающей среды приобретают особую остроту в связи с приказом Ростехнадзора России от 15.08.2007 № 570 [9], в соответствии с которым материалы обоснования отнесения отходов к классу опасности для окружающей среды подлежат проверке: территориальный орган обеспечивает представление комплекта материалов от природопользователя в Ростехнадзор (в настоящее время – Росприроднадзором) для организации проведения проверки обоснованности установления классов опасности отходов для окружающей природной среды; а Ростехнадзор направляет их для проведения проверки обоснованности установления классов опасности отходов для окружающей природной среды и их идентификации в Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия (пп 3.6. и 3.7). При этом, в том числе устанавливается, что материалы отнесения отходов к конкретному классу опасности для окружающей природной среды подготавливаются заявителем в соответствии с Критериями [6] (п. 2.6). То есть никаких дополнительных требований к обоснованию отнесения отходов не предъявляется, но, зная, по скольким позициям можно получить различные результаты, приводящие к отнесению отходов к различным классам опасности отходов, остается неясным, как будет проводится названная проверка.

Отнесение отходов к классам опасности для здоровья человека осуществляется в соответствии с СП 2.1.7.1386-03 [10] только для токсичных отходов и не осуществляется для взрыво- и пожароопасных отходов, а также отходов, способных вызвать инфекционные заболевания (пищевые отходы, отходы лечебно-профилактических учреждений, осадки хозяйственно-бытовых сточных вод и др. подобные отходы).

Составление паспорта отхода

Природопользователь, в результате деятельности которого образуется отход 1-4 класса опасности составляет на него паспорт отхода опасности в соответствии с порядком, установленным Минприроды России (ст. 14.3. ФЗ «Об отходах производства и потребления»).

Паспортизация отходов – процедура подтверждения отнесения рассматриваемого вида отходов к отходу конкретного вида, установленного ФККО на сегодняшний день в полной мере не установлена. Существуют нормативные правовые акты, утвержденные во исполнение ранее сформулиро-

ванных законодательных норм, но по причине отсутствия разработанных актуальных подзаконных актов, они до сих пор действуют: приказ МПР России от 02.12.2002 № 785 [11]; приказ Ростехнадзора от 15.08.2007 № 570 «Об организации работ по паспортизации опасных отходов». Несмотря на сложность и длительность исполнения этой процедуры в соответствии с названными актами, ее очевидные преимущества заключались в том, что правила были едины для всей Федерации; была возможность централизованного сбора сведений для формирования ФККО; было возможно принятие административных решений по единому для Федерации критерию отнесения отходов к классам опасности. Фактически процедура паспортизации позволяла исполнять три положения ФЗ «Об отходах производства и потребления»: а) оформление паспортов на опасные отходы (ст. 14.3); б) подтверждение отнесения опасных отходов к классам опасности для окружающей среды (ст. 14.2); формирование ФККО в составе государственного кадастра отходов (ст. 20.1).

Внесение изменений в ФЗ «Об отходах производства и потребления» с 2009 г. обуславливает необходимость разработки в том числе нормативных правовых актов, регулирующих все рассматриваемые процедуры: а) Правительство РФ должно утвердить постановление о порядке паспортизации отходов 1-4 классов опасности и форме паспортов отходов 1-4 классов опасности; б) Минприроды России, как орган исполнительной власти, осуществляющий госрегулирование в области охраны окружающей среды, должен утвердить порядок подтверждения отнесения отходов 1-4 классов опасности к классу опасности для окружающей среды.

До настоящего времени эти документы не утверждены из-за административных противоречий и перспективы их выхода в свет пока не определены. Но и в отсутствии новых нормативных правовых актов в области обращения с отходами в ранее действующую процедуру паспортизации, подтверждения отнесения отходов к классу опасности, ведения ФККО уже изменились, что связано со следующими актуализированными положениями нормативных правовых актов: а) ст. 14.1 ФЗ «Об отходах производства и потребления»: «Индивидуальные предприниматели и юридические лица, в процессе деятельности которых образуются отходы 1-4 класса опасности для окружающей среды, обязаны подтвердить отнесение данных отходов к конкретному классу опасности … »; б) п. 5.3.7. постановления Правительства РФ об Росприроднадзоре: «Росприроднадзор … ведет государственный кадастр отходов и государственный учет в области обращения с отходами, а также проводит работу по паспортизации отходов I - IV класса опасности».

Приведенные положения свидетельствуют о том, что все государственные органы исполнительной власти (в лице Росприроднадзора) контролируют процедуры по отнесению отходов к классу опасности только в отношении отходов 1-4 классов опасности, а принятие решения об отнесении отходов к 5-му классу опасности осуществляется только хозяйствующим субъектом, в результате деятельности которого образуется отход. С точки зрения облегчения процедуры и снятия административных барьеров такая ситуация с отходами 5-го класса отходов безусловное благо. Но с точки зрения экоконтроля и единства процедуры формирования ФККО (который включает в себя, в том числе и отходы 5-го класса опасности) – это недопустимая ситуация. Действующие в отношении классификации отходов Критерии [6], к сожалению, не всегда позволяют принять однозначное решение по вопросу отнесения отхода к конкретному классу опасности. При отсутствии контроля со стороны органов исполнительной власти к отнесению отходов к пятому классу опасности это может привести к существенным различиям классификации одних и тех же отходов различными хозяйствующими субъектами, а также к серьезным экологическим последствиям.

Процедура паспортизации отходов 1-4 класса опасности унифицирована на всей территории России, определены функции региональных и федеральных органов Росприроднадзора, а также их подведомственных организаций по формированию и ведению ГКО в части ведения ФККО, причем данные, предоставляемые в процессе паспортизации опасных отходов могут быть в дальнейшем использованы и для формирования и ведения реестра ОРО и банка данных об отходах и технологиях их использования и обезвреживания.

Процедуру паспортизации отходов включает следующую последовательность действий:

1) хозяйствующие субъекты собирают и передают в территориальные органы Росприроднадзора исходные сведения обо всех видах отходов, образующиеся на предприятия;

2) территориальные органы Росприроднадзора при подтверждении комплектности и достоверности представленных сведений оформляют и выдают Свидетельства на классы опасности для окружающей среды всех отходов и согласуются паспорта опасных отходов;

3) внесение дополнений в ФККО.

Процедура паспортизации различается для отходов зарегистрированных и незарегистрированных в ФККО: зарегистрированность отхода в ФККО означает наличие их видов в списке отходов в утвержденной редакции ФККО, в которой вид отхода внесен с установленным классом опасности, т.е. со значимой последней цифрой в коде отхода. Материалы паспортизации отходов зарегистрированных в ФККО включают в себя сведения подтверждающие принадлежность отхода к конкретному виду отхода, зарегистрированного в ФККО, а именно: компонентный состав отхода, его агрегатное состояние, происхождение. Для отходов незарегистрированных в ФККО природопользователем подается тот же комплект документов, что и для отходов зарегистрированных в ФККО, дополненный материалами обоснования отнесения отходов к классам опасности для окружающей среды. Рассмотрение исходных сведений об отходах незарегистрированных в ФККО Росприроднадзор проводит совместно с подведомственной организаций ФБУ ФЦАО, для которой этот вид деятельности осуществляется в соответствии с Уставом. При положительном рассмотрении вопроса о правильности установления классификационных признаков отходов в ФЦАО принимается решение о регистрации отхода в ФККО с теми классификационными признаками, которые установил природопользователь, а Ростехнадзор направляет письмо в территориальный орган Росприроднадзор о правомерности выдачи природопользователю свидетельства о классе опасности отхода для окружающей среды, установленного природопользователем, и согласовании временного паспорта отхода 1-4 класса опасности. Срок действия временных паспортов определяется временем выхода очередных дополнений к ФККО, подготовленных в ФЦАО вместе с Росприроднадзором и утвержденных приказом Минприроды России, после чего на отход переоформляется постоянный паспорт с указанием кода отхода из дополненной редакции ФККО.

Законодательством в процедуре паспортизации отходов предусмотрены некоторые изменения: составление паспортов по форме, утвержденной Правительством РФ; проведение процедуры паспортизации в порядке, установленном Минприроды России; проведение паспортизации Росприроднадзором (вместо Ростехнадзора). Все эти законодательные нормы пока не развиты в подзаконных нормативных правовых актах. На сегодняшний день принят только приказ о порядке ведения государственного кадастра отходов [3], составной частью которого является ФККО, формирование которого в свою очередь осуществляется, в том числе в процессе паспортизации отходов.

Требования к размещению отходов

Объекты размещения отходов (ОРО) подлежат инвентаризации в соответствии с ФЗ «Об отходах производства и потребления» [2] (ст. 11). Согласно Положению о Минприроды России [12], оно определяет правила инвентаризации ОРО, в соответствии с чем и был разработан и утверждён приказ Минприроды России от 25.02.2010 № 49 [13], определивший периодичность проведения инвентаризации хозяйствующими субъектами, эксплуатирующими ОРО, – не реже одного раза в 5 лет, но не определяют ответственность хозяйствующего субъекта, владеющего (эксплуатирующего) ОРО, о предоставлении информации, собранной по результатам проведения инвентаризации.

Тем не менее, информация об инвентаризации ОРО необходима для включения Росприроднадзором этих объектов в госреестр ОРО (ГРОРО – одна из составных частей государственного кадастра отходов наряду с ФККО), что уже в свою очередь является требованием законодательства в области обращения с отходами. С 01.01.2010 запрещено размещение отходов на объектах, не зарегистрированных в госреестре. Поэтому только с принятием нормативного правового акта, определяющего процедуру регистрации ОРО в госреестре, именно представление информации об инвентаризации ОРО в Росприроднадзор хозяйствующим субъектом, эксплуатирующим объект, явится основанием для его регистрации в реестре.

Информация о каждом ОРО обобщается в табличной форме, установленной приложением к утверждённым Правилам. По сравнению с ранее выполняемой инвентаризацией ОРО при разработке проектов нормативов образования отходов и лимитов на их размещение (ПНООЛР) информация об ОРО дополняется сведениями «о негативном воздействии ОРО на окружающую среду». Эти сведения характеризуются двумя параметрами: «имеются» либо «отсутствуют».

Правила устанавливают отсутствие негативного воздействия ОРО на окружающую среду при соблюдении двух условий: 1) при наличии систем защиты окружающей среды; 2) при подтверждении данными мониторинга состояния окружающей среды соблюдения нормативов качества окружающей среды.

Выполнение приведённых условий осложняется тем, что, во-первых, не определено, наличие каких систем защиты окружающей среды достаточно для принятия решения об отсутствии негативного воздействия ОРО на окружающую среду, а во-вторых – отсутствием разработанных и утверждённых нормативов качества окружающей среды, несоблюдение которых и должно явиться основанием для принятия решения о наличии воздействия ОРО на состояние компонентов окружающее среды прилегающих территорий. Исключением является утвержденные Роспотребнадзором ПДК химических веществ в компонентах окружающей среды. Тем не менее, существование ПДК не всегда позволяет принять решения в отношении наличия воздействия. ОРО имеют непосредственный контакт с почвами и почвообразующими породами и поэтому их воздействие в преобладающем большинстве случаев прежде всего затрагивает почвы. Правовые ограничения при превышении ПДК загрязняющих веществ почв предусмотрены только для земель сельскохозяйственного назначения, кроме того, перечень ПДК загрязняющих веществ почв установлен для далеко не полного количества загрязнителей, что делает невозможным оценивать по экологическим нормативам качества почв воздействие ОРО.

При вертикальной миграции через почвы загрязняющие вещества достигают подземные водоносные горизонты, для которых не установлено никаких нормативов качества, что делает невозможным также оценивать воздействие ОРО на этот компонент окружающей среды.

Следует полагать, что достаточность систем защиты окружающей среды ОРО определяется следующими факторами: 1) соответствие обустройства ОРО требованиям нормативных правовых актов (например, соответствие полигонов ТБО требованиям СанПиН 2.1.7.1038-01 [14] или соответствие площадок хранения отходов требованиям СанПиН № 2.1.7.1322-03 [15]) соответствие обустройства ОРО проекту, получившему положительное заключение госэкоэкспертизы.

Принятие решения о соблюдении нормативов качества окружающей среды, подтверждённое результатами мониторинга окружающей среды, могло бы реализовываться через следующую процедуру: на стадии предпроектных изысканий проектирования ОРО устанавливаются фоновые значения состояния окружающей среды с учётом природного варьирования каждого параметра; программа мониторинга предполагает слежение за каждым параметром компонента окружающей среды, для которого установлено фоновое значение; решение об отсутствии негативного воздействия на окружающую среду принимается на основании допустимого отклонения регистрируемых при проведении мониторинга показателей от фоновых значений, которое также должно быть в свою очередь научно обосновано с учётом природного их варьирования.

Установление такой процедуры нормативными правовыми актами позволит сделать процедуру принятия решения об отсутствии негативного воздействия ОРО на окружающую среду более однозначной.

Содержание программы мониторинга состояния окружающей среды на территориях, прилегающих к ОРО пока не регулируется никаким нормативным правовым актом, хотя его разработки и предусмотревает 12 ФЗ об отходах производства и потребления». Но тем не менее, для проектируемых в последнее время (с 2009 г.) ОРО содержание программы мониторинга состояния окружающей среды вместе с проектом обустройства объекта является предметом рассмотрения госэкоэкспертизы, в силу чего становится объектом, соответствие которого требованиям нормативных правовых актов рассматривается экспертной комиссией. Объекты, подлежащие рассмотрению госэкоэкспертизы федерального и регионального уровней определены ФЗ «Об экологической экспертизе» [16]: ст. 11: «Объектами госэкоэкспертизы федерального уровня являются: …. 7.2) проектная документация объектов, связанных с обезвреживанием и размещением отходов.

Госэкоэкспертиза проводится в соответствии с административным регламентом, утвержденным приказом Росприроднадзор и МПР России № 619/235. На рассмотрение ГЭЭ подаются следующие документы: а) материалы обоснования намечаемой деятельности, отражающие оценку воздействия намечаемой деятельности на окружающую среду; б) положительные заключения и (или) документы согласований органов федерального надзора и контроля; в) материалы обсуждений объекта ГЭЭ с гражданами и общественными организациями, проведение которых проводится в присутствии представителей органов исполнительной власти по каждому муниципальному образованию, в котором осуществляется деятельность.

Среди объектов госэкоэкспертизы, установленных ФЗ «Об экологической экспертизе», связанных с деятельностью по обращению с отходами, существует также еще один, установленный ст. 11.5 названного закона: техническая документация но-

вых технологий. В том случае, если деятельность по обращению с отходами осуществляется на основании новых, ранее не применяемых технологий обращения (использования и/или обезвреживания) с отходами, последствия применения которых для окружающей среды еще не были оценены, то технология становится разрешенной к применения после прохождения рассмотрения ее технической документации госэкоэкспертизой. В представляемых на экспертизу материалах должны быть в том числе отражены результаты апробации технологии. В процессе которой проводился контроль технических показателей, установленных технической документацией и мониторинг состояния окружающей среды, по результатам которого возможно дополнить оценку воздействия применяемых технических решений на состояние окружающей среды.

После завершения эксплуатации объекта размещения отходов земли, нарушенные их обустройством, подлежат восстановлению в соответствии с разработанным проектом рекультивации. При исходном проектировании объекта в соответствии с актуальными требованиями законодательства проект рекультивации нарушенных земель должен являться разделом общей проектной документации обустройства ОРО. Рекультивация может осуществляться при предварительном обезвреживании размещенных отходов непосредственном на месте или посредством их (отходов) изъятием и передаче на утилизацию на специализированные предприятия. Действующие на основании лицензии на деятельность по сбору, использованию, обезвреживанию, размещению отходов 1-4 класса опасности. В случае захоронения отходов в объекте или их обезвреживании там проект рекультивации подлежит рассмотрению госэкоэкспертизы, если таковая не была проведена на исходный проект обустройства объекта, содержащего в том числе раздел по рекультивации. В случае рекультивации земель, нарушенных обустройством ОРО, путем изъятия для передачи на специализированные предприятия или переработки на месте в продукцию (использовании) проект рекультивации разрабатывается и утверждается предприятием владеющим (эксплуатирующим) ОРО и согласуется с основным землепользователем земельного участка, на котором обустроен объект.

Оценивая значимость и эффективность соблюдения всех перечисленных требований при проектировании, строительстве, эксплуатации ОРО для охраны окружающей среды, следует помнить, что на этих объектах осуществляется и захоронение, и хранение отходов, то есть в т.ч. содержание отходов в течение ограниченного срока для того, чтобы в дальнейшем передать на захоронение, обезвреживание или использование. Хранение отходов в большинстве случаев осуществляется для того, чтобы накопить партию отходов, достаточную (с экономической точки зрения) для передачи на последующую операцию по обращению, например: количество накапливаемых отходов, определяется размером транспортной партии или объемом загрузочной партии оборудования по использованию или обезвреживанию отходов.

В зависимости от целей обустройство объекта может тоже быть различным (что допускают санитарно-эпидемиологические требования к этим объектам). Поэтому и требования законодательства в области обращения с отходами будут гораздо более эффективными для охраны окружающей среды, если их дифференцировать для объектов различного назначения и обустройства. Предлагается формулирование следующих требований к объектам размещения отходов в зависимости от целей размещения и обустройства объектов:

1) объекты капстроительства для хранения отходов *(шламонакопители, хвостохранилища, накопители осадков, кеков)*: а) создание ОРО осуществляется на основании разрешений, выданных федеральными органами исполнительной власти в области обращения с отходами в соответствии со своей компетенцией; б) запрещается размещение отходов на объектах, не внесенных в госреестр ОРО; в) запрещается строительство объектов не имеющих положительное заключение ГЭЭ на проект;

2) объекты некапитального строительства для хранения отходов (площадки, нестационарные помещения) должны соответствовать санитарным правилам;

3) объекты капстроительства для захоронения отходов (полигоны, шламовые амбары): а) создание ОРО осуществляется на основании разрешений, выданных федеральными органами исполнительной власти в области обращения с отходами в соответствии со своей компетенцией; б) запрещается размещение отходов на объектах, не внесенных в госреестр ОРО; в) запрещается строительство объектов, не имеющих положительное заключение ГЭЭ на проект; г) на территориях объектов размещения отходов и в пределах их воздействия на окружающую среду собственники, а также лица, во владении или в пользовании которых находятся ОРО, обязаны проводить мониторинг состояния окружающей среды в порядке, установленном федеральными органами исполни-

тельной власти в области обращения с отходами в соответствии со своей компетенцией; д) собственники объектов размещения отходов, а также лица, во владении или в пользовании которых находятся ОРО, после окончания эксплуатации данных объектов обязаны проводить контроль за их состоянием и воздействием на окружающую среду и работы по восстановлению нарушенных земель в порядке, установленном законодательством РФ; е) запрещается захоронение отходов в границах населенных пунктов, лесопарковых, курортных, лечебно-оздоровительных, рекреационных зон, а также водоохранных зон, на водосборных площадях подземных водных объектов, которые используются в целях питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения; ё) запрещается захоронение отходов в местах залегания полезных ископаемых и ведения горных работ в случаях, если возникает угроза загрязнения мест залегания полезных ископаемых и безопасности ведения горных работ;

4) объекты некапитального строительства для захоронения отходов *(отвалы отходов 5-го класса опасности)*: а) запрещается размещение отходов на объектах, не внесенных в госреестрОРО; б) на территориях ОРО и в пределах их воздействия на окружающую среду собственники ОРО, а также лица, во владении или в пользовании которых находятся ОРО, обязаны проводить мониторинг состояния окружающей среды в порядке, установленном федеральными органами исполнительной власти в области обращения с отходами в соответствии со своей компетенцией; в) запрещается захоронение отходов в границах населенных пунктов, лесопарковых, курортных, лечебно-оздоровительных, рекреационных зон, а также водоохранных зон, на водосборных площадях подземных водных объектов, которые используются в целях питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения; запрещается захоронение отходов в местах залегания полезных ископаемых и ведения горных работ в случаях, если возникает угроза загрязнения мест залегания полезных ископаемых и безопасности ведения горных работ; г) разработка норматива допустимого вредного воздействия на окружающую среду.

Внесение названных изменений в требования законодательства к объектам размещения отходов позволит следующим образом упорядочить и упростить для хозяйствующих субъектов исполнение этих требований:

– расширяется перечень объектов, относящихся к категории «объектов накопления», к которым не применяются требования к объектам размещения;

– отменяется необходимость получения положительного заключения ГЭЭ на объекты размещения отходов, не являющиеся объектами капстроительства;

– отменяется необходимость ведения мониторинга на объектах хранения отходов, поскольку они в соответствии с терминологией закона предназначена для сохранения свойств отходов, а не для «изоляции отходов … в целях предотвращения попадания вредных веществ в окружающую среду»;

– определяются условия применения норматива, установленного ст. 18 ФЗ «Об отходах производства и потребления» – «норматив допустимого вредного воздействия на окружающую среду» (НДВРО).

По физическому смыслу НДВРО представляет собой количество отхода, которое разрешено размещать в установленных условиях окружающей среды и, которое не приводит к изменению нормативов качества окружающей среды. По законодательству – на основании НДВРО устанавливаются лимиты на размещение отходов в объектах размещения отходов. До настоящего времени при установлении лимитов НДВРО никак не учитывался, поскольку нет процедуры его установления. Вне зависимости от проработки вопроса о процедуре установления НДВРО его использование при установлении лимитов не всегда эффективно: если речь идет о спроектированном инженерно обустроенном объекте размещения отходов, обеспечивающим изоляцию размещаемых отходов от компонентов окружающей среды, говорить о воздействии отходов и нормировать его допустимое значение нерационально.

Но следует признать, что существуют отходы, которые не содержат вредных вещества или содержат их в количествах, не приводящих к ухудшению состояния окружающей среды, которые можно размещать в установленных исследованиями количествах в определенных условиях окружающей среды без обустройства объектов размещения отходов. Такое размещение отходов может быть экобезопасным в случае, если соответствующими исследованиями установлено, что планируемые к размещению отходы не окажут воздействия, приводящее к недопустимому изменению качества окружающей среды. Критерием допустимого воздействия является способность окружающей среды устойчиво функционировать. Для оценки качества окружающей среды, отражающего ее способность устойчиво функционировать, разработаны научно обоснованные подходы. Эти подходы могут послужить основой для разработки документа, опреде-

ляющего состав работ по установлению НДВРО и, если соответствующие работы проведены в отношении какого либо отхода и результаты этих работ обосновывают отсутствие воздействия, приводящего к ухудшению качества окружающей среды, то этот отход может быть размещен без обустройства объекта размещения отходов. Такой подход может быть обоснован тем, что отходы, имеющие сродство с геологической средой, не следует изолировать от нее, как то должны обеспечивать объекты размещения отходов, а напротив, – следует возвращать в окружающую среду, обеспечивая сохранение материально-сырьевого баланса геологического и биологического круговоротов веществ.

Установление нормативов образования отходов и лимитов на их размещение

Установление нормативов образования отходов и лимитов их размещения – наряду с установлением класса опасности отхода – одна из форм экономирования воздействия отходов на состояние окружающей среды – лимит размещения отходов, нормируя воздействие отходов, должен учитывать количество размещенного отхода, условия объекта размещения отхода, в котором они размещены и состояние окружающей среды на территории, прилегающей к объекту.

Необходимость установления нормативов воздействия отходов на окружающую среду устанавливается ФЗ «Об охране окружающей среды» (ст. 23) и «Об отходах производства и потребления» (ст. 18) и определяется двумя характеристиками: нормативом образования отхода и лимитом его размещения. Среди названных характеристик норматив образования отхода является величиной, характеризующий технологический процесс, и представляет собой количество отхода, образующееся на единицу выпускаемой продукции, исходя из особенностей технологического процесса. Лимит размещения отхода – это количество отхода установленного вида, которое разрешено размещать в определенном объекте, на установленный срок, с учетом экологического состояния окружающей среды. Этот показатель и должен собственно отражать экологический характер нормирования воздействия отходов на состояние окружающей среды. Но пока действующая система нормативных правовых актов, регулирующих эту процедуру, никак не позволяет учитывать собственно экологическое состояние окружающей среды. Поэтому процедура установления нормативов образования отходов и лимитов их размещения оказывается чисто технической: установить количество образующихся отходов за единицу времени на единицу выпускаемой продукции и обосновать, что для размещения рассчитанного количества образующегося отхода имеются достаточные мощности в объекте размещения отходов. Эта даже только техническая процедура могла бы приобрести экологическое значения в случае, если бы на ОРО проводился мониторинг состояния окружающей среды, по результатам которого могли бы приниматься решения о допустимости дальнейшего размещения отходов при несоблюдении нормативов качества компонентов окружающей среды на прилегающих к объекту территориях. Но покуда оснований для принятия подобного рода решений нет, процедура нормирования воздействия остается только технической.

Нормативы образования отходов и лимиты на их размещение утверждает природопользователям территориальные органы Росприроднадзора на основании поданных природопользователем документов: а) заявление об установлении нормативов образования отходов и лимитов на их размещение; б) проект нормативов образования отходов и лимитов на их размещение разработанный в соответствии с требованиями подзаконных нормативных правовых актов. На сегодняшний день таковой акт должен быть разработан Минприроды России, но пока находится в проектной стадии, а действует на сегодняшний день документ, разработанный еще Ростехнадзором: приказ от 19.10.2007 № 703 [17]; в) копия лицензии на сбор, использование, обезвреживание, размещение отходов 1-4 класса опасности в случае, если прирдопользователь осуществляет размещение отходов 1-4 класса опасности; г) копия лицензии на пользование участками недр для целей захоронения токсичных и иных опасных отходов в случае, если организация осуществляет соответствующие лицензируемые виды деятельности.

Нормативы образования отходов и лимиты на их размещение устанавливаются сроком на 5 лет при условии ежегодного подтверждения неизменности производственного процесса и используемого сырья или на срок действия лицензии на сбор, использование, обезвреживание, размещение отходов 1-4 класса опасности в случае в случае осуществления соответствующих лицензируемых видов деятельности.

В соответствии с изменениями, внесенными в ФЗ «Об отходах производства и потребления» ФЗ от 30.12.2008 № 309-ФЗ утверждение нормативов образования отходов и лимитов на их размещение осуществляется в соответствии с

порядком, установленным государственным органом исполнительной власти уполномоченным в области охраны окружающей среды, а не Правительством РФ, как это было ранее. Поэтому взамен ранее действующего Постановления Правительства РФ Минприроды России, утвердило Порядок разработки и утверждения нормативов образования отходов и лимитов их размещения» [18]. Важным положением названного Порядка является исключение отходов, подлежащих накоплению без размещения из перечня отходов, на которые необходимо устанавливать лимиты размещения. Таким образом, в итоговом документе утверждающим нормативы образования отходов и лимиты их размещения включаются все виды отходов, образующиеся у хозяйствующего субъекта с указанием нормативов их образования, а лимиты их размещения указываются только для тех видов отходов, которые подлежат размещению, то есть хранению и захоронению, а не накоплению. Точно так же как для отходов, подлежащих только накоплению, лимиты не устанавливаются для отходов, подлежащих использованию. Дополнительно это подчеркнуто в отношении горных пород, используемых для закладки выработанного пространства, засыпки провалов и рекультивации нарушенных горными работами земель, осуществляемыми в соответствии с проектными документами, разработанными и утвержденными в установленном законодательством порядке. В данном случае «установленный законодательством порядок» в законодательстве об отходах никак не прочитывается и даже в земельном законодательстве, которое определяет собственно необходимость рекультивации нарушенных земель этот порядок также не устанавливается. В числе требований подзаконных нормативных правовых актов, регламентирующих процедуру рекультивации нарушенных земель, определена необходимость утверждения проекта разработчиком и согласование с основным землепользователем. ФЗ «Об экологической экспертизе» предусмотрено, что в случае если проект связан с размещением или обезвреживанием отходов, то он проходит государственную экологическую экспертизу. В случае, если отход при закладке выработанного пространства, засыпки провалов и рекультивации нарушенных горными работами земель используется как продукт, для рекультивации нарушенных земель, а значит должно быть подтверждено его соответствие требованиям к грунтам, применяемым для рекультивации. Если же это новый материал, который ранее не применялся для этих целей, то на него должна быть разработана техническая документация и подтверждена экологическая безопасность (требование ст. 11.5 ФЗ «Об экологической экспертизе»).

Некоторые изменения вносит Порядок [18] в сроки действия утверждаемых нормативов образования отходов и лимитов их размещения: если ранее для всех хозяйствующих субъектов, осуществляющих деятельность по сбору, использованию, обезвреживанию, транспортировке, размещению отходов 1-4 класса опасности лимиты устанавливались на срок действия соответствующей лицензии, то теперь они устанавливаются на срок действия такой лицензии только для предприятий, осуществляющих размещение отходов на собственных объектах размещения отходов; в остальных случаях они устанавливаются на 5 лет.

Отличным от других устанавливается порядок утверждения нормативов образования отходов и лимитов на их размещения для хозяйствующих субъектов, осуществляющих деятельность, в результате которой образуются отходы на территории Москвы и Санкт-Петербурга: такие хозяйствующие субъекты подают документы для утверждения нормативов образования отходов и лимитов на их размещения в территориальные органы Росприроднадзор по месту предполагаемого размещения отходов.

Так же как и ФЗ «Об отходах производства и потребления» Порядок определяет, что для хозяйствующих субъектов, относящихся к субъектам малого и среднего бизнеса не разрабатываются и не утверждаются нормативы образования отходов и лимиты на их размещения: такие хозяйствующие субъекты только предоставляют отчетность об объемах образованных, использованных, обезвреженных, размещенных отходов в территориальные органы Росприроднадзор в уведомительном порядке. Размером установленных для таких хозяйствующих субъектов лимитов размещения отходов является количество отходов фактически направленных на размещение в соответствии с отчетностью.

В соответствии с Порядком представления и контроля отчетности об образовании, использовании, обезвреживании и размещении отходов (за исключением статистической отчетности) [19]. Отчетным периодом для субъектов малого и среднего бизнеса является календарный год; отчетность представляется до 15 января года, следующего за отчетным периодом. Порядок также определяет содержание отчетности и перечень документов, прилагаемых к ней.

Литература

1. Федеральный закон от 25.11.1994 № 49-ФЗ «О ратификации Базельской конвенции «О контроле за трансграничным перемещением отходов и их удалением».
2. Федеральный закон от 24.06.1998 № 89-ФЗ «Об отходах производства и потребления».
3. Приказ Минприроды России от 30.09.2011 № 792 «Об утверждении порядка ведения государственного кадастра отходов» (зарегистр. в Минюсте России 16.11.2011 № 22313).
4. Приказ МПР России от 30.07.2003 № 663 «О внесении дополнений в федеральный классификационный каталог отходов, утвержденный приказом МПР России № 786 от 02.12.2003 «Об утверждении федерального классификационного каталога отходов» (зарегистр. в Минюсте России № 4981 от 14.08.2003).
5. Приказ МПР России от 02.12.2003 №786 «Об утверждении федерального классификационного каталога отходов» (зарегистр. в Минюсте России № 4107 от 09.01.2003).
6. Приказ МПР России от 15.06.2001 № 511 «Критерии отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды» (не нуждается в регистрации Минюста России).
7. Чернышев А.К., Лубис Б.А., Гусев В.К., Курляндский Б.А., Егоров Б.Ф. Показатели опасности веществ и материалов. – М., 1999. Т. 1. –524 с., 2002. Т. 2. – 544 с.
8. Грушко Я.М. Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах. Справочник. – Л.: Химия, 1979. – 160 с.
9. Приказ Росприроднадзора от 15.08.2007 № 570 «Об организации работы по паспортизации опасных отходов» (зарегистрировано в Минюсте России 17.08.2007 № 9996).
10. СП 2.1.7.1386-03 «Санитарные правила по определению класса опасности токсичных отходов производства и потребления».
11. Приказ МПР России от 02.12.2002 № 785 «Об утверждении паспорта опасных отходов» (зарегистр. в Минюсте России 17.08.2007 № 4128).
12. Постановление Правительства России от 29.05.2008 № 404 «О Министерстве природных ресурсов и экологии Российской Федерации».
13. Приказ Минприроды России от 25.02.2010 № 49 «Об утверждении правил инвентаризации объектов размещения отходов».
14. СанПиН 1038-01 Гигиенические требования к устройству и содержанию полигонов для твердых бытовых отходов (зарегистр. в Минюсте России 26.07.2001 № 2826).
15. СанПиН 1322-03 Гигиенические требования к размещению и обезвреживанию отходов производства и потребления.
16. Федеральный закон «Об экологической экспертизе» от 23.11.1995 № 174-ФЗ.
17. Приказ Росприроднадзор от 19.10.2007 № 703 «Об утверждении Методических указаний по разработке проектов нормативов образования отходов и лимитов на их размещение» (зарегистр. в Минюсте России 17.01.2008 № 10891).
18. Приказ Минприроды России от 25.02.2010 № 50 «Об утверждении порядка разработки и утверждения нормативов образования отходов и лимитов их размещении».
19. Приказ Минприроды России от 16.02.2010 №30 «Об утверждении порядка представления и контроля отчетности об образовании, использовании, обезвреживании и размещении отходов (за исключением статистической отчетности)».

Сведения об авторах:

Горленко Анастасия Сергеевна, к.б.н., начальник отдела по обращению с отходами, Экспертно-аналитический центр по проблемам окружающей среды (Экотерра), 119899, Москва, Ленинские горы, Научный парк МГУ, владение 1, строение 77, офис 401-А, тел.: 8 (495) 939-22-84.

УДК 631.4:556.5

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ЗЕМНОВОДНЫХ ЛАНДШАФТОВ

Е.И.Ковалева, к.б.н., Экспертно-аналитический центр по проблемам окружающей среды (Экотерра), Москва

Рассмотрены вопросы нормативного правового регулирования охраны и использования земель, сопряженных с водными объектами, вопросы охраны и экологического нормирования почв земноводных ландшафтов.

Ключевые слова: эконормирование, земноводные ландшафты, водные объекты, земли сопряженные с водными объектами, загрязнение донных отложений.

Почвы выполняют базисную роль в устойчивом функционировании биосферы, вследствие многообразия их экологических функций. М.А. Глазовская [1] определяет почву как один из самых информативных блоков ландшафтно-геохимической системы, в котором взаимодействуют потоки вещества и энергии, связывающие все компоненты ландшафта в единое целое. Большая часть воды, поступающей с атмосферными осадками на поверхность Земли, контактирует с почвенным покровом и посредством поверхностного стока, боковой (латеральной) миграции, поступления в грунтовые воды, формирует поверхностные воды. Следовательно, загрязнённая почва может стать источником вторичного загрязнения как атмосферного воздуха, так незагрязненных участков почв и водоёмов. Загрязняющие вещества, находящиеся в почве и грунтовых водах, могут переходить в почвенный раствор, далее по цепочке поступать в растения, и по пищевым цепям животные – человек. Антропогенное загрязнение почв, как отмечали Г.В. Добровольский и Е.Д. Никитин [2] длительное время недооценивалось в плане негативных последствий для окружающей среды и здоровья человека.

Важным звеном окружающей среды являются земноводные ландшафты, объединяющие водные объекты и их прибрежные территории – экотоны: переходные пространства между различными средами (вода – суша), которые формируются в прибрежных зонах водных объектов, которые связаны прямыми и обратными связями с водными объектами. Вопрос охраны земноводных ландшафтов особо остро встает в связи с ухудшением качества вод водных объектов. Причина загрязнения водных объектов – не только поступление в них загрязняющих веществ непосредственно со сточными водами, но и с загрязнение земель прибрежной зоны, деградация почв, приуроченных к этим территориям.

Россия обладает одним из самых высоких водных потенциалов в мире – на каждого жителя России приходится свыше 30 000 м^3/год воды. Однако из-за загрязнения или засорения около 70% рек и озер России утратили свое значение как источник питьевого водоснабжения. В результате, около половины населения потребляют загрязненную, недоброкачественную воду [3]. Ежегодно увеличивается объем сточных вод в водные объекты, так в 2008 г. по сравнению с 2007 г. он увеличился в 1,3% и составляет по состоянию на 2011 год 52,1 км^3 [4]. Более 70% сточных вод, подлежащих очистке (13,7 км^3), сбрасываются недостаточно очищенными, почти 20% (3,7 км^3) – загрязненными без очистки и только 10% (1,9 км^3) – очищенными до установленных нормативов [5]. Это данные по учтенным санкционированным сосредоточенным сбросам, которые поддаются регулируемому воздействию. Ежегодно в природные водные объекты сбрасывается около 55 км^3 сточных вод, из которых более третьей части загрязнены сверх установленных нормативов. Со сточными водами в водные объекты поступает 5,5 тыс. т нефтепродуктов, 360 тыс. т органических веществ, 500 тыс. т взвешенных веществ, 2600 тыс. т сульфатов, 7700 тыс. т хлоридов в год.

Использование территорий, сопряженных с водными объектами (речные поймы, побережья) под строительство приводит к гибели ландшафтов речных пойм, разрушению берегов, деградации почв пойменной и прибрежной зоны, и как следствие может являться причиной различных техногенных катастроф.

Таким образом, очевидно, что в экологическом аспекте невозможно разделить функционирование отдельных природных сред друг от друга [6]. В связи с этим, встает проблема оценки, использования, охраны водных объектов и сопряженных с ними территорий, в совокупности земноводных ландшафтов, установления уровня их допустимого экологического состояния, а также нормирования антропогенного на них воздействия.

Основание выделения земноводных ландшафтов

Поднимая вопрос экологического нормирования земноводных ландшафтов, определим, какие

природные объекты входят в структуру земноводных ландшафтов.

Согласно Ф.Н. Милькову [7] в высшей классификационной категории ландшафтов Земли выделяются четыре отдела ландшафтов: I) наземные, 2) земноводные (речные, озерные, шельфовые); 3) водные (поверхностный ярус ландшафтной сферы в морях и океанах); 4) донные (морские, океанические, за исключением шельфовых).

Разделение ландшафтов по условиям миграции химических элементов проведено Б.Б. Полыновым [8]. Им были выделены: 1) элювиальные ландшафты, формирующиеся на повышенных элементах рельефа при глубоком залегании грунтовых вод; 2) супераквальные ландшафты, формирующиеся на пониженных элементах рельефа с близким залеганием грунтовых вод; 3) субаквальные (подводные) ландшафты, характерные для дна водоёмов (озер, рек, водоемов). М.А. Глазовской [9] к выделенным ландшафтам были добавленные дополнительные группы, находящиеся в различных условиях рельефа и водного режима, с разным характером миграции химических веществ. Так субаквальные ландшафты следует называть аквальными или водными, что подразумевает отнесение в эту группу не только донных отложений и подводных почв, но и всего водного объекта в целом. П.Н. Балабко [10] отмечал особенные «земноводные» условия существования почв пойм, что обусловлено сложностью и динамизмом пойменного почвообразования.

При экологическом нормировании представляется правильно вычленить индивидуальный объект нормирования, и все компоненты этого ландшафта рассматривать как одно единое (аквальные и поемные ландшафты), поскольку они представляют собой взаимосвязанные компоненты как по типу контакта геосфер, так и по миграции химических веществ. В данном случае выделяется геохимическая сопряженная связь не только почва – грунтовые воды, но и почва – поверхностные воды.

Таким образом, объектом эконормирования земноводных ландшафтов предлагается рассматривать совокупность элементарных ландшафтов:

– поверхностный ярус (вода) и дно (донные отложения) водных объектов (аквальный ландшафт);

– болотные экосистемы (супераквальный ландшафт);

– прилегающие территории к водным объектам, которые связаны прямыми и обратными связями с водным объектом: пойменные территории водотоков и прибрежные участки водоемов (поемный ландшафт).

Объекты экологического нормирования земноводных ландшафтов

Водные объекты согласно Водному кодексу РФ поверхностные водные объекты состоят из поверхностных вод и покрытых ими земель в пределах береговой линии.

Земли, покрытые поверхностными водами, сосредоточенными в водных объектах, относятся к землям водного фонда (Земельный кодекс РФ, ст. 102). К землям водного фонда также относятся земли, занятые гидротехническими сооружениями, расположенными на водных объектах. Таким образом, объектом экологического нормирования в границах водных объектов являются 1) вода; 2) покрытые водой земли – донные отложения; 3) болота.

Болота. Хозяйственная деятельность на территориях, приуроченных к болотам, регулируется земельным и водным законодательством. Согласно Водному кодексу РФ [11] болота отнесены к поверхностным водным объектам, состоящим из поверхностных вод и покрытых ими земель в пределах береговой линии. Правовой режим земель обозначен в Земельном кодексе РФ [12], ст. 102 которого относит земли, покрытые поверхностными водами, сосредоточенными в водных объектах, к категории земель водного фонда.

Анализ данных госстатотчетности о состоянии и использовании земель в РФ [13] показал, что на 1 января 2010 г. площадь категории земель водного фонда составила 28,0 млн. га, что не превышает даже 2% от общего земельного фонда страны. Значительные площади земель, подлежащих отнесению к данной категории, включены в состав других категорий.

По данным Росреестра [14] по состоянию на 01.01.2010 г. в земельном фонде РФ только на долю болот приходится 152,83 млн. га Земли под болотами присутствуют почти во всех категориях земель. Больше всего болот в категории земель лесного фонда (109,9 млн. га), много заболоченных земель в категории земель сельскохозяйственного назначения (25,6 млн. га) и запаса (13,8 млн. га). Если предположить, что все земли под болотами и все земли под водными объектами, находящиеся в других категориях земель, будут отнесены к землям водного фонда, то на данную категорию приходилось бы 225,03 млн. га или 13,2% всего земельного фонда РФ.

Основная причина сложившейся ситуации с не переведением болот к землям водного фон-

да, заключается в том, что землепользователи и органы власти не заинтересованы в отнесении хозяйственно-ценных и инвестиционно привлекательных участков к категории земель водного фонда, так как это будет накладывать существенные ограничения на их использование (например, в нефтегазодобыче).

Существует еще одна проблема, связанная с определением болот как экологической системы и установлением их границ. Учёные не раз пытались сформулировать, что же надо понимать под объектом, который называется «болото». В науке существуют разные подходы к выделению болот и заболоченных территорий, зависящих от задач, решаемых учеными. Так, гидрологи относят к заболоченным территориям участки земной поверхности, характеризующиеся обильным застойным или слабо проточным увлажнением верхних горизонтов почвогрунтов, на которых произрастает специфическая болотная растительность, а мощность торфа такова, что корни основной массы растений достигают подстилающего минерального грунта. Ботаники производят деление заболоченных территорий на заболоченные земли и болота по различиям в составе растительности. В почвоведении, например, болота трактуют как особые типы аккумулирующих систем биосферы, которые характеризуются заторможенным обменом веществ и преобладанием накопления органической массы над ее распадом [15]. Водный кодекс РФ [11] относит болота к водным объектам и предписывает выделение границ болот по нулевой отметке залегания торфа. Заболоченные территории должны быть отнесены к землям водного фонда.

Донные отложения. Понятие «донные отложения» в научной литературе трактуется неоднозначно. Их рассматривают как донные отложения, донные осадки, подводные почвы, аквапочвы, аквоземы и т.д. Б.Б. Полыновым [15] было введено понятие «субаквальных почв», являющих продолжением прилегающих к водоему ландшафтов. Понятие «субаквальные почвы» использовали В.А. Ковда, Е.В. Лобова, Б.Г. Розанов [17], М.А. Глазовская [18].

Донные отложения играют ведущую роль в формировании качества воды и в процессах самоочищения водных объектов. Донные отложения аккумулируют вещества, поступающие с водосборной территории и отражают ее геохимические особенности [19].

Л.А. Зенкевич [20] называл их «трудовой книжкой водоема», в которой записана вся его трудовая деятельность. При определенных условиях доныне отложения могут рассматриваться как потенциальный источник вторичного загрязнения воды [21]. Процессы сорбции, десорбции, трансформации веществ на границе раздела фаз: вода и донные отложения, участвуют в формировании воды, определяют динамичность ее химического состава.

Донные отложения способны выполнять функции ландшафтно-геохимические барьеров: сорбционные, восстановительные, окислительные. Емкость сорбционного барьера зависит от емкости поглощения донных отложений и мощности сорбирующего слоя; емкость восстановительных и окислительных барьеров определяется количеством соединений окислителей или восстановителей, а также микробиологической деятельностью. Однако мощные техногенные потоки могут разрушать ландшафтно-геохимические барьеры, особенно биохимические [22]. И в меняющейся обстановке, не характерной для естественных условий водного объекта, они являются источниками вторичного поступления загрязняющих веществ в воду.

Территории, сопряженные с водными объектами – пойменные территории вдоль водотоков (рек, ручьев) и прибрежные территории водоемов (озер, водохранилищ), морей.

Среди природных ландшафтов важную хозяйственную роль играют поймы рек, занимающие около 3% всей суши России. Пойменные территории – не только объект землепользования, но и важное звено руслового процесса и гидрологического режима водных объектов. С одной стороны, формирование и особенности почв поймы во многом определяются режимом водного объекта, а с другой – на процесс их формирования оказывает влияние поступление веществ, в т.ч. загрязняющих, с водоразделов с поверхностным, внутрипочвенным стоками, аллювиальными потоками.

Совокупное воздействие локальных преобразований речного стока приводит к изменению пойменных и прибрежных территорий [23].

Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин [2] указали, что возможности сорбционной функции почв, к сожалению, не беспредельны. Она уже во многих случаях не справляется со своими «задачами». В результате в речные воды и водоемы поступают избыточные количества многих соединений. Пойменные почвы выполняют функции: трансформации поверхностных вод в грунтовые; участия почвы в формировании речного стока и водного баланса; фактора биопродуктивности водоемов за счет приносимых почвенных соединений; сорбционные защищающего от загрязнения барьера акваторий.

Таким образом, экологическое назначение пойменных почв заключается в выполнении ими водоохранных функций.

Основные источники поступления загрязняющих веществ в земноводные ландшафты: 1) атмосферные осадки, поглотившие выбросы производственных объектов; 2) сточные воды промышленного и городского происхождения; 3) сточные воды от сельскохозяйственных комплексов; 4) стоки с водосборных территорий.

Организованные источники поступления загрязняющих веществ (ЗВ) представляют собой выпуски сточных вод, которые как правило находятся на учете и контролируются уполномоченными органами исполнительной власти. Поддержание водных объектов (поверхностных и подземных вод) в состоянии, соответствующем требованиям водного законодательства РФ, обеспечивается путем установления и соблюдения нормативов допустимого воздействия на водные объекты согласно ст. 35 Водного кодекса РФ. Неорганизованные источники поступления ЗВ представляют собой стоки с территорий поселений и промышленных зон, где отсутствуют ливневые канализационные системы; с сельскохозяйственных угодий; территорий несанкционированных свалок размещения отходов. Неконтролируемым источником поступления ЗВ в почвы и водные объекты является также сброс сточных вод на рельеф, несмотря на то, что нормативными правовыми нормами в настоящий момент он не предусмотрен.

В современных условиях водопользования основным источником загрязнения многих водных объектов являются именно неконтролируемые поступления загрязняющих веществ от рассредоточенных источников на водосборной площади. По данным А.Г. Качарян, И.П. Лебедевой, К.Е. Никитской [24] неконтролируемыми источниками в зависимости от сезона года может поступать 90-95% ЗВ.

К сожалению, в последние годы постоянно сокращается количество пунктов государственной сети наблюдений за водными объектами и объем получаемой информации [5], что не позволяет получать целостную картину о пространственно-временной динамике процессов загрязнения окружающей среды, в т.ч. водных объектов, по причине разреженности и огромных расстояний между постами наблюдений. И это при том, что в поверхностные водные объекты РФ со сточными водами только учтенных источников сброса ежегодно поступает около 10-11 млн т ЗВ.

Нормативное правовое регулирование охраны земноводных ландшафтов

В структуре нормативного правового обеспечения наблюдается крайняя неравномерность обеспечения разных направлений экономирования нормативно-методическими документами: из 500 существующих – 104 – по воде и лишь два по почвам [25].

Как элемент нормирования антропогенного воздействия на окружающую среду можно рассматривать выделение особых зон, на которых устанавливается особое ведение хозяйственной деятельности, поскольку методология нормирования ширины их зон едина для все территории РФ.

Зонирование пойменных и прибрежных территорий. В природоохранной практике РФ имеется ряд зон, создание которых связано с целями охраны объектов окружающей среды от вредных воздействий. Так, Водный кодекс РФ (ст. 65) предусматривает выделение особых зон вдоль водных объектов – прибрежных защитных полос (ПЗП) и водоохранных зон (ВОЗ), для которых устанавливается особый режим пользования.

ВОЗ – территории, которые примыкают к береговой линии водных объектов и на которых устанавливается специальный режим осуществления хозяйственной и иной деятельности в целях предотвращения загрязнения, засорения, заиления указанных водных объектов и истощения их вод, а также сохранения среды обитания водных биоресурсов и др. объектов животного и растительного мира. В границах ВОЗ устанавливаются ПЗП, на территориях которых вводятся дополнительные ограничения хозяйственной и иной деятельности. Земли ВОЗ и ПЗП могут относиться к любой категории земель, определенных ст. 7 Земельного кодекса РФ, кроме земель водного фонда. До 2006 г. ВОЗ входили в состав земель природоохранного значения.

С 2007 г. ст. 65 ВК предполагает выделение ВОЗ, однако в ней не предусмотрен механизм их проектирования: ширина ВОЗ сокращена, сделана фиксированной по всей длине водотока (от 50 до 200 м). Так, устанавливается одна и та же ширина водоохраной зоны, как для небольшой речки, так и для рек, простирающихся на тысячи километров независимо от ширины водотока, его поймы, физико-географических, почвенных, гидрологических особенностей территории, хозяйственной деятельности.

Такой же механизм выделения ВОЗ предлагается для озер и водохранилищ. ВОЗ для болот и озёр, расположенных внутри болота, вовсе не

устанавливается, что вызывает особые опасения в связи с тем, что болотные экосистемы в большинстве случаев географически приурочены к районам с интенсивным развитием нефтегазодобывающего комплекса. Не существует запретов или ограничений на размещение технологических объектов, являющихся мощными источниками воздействия, на территории водно-болотных экосистем. Загрязнение нефтью и нефтепродуктами является наиболее распространенным на них фактором воздействия. Это в свою очередь может привести к негативным изменениям, как болотных экосистем, так и сопряженных с ними природных сред.

На территориях, занятых постройками, осложняется ситуация с нанесением нормативно устанавливаемых границ ВОЗ и ПЗП, объекты населенных пунктом не позволяют выносить в натуру границы зон.

Введенный механизм выделения ВОЗ приводит к тому, что они утрачивают свою водоохранную значимость и являются формальным рычагом регулирования охраны и восстановления водных объектов.

Охрана земель в границах ВОЗ и ПЗП регулируются водным законодательством. Так, ВК РФ предусмотрен запрет на проведение ряда видов работ в границах ВОЗ и ПЗП.

В границах ВОЗ запрещается: 1) использование сточных вод для удобрения почв; 2) размещение кладбищ, скотомогильников, мест захоронения отходов производства и потребления, радиоактивных, химических, взрывчатых, токсичных, отравляющих и ядовитых веществ; 3) осуществление авиационных мер по борьбе с вредителями и болезнями растений; 4) движение и стоянка транспортных средств (кроме спецтранспорта средств), за исключением их движения по дорогам и стоянки на дорогах и в специально оборудованных местах, имеющих твердое покрытие.

В границах ПЗП наряду с установленными для ВОЗ ограничениями запрещаются: 1) распашка земель; 2) размещение отвалов размываемых грунтов; 3) выпас сельскохозяйственных животных и организация для них летних лагерей, ванн.

Вышеперечисленные ограничения заметно сокращены по сравнению с ранее действующим Положением Правительства РФ от 23 ноября 1996 г. «О водоохранных зонах водных объектов и их прибрежных защитных полос».

Таким образом, вступление в силу положений, закрепленных ст. 65 ВК РФ, повлекло утрату природоохранного, в т.ч. водоохранного значения территорий, прилегающих к водным объектам. ВОЗ (земли пойменных и прибрежных территорий) не могут выполнять свои функции: служить зоной водосбора водных объектов; являться защитным барьером водных объектов от вредного воздействия внешней среды, как естественного, так и антропогенного характера; обеспечивать сохранность и рациональное использование водных ресурсов.

Порядок охраны земель земноводных ландшафтов определяется природоохранным, земельным, водным законодательством.

Проблемы охраны земель водного фонда. Охрана и использование водных объектов регулируется водным законодательством. К земельным отношениям нормы указанного законодательства применяются, если эти отношения не урегулированы земельным законодательством.

Особое место в установлении допустимого воздействия на природные объекты, в т. ч. почвы, донные отложения играет их принадлежность к той или иной категории земель, прописанных в ст. 7 ЗК РФ.

Земли водного фонда занимают особое положение в части охраны компонентов окружающей среды, поскольку приурочены к водным объектам и имеет непосредственную связь с качеством вод. Поэтому перевод земель водного фонда или земельных участков в составе таких земель в другую категорию производился в исключительно необходимых случаях [26]: создания ООПТ; установления или изменения границ населенных пунктов; размещения объектов государственного или муниципального значения при отсутствии иных вариантов размещения этих объектов; прекращения существования водных объектов, изменения русла, границ и иных изменений местоположения водных объектов, в т.ч. связанных с созданием искусственных земельных участков [27] при наличии положительного заключения государственной экоэкспертизы. Нормы вышеупомянутого документа ограничивали хозяйственную деятельность в границах земель водного фонда и ужесточали требования к их охране, тем более что земли под болотами должны быть отнесены к землям водного фонда. Для упрощения деятельности природопользователей, в т.ч. в сфере нефтедобычи, на землях водного фонда принят приказ Минприроды России [28]. Этот приказ позволяет переводить болота в любую другую категорию земель, что ставит под угрозу функционирование уникальных болотных экосистем, поскольку единственной охранной нормой для них остается ст. 57 ВК РФ, которая запрещает их загрязнение и засорение отходами производства и потребления, загрязнение их нефтепродуктами, ядохимикатами и др. вредны-

ми веществами. Выделение ВОЗ болот не предусмотрено нормами ВК РФ.

Проблемы охраны земель пойменных и прибрежных территорий. Водное законодательство допускает в границах ВОЗ проектирование, строительство, реконструкция, ввод в эксплуатацию, эксплуатация хозяйственных и иных объектов при условии оборудования таких объектов сооружениями, обеспечивающими охрану водных объектов от загрязнения, засорения и истощения вод в соответствии с водным законодательством и законодательством в области охраны окружающей среды.

Установление ВОЗ и ПЗП не влечет за собой изъятия земельных участков. Наоборот, земельные участки пойменных территорий, стали относить к объектам недвижимого имущества, что получило развитие ФЗ «О государственном кадастре недвижимости» [29]. К недвижимости относятся земельные участки, участки недр и все, что прочно связано с землей. Пойменные территории все чаще становятся объектом застройки и интенсивного хозяйственного использования, что неизбежно приводит к нарушению функций пойменных территорий и ВОЗ, уничтожению почвенного покрова.

Право собственности на земельный участок распространяется на находящиеся в границах этого участка поверхностный (почвенный) слой и водные объекты, находящиеся на нем растения. ГК РФ (ст. 261, пп. 2, 3) наделяет собственника земельного участка правом использовать по своему усмотрению все, что находится над и под поверхностью этого участка, если иное не предусмотрено законодательством.

Не способствует правовой охране почв то обстоятельство, что земли, занятые поймами и прибрежными территориями, на которых устанавливаются ВОЗ и ПЗП, принадлежат к разным категориям, предусмотренным ЗК РФ, и имеют, следовательно, разное целевое назначение. Правовой режим земель определяется исходя из их принадлежности к той или иной категории и разрешенного использования в соответствии с зонированием территорий, общие принципы и порядок проведения которого устанавливаются Градостроительным кодексом РФ [30] и требованиями специальных федеральных законов. Любой вид разрешенного использования из предусмотренных зонированием территорий видов выбирается самостоятельно природопользователем, без дополнительных разрешений и процедур согласования. К сожалению, землепользователи и органы государственной власти не заинтересованы в отнесении пойменных и прибрежных территорий к какой-либо одной категории.

Таким образом, правовой институт земель, регулирующий отношения охраны и использования пойменных и прибрежных территорий не является достаточно полным и нуждается в дальнейшем развитии.

Охрана и экологическое нормирование почв земноводных ландшафтов

Порядок охраны земель и почв земноводных ландшафтов, как и почвенного покрова РФ, в целом, определяется земельным и природоохранным законодательством.

При разработке нормативной базы экологического нормирования почв отдельно должны устанавливаться нормативные значения для почв ВОЗ, пойменных и прибрежных территорий. Это обусловлено: сопряженность почв земноводных ландшафтов с водными объектами; ослаблением норм земельного и водного законодательства в части охраны и использования прибрежных территорий; увеличивающейся нагрузкой поступления загрязняющих веществ с водосборных территорий, которые интенсивно нарушаются, в т.ч. с неразвитой законодательной базой по охране почв от деградации и их истощения.

Наиболее разработана нормативная база для районов нефтедобычи по региональному нормированию остаточного содержания нефти и продуктов ее трансформации, в т.ч. для земель водного фонда и ВОЗ. Для ряда регионов нормировано содержание нефтепродуктов в торфяных горизонтах разных категорий земель, в том в болотных почвах, поскольку болотные экосистемы являются уникальными природными объектами, выполняющими важные биосферные функции, что требует специального подхода к разработке и установлению допустимого антропогенного на них воздействия.

Первым документом стал Временный регламент ... [31] разработанный с целью упорядочения работы по ликвидации масштабной аварии, произошедшей в Усинском районе в 1994 г. на нефтепроводе «Возей – Головные сооружения», определения общих правил и требований к их оценке. Нормативной величиной, утвержденной Регламентом, содержания остаточной нефти в грунтах береговой зоны было 500 мг/кг. Регламент приемки нарушенных и загрязненных нефтью и нефтепродуктами поверхностных водных объектов после проведения восстановительных работ обязывает рассчитывать ОДК в донных отложениях и грунтах

береговой части поверхностного водного объекта на основании проекта природоохранных работ. Таким образом, норматив не установлен и должен определяться в каждом конкретном случае и предполагает дифференцированный подход к оценке состояния почв после проведения восстановительных работ с учетом их дальнейшего использования. Так при приемке земель, занятых торфяными болотами, ОДК составляет 50 мг/кг. Для болот, которые не переведены в категорию земель водного фонда, учитывается дальнейшее их использование и ОДК в торфяной почве, приуроченной к землям сельскохозяйственного назначения, составляет 30,0 г/кг, промышленного – 80 г/кг.

При участии АНО «Экотерра» при МГУ им. М.В. Ломоносова разработан и введен в природоохранную практику норматив допустимого остаточного содержания нефти и нефтепродуктов (ДОСНП) для ХМАО-Югры [32], а также ведутся работы по разработке и утверждению нормативов для Сахалинской области.

В соответствии с нормативом ХМАО-Югры [32] для органогенных горизонтов почв ВОЗ подзоны средне- и северотаежных почв норматив остаточного ДОСНП составляет 1 г/кг. Для болотных почв этой же подзоны – в зависимости от типа болот и для торфяных болотных верховых почв варьирует в пределах 30-100 г/кг почвы в зависимости от выделяемых торфяных горизонтов и проективного покрытия живой растительности нефтезагрязненного участка болот. Для торфяных болотных переходных и низинных почв норматив – 20 г/кг.

Разработан региональный норматив для Ненецкого АО [33], разработанный для тундровой и лесотундровой зоны и охватывает три подзоны этого региона. В документе отдельно выделено нормирование ДОСНП для земель водного фонда, однако нормирование проведено только для донных осадков. Болота разработчиками документа не относятся к землям водного фонда, возможно в силу того, что пока не все переведены в эту категорию. Почвы болот выделены в других категориях, в т.ч. на землях ВОЗ. В документе также имеется несоответствие действующему законодательству при выделении ВОЗ как земель природоохранного назначения (*табл. 1*).

Экологическое нормирование земноводных ландшафтов. Нормирование водных объектов заключается в установлении нормативов допустимого воздействия на водные объекты (НДВ), нормативов допустимого сброса загрязняющих веществ в водные объекты, нормативов допустимого изъятия вод из водных объектов (*рис. 1*).

НДВ на водные объекты устанавливаются с учетом состояния водного объекта и его экологической системы на основе нормативов качества воды в водном объекте. НДВ на водный объект разрабатываются для видов воздействий [34], приведенных на *рис. 2*.

НДВ на водный объект представляет собой норматив допустимого совокупного воздействия всех источников, расположенных в пределах речного бассейна или его части, на водный объект или его часть. Опыт разработки НДВ для бассейнов рек РФ в 2008-2010 гг. показал бессмысленность установления таких нормативов [35].

Регулирование сброса загрязняющих веществ в водный объект осуществляется на основании «Методики …» [36]. Нормативы допустимых сбросов (НДС) веществ и микроорганизмов устанавливаются для стационарных, передвижных и иных источников воздействия на окружающую среду субъектами хозяйственной и иной деятель-

Таблица 1

Нормативные значения ДОСНП для ВОЗ почв территории Ненецкого АО по подзонам

Почва		*Почвенный горизонт или слой, см*	*Норматив для почв, г/кг*	
надтиповая группа	*тип*		*субарктической поймы р. Печоры*	*южных тундр, лесотундры и крайнесеверной тайги, а также северных и арктических тундр*
Органогенные почвы	Торфяно-болотные верховые	Ат или 0-5	0,75*	2*
	Торфяно-болотные низинные	Т, Т1 или 5-20	0,5*	1*
Органоминеральные почвы и минеральные грунты	Все типы почв	Ао, Ad, А1 или 0-5	0,5*	1*
		А2, В, Bg, Bf, Bh, G, ТА или 5-20	0,3*	0,75*
Антропогенные почвоподобные образования		0-5	0,5	1
		5-20	0,3	0,75

* или до верхнего уровня регионально- фонового содержания

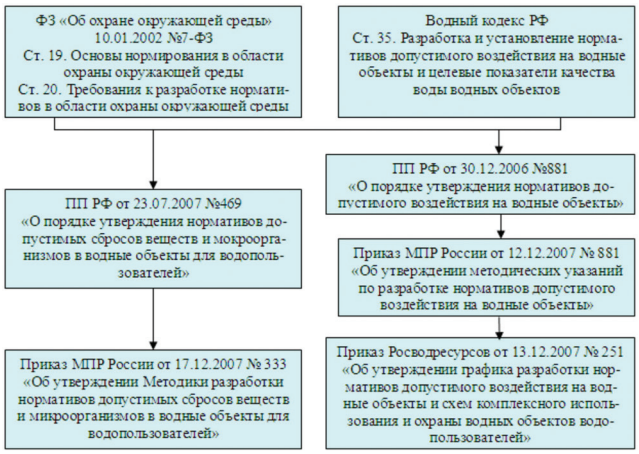


Рис. 1. ***Алгоритм нормативного правового регулирования нормирования воздействия на водные объекты.***

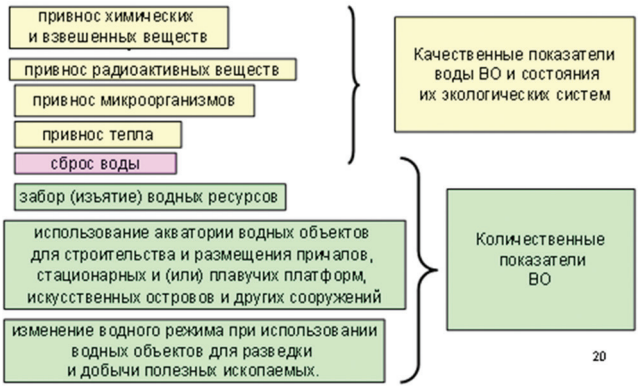


Рис. 2. ***Норматив допустимого воздействия на водный объект для видов воздействия.***

ности, исходя из нормативов допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду, нормативов качества окружающей среды, а также технологических нормативов, ст. 23 ФЗ «Об охране окружающей среды».

Величины НДС определяются для всех категорий водопользователей в соответствии с Методикой … [36], как произведение максимального часового расхода сточных вод – q′ ($м^3$/ч) на допустимую концентрацию загрязняющего вещества Сндс (г/$м^3$). При расчете условий сброса сточных вод сначала определяется значение Сндс, обеспечивающее нормативное качество воды в контрольных створах с учетом требований Методики, а затем определяется НДС по формуле:

$$НДС = q\ Сндс\ .$$

В соответствии с распоряжением Правительства РФ от 27.08.2009 № 1235-р для снижения антропогенной нагрузки на водные объекты необходимо: стимулирование сокращения антропогенной нагрузки на водные объекты путем введения прогрессивной шкалы платы за негативное воздействие на водные объекты за сверхнормативный сброс загрязняющих веществ; стимулирование внедрения технологий в производство наилучших существующих технологий (НТС) и наилучших доступных технологий (НДТ). На *рис. 3* представлена существующая система нормирования сбросов в водные объекты.



Рис. 3. ***Механизмы экологического нормирования сбросов в водные объекты.***

В последнее десятилетие методы биотестирования получили широкое применение. Экологическое нормирование, основанное на биотической концепции контроля природной среды [37] позволяет регистрировать отклики живых организмов на чужеродные для них химические вещества, естественно не входящих в биотический круговорот (ксенобиотики), в т.ч. учитывать суммарное воздействие всех токсичных веществ, присутствующих в той или иной испытываемой среде. Задача биотического подхода заключается в выявлении в пространстве абиотических факторов границы между областями нормального и патологического функционирования природных объектов [38].

Так, биотестирование нашло применение при нормировании воздействия отходов производства и потребления на окружающую среду. Проведены многочисленные научные исследования, имеются разработки и опыт применения биологических методов оценки качества вод. Аттестованы методики биотестирования для водных сред, однако, биотические подходы при реализации механизма нормирования допустимых сбросов [36] не используются, хотя, установлены нормативные требования по биотестовым показателям [39].

Для проведения работ по биотестированию воды подготовлены рекомендации по методам токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем [40] для оперативно-производственных подразделений управлений по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды

Росгидромета. Для оценки качества воды в реках и водоёмах их разделяют по загрязнённости на несколько классов. Классы основаны на интервалах индекса загрязнённости воды (ИЗВ), представляющий собой интегральный показатель, основанный на нескольких факторах, таких как концентрация загрязняющих веществ (нитратов, нитритов, аммонийного азота, тяжёлых металлов, нефтепродуктов и др.), характеристики гидробионтов, трофность и сапробность водоёмов (*табл. 2*).

Таблица 2

Оценка качества воды поверхностных водоемов

Класс загрязнённости	*Качество вод*	*Интервал ИЗВ*
1	Очень чистые	< 0,25
2	Чистые	0,25 .. 0,75
3	Умеренно-загрязнённые	0,75 .. 1,25
4	Загрязнённые	1,25 .. 1,75
5	Грязные	1,75 .. 3,00
6	Очень грязные	3,0 .. 5,0
7	Чрезвычайно грязные	> 5,0

Оценка степени загрязненности донных отложений и эконормирование уровня допустимого на них воздействия. Антропогенное воздействие на водный объект приводит к загрязнению донных отложений, негативным изменениям водных экосистем, в т.ч. в сообществах донных организмов. Нарушение функционирования и деградация донных сообществ вызвана загрязнением токсичными веществами, которые депонируются в осадках и становятся источником потенциальной опасности для экосистемы водного объекта.

Требование к предотвращению загрязнения донных отложений содержаться в «Правилах … [39]. В соответствии с «Правилами …» деятельность предприятий и хозяйств не должна приводить к увеличению количества донных отложений или накоплению в них вредных веществ, влекущих загрязнение водных объектов. В случае образования слоя донных отложений или накопление в них вредных веществ, являющихся следствием производственной деятельности предприятий и хозяйств, последние обязаны расчистить русло реки или ложе водоема и принять меры по предотвращению дальнейшего заиления и загрязнения водного объекта. За засорение водных объектов применяются санкции в соответствии с действующим законодательством [41]. При этом для оценки содержания загрязняющих веществ в донных отложениях отсутствуют нормативные величины или какие-либо методические указания к оценке уровня накопления в них загрязняющих веществ.

Несмотря на существующую взаимосвязь водной фазы и донных отложений водных объектов, опасность перехода загрязняющих веществ из донных отложений в воду, на сегодняшний день не существует официально принятой системы нормирования донных отложений, в основе которого лежали бы концепции санитарно-гигиенического или экологического нормирования. Для донных отложений не разработаны ПДК химических веществ, поскольку, вероятно, не считалось важным и актуальным оценка уровня загрязненности донных отложений и проведение дальнейших мероприятий по снижению содержания загрязняющих веществ.

Предлагаемая система нормирования ПДВ (предельно допустимое воздействие) на водные объекты [11] не рассматривает донные отложения как составляющую водного объекта, поэтому при разработке НДВ не учитывается депонирующая способность донных отложений.

Важность аспекта изучения донных отложений, их аккумулирующей способности нормирование уровней содержания загрязняющих веществ для отдельно взятых водных объектов с учетом их региональных особенностей и антропогенной нагрузки, очевидна. Поэтому в последнее десятилетие появилось достаточно много публикаций, посвященных изучению загрязнения донных отложений, оценки биотического отклика на разный уровень загрязнения донных отложений [42-44]. Имеются попытки нормирования донных отложений по химическим показателям [19, 45]. Для интегральной оценки состояния донных отложений предлагается использовать биотический и триадный подходы [46, 47 и др.].

Оценка загрязнения донных отложений водных объектов токсичными химическими веществами может осуществляться двумя способами: 1) исследованием химического состава проб; 2) определением токсичности методом биотестирования. Метод биотестирования позволяет определить интегральную токсичность, обусловленную совокупностью всех присутствующих в пробе токсичных химических веществ и их метаболитов.

Опыт нормирование загрязнения донных отложений по химическим показателям. Нормативный правовой документ, регламентирующий нормирование содержания загрязняющих веществ в донных отложениях, был разработан для водных объектов г. Санкт-Петербурга [48]. Инициатором оценки и нормирования донных отложе-

ний выступили органы санэпидслужбы и охраны окружающей среды г. Санкт-Петербурга в связи с проведением дноглубительных работ и высоким уровнем содержания загрязняющих веществ в донных отложениях р. Невы и каналов города. Норматив предусматривает количественное определение параметров загрязняющих веществ, содержащихся в донных отложениях объектов Санкт-Петербурга. В нормах документа учтены тяжелые металлы, нефтеуглеводороды, а также ряд органических загрязняющих. В основе выделения четырех классов загрязненности лежат уровни концентрации загрязняющих веществ. Учтено качество донных отложений: содержание органического вещества и глинистой фракции в составе отложений, для разных типов донных отложений предлагаются разные допустимые уровни содержания загрязняющих веществ. Для каждого выделенного уровня загрязнения предлагаются возможные варианты их использования.

Большой вклад в изучение миграции химических веществ и оценки опасности их воздействия на окружающую среду внес Ю.Е. Сает и др. [19]. Ими обобщены многолетние материалы наблюдений антропогенного воздействия на окружающую среду, на основании которых предложены принципы и методы оценки геохимических аномалий, возникающих в результате техногенеза, а также созданы шкалы оценки их опасности. Для оценки опасности используется суммарный показатель загрязнения, разработанный Ю.Е. Саетом и широко используемый в санитарно-гигиеническом нормировании [49]. Так, для оценки донных отложений предложено выделение 4 категорий по опасности загрязнения (*табл. 3*).

Таблица 3

***Ориентировочная шкала оценки загрязнения водных систем** [18]*

Уровень загрязненности	*Z (суммарный показатель загрязнения) токсичных элементов в донных отложениях*	*Содержание токсичных элементов в воде*
Слабый	Менее 10	Слабоповышенное относительно фона
Средний	10-30	Повышенные относительно фона; эпизодическое превышение ПДК
Сильный	30-100	Во много раз выше фона; стабильное превышение отдельными элементами уровней ПДК
Очень сильный	Более 100	Практически постоянное присутствие многих элементов в концентрациях выше ПДК

Опыт оценки и нормирования загрязнения донных отложений с использованием биотических показателей. Оценка токсичности воды и донных отложений с помощью биотестирования широко используется за рубежом. В России установлены нормативные требования по биотестовым показателям к составу и свойствам воды водотоков и водоемов [39].

Имеется большое количество научно-исследовательских работ, посвященных оценке токсичности донных отложений, оценке уровня токсического загрязнения донных отложений водного объекта, основанных на методах биотестирования [50,51 и др.]

На основе научных исследований Росгидрометом были разработаны Методические указания [52,53]. Методические указания разработаны для создания методической базы мониторинга токсического загрязнения донных отложений с помощью биотестирования на основе принципов организации и проведения режимных наблюдений и оперативных работ в системе мониторинга поверхностных вод суши Росгидромета.

Принцип биотестирования донных отложений заключается в одновременном проведении токсикологического эксперимента на пробе с исследуемого участка водного объекта (опытной) и пробе с фонового участка (контрольной) и последующем установлении различий между результатами [52].

В 2002 г. МПР России утвердил «Временное методическое руководство … [54], одобренное Секцией рыбоводства и рыболовства НТС Минсельхоза России.

Подобный документ разрабан впервые. В его основу положены модельные экспериментальные исследования с использованием биологических тест-объектов. В качестве тест-объектов отобраны донные организмы: бактерии, укореняющиеся растения, простейшие, черви, моллюски, ракообразные, личинки насекомых, жизненный цикл которых связан с донными грунтами.

К сожалению, настоящие методические указания направлены на оценку токсичности донных отложений, оценку влияния источников загрязнения на состояние донных отложений. Эконормирование с использованием интегральным методов не произведено.

Эконормирование загрязнения донных отложений нефтью и продуктами ее трансформации. В России имеется опыт нормирования остаточного содержания нефти и нефтепродуктов в донных отложениях. Первым таким документом стал региональный норматив Ненецкого АО [33]. Так, нормативное допустимое содержание нефти и продуктов

ее трансформации в органогенных донных осадках водных объектов субарктической поймы р. Печоры составляет 0,75 г/кг в слое 0-5 см, 0,5 г/кг в слое 5-20 см, в минеральных донных отложениях (пески) – 0,10 г/кг, и в органоминеральных и минеральных (илы) – 0,5 г/кг; или до верхнего уровня регионально-фонового содержания во всех типовых группах донных отложений. Для подзоны почв южной тундры, лесотундры и крайнесеверной тайги и подзону почв северных и арктических тундр норматив ДОСНП для слоя 0-5 см в органогенных донных осадках водных объектов составляет 1 г/кг или верхний уровень регионального фонового содержания, в минеральных донных осадках – 0,1-0,12 г/кг; в органо-минеральных – 0,75 г/кг.

Таким образом анализ проблемы изучения и экологического нормирования донных отложений показывает, что на сегодняшний день в стране:

– отсутствует государственная наблюдательная сеть наблюдений и информация о загрязнении донных отложений;

– не совершенны методы отбора, обработки и анализа проб донных отложений;

– мало изучена сорбционная емкость донных отложений, являющаяся одним из главных факторов, регулирующих процесс обмена химических веществ между водой и донными отложениями;

– не разработана система количественных оценок предельно допустимых внутренних нагрузок загрязняющих веществ на водный объект;

– отсутствует методология оценки ПДВ (по химическим, биологическим, физическим, тепловым показателям) на водный объект, увязанных с сорбционной способностью донных отложений, регулирующей возможность обмена химических веществ между водной средой и донными отложениями; четких представлений об экологическом нормировании воздействий на все звенья водного объекта (поверхностные воды, донные отложения, грунтовые воды).

Литература

1. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М., 1988.
2. Добровольский. Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. – М.: Наука, 1990. – 263 с.
3. Государственный доклад «Вода питьевая» // Зеленый мир, 1995. №18. – С. 6-10.
4. Борисов В.В. и др. Состояние и развитие водохозяйственного комплекса РФ // Использование и охрана природных ресурсов в России, №5. 2009. – С. 12-16.
5. Концепция федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса РФ в 2012-2020 годах», утв. распоряжением Правительства РФ от 28.07.2011 № 1316-р.
6. Оценка и экологический контроль состояния окружающей природной среды региона на примере Тульской области. – М.: Изд-во МГУ, 2001. – 256 с.
7. Мильков Ф.Н. О подразделении ландшафтной сферы Земли на отделы и классы ландшафтов // Землеведение, нов. серия,1967. T.VII.
8. Полынов Б.Б. Избранные труды / Под ред. И.В. Тюрина, А.А. Саукова, со вступ. ст. А.И. Перельмана. – М.: Изд-во АН СССР, 1956. – 751 с.
9. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов: уч. пос. – М.: Изд-во МГУ. 1964.
10. Балабко П.Н. Развитие учения о пойменном почвообразовании и проблемы классификации пойменных почв // Почвоведение, 1990. № 9. – С. 28-33.
11. Водный кодекс РФ от 03.06.2006 № 74-ФЗ.
12. Земельный кодекс РФ от 25.10.2001 N 136-ФЗ.
13. Государственный (национальный) доклад о состоянии и использовании земель в Российской Федерации в 2010 году. – М.: Росреестр, 2011. – 257 с.
14. Федеральная служба государственной регистрации, кадастра и картографии (Росреестр), http://www.rosreestr.ru.
15. Пьявченко Н.И., Козловская Л.С. Изучение болотных биогеоценозов // Программа и методика биогеоценотических исследований. – М.: Наука, 1974. – С. 267-280.
16. Полынов Б.Б. Руководящие идеи современного учения об образовании и развитии почв // Почвоведение, 1948. № 1. – С. 3-13.
17. Ковда В.А., Лобова Е.В., Розанов Б.Г. Проблема классификации почв мира // Почвоведение, 1967. № 4. – С. 3-22.
18. Глазовская М.А. Почвы мира. Ч.1. – М.: Изд-во МГУ, 1972. – 231 с.
19. Саэт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
20. Зенкевич Л.А. Биология морей СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 740 с.
21. Лепихин А.П., Максимович Н.Г., Садохина Е.Л., Мирошниченко С.А., Меньшикова Е.А. Роль донных отложений в формировании качества воды рек Западного Урала // Вест. Перм. ун-та. – Пермь,1999. Вып.3. Геология. – С. 299-309.
22. Линник П.Н., Зубко А.В. Гумусовые вещества как важный фактор в миграции металлов в системе донные отложения – вода //Экологическая химия, 2007. 16 (2). – С. 69-84.
23. Новикова Н.М. и др. Оценка влияния изменения режима вод суши на наземные экосистемы. – М.: Наука, 2005. – 365 с.

24. Качарян А.Г., Лебедева И.П., Никитская К.Е. Барьерная роль водоохранных зон при перехвате загрязняющих веществ с водосбора // Водоохранные зоны: опыт практического применения и целесообразность развития: сб. док. – М., 2006. – С. 10-23.

25. Опекунов А. Ю. Экологическое нормирование и оценка воздействия на окружающую среду: учеб. пособие. – СПб.: Изд-во СПбГУ, 2006. – 261 с.

26. ФЗ от 21.12. 2004 № 172-ФЗ «О переводе земель или земельных участков из одной категории в другую».

27. ФЗ от 19.07.2011 №246-ФЗ «Об искусственных земельных участках, созданных на водных объектах, находящихся в федеральной собственности, и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации».

28. Приказ Минприроды России от 10.11. 2011 № 882 «Об утверждении ходатайства о переводе земель водного фонда в земли другой категории и составе прилагаемых к нему документов».

29. ФЗ от 24.07.2007 № 221-ФЗ «О государственном кадастре недвижимости».

30. Градостроительный кодекс РФ от 29.12.2004 № 190-ФЗ.

31. Временный регламент приемки нарушенных и загрязненных нефтью водоемов и водотоков после проведения восстановительных работ для Усинского района Республики Коми, утв. замглавы Республики Коми 07.08.2001.

32. Региональный норматив «Допустимое остаточное содержание нефти и нефтепродуктов в почвах после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ на территории Ханты-Мансийского автономного округа – Югры», утв. Постановлением Правительства ХМАО-Югры от 10.12. 2004 № 466-п».

33. Нормативы допустимого остаточного содержания нефти и продуктов ее трансформации в почвах и донных отложениях водных объектов после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ на территории Ненецкого автономного округа, утв. 15.12.2011 № 293-п Постановлением Администрации Ненецкого АО.

34. Приказ МПР России от 12.12.2007 № 328 «Об утверждении методических указаний по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты».

35. Кузьмич В.Н. О совершенствовании системы природоохранного нормирования // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. – М., 2011. – С. 143-150.

36. Приказ МПР России от 17.12.2007 № 333 «Об утверждении Методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей.

37. Левич А.П. //Докл. РАН, 1994. Т.337. № 2. – С. 280.

38. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирвоание факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии, 2002. Т. 122. № 3. – С. 115-135.

39. Правила охраны поверхностных вод (типовые положения). – М.: Госкомприроды СССР, 1991. – 34 с.

40. Р 52.24.566-94. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. – М.: Гидрометеоиздат, 1994. – 129 с.

41. Кодекс об административных правонарушениях РФ от 30.12.2001 № 195-ФЗ.

42. Дувальтер В.А.Оценка экологического состояния поверхностных вод по результатам исследований химического состава донных отложений. – Мурманск: МГТУ, 2006. – 88 с.

43. Ларина Н.С., Шелпакова Н.А., Ларин С.И., Дунаева А.П. Оценка химико-экологического состояния водоемов по результатам анализа вод и донных отложений // Успехи современного естествознания, 2008. № 7. – С. 3.

44. Отмахов В.И. Методика оценки экологической безопасности водного бассейна по загрязнению донных отложений // Изв. Томского политех. университета, 2003. Т. 306. № 6. – С. 39-41.

45. Шагидуллин Р.Р. Формирование системы эколого-аналитического контроля равнинного водохранилища: автореф. дисс. … д.х.н. Казань, 2012. – 38 с.

46. Баканов А.И., Гапеева М.В., Томилина И.И. Оценка качества донных отложений водохра-нилищ Верхней Волги с использованием элементов триадного подхода // Биол. внутр. вод, 2000. № 1. – С. 102-110.

47. Степанова Н.Ю., Говоркова Л.К., Анохина О.К. Оценка уровня загрязнения донных отложений Куйбышевского водохранилища в местах повышенного антропогенного пресса методом триады // Актуальные проблемы водной токсикологии. – Борок, 2004. – С. 224-246.

48. Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга, утв. Гл. гос. сан. врачом по Санкт-Петербургу 17.06.1996 и Комитетом по охране окружающей среды и природных ресурсов Санкт-Петербурга и Ленинградской области 22.07.1996.

49. СанПиН 2.1.7.1287-83 Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы.

50. Томилина И.И. Эколого-токсикологическая характеристика донных отложений водоемов Северо-Запада России: автореф. дисс. … к.б.н. – Борок: ИБВВ, 2000. – 21 с.

51. Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Бражникова Л.В., Жулидов А.В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. – СПб.: Гидрометеоиздат, 2000. – 159 с.

52. РД 52.24.635-2002. Методические указания. Проведение наблюдений за токсическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования. – СПб.: Гидрометеоиздат, 2002.

53. РД 52.24.309-92 Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и проведение режимных наблюдений за загрязнением поверхностных вод суши на сети Роскомгидромета. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 67 с.

54. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов на примере нефти, утв. МПР России, 2008.

Сведения об авторах:

Ковалева Екатерина Игоревна, к.б.н., заместитель начальника отдела управления отходами, Экспертно-аналитический центр по проблемам окружающей среды (АНО «Экотерра»), 119234, Москва, Ленинские горы, Научный парк МГУ, владение 1, строение 77, офис 401-А, тел.: 8 (495) 939-22-84, e-mail: katekov@mail.ru

УДК 631.45

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ СВОЙСТВ ПОЧВ ПРИ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЯХ

А.С. Фрид, д.с.-х.н., Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии

Предложены методические подходы к экологическому нормированию свойств пахотных почв, включая формулирование основных терминов: допустимые и критические границы изменений показателей структурно-функциональных свойств почв и почвенного покрова. Для основных пахотных почв Европейской территории России разработаны соответствующие нормативы: таксономические границы, а также некоторые показатели для органического вещества, агрохимические, физико-химические, физические, загрязнения почв тяжёлыми металлами.

Ключевые слова: эконормирование, нормативы изменений свойств, пахотные почвы, качество почв, загрязнение пахотных почв, почвенные показатели.

Природоохранные нормативы включают нормативы качества земель и других компонентов окружающей среды и нормативы допустимого воздействия на них, при соблюдении которых обеспечивается устойчивое функционирование природных экологических систем и сохраняется биологическое разнообразие (ФЗ «Об охране окружающей среды», 2002). Экологическое (природоохранное) нормирование в этой связи – это деятельность, направленная на установление вышеуказанных нормативов.

В настоящей работе речь идёт о почвах, более конкретно – о пахотных почвах.

Чтобы более полно охарактеризовать деятельность, связанную с нормированием, можно указать следующие направления: 1) нормирование терминов; 2) нормирование статики почвенных показателей для различных приложений; 3) нормирование прикладных оценок статичных значений почвенных показателей, причём чаще всего второе и третье направления оказываются тесно увязанными между собой; 4) нормирование временной динамики почвенных показателей и нормирование оценок такой динамики; 5) нормирование точности определения почвенных показателей. Нормирование оценок временной динамики чаще всего отражается через нормирование допустимых воздействий, вызывающих эту динамику.

Часто наблюдается несогласованность толкования терминов в словарях и других документах, не говоря уж о научных публикациях. Необходимо учитывать вероятностный характер любых нормативов, следующий из-за ошибок измерения показателей, статистического характера связей почвенных показателей с той или иной прикладной оценкой. Получение конкретных нормативов для динамики почвенных показателей вообще невозможно без выбора той или иной динамической математической модели. И если модель выбрана неправильно, то повышается вероятность ошибки в определении норматива.

Одна из важных задач – выявление обеспеченности России нормативами для различных приложений. Для решения этой задачи необходимо выбрать конкретное районирование территории страны, уровень детализации в нём и другие способы дифференциации с учётом природных и административных условий. Нами за основу было взято природно-сельскохозяйственное районирование, причём на данном этапе работы – на уровне природно-сельскохозяйственных провинций.

С нашим участием разработаны и реализованы методические подходы к экологическому нормированию (нормативов изменений) свойств пахотных почв. Концепция методических подходов включает разделы: термины, ограничения, особенности.

Сформулированы основные термины, где ключевой – *нормативы изменений свойств почв* – рассматривается в двух смыслах: 1) *допустимые границы* изменений показателей структурно-функциональных свойств почв и почвенного покрова, в пределах которых почва (почвенный покров) либо не меняют своего таксономического положения, либо продуктивность агроэкосистем не становится ниже 20% от оптимальной, либо загрязнение почвы и сельскохозяйственной продукции не превышает существующих государственных нормативов (ПДК, МДУ и т.п.); допустимые границы, увязанные с деградационными процессами, могут соответствовать средней степени деградации (*критические границы изменений* показателей предложены в качестве дополнительных нормативов, при которых деградационные процессы приводят к необратимым изменениям – сильная степень деградации); 2) прогноз изменений свойств почв при антропогенных воздействиях, дифференцированный не только территориально, но и по временным масштабам результатов воздействия (от краткосрочных до вековых).

Дополнительно теоретический и практический интерес представляют *оптимальные значения почвенных показателей* (оптимальные параметры). По нашему мнению критерием оптимальности должны выступать только потребности растений, они же соответствуют и экологической оптимальности. Экономические, энергетические и другие критерии должны использоваться в моделях управления (агротехнологиях). Поэтому под оптимальными значениями почвенного показателя будем понимать такие, которые обеспечивают максимальную продуктивность при хорошем качестве растительной продукции.

Ограничения при разработке нормативов связаны с географической их дифференциацией (районирование, основные типы/подтипы почв, гранулометрический состав и др.), временными масштабами (краткосрочный, сезонный, годовой, многолетний, вековой), видами воздействий на почву (агротехнологии, водные и лесные мелиорации, техногенные загрязнения), правилами сбора и математического анализа опытных данных (в т.ч. отделением искомой временной тенденции от шума).

При разработке нормативов следует учитывать следующие особенности: обратимость и необратимость результатов воздействий на почву; возможность отставания по времени (запаздывания) изменений показателей почвы от времени воздействия; вероятностный характер нормативов изменений и прогнозов результатов воздействий.

Более подробно эти вопросы изложены в коллективной монографии [1].

Отдельное внимание следует уделять построению системы показателей с учётом их взаимосвязей в агроэкосистемах. Тут возможны следующие варианты: система показателей с той или иной степенью избыточности; минимальный набор показателей для узкого диапазона условий; первичные (базовые) показатели (пересчитываемые через педотрансферные функции во вторичные); обобщённые (интегрирующие) показатели.

Разработанные нормативы включают таксономические границы пахотных почв, показатели органического вещества, агрохимические и физико-химические показатели, физические показатели, показатели загрязнения почв тяжёлыми металлами. В соответствии со сказанным выше, нормативы дифференцированы по природным зонам и провинциям ЕТР, внутри них – по типам и подтипам почв, гранулометрическому составу.

Таксономические границы пахотных почв на уровне подтипов до сих пор недостаточно систематизированы и часто отрывочны. Вероятно, для нашей страны они предлагаются впервые.

Для органического вещества почв к настоящему времени имеется довольно стройная концепция границ нормального изменения, и она использована в нашей работе; но надёжных моделей прогноза, обеспеченных экспериментом, для регионов России пока нет. Концепция включает следующие положения: существует некоторое минимальное содержание гумуса (инертное, которое зависит от условий местообитания); слишком высокое содержание гумуса может быть экологически и экономически невыгодным (избыточное высвобождение азота); оптимальное содержание гумуса складывается из минимального содержания плюс оптимальное содержание легкоразлагаемого гумуса.

Опыт изучения показателей кислотности и щёлочности почв, агрохимических показателей достаточно велик; тем не менее, имеющиеся экспериментальные результаты нередко довольно противоречивы и не всегда дают возможность получить надёжные нормативы.

Для кислотности (щёлочности) пахотных почв известно, что оптимальные значения очень зависят от выращиваемой культуры, а максимальные и минимальные допустимые значения часто пришлось оценивать из косвенных данных из-за недостатка информации. Для подвижных форм фосфора и калия почвы при оценке максимальных и минимальных допустимых значений, в основном, такая же ситуация, при этом для максимальных значений ограничением выступает экологическая сторона вопроса; в моделях прогноза здесь надо учитывать нелинейный характер изменений содержаний в почве от доз удобрений, а также зависимость от начального содержания в почве. Примеры нормативов изменений свойств почв даны в *табл. 1*.

Нормирование физических свойств почв более или менее успешно получается для почв тяжёлого гранулометрического состава, а для лёгкого - имеются существенные проблемы. Соотвествующие нормативы получены с учётом взаимосвязанности некоторых показателей, использованы результаты модельных и полевых опытов, проведено обобщение опубликованных и архивных данных, прогноз уплотнения почв и потерь от него урожайности проведен по математической модели. Примеры приведены в *табл. 2-4*.

Для загрязненных почв, в том числе тяжёлыми металлами, можно говорить о наличии нормативов для страны в целом, основанных на ПДК (ОДК) и границах зон удовлетворительной и чрезвычайной экологической ситуаций. Регионализация нор-

Таблица 1

Пример нормативов изменения свойств легко- и среднесуглинистых дерново-подзолистых почв Среднерусской провинции

Норматив	*Гумус, %*	*pH_{KCl}*	*P_2O_5, мг/кг*	*K_2O, мг/кг*
Минимальное допустимое	0,6-1,3	4,5	20-25	40 (по Кирсанову) 50 (по Масловой)
Оптимальное	1,5-2,0	5,6-6,5	160-210	150-300 (по Кирсанову)
Максимальное допустимое	1,8-2,6	6,1-6,5	–	–

Таблица 2

Пример нормативов физических свойств средне- и тяжелосуглинистых дерново-подзолистых почв на покровных суглинках западной части Среднерусской провинции

Норматив	*Равновесная плотность, г/см^3*	*Содержание агрегатов 0.25-10 мм, %*	*Содержание водопрочных агрегатов >0,25 мм, %*	*Водопроницаемость, мм/мин**
Оптимальные	1,10-1,30	70-85	40-50	0,7-1,0
Допустимые	1,30-1,50	50-70	10-40	0,2-0,7
Критические	>1,50	<50	<10	<0,2

* *По установившейся скорости фильтрации.*

Таблица 3

Пример прогноза уплотнения пахотного слоя (0-10 см) суглинистой дерново-подзолистой почвы на покровных суглинках с содержанием гумуса 2,2-2,5% после однократного прохода машино-транспортных агрегатов (МТА)

Влажность почвы, % от массы	*Исходная плотность пахотного слоя почвы, г/см^3*			
	1,20	*1,25*	*1,35*	*1,45*
18	1,31	1,37	1,44	1,50
24	1,40	1,46	1,52	1,58
26	1,46	1,53	1,59	1,65
28	1,60	1,66	1,74	1,81

* *Максимальное динамическое давление агрегата на поверхность почв 180 кПа.*

Таблица 4

Прогноз потери урожая (%) озимых зерновых культур после однократного прохода МТА на той же почве

Влажность почвы, % от массы	*Исходная плотность пахотного слоя почвы, г/см^3*			
	1,20	*1,25*	*1,35*	*1,45*
18	5-10	5-10	10-25	10-25
20	5-10	5-10	10-25	25-50
22	5-10	10-25	10-25	25-50
24	5-10	10-25	25-50	25-50
26	10-25	25-50	25-50	25-50
28	25-50	25-50	50-75	50-75

мативов здесь частично имеет место путём учёта гранулометрического состава и кислотности (а в некоторых случаях и типов) почв. О прогнозных моделях здесь можно говорить в отношении подвижных форм, однако надёжной соответствующей информации пока ещё очень мало.

Предложенные в публикации методические подходы могут найти применение для других регионов и почв, уточнения уже разработанных нормативов по мере накопления и анализа дополнительной экспериментальной информации. Из-за недостатка или противоречивости имеющейся информации в рамках данной работы осталось еще достаточно много пустых мест.

Подобные нормативы вполне можно считать экологическими, так как они показывают границы (условия) нормального функционирования и даже существования пахотных почв. Конечно, они могут быть использованы и для мониторинга, включая контроль сельскохозяйственного использования почв.

Литература

Фрид А.С., Кузнецова И.В., Королёва И.Е. и др. Зонально-провинциальные нормативы изменений агрохимических, физико-химических и физических показателей основных пахотных почв Европейской территории России при антропогенных воздействиях». – М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева. 2010. – 176 с.

Сведения об авторах:

Фрид Александр Соломонович, д.с.-х.н., с.н.с., г.н.с. отдела биологии, биохимии, химии и минералогии почв, Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, 119017, Москва, Пыжевский пер. 7, тел.: 8 (495) 953-98-03. e-mail: asfrid@mail.ru.

УДК 632.934

НОВЫЕ ТЕНДЕНЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ПЕСТИЦИДОВ ПРИ ИХ РЕГИСТРАЦИИ В РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

В.С. Горбатов, к.б.н. ВНИИ фитопатологии РАСХН

Российская Федерация начала присоединение к Организации Экономического Сотрудничества и Развития и становится участником глобального процесса регулирования обращения пестицидов. В статье обсуждаются новые подходы экологической оценки пестицидов как часть их регистрационной процедуры.

Ключевые слова: пестициды, регулирование обращения пестицидов, регистрация пестицидов, экологическая оценка пестицидов, оценка экологической опасности пестицидов, оценка экориска пестицидов.

Проходящие сейчас изменения в российской национальной системе регулирования обращения пестицидов и, прежде всего, их регистрации, обусловлены внутренними и внешними факторами. Внутренние факторы связаны с ростом применения пестицидов в России и увеличивающимися требованиями к их безопасности, а также с недостаточно развитой действующей нормативно-методической базой регулирования пестицидов. Внешние – все большее вовлечение российской экономики в мировую, вступление в ВТО и начавшееся в 2007 г. ее присоединение к Организации Экономического Сотрудничества и Развития (ОЭСР).

ОЭСР объединяет более 30 развитых стран мира и среди прочих видов деятельности большое внимание уделяет вопросам гармонизации регулирования обращения химической продукции, в том числе и пестицидов. Принципы регулирования обращения химических веществ, которыми должна руководствоваться Россия, как будущий член ОЭСР, изложены в Приложении A.IV «Дорожной карты присоединения Российской Федерации к конвенции об учреждении ОЭСР» [1]. Они подразумевают:

– сопоставимость применяемой нормативно-правовой базы в сфере защиты человека и окружающей среды;

– продвижение применяемой в ОЭСР системы регулирования обращения химических веществ для формирования равных «правил игры»;

– взаимное признание данных по оценке опасности химических веществ.

Глобализация процесса регистрации пестицидов в странах-членах ОЭСР (включая страны Евросоюза) проявляется в унификации следующих элементов нормативно-методического обеспечения системы регистрации пестицидов: 1) перечня регистрационных требований к данным о пестициде; 2) методов и инструментов тестирования пестицидов; 3) процедур оценки опасности и риска применения пестицидов. Ниже на примере экологической оценки пестицидов показано как эти унифицированные элементы (*табл.*) внедряются в процесс регистрации пестицидов в России.

Регистрационные требования к данным о пестицидах

Почти все данные о пестицидах получают в процессе их разработки и регистрации. Перечень этих данных, степень детализации и их объем

Таблица

Нормативно-методическое обеспечение (НМО) регистрации пестицидов

Элементы НМО	*Принципы и подходы*	*Российские нормативные документы*
Регистрационные требования к данным о пестициде	Досье в «формате ОЭСР»	Приказ Минсельхоза России от 10.07.2007 г. №357, Приложение 1, раздел Е «Экологическая характеристика пестицида»
Методы и инструменты получения данных	Руководства ОЭСР по испытаниям химикатов;	ГОСТы Р (2012-2014 гг.) – переводы руководств ОЭСР;
	Модели проекта «FOCUS» и стандартные европейские сценарии	Руководство по использованию моделей и стандартных российских сценариев входных данных (2012 г.)
Оценка опасности	«Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС)»	ГОСТы Р (2010 г.) – основаны на классификациях СГС (классификации по оценке опасности химикатов для млекопитающих и водных организмов)
Оценка риска	Детерминированный подход и схемы принятия решений Европейской и Средиземноморской организации по защите растений (EPPO)	Руководство по оценке экологического риска пестицидов (2013 г.)

определяются так называемыми регистрационными требованиями, которые устанавливают национальные органы, регулирующие обращение пестицидов. В последнее время, благодаря совместным усилиям международных организаций, экспертного сообщества, производителей и регистрантов пестицидов, содержание досье становится все более унифицированным.

С 2014 г. во всех странах ОЭСР в обязательном порядке при регистрации должны представляться данные о пестицидах (досье), подготовленные регистрантами в едином «формате ОЭСР». Это позволит регистрантам представлять одинаковые досье во все страны ОЭСР, облегчит работу государственных экспертов, снизит финансовые и временные затраты регистрантов и регистрирующих органов. В России уже сделан первый шаг на пути к досье в «формате ОЭСР» – перечень требуемых данных об экологических свойствах пестицида Приложение 1, раздел Е «Сведений о пестициде», приказа Минсельхоза России от 10.07.2007 №357) практически соответствует этому формату.

Лабораторные методы тестирования пестицидов

Только используя стандартные унифицированные экспериментальные методы определения физико-химических свойств пестицидов, показателей их поведения в окружающей среде и экотоксичности можно получить воспроизводимые и сравнимые данные для последующей классификации опасности пестицидов и оценки их риска. Наиболее широко во многих странах для этих целей используются руководства ОЭСР по испытаниям химикатов (OECD Guidelines for the Testing of Chemicals) [2].

Этой организацией подготовлено несколько десятков унифицированных методик, которые рекомендованы регулирующими органами стран ОЭСР для получения сведений о химической продукции, включая пестициды. В настоящее время осуществлен перевод на русский язык около 30-ти руководств ОЭСР, которые оформляются в виде российских ГОСТов и уже используются для экологической оценки пестицидов при их регистрации.

Инструменты экологической оценки пестицидов

Под такими инструментами понимаются, отличные от экспериментальных, средства оценки экологического риска и, в меньшей степени, экологической опасности пестицидов. Типичными инструментами экологической оценки пестицидов являются математические модели прогноза концентраций пестицидов в природных объектах. Такие модели – наиболее эффективный инструмент для оценки экориска пестицидов, так как экспериментальными полевыми испытаниями сложно охватить все разнообразие почвенно-климатических условий стран, где регистрируются новые пестициды. Как правило, модели не предсказывают напрямую экориск пестицида, а позволяют оценить одну из двух его компонент – концентрации пестицида в почве, воде, атмосферном воздухе.

Математическое моделирование поведения пестицидов в окружающей среде широко применяется в Евросоюзе, где для целей регулирования адаптировали ранее известные модели (MACRO, PEARL, PELMO, PRZM) и разработали для них европейские стандартные сценарии входных данных (проект FOCUS [3]). В России для регистрационного процесса пестицидов рекомендованы европейские модели MACRO и PEARL в сочетании с российскими стандартными сценариями входных данных (почва-погода-культура), которые разработаны для девяти основных сельскохозяйственных регионов России. Получаемые по этим моделям результаты прогноза концентраций пестицидов в природных объектах (почва, грунтовые воды, атмосферный воздух) используются для оценки риска пестицида для нецелевых организмов.

Оценка экологической опасности пестицидов

Опасность – одно из ключевых понятий в регулировании обращения химической продукции. Пестициды во многом – типичные представители такой продукции, выпускаемой в обращение, т. е., как и другая химическая продукция, они подвергаются хранению, перевозке, реализации, применению и утилизации. Поэтому к ним в значительной степени применимо регулирование, предназначенное для химической продукции в целом и, прежде всего, классифицирование опасности.

Под экологической опасностью пестицида понимается его способность оказывать негативное воздействие на окружающую среду. Основное предназначение классификаций экологической опасности пестицидов – использование для маркировки и паспортов безопасности пестицидов, которые предупреждают о возможных негативных эффектах на окружающую среду и определяют меры их устранения при неправильном применении пестицидов, их транспортировке, хранении и чрезвычайных ситуациях.

Тенденция последнего десятилетия – замена существующих национальных классификаций опасностей химикатов глобальными классификациями. В 2009 г. опубликована уже третья редакция правил и рекомендаций ООН «Согласованная на глобальном уровне система классификации

опасности и маркировки химической продукции (СГС)» [3], которые является гармонизированной общемировой позицией по классификациям многих видов опасностей химикатов. Этот документ рекомендован ООН для внедрения в национальные системы регулирования обращения химической продукции и, как результат, классификации опасности СГС уже вошли в российские нормативные документы – ГОСТы и используются при оценке нескольких видов опасностей пестицидов. Экологический раздел в СГС представлен классификациями острой и хронической опасности для водных организмов. Классификации опасности СГС для наземных организмов находятся в стадии разработки.

Оценка экологического риска пестицидов

Экологический риск – это «вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды…» (ФЗ «Об охране окружающей среды», 2002 г.). Для пестицидов это понятие можно трактовать как вероятность проявления их экологической опасности (прежде всего токсичности) в реальных условиях окружающей среды и регламента применения.

Существует два подхода оценки экориска пестицидов: вероятностный, который полностью соответствует классическому определению понятия риска, и детерминированный. Вероятностный подход позволяет учесть вариабельность распределения пестицида в окружающей среде и неопределенности, связанные с ограниченным количеством испытуемых видов организмов. Для оценки вероятностного риска используются распределения экологических показателей (например, концентраций пестицида в воде и его токсичности для гидробионтов), которые охватывают весь их возможный диапазон. Результат оценки такого риска – рассчитанная вероятность наступления неблагоприятного события при применении пестицида, например, гибели или угнетения развития водных организмов. Существенный недостаток оценки вероятностного риска – слишком большой объем требуемых экспериментальных данных, что ограничивает применение данного подхода в практике регулирования обращения пестицидов.

Оценка детерминированного экориска пестицидов значительно проще, так как она использует фиксированные значения показателей токсичности и концентраций пестицидов в природных объектах. Показателем детерминированного риска является отношение токсичности и концентрации (TER – Toxicity/Exposure Ratio). Например, для водных организмов TER = LC_{50} (NOEC)/Свода, для дождевых червей – LC_{50} (NOEC)/Спочва. Вышеупомянутые вариабельность и неопределенности учитываются с помощью коэффициентов безопасности. Значения этих коэффициентов варьируют от 5 до 100 в зависимости от точности прогноза или экспериментального определения концентраций пестицидов в природных объектах (воде и почве). Именно детерминированный подход рекомендован Евросоюзом при оценке риска пестицидов для нецелевых видов организмов. Он вошел как составная часть в схемы принятия решений по определению уровней экориска пестицидов, которые разработаны EPPO [5]. Адаптированные варианты этих схем сейчас начинают использоваться в практике регистрационного процесса пестицидов в России.

Результат применения данных схем – оцененные уровни риска регистрируемого пестицида и, как следствие, предлагаемые меры по снижению риска (если они требуются) и рекомендации по регистрации пестицида.

Литература

1. «Дорожная карта» присоединения Российской Федерации к Конвенции об учреждении ОЭСР (принята на 1163-й сессии Совета ОЭСР 30.11. 2007). Организация Экономического Сотрудничества и Развития. Документ Совета ОЭСР C(2007)103/FINAL. – 60 с.

2. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. http://www.oecd.org/env/chemicalsafetyandbiosafety/testingofchemicals/oecdguidelinesforthetestingofchemicals.htm.

3. FOCUS (2009) – Assessing Potential for Movement of Active Substances and their Metabolites to Ground Water in the EU. Report of the FOCUS Ground Water Work Group, EC Document Reference Sanco/13144/2010 vers. 1. – 604 pp.

4. Согласованная на глобальном уровне система классификации опасности и маркировки химической продукции (СГС). Третье пересмотр. изд. – Нью-Йор, Женева: ООН, 2009. – 654 с.

5. EPPO schemes for the environmental risk assessment of plant protection products. http://archives.eppo.int/EPPOStandards/era.htm.

Сведения об авторах:

Горбатов Виктор Сергеевич, к.б.н., заведующий лабораторией химии окружающей среды ВНИИ фитопатологии РАСХН, 143050, Московская область, Одинцовский р-н, пгт. Большие Вяземы, тел.: 8 (498) 694-31-05; (495) 939-33-09; e-mail: gorbatov@vniif.ru, gvs@rc.ru.

УДК 631.42:502

ПРОБЛЕМЫ НОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ПОЧВАХ

Л.П. Капелькина, д.б.н., Научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, Санкт-Петербург

Рассматриваются особенности почв в контексте нормирования загрязняющих веществ. Анализируются санитарно-гигиенические и экологические аспекты нормирования. Предлагается осуществлять нормирование загрязняющих веществ в почвах с учетом направленности и характера хозяйственного использования земель и региональных особенностей окружающей среды.

Ключевые слова: почва, загрязняющие вещества, санитарно-гигиеническое и экологическое нормирование, ПДК, ОДК, фоновые концентрации.

В последнее время в научной литературе широко обсуждается проблема нормирования содержания загрязняющих веществ в различных природных средах. Необходимость нормирования показателей состояния почв обусловлена её важными хозяйственными и экологическими функциями. Степень опасности загрязнения почвы химическими веществами определяется уровнем её непосредственного отрицательного влияния на сопредельные среды, опосредованного влияния на здоровье человека и потерей присущих ей специфических функций. Загрязнение почв отрицательно сказывается на биоразнообразии и продуктивности экосистем.

До начала 70-х гг. прошлого века почва была единственным компонентом биосферы, в котором не нормировалось содержание никаких загрязняющих веществ. На сегодня отсутствуют единые международные нормативы содержания загрязняющих веществ в почвах, существуют лишь национальные стандарты, нормативы, предельно допустимые и ориентировочно допустимые концентрации для некоторых загрязняющих веществ. Международная организация по стандартизации (ИСО 11074) характеризует качество почвы как совокупность позитивных и негативных свойств, связанных с использованием и функциями почв. Работы по установлению нормативов качества почвы в мире возглавляют ФАО и ВОЗ.

Почвы характеризуются рядом специфических особенностей:

1) отличие от воды и воздуха, почва является многокомпонентной системой, состоящая из твердой, жидкой, газообразной фаз и биоты;

2) при попадании загрязняющих веществ в почву в отличие от воздуха и воды происходит накопление;

3) загрязняющие вещества в почвах могут переходить из одной фазы в другую, например из твердой – в жидкую и становиться доступными для корней растений;

4) почвы характеризуются наличием разных типов, подтипов, видов;

5) требования к качеству почвы в зависимости от направления их использования могут существенно отличаться, при этом наиболее жесткие требования предъявляются к почвам сельхозугодий в связи с возможным попаданием загрязняющих веществ в пищевую цепь;

6) в почвах загрязняющих веществ, в частности тяжелые металлы могут находиться в разных формах, поэтому определяют валовое (общее) содержание и растворимые формы, характеризующиеся различной подвижностью в почвах и доступностью для растений, при этом для определения подвижных форм используют различные вытяжки – водную, кислотную, ацетатно-аммонийный буферный раствор и т.д.;

7) повышенные концентрации химических элементов в почвах могут быть связаны с минералогическим составом (рудопроявления и геохимические аномалии), органическим веществом почв (накопление в поверхностном слое в зоне влияния промышленных выбросов), неразумной хозяйственной деятельностью (загрязнение почв пестицидами при неумеренном их использовании);

8) химические элементы могут удерживаться минеральными илисто-коллоидными частицами и характеризоваться различной прочностью связи, поэтому в одних случаях они способны сравнительно легко переходить в почвенный раствор, вымываться из почвенного профиля и(или) поглощаться растениями, в других – относительно прочно удерживаться в почвах и не накапливаться в растениях;

9) накопление загрязняющих веществ в почве характеризуется большой сложностью и неоднородностью и находится в большой за-

висимости не только от источников выбросов загрязняющих веществ, но и таких показателей почв, как содержание органического вещества, емкость катионного обмена, величина pH, гранулометрический состав, поэтому одни вещества в результате оседания или вымывания из атмосферы аккумулируются в почвах, другие задерживаются в ней на короткое время и мигрируют по почвенному профилю, третьи подвергаются деградации или трансформации;

10) на поведение загрязняющих веществ в почвах большое влияние оказывают природные условия местности: количество выпадающих осадков, тип водного режима, рельеф территории, а также хозяйственная деятельность.

Все эти факторы определяют сложность подходов к нормированию загрязняющих веществ в почве, свидетельствуют о необходимости учета многих показателей для обеспечения экологической безопасности.

Наиболее важной представляется оценка состояния почв при выращивании сельскохозяйственных растений в связи с их различной избирательной поглотительной способностью по отношению к тяжелым металлам и другим видам загрязняющих веществ. В формировании элементного химического состава растений участвуют два ведущих фактора – генетический и экологический [1]. Критерием оценки почв и допустимого содержания загрязняющих веществ в почвах сельхозугодий наряду с урожайностью должно быть качество растений для животных и для человека. В различных зонально-географических условии при одинаковой нагрузке на почвенно-растительный покров наблюдаются различные отклонения от нормального состояния. Поэтому в последнее время все чаще высказываются о нормировании загрязняющих веществ в почвах для конкретных геохимических провинций.

Нормирование качества почв – установление пределов, в которых допускается изменение естественных свойств почвы. В биологическом плане обычно норма определяется по реакции самого чуткого к изменениям среды вида организмов (организма-индикатора), но могут приниматься также санитарно-гигиенические и экономически целесообразные нормативы. Норма загрязнения – предельная концентрация вещества, поступающего или содержащегося в среде, допускаемая нормативными актами [2]. Санитарно-гигиеническая норма – качественно-количественный показатель, соблюдение которого гарантирует безопасные или оптимальные условия существования человека (синоним – гигиенический норматив).

В проблеме нормирования загрязняющих веществ следует различать санитарно-гигиенические и экологические аспекты.

Существующее нормирование в области охраны и оценки состояния почв в настоящее время не однозначно и многомерно. ПДК территориально не дифференцированы, не учитываются типы и устойчивость почв, специфика и направленность использования земель как пространственного базиса и как средства производства (земли сельскохозяйственного назначения, лесные, городов, промышленности и т.д.), а в пределах города – характер использования земель по категориям. ПДК в России одни и те же, как для почв сельскохозяйственных угодий, так и для почв промышленных зон крупных городов. Санитарно-гигиеническое обоснование ПДК химических веществ в почве базируется на четырех основных показателях вредности, устанавливаемых экспериментально: транслокационный показатель вредности характеризует переход вещества из почвы в растения, миграционный водный показатель вредности характеризует способность перехода вещества из почвы в грунтовые воды и водоисточники, миграционный воздушный показатель вредности характеризует переход вещества из почвы в атмосферный воздух, общесанитарный показатель вредности характеризует влияние загрязняющего вещества на самоочищающую способность почв и ее биологическую активность. При этом каждый из путей воздействия оценивается количественно, с обоснованием допустимого уровня содержания вещества по каждому показателю вредности, а наименьший из обоснованных уровней содержания является лимитирующим и принимается за ПДК [3].

Экологические критерии следует рассматривать как меру антропогенного воздействия на экосистемы, при которой их основные структурно-функциональные характеристики (видовое разнообразие, устойчивость, продуктивность и др.) не выходят за пределы естественных колебаний. Низкая эффективность использования применительно к экосистемам системы нормативов ПДК загрязняющих веществ в регионах, отличающихся природно-климатическими условиями, устойчивостью ландшафта, а также естественным геохимическим фоном и уровнем техногенной нагрузки, обусловливает необходимость

разработки нормативной базы, основанной на региональной основе и учете экологической емкости среды. Учет фоновых концентраций в природных средах (нефтепродуктов – в нефтедобывающих районах, тяжелых металлов – в районах разработки месторождений цветных и черных металлов) и т.п. является принципиально необходимым условием установления региональных нормативов, так как в процессе формирования месторождений полезных ископаемых происходит геохимическое рассеяние элементов и соединений, формируются ореолы с повышенным их содержанием. Различный минералогический состав почвогрунтов, прочность связи и формы нахождения загрязняющих веществ и т.п. оказывают влияние на компоненты экосистем, возможность перехода загрязняющих веществ в сопредельные среды и территории, и обусловливают сложность разработки нормативных показателей. В *табл. 1* приведены числовые значения фоновых концентраций химических элементов в наиболее распространенных на территории России дерново-подзолистых почвах, а также распространенность (среднее содержание) их в почве и литосфере. Проведенные значения фоновых концентраций химических элементов имеют различные значения для одних и тех же дерново-подзолистых почв.

В почвах нашей страны фоновое содержание микроэлементов колеблется в широких пределах, а установленные ПДК отличаются в различной степени как от нормативов, принятых в зарубежных странах, так и от средних значений этих элементов в литосфере и почве. Так ПДК свинца, несмотря на слабую миграцию этого элемента в растения, всего лишь в 3 раза выше среднего содержания в почве, ПДК ртути отличается от среднего содержания более, чем в 200 раз, а установленная ПДК для мышьяка, равная 2 мг/кг даже в 2,5 раза ниже среднего его содержания в почве, что вряд ли правильно.

В работах В.В. Ковальского [5, 6] были разработаны принципы биогеохимического районирования территории страны, раскрыта биогеохимическая гетерогенность биосферы. Г.И. Махониной [7] подтверждена возможность накопления тяжелых металлов в растениях, произрастающих на промышленных отвалах, сложенных отходами, содержащими высокие концентрации тяжелых металлов. Экологические функции почв, особенности нормирования загрязняющих веществ в почвах подробно рассмотрены в трудах Г.В. Добровольского и Е.Д. Никитина [8]; В.Н. Башкина с соавт. [9]; Е.Л. Воробейчика с соавт. [10]; В.Б. Ильина [1]; Л.О. Карпачевского [11]; А.С. Яковлева, М.В. Евдокимовой [12] и др. При нормировании загрязнения следует учитывать полифункциональность и гетерогенность почв, их разнообразие на территории России, различные формы нахождения загрязняющих веществ (например, тяжелых металлов), явления синергизма и антагонизма, способность почв к самовосстановлению и другие критерии [13].

Экологический норматив – согласно (ГОСТ 30772-2001) показатель, позволяющий свести комплексную экологическую ситуацию к одному или нескольким числовым значениям. На наш взгляд, комплексная экологическая ситуация не может быть сведена только к числовым

Таблица 1

Фоновые и средние содержания химических элементов в дерново-подзолистых почвах, *мг/кг*

Элемент	*Класс опасности*	*Фоновое содержание*			*Среднее содержание в почве/литосфере***
		*для средней полосы России **	*Московский регион*	*Санкт-Петербург**	
Zn	1	28/45	50	43/73	50/85
As	1	1,5/2,2	6,6	2,62	5/1,7
Cd	1	0,05/0,12	0,3	0,17	0,5/0,13
Pb	1	6/15	26	17/21	10/16
Hg	1	0,05/0,1	0,15	0,03	0,01/0,083
Cu	2	8/15	27	18/23	20/47
Co	2	3/10	7,2	4,6/5,3	10/18
Ni	2	6/20	20	19/24	40/58
Cr	2		46	13/34	200/83
Mn	3		600/1260	119/471	850/1000
V	3		83	16,2	100/90

* *Фоновые концентрации элементов приведены в числителе для песчаных и супесчаных почв, в знаменателе – для глинистых и суглинистых почв (в соответствии с СП 11-102-97);*

** *краткий справочник по геохимии [4].*

значениям, а тем более к одному значению. Нет сомнения в том, что черноземные почвы обладают большей экологической устойчивостью. Они способны переносить более высокую степень максимально допустимого вмешательства человека в экосистемы и обеспечить сохранение экосистем желательной структуры и динамических качеств. Экологические нормативы должны иметь региональные рамки и действовать в определенных пределах и условиях. Экосистемы характеризуются значительной сложностью и индивидуальностью, поэтому важным условием разработки нормативов являются экспериментальные работы, проводимые в природных условиях, изучение динамики природных процессов, экопрогнозирование.

К настоящему времени в России разработаны ПДК химических веществ в почве для ограниченного количества элементов и соединений и установлены они без учета типов почв и характера использования земель. Основным критерием оценки степени загрязнения почвы химическими веществами является их ПДК или ОДК в почве (*табл. 2*).

За рубежом используются комплексные нормативы и стандарты, учитывающие характер использования земель. Критические уровни содержания загрязняющих веществ в странах ЕЭС, США, Канаде, некоторых азиатских странах, отличаются от ПДК, принятых в России в десятки и сотни раз. Например, ПДК по содержанию валового свинца в почвах всех категорий в России равна 32 мг/кг, а в Англии для городских почв различного использования – 300 и 2000 мг/кг. В Канаде содержание свинца в почвах городских жилых кварталов и парков допускается до 500, а в почвах земель под индустриальным или коммерческим использованием – до 1000 мг/кг. Для

Таблица 2

ПДК и ОДК содержания элементов в почвах, *мг/кг*

Элемент	*ПДК в почве*			*ОДК, в почвах России [15]******
	в Германии, валовое содержание [14]	*в России [15]*		
		валовое содержание	*подвижные формы**	
Бериллий	10	-		–
Бор	25	-		–
Фтор*	200		10	–
Мышьяк	20	2		а) 2 б) 5 в) 10
Кадмий	3	–		а) 0,5 б) 1,0 в) 2,0
Ртуть	2	2,1		–
Кобальт**	50		5	–
Хром***	100	0,05	6	–
Медь****	100		3	а) 33 б) 66 в) 132
Никель****	50		4	а) 20 б) 40 в) 80
Молибден	5	–		–
Свинец	100	32		а) 32 б) 65 в) 130
Ванадий	50	150		–
Селен	10	–		–
Цинк****	300		23	а) 55 б) 110 в) 220
Марганец	–	1500		–
Сурьма	5	4,5		–
Олово	50	-		–
Цирконий	300			
Уран	5			

* *ПДК фтора, равная 10 мг/кг, установлена по подвижной форме, извлекаемой из почвы 0,006 М раствором HCl при pH почвы ≤ 6,5 и 0,03 М K_2SO_4 при pH почвы больше 6,5;*

** *Подвижная форма кобальта извлекается из почвы ацетатно-натриевым буферным раствором с pH 3,5 и pH 4,7 для сероземов и ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4,8 для остальных типов почв;*

*** *ПДК 0,05 мг/кг – шестивалентный хром, 6 мг/кг – подвижная форма, извлекаемая ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4.8;*

**** *ПДК для никеля, меди и цинка равные 4, 3 и 23 мг/кг соответственно, обоснованы по подвижным формам металлов, извлекаемым ацетатно-аммонийным буферным раствором;*

***** *ОДК тяжелых металлов в почве: а) значения ОДК – для песчаных и супесчаных почв, б) – для суглинистых и глинистых почв с кислой реакцией среды, pH KCl < 5,5, в) для близких к нейтральным суглинистых и глинистых почв со значениями pH KCl > 5,5.*

сельскохозяйственных земель норматив составляет 37,5 мг/кг [16].

Нормирование загрязняющих веществ в почвах приобретает особое значение в условиях мегаполисов в связи с масштабностью и уровнем их загрязнения, а также высокой плотностью населения. Проблемы и парадоксы нормирования применительно к почвам мегаполисов, а также нормативы и стандарты содержания загрязняющих веществ, принятые в некоторых зарубежных странах, приведены в опубликованной работе [17].

В Федеральном законе Германии «О Защите почв» от 12.07.1999 г. для оценки состояния городских почв используются стандарты содержания загрязняющих веществ, которые разнятся по категориям объектов и характеру использования земель. Все почвы города подразделяются на 4 категории: детские площадки, используемые для игр (исключая песок в песочницах); жилые зоны (включая внутренние садики); парки и рекреационные места, в частности общественные и частные зеленые площади, а также доступные регулярно использующиеся площади с открытым грунтом; промышленные объекты и коммерческая недвижимость.

При оценке качества окружающей среды в США используют специальные стандарты содержания в почвах и грунтовых водах опасных химических веществ и нефтяных углеводородов. Сравнение концентраций этих соединений на исследуемых участках с их стандартами позволяет количественно оценить меру потенциальной опасности, которую могут представлять загрязняющие вещества для здоровья человека, общественного благосостояния и окружающей среды. Такой подход к оценке качества окружающей среды в США называют определением или характеристикой риска загрязнения. К настоящему времени здесь существует несколько методов определения риска химического загрязнения для человека и окружающей среды.

В Постановлении Правительства Финляндии «Об оценке степени загрязнения и необходимости очистки грунта», от 01.03.2007 г. и введенном в действие с 01.06.2007 г., оговаривается, что очистка грунта должна основываться на его возможной опасности или вредности для населения и окружающей среды. При оценке следует учитывать концентрации, общее количество, свойства, местонахождение и фоновое содержание вредных веществ в грунте, а также возможное загрязнение грунтовых вод, распространение загрязняющих веществ по территории, характер её использования, длительность воздействия вредных веществ, синергетические эффекты и другие показатели. Уровень загрязнения делится на две категории. Высокие значения загрязнения применяются для земель промышленности, транспорта, мест размещения отходов. Наряду с грунтами исследуются грунтовые воды.

Сравнение данных по допустимому содержанию загрязняющих веществ в почвах, принятое в России и зарубежных странах свидетельствует о чрезвычайно жестких показателях для почв России. Если зарубежные страны устанавливают нормативы с учетом категории объектов, то у нас принятые ПДК одинаковы как для почв сельскохозяйственных угодий, так и для промышленных зон городов.

По нашему мнению наиболее жесткие требования должны предъявляться к почвам (порядке убывания) 1 – сельскохозяйственных угодий, 2 – детских садов, школ, лечебных учреждений, 3 – жилых кварталов, 4 – рекреационных зон, 5 – пригородных лесов, 6 – промышленных и транспортных зон, 7 – эксплуатационных лесов. При прочих равных условиях в пределах одной группы наиболее жесткие показатели должны быть для зон с высокой плотностью населения.

Таким образом, нормирование загрязняющих веществ в почвах является сложной, окончательно не решенной проблемой. На сегодня в России утверждены наиболее жесткие по сравнению с зарубежными странами нормативы – предельно допустимые концентрации, которые установлены без учета типа почв и характера использования земель. ПДК в России одни и те же, как для почв сельскохозяйственных угодий, так и для почв крупных городов и промышленных зон. Отечественные ПДК отличаются от зарубежных нормативов и стандартов в десятки и сотни раз.

При экологическом нормировании следует учитывать различную устойчивость экосистем, меру потенциальной опасности повышенных концентраций загрязняющих веществ в почвах, оценку их риска для здоровья и окружающей среды. Важно уметь прогнозировать появление и развитие возможных негативных экологических ситуаций и своевременно принимать решения по их предотвращению.

Литература

1. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. – Новосибирск, 1991. – 150 с.
2. Реймерс Н.Ф. Природопользование. – М., 1990. – 636 с.
3. Гончарук Е.И., Сидоренко Г.И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве: руководство. – М., 1986. – 320 с.
4. Краткий справочник по геохимии. – М., 1977. – 182 с.
5. Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М., 1974. – 281 с.
6. Ковальский В.В. Локальные биогеохимические разности биосферы и их роль в развитии биогеохимического районирования сельскохозяйственных угодий //С.-х. биология, 1985. № 3. – С. 106-112.
7. Махонина Г.И. Химический состав растений на промышленных отвалах Урала. – Свердловск, 1987. – 177 с.
8. Добровольский Г.В, Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). – М.: Изд-во «Наука», 1990. – 261 с.
9. Башкин В.Н., Евстафьева Е.В., Снакин В.В. и др. Биогеохимические основы экологического нормирования. – М.: Изд-во «Наука», 1993. – 312 с.
10. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). – Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. – 281 с.
11. Карпачевский Л.О. Экологическое почвоведение. – М.: Изд-во МГУ, 1993. – 184 с.
12. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование почв и управление их качеством// Почвоведение, 2010. № 5. – С. 582-596.
13. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Биоэкологические принципы мониторинга и нормирования загрязнения почв. – Ростов-на Дону: Изд-во ЦВВР, 2001. – 64 с.
14. Рэуце К., Кырстя С. Борьба с загрязнением почв (перев. с рум. яз.). – М., 1986. – 221 с.
15. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2041-06; ГН 2.1.7.2042-06. – М., 2006. – 28 с.
16. Экологические функции городских почв / Под ред. А.С. Курбатовой и В.Н. Башкина. – М.: Изд-во ООО «Манджента», 2004. – 228 с.
17. Капелькина Л.П. Загрязняющие вещества в почвах мегаполисов. Проблемы и парадоксы нормирования //Экология урбанизированных территорий, 2010. № 3. – С. 13-19.

Сведения об авторах:

Капелькина Людмила Павловна, д.б.н., г.н.с., Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, 197110, Санкт-Петербург, ул. Корпусная, д. 18, тел.: 8 (812) 499-64-58, e-mail: kapelkina@mail.ru.

УДК 631.4:504.53/54

ГОРОДСКИЕ ПОЧВЫ: КЛАССИФИКАЦИЯ, КАРТОГРАФИРОВАНИЕ, ОБСЛЕДОВАНИЕ, ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАЧЕСТВА И ЕГО РЕГЛАМЕНТАЦИЯ

Т.В. Прокофьева, к.б.н., И.А. Мартыненко, А.С. Яковлев, д.б.н., проф., М.В. Евдокимова, к.б.н., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

Разработан порядок обследования почв земельного участка, включающий в себя правила картографирования специфических городских почв с разработкой программы электронной карты г. Москвы, систему условных обозначений и единую систему наименований почв, а также порядок определения экологического качества почв. Результаты обследования должны стать материалом для заполнения паспорта почв земельного участка и разработки мероприятий по улучшению экологического качества почв.

Ключевые слова: городские почвы, классификация городских почв, картографирование городских почв, определение экологического качества городских почв.

Четвертого июля 2007 г. принят Закон г. Москвы № 31 «О городских почвах». Проведенная авторами серия работ по созданию подзаконных актов призвана обеспечить практическую деятельность в рамках этого закона, в соответствии с федеральным законодательством и землепользовательской практикой. Начальный этап работ состоял из трех частей: 1) создание классификации отражающей реальное разнообразие почв и правил картографического учета городских почв; 2) определение норм качества почв и норм антропогенного воздействия на почвенный покров; 3) разработка порядка обследования земельных участков. Создаваемая система для унифицированного учета почвенных ресурсов города в будущем должна создать базу для осуществления эффективного экологического менеджмента почвенного покрова, как на отдельных участках землепользования, так и для всего города в целом. Систематическое изучение генетической сущности городских почв и их естественной и антропогенной эволюции позволит выработать систему ухода за почвами различных внутригородских местообитаний и установить адекватные природным закономерностям и отвечающие безопасности населения экологические нормы.

Для группировки антропогенно-преобразованных почв и искусственно-созданных почвоподобных тел, характерных для городской территории разработана оригинальная авторская классификационная система [1]. Необходимость ее создания обусловлена слабой разработанностью группировки антропогенно-преобразованных почв в «Классификации и диагностике почв России» (2004-2008), за исключением агро-трансформированных почв. Совмещение учета способа воздействия и преимущественно субстантивного подхода к классификации дает нам возможность сначала выделить ряд «центральных образов» – основных типов городских почв, а затем использовать их в различных целях: составление унифицированной легенды для почвенных карт; обеспечение единообразия в инвентаризации и оценке почв города и др.

На основании знания о разнообразии почв города организуются легенды для почвенных карт, правила, составления которых должны вытекать из разрабатываемого порядка составления (ведения) Единой электронной почвенной карты города (в соответствии с Законом г. Москвы от 24.10.2001 № 52 «Об информационных ресурсах и информатизации города Москвы»).

Особенности формирования и эволюции почвенных тел приуроченных к различным функциональным зонам лежат в основе нормирования качества и воздействия на почвы. Предпринята попытка сбора экспертной информации и данных о нормах качества почв из различных федеральных и городских законодательных актов. Составлены экспертные таблицы норм качества с указанием граничных и оптимальных уровней показателей [2].

Необходимым этапом для проведения оценки почв города в рамках отдельных земельных участков является полевое обследование территории. Перечень свойств необходимый для изучения устанавливается в соответствии с особенностями вида функционального использования и воздействия на почвенный покров. Оценка почв и воздействия послужит основой для дальнейших управленческих решений. Результаты обследования должны быть отражены в документе, сделанном, как представляется авторам, по единому образцу. Целесообразно, что бы это был паспорт почв или акт обследования почв [3, 4].

Электронная почвенная карта г. Москвы

Результат экологического обследования почвенного покрова, как правило, представляет оперативные данные трех типов: измеренные параметры экологического состояния почв на момент обследования, оценочные (результаты обработки измерений и получение на этой основе оценок качества почв), прогнозные. Совокупность всех перечисленных трех типов данных должна составлять основу почвенно-экологических ГИС.

Исследование и картографирование городских почв является весьма трудной задачей, поскольку они имеют достаточно сложное строение из-за горизонтальной и вертикальной вариабельности, поэтому к ним нельзя полностью применить методики картографирования природных почв.

Существует единственная схематическая электронная почвенная карта г. Москвы (М 1:200 000), разработанная сотрудниками факультета почвоведения МГУ, в основу которой положено разделение территории по литолого-геоморфологическим характеристикам, функциональному зонированию и возрасту городской застройки. Легенда к карте составлена на основе классификации и диагностики почв СССР и авторской классификации городских почв, разработанной М.Н. Строгановой, А.Д. Мягковой и М.И. Агарковой [5]. В легенде для каждого выдела перечислены 3 доминирующие почвенные разности с указанием почвообразующих пород. Кроме того, отдельно выделены территории сельхозугодий, зоны резерва, свалок, карьеров. Карта составлена на основе собственных полевых фактических материалов, литературных данных и с использованием серии карт, опубликованных в Госдокладе «О состоянии окружающей природной среды г. Москвы в 1992 году» (М 1:200 000).

Данная картосхема – первая почвенная карта в России на территорию города, отображающую почвенные ресурсы города, пространственные и функциональные зависимости почв и почвенного покрова с окружающей средой. Однако ее масштаб нельзя считать удовлетворительным ни с точки зрения передачи высокой неоднородности и контрастности почвенного покрова городских территорий, ни с точки зрения основы для принятия практических природоохранных решений.

Наряду с данной картой на некоторые участки городской территории существуют отдельные разрозненные почвенные карты более крупных масштабов, однако они составлены разными авторами в разнообразных целях на различных принципах картографирования. Что не позволяет их применять в интерактивный режиме. Кроме того, появившиеся в последние 10 лет новые полевые и картографические материалы по почвам города, а также новые подходы к классификации и диагностике природных почв [6], приводят к необходимости обновить содержание среднемасштабной карты.

На современном этапе авторам представляется необходимым создание Единой электронной почвенной карты города – совокупности тематических слоев, отражающих состояние почвенного покрова, природных и природно-антропогенных почвообразующих пород и грунтов, базирующихся на системе координат Цифрового картографического фонда (ЦКФ) Единой государственной картографической основы (ЕГКО) г. Москвы в соответствии с постановлением Правительства Москвы от 19.01.1999 № 24 «О внедрении Единой государственной картографической основы г. Москвы для решения задач управления городским хозяйством с использованием автоматизированных технологий».

Перечень обязательных тематических слоев почвенных карт г. Москвы:

– *для обзорных карт* (М 1:200 000) – обзорная почвенная карта (картосхема) г. Москвы, пункты постоянного почвенного мониторинга, картограмма запечатанности г. Москвы, карта современных почвообразующих пород города;

– *для крупномасштабных карт* на (М 1:25 000 или 1:10 000) – почвенные картосхемы, почвообразующие и подстилающие породы и грунты, точки полевого обследования;

– *для детальных картосхем земельных участков* (М 1:2000) – точки полевого обследования, детальные почвенные картосхемы земельных участков, картосхемы гранулометрического состава почв земельных участков, почвообразующие и подстилающие породы и грунты земельных участков.

В основу обновленной обзорной почвенной карты города могут быть положены: опубликованная почвенная карта г. Москвы (М 1:200 000) [5]; геоморфологическая карта [7]; карта коренных ландшафтов [8]; карта функционального зонирования территории [9]; карта мощностей техногенных отложений [10].

На территории, на которые отсутствуют крупномасштабные картографические данные, проводится интерполяция данных на схожие по геоморфологическому положению, восстановленным коренным ландшафтам, современным почвообразующим породам и функциональному зонированию территории, в том числе с исполь-

зованием литературных и полевых материалов, а так же с использованием данных дистанционного зондирования высокого разрешения. Определение таксономического положения почв при полевом картографировании и внесении атрибутивной информации в слои электронной карты дается на основе разработанной Систематики почв г. Москвы. Выделение типов гранулометрического состава и генезиса почвообразующих пород (грунтов) проводится на основе унифицированных списков.

Карты составляются на основе обследования ключевых участков с дальнейшей экстраполяцией данных обследования на прилегающую территорию [11-14]. Экстраполяция поводится на аналогичные участки по функциональному использованию, состоянию растительного покрова, степени захламленности территории, степени ухоженности территории и т.п.

Содержание карт составляют выделы, представляющие собой почвенные ареалы и почвенные комбинации, выделенные в соответствии с разработанной систематикой почв. Каждый неоднородный контур должен быть охарактеризован составом и долевым участием компонентов. Границами выделов могут служить как установленные переходы между почвами, так и непочвенные объекты (дороги, фундаменты зданий и т.п.).

Характеристика почвообразующих и подстилающих пород (грунтов) дается до глубины не менее 1 м. На картосхеме отражается дополнительная информация о степени захламленности территории, видимых признаках химического загрязнения, каменистости поверхности, состоянии растительного покрова и др.

Цветовые решения для карт почвообразующих и подстилающих пород (грунтов) должны выбираться в соответствии с цветовыми и штриховыми шкалами, утвержденными в программе Электронной почвенной карты г. Москвы.

К картам и картосхемам прилагается пояснительная записка, включающая «*Почвенный очерк*», в котором приводится: список почв и почвоподобных тел до уровня разновидности по гранулометрическому составу; список почвенных комбинаций с указанием доли компонентов в соответствии с градациями: до 10%, 10-25%, 25-50%; более 50%; список почвообразующих и подстилающих пород (грунтов); текстовая характеристика участка (особенности рельефа, растительного порода, почвообразующих и подстилающих пород (грунтов); подробная текстовая характеристика почв и почвенных комбинаций в порядке их расположения в легенде карты; дается краткая характеристика условий формирования каждого генетического типа почв (почвоподобных тел) и их свойств; дается анализ площадей, занимаемых различными почвами, почвоподобными телами и почвенными комбинациями с указанием ведущих выделов (занимающих максимальные площади) и степени контрастности почвенного покрова участка.

Картографические материалы крупномасштабных слоев электронных почвенных карт г. Москвы ведутся на основе ЦКФ (М 1:25 000, М 1:10 000) ЕГКО г. Москвы.

Обязательными элементами содержания слоев являются почвы и комбинации почвенного покрова выделов, различающиеся по таксономическому положению, составу и процентному соотношению слагающих их компонентов, гранулометрический состав почв, а также абсолютные площади почвенных контуров.

Система условных знаков для создания цифровых и твердых копий почвенных карт г. Москвы включает перечень индексов и цветовых решений для почвенных тематических слоев, слоев почвообразующих пород и гранулометрического состава (*рис. 1, 2, 3*).

Порядок проведения обследования почв земельного участка

Порядок разработан в соответствии со ст.13 Закона г. Москвы от 04.07.2007 № 31 «О городских почвах» с целью определения состояния городских почв, выявления земельных участков или их частей, представляющих опасность для других компонентов окружающей среды и здоровья человека вследствие деградации городских почв, а также определения размера вреда, причиненного почвам, окружающей среде вследствие их деградации. Результаты обследования оформляются актом обследования и должны быть направлены в общий реестр городских почв. В акте указываются основные направления работ по улучшению качества почв. Акт должен быть включен в состав конкурсной документации (документации об аукционе) при предоставлении земельных участков на торгах и являться приложением к договору купли-продажи, договору аренды земельного участка и иным договорам, дающим возможность использовать земельный участок. Паспорт почв земельного участка или акт об их обследовании являются документами обуславливающим размеры возмещения вреда и штрафы, если в результате землепользования свойства почв перестали соответствовать установленным требованиям для качества городских почв. Любые юридические действия правооб-

Цветовые решения и индексы для почвенных карт Москвы

СОБСТВЕННО ГОРОДСКИЕ ПОЧВЫ [1]

200/130/255 [5] ***УРБАНОЗЕМЫ*** [2]

- Уз [4] типичные [3]
- Уз^{гм} гидрометаморфизованные
- Уз^{ок} окультуренные

160/130/255 ***КУЛЬТУРОЗЕМЫ***

- Ку типичные
- Ку^{гм} гидрометаморфизованные
- Ку^{тр} турбированные

130/40/20 ***РЕКРЕАЗЁМЫ***

- Ре типичные
- Ре^{гм} гидрометаморфизованные
- Ре^{тр} турбированные

255/0/200 ***УРБОРЕКРЕАЗЁМЫ***

- УХз^{нф} нефтезагрязненные,
- УХз^{бит} битуминозные,
- УХз^{Ra} радиоактивные,
- УХз^{ск} засоленные,
- УХз^{сн} солонцеватые,
- УХз^{тм} металлозагрязненные

130/20/105 ***НЕКРОЗЁМЫ***

- Нз типичные

175/40/5 ***РЕПЛАНТОЗЁМЫ***

- Рп^{гу} гумусированные
- Рп^{п} перегнойные
- Рп^{тфк} торфо-компостные

20/115/130 ***КОНСТРУКТОЗЁМЫ***

- КС^{гу} гумусированные
- КС^{п} перегнойные
- КС^{тфк} торфо-компостные

215/215/215 **АБРАЗЁМЫ**

- Аб$_{тд}$ ***ТЕКСТУРНО-ДИФФЕРЕНЦИРОВАННЫЕ***
- Аб$_{ал}$ ***АЛЬФЕГУМУСОВЫЕ***
- Аб$_{жм}$ ***ЖЕЛЕЗИСТО-МЕТАМОРФИЧЕСКИЕ***
- Аб$_{см}$ ***СТРУКТУРНО-МЕТАМОРФИЧЕСКИЕ***

170/155/170 **АГРОАБРАЗЁМЫ**

АГРОАБРАЗЁМЫ

- ААб типичные
- ААб$_{г}$ глееватые
- ААб^{гм} гидрометаморфизованные
- ААб^{пг} агрогетерогенные
- ААб^{уп} агропереуплотненные

АГРОАБРАЗЁМЫ ГЛЕЕВЫЕ

- ААб$_{г}$ типичные
- ААб$_{г}^{or}$ окисленно-глеевые
- ААб$_{г}^{пг}$ агрогетерогенные
- ААб$_{г}^{уп}$ агропереуплотненные

АГРОАБРАЗЁМЫ ТЕКСТУРНО-ДИФФЕРЕНЦИРОВАННЫЕ

- ААб$_{тд}$ типичные
- ААб$_{тд}^{я}$ языковатые
- ААб$_{тд}^{г}$ глееватые
- ААб$_{тд}^{пг}$ агрогетерогенные
- ААб$_{тд}^{уп}$ агропереуплотненные

АГРОАБРАЗЁМЫ ТЕКСТУРНО-ДИФФЕРЕНЦИРОВАННЫЕ ГЛЕЕВЫЕ

- ААб$_{тдг}$ типичные
- ААб$_{тдг}^{я}$ языковатые
- ААб$_{тдг}^{or}$ окисленно-глеевые
- ААб$_{тдг}^{пг}$ агрогетерогенные
- ААб$_{тдг}^{уп}$ агропереуплотненные

АГРОАБРАЗЁМЫ АЛЬФЕГУМУСОВЫЕ

- ААб$_{ал}^{иж}$ иллювиалыш-железистые
- ААб$_{ал}^{иг}$ иллювиально-гумусовые
- ААб$_{ал}^{г}$ глееватые
- ААб$_{ал}^{пг}$ агрогетерогенные

АГРОАБРАЗЁМЫ АЛЬФЕГУМУСОВЫЕ ГЛЕЕВЫЕ

- ААб$_{алг}^{иг}$ иллювиально-гумусовые
- ААб$_{алг}^{or}$ окисленно-глеевые
- ААб$_{алг}^{пг}$ агрогетерогенные

АГРОАБРАЗЁМЫ СТРУКТУРНО-МЕТАМОРФИЧЕСКИЕ

- ААб$_{см}$ типичные
- ААб$_{см}^{гм}$ глинисто-иллювиированные
- ААб$_{см}^{г}$ глееватые
- ААб$_{см}^{пг}$ агрогетерогенные
- ААб$_{см}^{уп}$ агропереуплотненные

250/215/120 **ЖЕЛЕЗИСТО-МЕТАМОРФИЧЕСКИЕ ПОЧВЫ**

РЖАВОЗЁМЫ

- Рж типичные
- Рж^{гр} грубогумусированные
- Рж^{оп} оподзоленные
- Рж^{тр} турбированные

170/95/30 **АГРОЗЁМЫ**

АГРОЗЁМЫ СВЕТЛЫЕ

- Аз$_{с}$ типичные
- Аз$_{с}^{г}$ глееватые

АГРОЗЁМЫ ТЕМНЫЕ ГЛЕЕВЫЕ

- Аз$_{тг}$ типичные
- Аз$_{тг}^{or}$ окисленно-глеевые
- Аз$_{тг}^{уп}$ переуплотненные

АГРОЗЁМЫ ТЕКСТУРНО-ДИФФЕРЕНЦИРОВАННЫЕ

- Аз$_{тд}$ типичные
- Аз$_{тд}^{я}$ языковатые
- Аз$_{тд}^{г}$ глееватые

АГРОЗЁМЫ ТЕКСТУРНО-ДИФФЕРЕНЦИРОВАННЫЕ ГЛЕЕВЫЕ

- Аз$_{тдг}$ типичные
- Аз$_{тдг}^{я}$ языковатые
- Аз$_{тдг}^{or}$ окисленно-глеевые

АГРОЗЁМЫ АЛЬФЕГУМУСОВЫЕ

- Аз$_{ал}^{иж}$ иллювиально-железистые
- Аз$_{ал}^{иг}$ иллювиально-гумусовые
- Аз$_{ал}^{г}$ глееватые

АГРОЗЁМЫ АЛЬФЕГУМУСОВЫЕ ГЛЕЕВЫЕ

- Аз$_{алг}$ типичные
- Аз$_{алг}^{or}$ окисленно-глеевые

АГРОЗЁМЫ СТРУКТУРНО-МЕТАМОРФИЧЕСКИЕ

- Аз$_{смг}$ типичные
- Аз$_{смг}^{гм}$ глинисто-иллювиированные
- Аз$_{смг}^{г}$ глееватые

АЛЬФЕГУМУСОВЫЕ ПОЧВЫ

250/150/150 ***ПОДЗОЛЫ***

- По^{гр} грубогумусированные
- По^{п} перегнойные
- По^{иж} иллювиально-железистые
- По^{иг} иллювиально-гумусовые
- По^{ф} псевдофибровые
- По^{я} языковатые
- По^{гм} глинисто-иллювиированные
- По^{ко} контактно-осветленные
- По^{г} глееватые
- По^{тр} турбированные
- По^{ст} стратифицированные

255/180/210 ***ПОДЗОЛЫ ГЛЕЕВЫЕ***

- По$_{г}^{иг}$ иллювиально-гумусовые
- По$_{г}^{иж}$ иллювиально-железистые
- По$_{г}^{ор}$ оруденелые
- По$_{г}^{тр}$ турбированные

250/130/175 ***ТОРФЯНО-ПОДЗОЛЫ ГЛЕЕВЫЕ***

- По$_{тг}^{иг}$ иллювиально-гумусовые
- По$_{тг}^{иж}$ иллювиально-железистые
- По$_{тг}^{ор}$ оруденелые
- По$_{тг}^{тр}$ турбированные

240/115/130 ***ДЕРНОВО-ПОДЗОЛЫ***

- По$_{д}^{иж}$ иллювиально-железистые
- По$_{д}^{ф}$ псевдофибровые
- По$_{д}^{гм}$ глинисто-иллювиированные
- По$_{д}^{ко}$ контактно-осветленные
- По$_{д}^{г}$ глееватые
- По$_{д}^{тр}$ турбированные
- По$_{д}^{ст}$ стратифицированные

235/165/190 ***ДЕРНОВО-ПОДЗОЛЫ ГЛЕЕВЫЕ***

- По$_{дг}^{иж}$ иллювиально-железистые
- По$_{дг}^{ор}$ оруденелые
- По$_{дг}^{тр}$ турбированные

245/210/230 ***АГРОТОРФЯНО-ПОДЗОЛЫ ГЛЕЕВЫЕ***

- АПо$_{тг}^{п}$ перегнойно-торфяные
- АПо$_{тг}^{гм}$ минерально-торфяные
- АПо$_{тг}^{иг}$ иллювиально-гумусовые
- АПо$_{тг}^{ор}$ оруденелые
- АПо$_{тг}^{or}$ окисленно-глеевые

245/115/110 ***АГРОДЕРНОВО-ПОДЗОЛЫ***

- АПо$_{д}^{иж}$ иллювиально-железистые
- АПо$_{д}^{ф}$ псевдофибровые
- АПо$_{д}^{гм}$ глинисто-иллювиированные
- АПо$_{д}^{ко}$ контактно-осветленные
- АПо$_{д}^{г}$ глееватые
- АПо$_{д}^{пг}$ гетерогенные

240/180/180 ***АГРОДЕРНОВО-ПОДЗОЛЫ ГЛЕЕВЫЕ***

- АПо$_{дг}^{иг}$ иллювиально-гумусовые
- АПо$_{дг}^{иж}$ иллювиально-железистые
- АПо$_{дг}^{ор}$ оруденелые
- АПо$_{дг}^{or}$ окисленно-глеевые
- АПо$_{дг}^{пг}$ гетерогенные

ГЛЕЕВЫЕ ПОЧВЫ

130/140/110 ***ТОРФЯНО-ГЛЕЕЗЁМЫ***

- $Г_т$ типичные
- $Г_т^п$ перегнойно-торфяные
- $Г_т^{пи}$ потечно-гумусовые

190/190/130 ***ТЁМНОГУМУСОВО-ГЛЕЕВЫЕ***

- Гт типичные
- $Гт^п$ перегнойно-гумусовые
- $Гт^{ги}$ глинисто-иллювиированные

140/170/155 ***ПЕРЕГНОЙНО-ГЛЕЕВЫЕ***

- $Г_п$ типичные
- $Г_п^{ил}$ иловато-перегнойные

180/170/30 ***АГРОТОРФЯНО-ГЛЕЕЗЁМЫ***

- $АГ_т$ типичные
- $АГ_т^п$ перегнойно-торфяные
- $АГ_т^{мн}$ минерально-торфяные
- $АГ_т^{зм}$ оземленные
- $АГ_т^{ог}$ окисленные

240/255/90 **СЛАБОРАЗВИТЫЕ ПОСТЛИТОГЕННЫЕ ПОЧВЫ**

ПЕЛОЗЁМЫ

- Пз типичные
- $Пз^{оп}$ оподзоленные
- $Пз^{пгу}$ потечно-гумусовые
- $Пз^г$ глееватые

ПЕЛОЗЁМЫ ГУМУСОВЫЕ

- $Пз_{гу}$ типичные
- $Пз_{гу}^{ги}$ глинисто-иллювиированные
- $Пз_{гу}^{ск}$ засоленные
- $Пз_{гу}^г$ глееватые

ПСАММОЗЁМЫ

- Пс типичные
- $Пс^{оп}$ оподзоленные
- $Пс^{иж}$ иллювиально-ожелезненные
- $Пс^ф$ псевдофибровые

ПСАММОЗЁМЫ ГУМУСОВЫЕ

- $Пс_{гу}$ типичные
- $Пс_{гу}^{оп}$ оподзоленные
- $Пс_{гу}^{иж}$ иллювиально-ожелезненные
- $Пс_{гу}^ф$ псевдофибровые

ТЕКСТУРНО-ДИФФЕРЕНЦИРОВАННЫЕ

250/135/100 ***ТОРФЯНО-ПОДЗОЛИСТО-ГЛЕЕВЫЕ***

- $П_{тг}$ типичные
- $П_{тг}^п$ перегнойные
- $П_{тг}^{кр}$ конкреционные
- $П_{тг}^я$ языковатые
- $П_{тг}^{тр}$ турбированные

255/155/80 ***ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫЕ***

- $П_д$ типичные
- $П_д^{пал}$ дерново-палево-подзолистые
- $П_д^{ко}$ контактно-осветленные
- $П_д^я$ языковатые
- $П_д^г$ глееватые
- $П_д^{тр}$ турбированные

255/210/190 ***ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТО-ГЛЕЕВЫЕ***

- $П_{дг}$ типичные
- $П_{дг}^п$ дерново-перегнойные
- $П_{дг}^я$ языковатые
- $П_{дг}^{кр}$ конкреционные
- $П_{дг}^{тр}$ турбированные

230/155/135 ***АГРОТОРФЯНО-ПОДЗОЛИСТО-ГЛЕЕВЫЕ***

- $АП_{тг}$ типичные
- $АП_{тг}^п$ перегнойно-торфяные
- $АП_{тг}^{мн}$ минерально-торфяные
- $АП_{тг}^{кр}$ конкреционные
- $АП_{тг}^я$ языковатые
- $АП_{тг}^{ог}$ окисленно-глеевые
- $АП_{тг}^{тр}$ агрогетерогенные

255/175/130 ***АГРОДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫЕ***

- $П_д$ типичные
- $П_д^я$ языковатые
- $П_д^г$ глееватые
- $П_д^{гт}$ агрогетерогенные

225/150/70 ***АГРОДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТО-ГЛЕЕВЫЕ***

- $П_{дг}$ типичные
- $П_{дг}^я$ языковатые
- $П_{дг}^г$ глееватые
- $П_{дг}^{гт}$ агрогетерогенные

210/175/30 **ЭЛЮВИАЛЬНЫЕ ПОЧВЫ**

ЭЛЮВОЗЁМЫ

- Эл типичные
- $Эл^{гр}$ грубогумусированные
- $Эл^п$ перегнойные (перегнойно-глееватые)
- $Эл^{пал}$ палево-элювозёмы
- $Эл^{ко}$ контактно-осветленные
- $Эл^{ги}$ глинисто-иллювиированные
- $Эл^{иж}$ иллювиально-ожелезненные
- $Эл^ф$ псевдофибровые
- $Эл^я$ языковатые
- $Эл^г$ глееватые
- $Эл^{тр}$ турбированные

ЭЛЮВОЗЁМЫ ГЛЕЕВЫЕ

- $Эл_г$ типичные
- $Эл_г^{ги}$ глинисто-иллювиированные
- $Эл_г^{кр}$ конкреционные
- $Эл_г^{ор}$ оруденелые
- $Эл_г^я$ языковатые
- $Эл_г^{тр}$ турбированные

ДЕРНОВО-ЭЛЮВОЗЕМЫ

- $Эл_д$ типичные
- $Эл_д^{пал}$ палевые
- $Эл_д^{ко}$ контактно-осветленные
- $Эл_д^{ги}$ глинисто-иллювиированные
- $Эл_д^{иж}$ иллювиально-ожелезненные
- $Эл_д^ф$ псевдофибровые
- $Эл_д^я$ языковатые
- $Эл_д^г$ глееватые
- $Эл_д^{тр}$ турбированные

ДЕРНОВО-ЭЛЮВОЗЁМЫ ГЛЕЕВЫЕ

- $Эл_{дг}$ типичные
- $Эл_{дг}^{ги}$ глинисто-иллювиированные
- $Эл_{дг}^{кр}$ конкреционные
- $Эл_{дг}^{ор}$ оруденелые
- $Эл_{дг}^я$ языковатые
- $Эл_{дг}^{тр}$ турбированные

ТОРФЯНО-ЭЛЮВОЗЁМЫ ГЛЕЕВЫЕ

- $Эл_{тг}$ типичные
- $Эл_{тг}^{ги}$ глинисто-иллювиированные
- $Эл_{тг}^{кр}$ конкреционные
- $Эл_{тг}^{ор}$ оруденелые
- $Эл_{тг}^я$ языковатые
- $Эл_{тг}^{тр}$ турбированные

250/200/90 **СТРАТОЗЕМЫ**

СТРАТОЗЁМЫ СЕРОГУМУСОВЫЕ

- $Сз^в$ водно-аккумулятивные

СТРАТОЗЁМЫ СЕРОГУМУСОВЫЕ НА ПОГРЕБЕННОЙ ПОЧВЕ

- $Сз^в/П$ водно-аккумулятивные

АГРОСТРАТОЗЁМЫ ГУМУСОВЫЕ

- $АСз^в$ водно-аккумулятивные
- $АСз^э$ золово-аккумулятивные
- $АСз^{уп}$ агропереуплотненные

АГРОСТРАТОЗЁМЫ ГУМУСОВЫЕ НА ПОГРЕБЕННОЙ ПОЧВЕ

- $АСз^в/П$ водно-аккумулятивные
- $АСз^э/П$ золово-аккумулятивные
- $АСз^{уп}/П$ агропереуплотненные

ТОРФЯНЫЕ ПОЧВЫ

120/155/200 ***ТОРФЯНЫЕ ОЛИГОТРОФНЫЕ (ВЕРХОВЫЕ)***

- $Т_в$ типичные
- $Т_в^э$ остаточно-эутрофные
- $Т_в^{пи}$ пирогенные

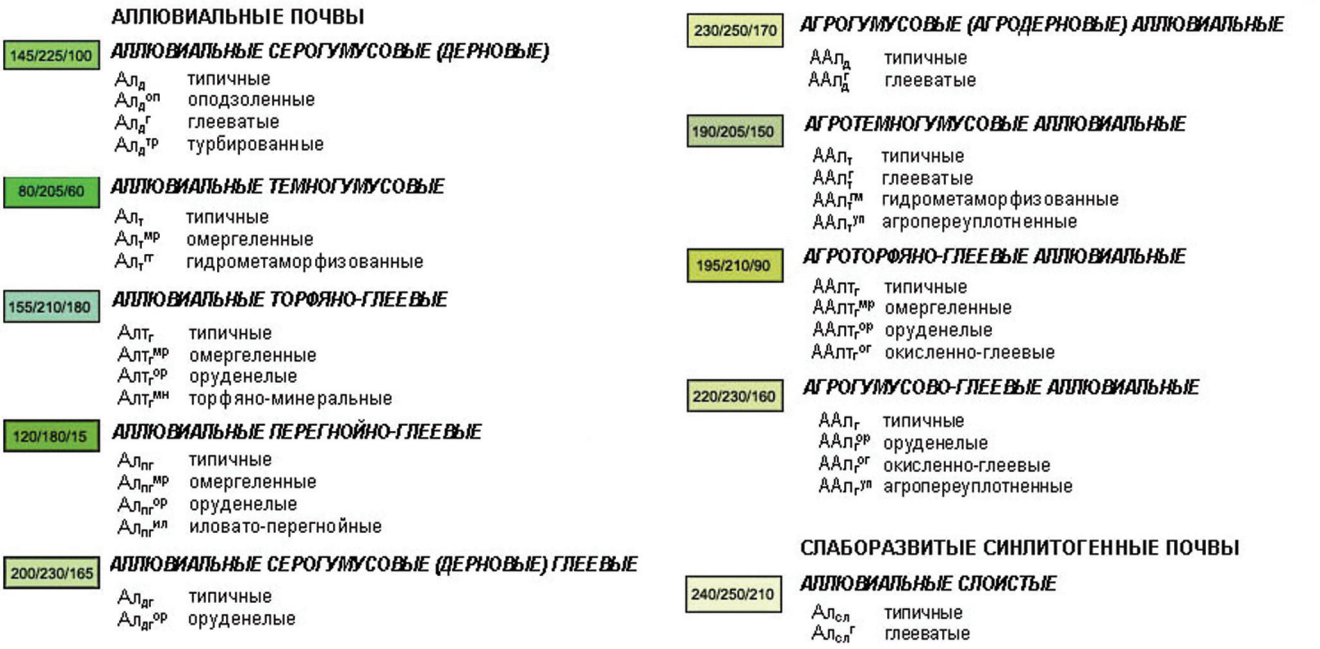
115/190/205 ***ТОРФЯНЫЕ ЭУТРОФНЫЕ (НИЗИННЫЕ)***

- $Т_н$ типичные
- $Т_н^п$ перегнойно-торфяные
- $Т_н^и$ иловато-торфяные
- $Т_н^{пи}$ пирогенные

ОРГАНО-АККУМУЛЯТИВНЫЕ ПОЧВЫ

175/150/160 ***СЕРОГУМУСОВЫЕ (ДЕРНОВЫЕ)***

- $Гу_д$ типичные
- $Гу_д^{ги}$ глинисто-иллювиированные
- $Гу_д^г$ глееватые
- $Гу_д^{тр}$ турбированные



(1) – отдел; (2) – тип; (3) – подтип; (4) – индекс; (5) – кодировка цветов RGB.

2. Цветовые решения и индексы для карт почвообразующих и подстилающих пород (грунтов)



3. Штриховые решения для карт гранулометрического состава почв, почвообразующих и подстилающих пород (грунтов)



ладателей земельного участка подразумевают наличие паспорта или акта обследования почв среди документов.

Процедура проведения работ по обследованию почв состоит из следующих этапов: 1) составление перечня основных источников антропогенного воздействия на почвы земельного участка и установление ареалов их влияния; 2) оценка экологического качества почв (полевые работы; лабораторно-аналитические работы; составление картосхемы почв); 3) определение соответствия показателей качества обследованных городских почв и воздействия на них установленным требованиям; 4) составление акта обследования.

Для различных источников воздействия устанавливаются примерные ареалы и уровни воздействия. Проводится дифференциация антропогенных источников по уровню их воздействия на почвы. Устанавливается суммарная антропогенная нагрузка на почвы. Оценка экологического качества почв предполагает проведение полевых, лабораторно-аналитических, картографических работ.

Полевые работы. Обследование поверхностного слоя почв земельного участка проводится согласно ГОСТ 17.4.3.01-83 [15] и ГОСТ 17.4.4.02-84 [16]. В зависимости от масштаба почвенной съемки и категории сложности участков устанавливается примерное количество почвенных разрезов (скважин), требуемое на площадь обследования. Категория сложности зависит от типа функционального использования территории, истории землепользования, характера и мощности техногенных отложений, степени запечатанности, рельефа, растительности и степени дробности почвенных контуров. Разрезы (скважины) на глубину 1 м и прикопки (скважины) на глубину 50-70 см закладываются в местах, характерных для данного участка с учетом функционального типа использования территории, а их количество рассчитывается по *табл. 1*.

При высокой неоднородности почвенного покрова количество разрезов может быть увеличено. При картографировании земельных участков площадью менее 15 га в масштабе 1:2000 площадь, приходящаяся на один разрез, устанавливается в зависимости от типа использования в соответствии с *табл. 2*. Соотношение разрезов (скважин) глубиной 1 м и прикопок (скважин) глубиной 50-70 см устанавливается 1/4.

Количество разрезов и прикопок в значительной степени зависит от конкретной обстановки и должно быть достаточно для определения точных границ выделов (контуров). В целях сохранения целостности почвенного покрова большую часть разрезов и прикопок при детальном картографировании целесообразно заменить заложением буровых скважин. Количество скважин может быть сокращено по сравнению с рекомендуемыми требованиями.

При смене направления функционального использования земельного участка, картографирование проводится по более высоким (из двух возможных) требованиям. Например, при переводе производственной зоны в жилую – по требованиям к почвам жилой зоны, при переводе земель природного назначения в земли транспорта – по требованиям к картографированию земель природного назначения.

Таблица 1

Количество разрезов (скважин), приходящееся на 100 га, и глубина заложения (бурения) при крупномасштабном картографировании земельных участков

Масштаб	*Категории в соответствии с функциональным назначением территории**									
	1		*2*						*3, 4*	
			за пределами Третьего транспортного кольца (2а)		*между Садовым кольцом и Третьим кольцом (2б)*		*в пределах Садового кольца (2в)*			
	Всего	*>1м/0,5-0,7м*	*Всего*	*>1м/0,5-0,7м*	*Всего*	*>1м/0,5-0,7м*	*Всего*	*>1м/0,5-0,7м*	*Всего*	*>1м/0,5-0,7м*
1:25 000	20	5/15**	15	5/10	7	2/5	6	1/5	6	1/5
1:10 000	40	10/30	20	10/10	10	5/5	8	3/5	8	3/5
1:2000	100	30/70	75	30/45	50	20/30	35	10/25	35	5/30

* *функциональные зоны г. Москвы и их буквенные и цифровые индексы даны в соответствии с Постановлением Правительства г. Москвы от 26.10.2004 № 741-ПП «О корректировке схем… .»;*

** *указано соотношение разрезов глубиной > 1 м к количеству прикопок (скважин) глубиной 50-70 см, приходящихся на 100 га;*

1 – функциональные зоны природного назначения (А, 400), а также природно-общественного (АБ, 140), природно-общественно-жилого (АБВ, 124), природно-общественно-производственного (АБГ, 134).

2 – функциональные зоны жилого (Б,100) и общественного (В, 200) назначения, а также производственно-жилого (ВГ, 230), природно-жилого (АВ, 240), природно-производственно-жилого (АВГ, 234), общественно- жилого (БВ, 120), общественно-производственного (БГ, 130), общественно-производственно-жилого (БВГ, 123);

3 – функциональные зоны производственного назначения (Г, 300), а также природно-производственного (АГ, 340);

4 – территории транспортной инфраструктуры: улиц и дорог (Д, 500), внешнего транспорта (Т, 600).

Таблица 2

Площадь, приходящаяся на один разрез при детальном картографировании участков размером менее 15 га (М 1:2000)

	Категории по типам использования			
	1	*2а*	*2б*	*2в, 3, 4*
Площадь открытого земельного участка, га	1	1	3	5
Соотношение 1м/50-70 см	1/4	1/4	1/4	1/4
Количество точек, всего	5	5	5	5

Из разрезов отбираются образцы по горизонтам, либо (при однородности толщи или большой их мощности) равномерно по глубинам 0-10; 10-20; 20-40; 40-70; 70-100 см при условии, что один образец не может характеризовать два и более горизонта или быть взят на границе двух горизонтов. При отборе образцов необходимо учитывать характер предыдущего использования территории. Так, в случаях строительства на участках, занятых объектами производственного и коммунального назначения, количество поверхностных и глубинных образцов должно быть увеличено.

Количество образцов и глубина их отбора, число разрезов, где идет отбор проб в глубину зависят от задачи исследования, масштаба проектирования, а также от типа территории, от ее категории сложности, с учетом соотношения площадей открытых и запечатанных участков (*табл. 3*). При детальном картографировании участков (М 1:2000) количество разрезов из которых отбираются образцы, рассчитывается в соответствии с *табл. 4*. При высокой неоднородности почвенного покрова участка количество разрезов может быть увеличено. Из горизонтов с содержанием мелкозема менее 25% отбор проб не производится. Горизонт назначается техногенно-литогенным слоем и не исследуется.

Лабораторно-аналитические работы. Отбор проб проводится для определения показателей качества городских почв в соответствии со следующим функциональным зонированием города: зоны природного назначения; зоны жилого назначения; общественного назначения; производственные

Таблица 3

Количество разрезов, приходящееся на 100 га, для отбора образцов на анализ при крупномасштабном картографировании

Масштаб	*Категории по типам использования*				
	1	*2а*	*2б*	*2в*	*3, 4*
1:25 000	5	5	2	1	1
1:10 000	10	10	5	3	3

Таблица 4

Максимальная площадь, приходящаяся на один разрез, для отбора образцов при детальном картографировании, *га*

Масштаб	*Категории по типам использования*			
	1	*2а*	*2б*	*2в, 3, 4*
1:2000	≤1 га	≤1 га	≤ 3 га	≤5 га

зоны; территории транспортной инфраструктуры; а также районы смешанного назначения.

При отборе проб необходимо учитывать специфику методов физических, физико-химических и биологических анализов. Проведение лабораторно-аналитических работ производится согласно действующим нормативным документам в аккредитованных лабораториях. По мере обработки данных полученных при проведении обследования формируются следующие документы: ведомость почвенных разрезов и образцов почв, взятых на анализ; ведомость поверхностных образцов почв, взятых на анализ; таблицы результатов анализов; схема с расположением заложенных разрезов и взятых образцов на анализ, на плане земельного участка; описания почвенных разрезов.

Картосхемы расположения почв составляется в соответствии с общепринятыми методиками [11, 14] с дальнейшей экстраполяцией данных обследования на прилегающую территорию. Количество разрезов (скважин), приходящееся на 100 га определяются в соответствии с *табл. 1 и 2*. Экстраполяция поводится на аналогичные участки по функциональному использованию, состоянию растительного покрова, степени захламленности территории, степени окультуренности территории и т.п.

Содержание картосхемы участка составляют выделы, представляющие собой почвенные ареалы и почвенные комбинации, выделенные в соответствии с Систематикой городских почв. Каждый неоднородный контур должен быть охарактеризован составом и долевым участием компонентов (не более 3).

На картосхеме может быть отражена дополнительная информация о степени захламленности территории, видимых признаках химического загрязнения, каменистости поверхности, состоянии растительного покрова и др. Требования к содержанию и детальности определяются типом функционального назначения территории.

Регламентация качества городских почв в различных документах

Оценка экологического состояния или экологического качества почв — это оценка степени соответствия фактического состояния почв нор-

мативным требованиям их безопасного использования и функционирования в интересах города по ряду различных показателей и по всей их совокупности (комплексная оценка) на данном земельном участке с учетом доли от площади участка, приходящейся на изученный почвенный выдел.

На федеральном уровне допустимые уровни показателей качества почв поселений определяет СанПиН 2.1.7.1287-03 [17]. На уровне документов Правительства г. Москвы это: Нормы и правила проектирования комплексного благоустройства на территории г. Москвы (МГСН 1.02-02 (с изм. от 19.08.2003, 11.07.2006), ТСН 30-307-2002 Москвы); Правила создания, содержания и охраны зеленых насаждений г. Москвы (Приложение 1 к постановлению Правительства Москвы от 10.09.2002 № 743-ПП (в ред. постановлений Правительства Москвы от 31.07.2007 № 620-ПП); «О повышении качества почвогрунтов в г. Москве» Постановление Правительства Москвы № 514-ПП от 27.07.2004 (в ред. Постановление Правительства Москвы № 110-ПП от 09.02.2010).

Множественность редакций документов свидетельствует о том, что они постоянно дорабатываются. Их содержание, в том числе регламентирующее качество почв, совершенствуется. Документы содержат таблицы рекомендуемых показателей для почв и грунтов г. Москвы, используемых при озеленении и благоустройстве территории. Во многом показатели в этих таблицах опираются на федеральные документы (ГН и СанПиН). Частично информация в этих документах дублируется, однако каждый из них может быть использован в зависимости от целей проводимого исследования, подразумевающего определение качества почвы.

Так в МГСН 1.02.-02 подразумевается фактическое конструирование почвоподобного субстрата, который станет базисом для озеленения и, соответственно, приводятся свойства субстратов, которые должны лечь в основу этих конструкций и обеспечить благополучие роста растений (*табл. 5, 6*). Так как документ регламентирует свойства не почв, как природно-исторических тел, а сиюминутно создаваемых конструкций, таблицы не подразумевают различия в свойствах, связанных с

Таблица 5

Требования к качеству городских почв *(МГСН 1.02.-02)*

Показатель почвообр. слоев и горизонтов	*Глубина слоя, см*		
	0-20	*20-50*	*50-150*
Физические свойства			
Содержание физической глины < 0,01 мм	30-40	20-40	30-40
Плотность сложения, г/см^3	0,8-1,1	1,0-1,2	1,2-1,3
Химические свойства			
Гумус, в/о	4-5	1-0,5	0,5
pH	5,5-6,5	5,5-7,0	5,0-6,0
Содержание ТМ, отношение к ОДК	1	1	1
Величина РВ, мкр/ч	<20	<20	<20
Мин. уровень обеспеченности минеральным N, мг/100 г почвы	4,0	4,0	4,0
Содержание P_2O_5 и K_2O мг/100 г почвы (мин. допустимое / оптим.)	10/40 и 35	10/20 и 15	10/15 и 10
Биологические свойства			
Величина патогенных микроорганизмов, шт./г почвы			
Разнообразие мезофауны, шт. видов	4	3	2
Фитотоксичность, кратность к фону	<1,1	1,1-1,3	1,1-1,3

Таблица 6

Биологические показатели почв и их критерии оценки экологической ситуации *(МГСН 1.02.-02)*

Биологический показатель	*Удовлетв.*	*Относительно удовлетворит.*	*Неудовлетв.*	*Чрезвыч. экологическая*	*Экологич. бедствие*
Уровень активности микробомассы, кратность уменьшения	<5	5-10	10-50	50-100	>100
Количество патогенных микроорганизмов, в 1 г почвы	-	102-103	103-104	105-106	>106
Содержание яиц гельминтов, в 1 кг почвы	-	до 10	10-50	50-100	>100
Колититр	>1,0	1,0-0,01	0,01-0,05	0,05-0,001	<0,001
Фитотоксичность, кратность	<1,1	1,1-1,3	1,3-1,6	1,6-2,0	>2,0
Генотоксичность, рост числа мутаций в сравнении с контролем	<2	2-10	1-100	100-1000	>100

историей землепользования, т.е. не подразумевают различия в свойствах почв, например, почв природных территорий и почв на землях транспортной инфраструктуры. С другой стороны, документ содержит сведения о критических уровнях воздействия отдельных загрязнителях на комплекс почвенных микроорганизмов в целом, что, несомненно, может служить показателем для характеристики важной функции почв, а именно способности утилизировать отмершее органическое вещество и поддерживать баланс микрофлоры экосистем.

Нормативные показатели, характеризующие состав рекультивационных грунтов и их компонентов приведенные в Постановлении Правительства Москвы № 514-ПП также универсальны относительно почвенного разнообразия и функциональных зон, где они должны применяться. Различия в параметрах определяются типом зеленых насаждений. Уровень отдельных показателей приводится в соответствии с федеральными природоохранными документами и сельскохозяйственными стандартами. Отдельно определены нормативные показатели для биокомпостов (*табл. 7, 8*).

«Правила создания и содержания зеленых насаждений» рекомендуют использовать грунты, качественные параметры которых соответствуют

Таблица 7

Нормативные показатели почвогрунтов и их отдельных компонентов, производимых и применяемых при проведении работ по благоустройству и озеленению территорий г. Москвы *(Постановление Правительства Москвы №514-ПП)*

Нормативный показатель	*Единица измерения*	*Деревья и кустарники*	*Газон*	*Цветник*	*Метод контроля*
Гранулометрический состав (по Н.А. Качинскому) (частиц менее 0,001 мм)	%	10-35	10-35	10-35	Метод пипетки с подготовкой пробы пирофосфатным
Содержание органического вещества	% с.в	4-25	4-8	15-25	ГОСТ 26213-91
Реакция среды pH (KCl)	-log H+	4,8-7,5	4-7	5-7	ГОСТ 26483-85
Содержание хлоридов	мг/кг с.в.	1680	1680	1680	ГОСТ 26207-91
Электропроводность (EC)	mSm/см при 25°C	1,5	1,5	1,5	ГОСТ 26204-91
Содержание элементов питания:	мг/кг				ГОСТ 26483-85
Обменного калия		100-200	100-200	100-250	
Подвижного фосфора		100-300	100-500	300-600	
Содержание тяжелых металлов:	мг/кг				ГН 2.1.7.020--94*
Мышьяк (As)		10	10	10	
Кадмий (Cd)		2	2	2	
Медь (Cu)		132	132	132	
Ртуть (Hg)		2	2	2	
Свинец (Pb)		130	130	130	
Никель (Ni)		80	80	80	
Цинк (Zn)		220	220	220	

* *ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов в суглинистых почвах, близких к нейтральным и нейтральных (pHKCl > 5,5). ОДК ТМ и мышьяка в почвах: ГН 2.1.7.020-94 (доп. № 1 к перечню ПДК и ОДК № 6229-91).*

Таблица 8

Нормативные показатели биокомпостов
(Постановление Правительства Москвы № 514-ПП)

Показатель	*Норма параметра*
Внешний вид	Однородная сыпучая масса
Размер агрегатов	Не более 1 см
Включения камней и др. посторонних предметов	Более 0,5 см не допускаются Менее 0,5 см до 5%
Органическое вещество, %	Не менее 30
Реакция среды:	
pH (KCl)	5 – 6
pH (H_2O)	6 – 7,5
Содержание элементов питания	Не регламентируется
Содержание тяжелых металлов и др. экологических показателей	Не должно превышать уровней приведенных в *табл.7* для грунтов

данным, приводимым в постановлении № 514-ПП.

Кроме перечисленных выше официальных документов, существуют многочисленные ведомственные методические разработки по оценке качества городских почв. Такие как, например: «Методические указания по оценке …. [18], «Методические рекомендации по определению … [19]. В Евросоюзе списки показателей экологического состояния почв и их ранги напрямую связываются с критическими нагрузками на почвы и разнообразными экологическими функциями почв. Не только с группой функций обеспечивающей рост растений, т.е. городских зеленых насаждений или городских лесов, но и с функциями, обеспечивающими регуляцию состава атмосферы и гидросферы, а также др. экофункциями почв [22].

В основу таких методических разработок кроме официальных документов положены, как правило, и экспертные оценки, базирующиеся на данных научных исследований.

Для г. Москва можно упомянуть разработки проф. М.Н. Строгановой с соавт. [5, 21]. А.В. Смагин с соавт. разработали принципиально новый подход к оценке экологического качества городских почв на так называемой ресурсной основе [4]. Тот же автор предлагает рассматривать физические и физико-химические показатели почв и режимов почвообразования, как основные для характеристики роста и благополучия растений и почвенной биоты, он же разработал различные градации для этих показателей [4, 22] (*табл. 9*).

Определение соответствия показателей качества обследованных городских почв и воздействия на них установленным требованиям

После определения фактических уровней антропогенной нагрузки на почвы обследован-

Таблица 9

Некоторые показатели экологического состояния почв и грунтов *(по Смагину А.В. с соавт. [4,2])*

Градация	*Комментарий (влияние на плодородие почв, окружающую среду, здоровье человека)*
Плотность сложения (для 0-20 см минерального слоя), г/см³, буровой метод	
0,9-1,2 оптимум	Почва хорошо проводит воздух и воду. Растения чувствуют себя нормально
1,2-1,4 слабое уплотнение	Частичное снижение впитываемости влаги и аэрации. Большая часть растений не реагирует.
1,4-1,5 среднее уплотнение	Резкое снижение впитываемости и газообмена, усиление поверхностного стока. Проявляется угнетение роста, развитие анаэробных процессов.
1,5 – 1,6 сильное уплотнение	Сильное угнетение роста, анаэробиозис, сильные поверхностный сток и эрозия почвы.
>1,6 переуплотнение	Почва практически не проводит воду и воздух. Почва полностью непригодна для растений и без рыхления они обречены на гибель.
Электропроводность порового раствора, дСм/м, кондуктометрический метод	
< 2 незасоленные	Растения развиваются нормально
2-4 очень слабо засоленные	Наступает угнетение роста чувствительных к засолению семейств и видов (бобовые, зонтичные, луковичные, розы, плодовые и ягодные деревья и кустарники, лещина)
4-8 слабозасоленные	Гибель чувствительных видов, угнетение роста и снижение до 50% продуктивности большинства растений. Неблагоприятные изменения физико-химических свойств почв
8-16 среднезасоленные	Снижение до 50-70% продуктивности толерантных к засолению видов (тополь, осина, ольха, райграс, пырей, овсяница), гибель большинства растений, необратимые изменения структуры почвы
16-32 сильнозасоленные	Гибель практически всех растений, необратимая деградация почвы и разрушение ее структуры
> 32 очень сильно засоленные	Бесплодные и безжизненные грунты
Степень кислотности/щелочности порового раствора, pH	
<4 очень сильно кислые	Большинство высших растений гибнет. Активное разрушение минералов и вынос элементов питания растений (оподзаливание почвы)
4-4,5 сильно кислые	Культурные растения угнетены. Оподзаливание
4,5-5,5 средне кислые	Оптимум для хвойных растений и сопутствующей бореальной группы растений напочвенного покрова
5,5-6,5 слабо кислые	Нормальное состояние растений, включая культурные. Сочетание хвойных и лиственных пород с сопутствующей неморально-бореальной группой напочвенного покрова
6,5-7,5 нейтральные	Нормальное состояние растений, включая культурные. Доминирование лиственных пород и неморальной группы
7,5-8,5 щелочные	Угнетение роста ряда видов растений в сочетании с насыщенностью почвенного раствора минеральными солями
>8,5 избыточно щелочные	Сильное угнетение и гибель большинства растений. Деградация структуры, засоление, осолонцевание и осолодение почв

ных земельных участков и уровней показателей экологического качества, осуществляется процедура установления соответствия этих значений требованиям допустимого воздействия и качества для городских почв с учетом функционального назначения территории. Предлагается к использованию принципиальная схема установления уровней допустимых значений качества городских почв и уровней допустимого воздействия на городские почвы земель различного хозяйственного назначения в соответствии с принятой в природоохранной практике пятиуровневой шкалой ранжирования экологического состояния почв и уровней антропогенного воздействия [2, 21, 24].

На упомянутой шкале нулевое (0) значение соответствует фоновому (ненарушенному) состоянию почв, первое и второе (±1, 2) – допустимым отклонениям «состояния» и «воздействия»; третье (±3) – пограничному отклонению от ненарушенного состояния и воздействия; четвертое и пятое (±4,5) – недопустимым уровням состояния и воздействия. Пятиуровневая шкала имеет два полюса (+) и (-), в связи с тем, что вред почве может быть выражен как в чрезмерном увеличением, так и уменьшении того или иного показателя. При использовании трех уровней выделяются фоновое состояние, допустимый уровень и не допустимый уровни также по двухполюсной схеме.

Основываясь на упомянутой схеме экологического нормирования почв, предлагаются следующие варианты сопоставления полученных в результате обследования почв значений показателей с установленными допустимыми значениями качества почв и воздействия на них.

В первом случае, предлагается упрощенная схема оценки экологического состояния почв, основанная на разделении всего поля ранжированной оценки качества почв на два диапазона, а именно: диапазон допустимых значений качества почв от минимальных до максимальных уровней и диапазон значений показателей качества почвы, несоответствующих принятым экологическим требованиям. Рассматриваемый вариант удобен для общей оценки экологического состояния почв, применимой на рекогносцировочных этапах обследования, в тоже время в ряде случаев он может быть вполне достаточным и для основного, окончательного обследования территории *земельного участка.*

Во *втором случае*, предусматривается более подробное определение уровней потери экологического качества, основанное на его оценке по каждой градации пятиуровневой шкалы оценки качества почв [21]. Данный вариант направлен на более глубокое изучение экологической ситуации и может применяться для уточнения уровней загрязнения и деградации почв, рассматриваемых участков.

Источником сведений для реализации обоих указанных вариантов оценки могут служить: «Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель» [12] и изложенный во «Временной методике … [21] метод установления уровня потери экологического качества почв (ПЭК), а также приведенные ниже таблицы (*табл. 10, 11*) допустимых диапазонов показателей экологического качества антропогенного воздействия на городские почвы, составленная авторами на основе различных официальных документов и экспертных оценок. Актуальность их создания заключается в том, что показатели экологического качества здесь впервые приводятся для разных функциональных зон города, не только для специализированных зон, но и для зон смешанного назначения, т.е. для всех разновидностей функциональных зон на территории города. Группировка функциональных зон в связи с нормированием свойств почв приведена ранее в пояснениях к *табл. 1*. Кроме того, нам кажется уместным в некоторых случаях использовать ранжированные уровни показателей, приведенных в МГСН 1.02.-02, т.к. они хорошо сочетаются с изложенным выше авторским подходом к определению диапазонов допустимого экологического состояния почв.

Для определения соответствия или характера отклонений значений показателей качества почв от соответствующих требований, и установления необходимости проведения каких-либо мероприятий по восстановлению качества почв производится составление матричных таблиц на опорные разрезы по горизонтам для определения качества почв по профилю (*табл. 12*) и на поверхностные образцы для определения качества поверхностного почвенного горизонта (*табл. 13*). Данные, помещенные в результате анализа в графу «1», указывают на недостаточное содержание веществ или чрезмерно низкие значения показателей. Данные из графы «3» указывают на избыточное содержание показателей качества почв, графы «2» – допустимый уровень показателей.

На основе матричных таблиц каждому почвенному контуру может быть присвоен балл качества. Исходя из недостаточности либо избытка тех или иных показателей, формулируются рекомендации по использованию участка и необходимости проведения на нем мероприятий по улучшению экологического качества почв.

Таблица 10

Требования к уровням показателей, применяемых при определении допустимого диапазона значений экологического качества почв

Показатель	*Допустимый уровень качества почв и нагрузки на почвы*	*Тип специализированного назначения функциональной зоны* ***			
		природного	*жилого*	*общественного*	*производственного / транспортной инфраструктуры*
		Функциональная зона смешанного назначения			
		природно-общественного/ природно-общественно-жилого / природно-общественно-производственного	*производственно-жилого / природно-жилого/ природно-производственно-жилого*	*общественно- жилого / общественно-производственного/ общественно-производственно-жилого*	*природно-производственного*
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Гранулометрический состав[1]	опт.**	легкий, средний суглинок	супесь, легкий суглинок		
Гумусированный слоя, см[1]	мин.	10	10	10	10
	фон.	10	15–20	15–20	10–20
	макс.	не ограничено	не ограничено	не ограничено	не ограничено
Сорг. в слое 0-15 см, %[1]	мин.	1	1	1	1
	фон.	3	3	3	2
	макс.	не ограничено	30	30	30
Каменистость, %[1]	мин.	-	-	-	-
	фон.	5	25	25	25
	макс.	50	50	50	50
Плотность сложения в слое 0-20 см, г/см^3 [1]	мин.	0,9	0,9	0,9	0,9
	фон.	1,1	1,2	1,2	1,2
	макс.	1,3	1,3	1,3	1,3
Плотность сложения в слое 20-50 см, г/см^3 [1]	мин.	1,1	1,1	1,1	1,1
	фон.	1,3	1,3	1,3	1,3
	макс.	1,4	1,4	1,4	1,5
Плотность сложения в слое 50-100 см, г/см^3 [1]	мин.	1,1	1,2	1,2	1,2
	фон.	1,4	1,3	1,3	1,4
	макс.	1,5	1,4	1,4	1,5
pH1	мин.	5,0	5,0	5,0	4,5
	фон.	5,5	7	7	7,5
	макс.	8,0	8,0	8,0	8,5
Минеральный N в слое 0-20 см, мг/100 г[1]	мин.	0,5	0,5	0,5	0,5
	фон.	1	1	1	0,5
	макс.	6	6	6	6
Подвижные формы P в слое 0-20 см, мг/100 г[1] (ПДК 20 мг/100г почвы)	мин.	2	4	4	4
	фон.	4	9	9	9
	макс.	40	40	40	40
Растворимых формы K в слое 0-20 см, мг/100 г[1]	мин.	1	6	6	4
	фон.	2	10	10	6
	макс.	35	35	35	35
Легкорастворимые соли, %[1]	фон.	менее 0,04	0,04	0,04	0,08
	макс.	0,08	0,08	0,08	0,15
Электропроводность порового раствора, дСм/м[1]	фон.	менее 1,5	2	2	2
	макс.	4	4	4	4
Суммарный показатель загрязнения Zc *	опт.**	-	менее 16	менее 16	16-32
3,4-бенз(а)пирен, мг/кг*	опт.**	менее 0,02	менее 0,02	менее 0,02	менее 0,04 [2]
Нефтепродукты, мг/кг	опт.**	менее 300*	менее 300*	менее 300*	менее 1000 [2]

Продолжение таблицы 10

1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Условно патогенные микроорганизмы, индекс*	опт.**	менее 10	менее 10	менее 10	менее 10
Патогенные микроорганизмы, жизнеспособные яйца и личинки гельминтов *	опт.**	отсутствуют	отсутствуют	отсутствуют	отсутствуют
Мощность экспозиционной дозы (МЭД), Нγ, мкЗв/час ******	опт.**	менее 0,3	менее 0,3	менее 0,3	менее 0,6
Активность естеств. радионуклидов (ЕРН), Аэфф, Бк/кг ******	опт.**	менее 250	менее 250	менее 250	менее 740 *
(стройматериалы в пределах н. п.)					
в том числе:	фон.[4]				
радия-126(ARa)		3-43	3-43	3-43	3-43
тория-232(ATh)		5-50	5-50	5-50	5-50
калия -40 (AK)		20-850	20-850	20-850	20-850
Активность цезия-137, ACs ******	опт.**	менее 150	менее 150	менее 150	

Комментарий см. после табл. 11.

Составление акта обследования земельного участка

Результаты обследования, по нашему мнению, целесообразно представлять в форме «Акта обследования почв земельного участка», что должно стать основанием для будущего заполнения паспорта почв и введения данных о земельном участке в единый реестр [3, 4].

Акт обследования почв земельного участка, по нашему мнению, должен содержать:

1) результат обследования воздействия на городские почвы, включающий перечень источников антропогенного воздействия на почвы участка с указанием ареалов и интенсивности воздействия и интегральной антропогенной нагрузки на почвы участка;

2) результат обследования качества городских почв, включает в себя:

– картосхему расположения почв на участке с пояснительной запиской,

– ведомость с перечнем исследованных показателей качества и их значения для отдельных почвенных разрезов (по горизонтам) и отдельных почвенных поверхностных образцов;

3) определение отклонения значений показателей качества почв, обследованного участка, и воздействия на него относительно установленных требований к показателям и уровням допустимого качества и допустимых воздействий на городские почвы в соответствии с типом функционального назначения земельного участка; уровни отклонения значений конкретных показателей фиксируются в матричных таблицах: по разрезам для характеристики почвенных картографических выделов; по смешанным образцам для характеристики качества поверхностного слоя почвы; по результатам их заполнения может быть составлена картосхема качества почв участка;

4) рекомендации по использованию участка и необходимости проведения на нем мероприятий по улучшению экологического качества почв.

В Акте необходимо также дать указания на то, откуда могут появиться «внешние» загрязнения на участке, т. е. должны быть перечислены конкретные обстоятельства и показатели, по которым правообладатель земельного участка не несет ответственности за ухудшение качества почв. В нем могут содержаться сведения по истории землепользования на данном участке, если таковые выявлены при подготовке к проведению обследования. Они являются косвенным указателем на источники профильного загрязнения и уровни значений других почвенных характеристик (выявляемых и не выявляемых в процессе обследования).

Подводя итог можно отметить что, в данной работе содержится характеристика городских почв как особого объекта почвоведения, дано описание принципов составления ГИС городских почв, здесь также изложены принципы учета разнообразия почв города путем обследования отдельных земельных участков с проведением оценки экологического качества почв. Разработана комплексная система учета разнообразия и экологического качества почвенного покрова на примере такого мегаполиса как город Москва.

Таблица 11

Требования к уровням валового содержания тяжелых металлов, применяемых при определении допустимого диапазона значений экологического качества почв, *мг/кг*

*Группа почв*****	*Элемент*	*Минимальный уровень*[3]	*Фоновый уровень*[3]	*Максимальный уровень**** для функциональных зон специализированного назначения****			
				природного	*жилого*	*общественно-делового*	*производственного / транспортной инфраструктуры*
				Функциональные зоны смешанного назначения			
				производственно-жилого/ природно-жилого/ природно-производственно-жилого	*производственно-жилого/ природно-жилого/ природно-производственно-жилого*	*производственно-жилого/ природно-жилого/ природно-производственно-жилого*	*производственно-жилого/ природно-жилого/ природно-производственно-жилого*
Суглинки, pH > 5,5	медь	8	30	132	132	132	264
Суглинки, pH < 5,5		4	15	66	66	66	132
Песчаные и супесч.		2	8	33	33	33	66
Суглинки, pH > 5,5	цинк	30	50	220	220	220	440
Суглинки, pH < 5,5		20	30	110	110	110	220
Песчаные и супесч.		10	20	55	55	55	110
Суглинки, pH > 5,5	кобальт	8	10	40	40	40	80
Суглинки, pH < 5,5		5	8	30	30	30	60
Песчаные и супесч.		3	5	20	20	20	40
Суглинки, pH > 5,5	никель	12	40	80	80	80	160
Суглинки, pH < 5,5		10	30	40	40	40	80
Песчаные и супесч.		5	15	20	20	20	40
Суглинки, pH > 5,5	свинец	8	26	130	130	130	260
Суглинки, pH < 5,5		5	20	65	65	65	130
Песчаные и супесч.		2	12	32	32	32	64
Суглинки, pH > 5,5	мышьяк	3,5	4,5	10	10	10	20
Суглинки, pH < 5,5		1,2	2,5	5	5	5	10
Песчаные и супесч.		0,5	1,5	2	2	2	4

Комментарии к табл. 10 и 11:

** ПДК (ОДК) установлены гигиеническими нормативами ГН 2.1.7.2041-06 и ГН 2.1.7.2042-06, показатели качества почв установлены в соответствии с СанПиН 2.1.7.2197-07 к СанПиН 2.1.7.1287-03 2S.04.2007, НРБ-99; СП 2.6.1.799-99 (ОСПОРБ-99);*

*** опт. – допустимый уровень состояния почвы, при котором почва способна выполнять все свои экологические функции, и при котором почва не является вторичным источником негативного воздействия на природу и человека;*

**** выделены в соответствии с Постановлением Правительства г. Москвы от 26.10.2004 № 741-ПП «О корректировке схем градостроительного зонирования территорий административных округов и генеральной схемы Градостроительного зонирования территории города Москвы»;*

***** выделены в соответствии с ГН 2.1.7.2042-06 от 19.01.2006;*

****** макс. уровень содержания ТЖ в почве для территорий производственного назначения и транспортной инфраструктуры оценивается значением, кратным двум ОДК для соответствующей группы почв (ГН 2.1.7.2042-06 от 19.01.06);*

******* требования по обеспечению радиационной безопасности при строительстве в Московской области. ТСН РБ-2003 МО;*

[1] экспертная оценка с учетом: а) Приложение 1 к постановлению Правительства Москвы от 27.11.2007 № 1018-ПП; б) Приложение к постановлению Правительства Москвы от 13.12.2005 № 1029-ПП; в) Агроэкологическая оценка земель, проектирование адаптивно-ландшафтных систем земледелия и агротехнологий. Методическое руководство. – М.: Росинформагротех, 2005; г) [5]; д) Теория и практика химического анализа почв»/ Под ред. Воробьевой Л.А. – М.:ГЕОС, 2006;

[2] экспертная оценка с учетом: ПДК и Распоряжения Мэра от 27.07.1999 N 801-РМ;

[3] экспертная оценка с учетом ОДК;

[4] экспертная оценка с учетом: Микляев П.С., Томашев А.В. Охрименко С.Е. и др. Содержание радионуклидов естественного происхождения в грунтах г. Москвы//АНРИ, 2000. 1(20). – С. 17-23.

Таблица 12

Требования к уровням валового содержания тяжелых металлов, применяемых при определении допустимого диапазона значений экологического качества почв, *мг/кг*

Название почвенного выдела по преобладающему почвенному типу	*Разрез*	*Горизонт*	*Диапазон значений, не соответ. экономе (недостаток)*	*Диапазон допустимых значений*	*Диапазон значений, не соотв. экономе (избыток)*
			1	2	3

Таблица 13

Требования к уровням валового содержания тяжелых металлов, применяемых при определении допустимого диапазона значений экологического качества почв, *мг/кг*

№ образца	*Показатель*	*Диапазон значений, не соответ. экономе (недостаток)*	*Диапазон допустимых значений*	*Диапазон значений, не соответ. экономе (избыток)*
		1	*2*	*3*

Литература

1. 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.
2. Управление качеством городских почв / Под общ. ред. С.А. Шобы, А.С. Яковлева. – М.: МАКС Пресс, 2010. – 96 с.
3. ГОСТ 17.4.2.03-86 (СТ СЭВ 5299-85) Охрана природы. Почвы. Паспорт почв.
4. Смагин А.В., Шоба С.А., Макаров О.А. Экологическая оценка почвенных ресурсов и технологии их воспроизводства (на примере г. Москва). – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2008. – 360с.
5. Почва. Город. Экология. – М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. – 320с.
6. Классификация и диагностика почв России / Авт. и сост.: Л.Л. Шишов, В.Д. Тонконогов, И.И. Лебедева, М.И. Герасимова. – Смоленск: Ойкумена, 2004. – 235 с.
7. Галковская О.В., Корнеева Е.В. Геоморфология / Экологический атлас Москвы. – М.: «АБФ/ABF», 2000. – С.15-16.
8. Низовцев В.А. Коренные и современные городские ландшафты / Экологический атлас Москвы. – М.: «АБФ/ABF», 2000. – С. 22-26.
9. Баевский О.А., Чевашова Н.Н. Градостроительное зонирование территории / Экологический атлас Москвы. – М.: «АБФ/ABF», 2000. – С.8-9.
10. Лихачева Э.А. Экологические хроники Москвы. – М.: Медиа-Пресс, 2007. – 304 с.
11. Методика составления и использования крупномасштабных почвенных карт. – М.: Колос, 1976. – 120 с.
12. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель. – М.: Роскомзем; Минэкологии РФ, 1995.
13. Методология составления крупномасштабных агроэкологически ориентированных почвенных карт. – М.: Россельхозакадемия, 2006. – 159 с.
14. Руководство по среднемасштабному картографированию почв на основе ГИС / М.С. Симакова, Д.И. Рухович, В.П. Белобров и др., под ред. М.С. Симаковой. – М.: Почв. и-т им. В.В. Докучаева, 2008. – 243 с.
15. ГОСТ 17.4.3.01-83 Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб.
16. ГОСТ 17.4.4.02-84 Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа.
17. СанПиН 2.1.7.1287-03 «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы», Гигиенические Нормативы, определяющие предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно допустимые концентрации химических веществ в почвах (ГН 2.1.7.2041-06; ГН 2.1.7.2511-09)
18. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации. – М.: НИиПИЭГ, 1996. – 36с.
19. Методические рекомендации по определению степени загрязнения городских почв и грунтов и проведению инвентаризации территорий, требующих рекультивации / Сост. С.П. Балашова, В.И. Большаков, Т.И. Борисочкина, Т.В. Прокофьева и др. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 48 с.
20. Lehmann A., David S. and Stahr K. Technique for Soil Evaluation and Categorization for Natural and Anthropogenic Soils (TUSEC). Hohenheimer Bodenkundliche Hefte- Nr.86. Stutgart. Universität Hohenheim, 2008. – 217 p.
21. Stroganova M. N., Myagkova A., D., Prokof'ieva T. V. and Skvortsova I.N. Soils of Moscow and Urban Enviroment. – M.: PAIMS, 1998. – 178 p.
22. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В. и др. Некоторые критерии и методы экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение, 2006. №5. – С.603-615.
23. Временная методика определения предотвращенного экологического ущерба, утв. Председателем Госкомэкологии России 09.03.1999.
24. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование качества почв и управление их качеством // Почвоведение, 2011. № 5. – С. 582-596.

Сведения об авторах:

Прокофьева Татьяна Вадимовна, к.б.н., доцент кафедры географии почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, тел.: 8 (495) 939-36-41, e-mail: tatianaprokofieva@yandex.ru.

Мартыненко Ирина Анатольевна, ассистент кафедры географии почв, факультет почвоведения МГУ, 119991 Москва, Ленинские горы, д.1, стр.12, тел.: 8 (495) 939-55-87, e-mail: martynenko.irina@soil.msu.ru.

Яковлев Александр Сергеевич, д.б.н., проф., завкафедрой земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, ул. Ленинские горы, д. 1, стр. 12, тел.: 8-495-939-44-19, e-mail: yakovlev_a_s@mail.ru.

Евдокимова Мария Витальевна, к.б.н., н.с. кафедры земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы, д.1., стр. 12, тел.: 8 (495) 939 44 19, e-mail: mawkae@gmail.com.

УДК 631.4

УПРАВЛЕНИЕ КАЧЕСТВОМ ГОРОДСКИХ ПОЧВ В ХОДЕ ИХ ЭКСПЛУАТАЦИИ

Т.В. Решетина, к.б.н., НИиПИ экологии города, Москва

В работе определены этапы формирования системы управления качеством городских почв, включающей комплекс мер по оптимизации и регулированию их качества на стадии эксплуатации. Предложен подход к определению допустимого диапазона значений (стандартов) качества городских почв и разработке технического регламента по уходу за городскими почвами.

Ключевые слова: городские почвы, качество почв, управление качеством, уход за городскими почвами, паспортизация городских почв.

В специфических условиях городской среды в большинстве случаев в почвах развиваются неблагоприятные процессы и свойства, которые в той или иной мере препятствуют выполнению почвами экологических функций, приводят к их трансформации и даже утрате. Основная биосферная, экологическая и санитарно-гигиеническая нагрузка ложится на открытые, не запечатанные с поверхности почвы и грунты, которые заняты зелеными насаждениями естественного или искусственного происхождения и классифицируются, соответственно, как природные и озелененные территории [1].

Перспективным направлением по реализации задач почвенного менеджмента следует считать разработку специальных слоистых почвенных конструкций в рамках градостроительных проектов по комплексному благоустройству и озеленению территорий, предусматривающих проведение земляных работ. Основная задача конструирования почвенного покрова – обеспечение выполнения конструктоземом экологических функций почвы в условиях города [2-4].

В результате антропогенного воздействия, которое невозможно исключить при современном укладе жизни, происходит неизбежное ухудшение качества городских почв. Под *качеством городских почв* подразумевается совокупность свойств почв, определяющих характер и эффективность их участия в обеспечении благоприятной среды обитания человека, растений и животных на территории города. Поэтому, с целью обеспечения благоприятной экологической обстановки, безопасности для здоровья человека и необходимого плодородия для зеленых насаждений необходимо поддерживать качество почв на необходимом уровне. Реализация данного условия возможна только через организацию системы управления качеством городских почв в ходе их эксплуатации. В основу стратегии управления качеством почв могут быть положены принципы установления норм допустимого экологического состояния почв и уровней допустимого воздействия на почвы, сформулированные в Законе г. Москвы от 04.07.2007 № 31 «О городских почвах».

Важнейшим условием реализации задач по управлению качеством почв является создание системы показателей (стандартов) качества вещественного состава и структурной организации городских почв и системы показателей допустимого воздействия на почвы. Разработка данной системы должна основываться на установлении диапазона значений, соответствующих оптимальному экологическому состоянию почвы (допустимому экологическому качеству почв) и на установлении адекватного диапазона значений, соответствующих оптимальному антропогенному воздействию на почву (допустимому антропогенному воздействию на почву).

В условиях мегаполиса в результате интенсивного антропогенного и техногенного воздействия в городских почвах развиваются негативные процессы, ухудшающие их качество и снижающие их возможность к выполнению экологических функций [2]. Основными негативными проявлениями антропогенного воздействия в городских почвах являются следующие: разрушение и нарушение почвенного профиля, истощение органопрофиля (дегумификация), переуплотнение, нарушение водно-воздушного, теплового режимов (недостаток или избыток тепла и влаги), газового режима, изменение кислотности в сторону подщелачивания, химическое и биологическое загрязнение, засоление и осолонцевание, а также снижение биопродуктивности и сокращение биоразнообразия в результате развития негативных абиотических условий функционирования живых организмов. В *табл. 1* приведены виды антропогенного воздействия, приводящего к негативным изменениям экологического состояния почв.

Наиболее часто встречаемым неблагоприятным фактором антропогенного воздействия

Таблица 1

Негативные проявления антропогенного воздействия в городских почвах

Вид антропогенного воздействия	*Негативные изменения*	*Влияние на экологическое состояние и экологические функции почв*
Водная эрозия на незадернованных участках, в т.ч. при отсутствии правильно организованного стока. Ветровая эрозия на незадернованных участках, в т.ч. с повышенным иссушением. Нарушение и разрушение почв при производстве земляных работ. Использование торфосодержащих материалов с высокой степенью минерализации	Уменьшение мощности гумусированного слоя и истощение органопрофиля	Разрушение почвенно-растительного слоя. Дегумификация почв, уменьшение плодородия, емкости круговорота; сокращение биоразнообразия
Вытаптывание в результате рекреационной нагрузки. Уплотняющее воздействие технических средств и транспорта. Несбалансированный гранулометрический состав насыпных грунтов	Уплотнение	Ухудшение водно-физических свойств почв. Угнетение и гибель корневой системы растений
Подтопление в результате затопления подвальных помещений, утечек из коммуникаций, отсутствии дренажа, переуплотнения почв, переполивов	Переувлажнение	Ухудшение условий аэрации и газового режима, развитие анаэробной микрофлоры, снижение продуктивности биоты, угнетение и гибель экосистем с последующей заменой на экосистемы с меньшей рекреационной ценностью
Снижение уровня грунтовых вод в результате строительных работ	Осушение/иссушение	Сокращение биоразнообразия, смена экосистем с уменьшением их рекреационной ценности
Дополнительный прогрев почв и грунтов (перегревание) на территории промышленных предприятий, примагистральных участков, прокладки инженерных коммуникаций, в результате запечатывания поверхности	Тепловое воздействие	Угнетение почвенной биоты, угнетение и гибель растений вследствие нарушения периферийной корневой системы
Запечатывание и захламление поверхности, вызывающие сокращение продуктивной площади за счет уменьшения площади прямого контакта почв с атмосферой	Изменение газового состава	Снижение поступления кислорода в почвы под запечатанными поверхностями, угнетение аэробной и развитие анаэробной микрофлоры (сокращение биоразнообразия)
Поступление на поверхность почв строительной пыли. Использование противогололедных средств.	Подщелачивание	Разрушение структуры почв, накопление загрязняющих веществ, торможение деструкции растительных остатков, снижение доступности питательных элементов для растений, снижение устойчивости экосистемы вплоть до гибели растений
Поступление загрязняющих веществ с выбросами предприятий и транспорта, сбросами неочищенных стоков, с промышленными, строительными и бытовыми отходами	Химическое загрязнение	Накопление малорастворимых форм загрязняющих веществ, загрязнение почвенно-грунтовых вод растворимыми их формами, потеря способности почв к самоочищению, вовлечение токсикантов в круговорот, болезни и гибель растений, вторичное загрязнение атмосферного воздуха в результате распыления почв на незадернованных участках
Использование территории для рекреации	Биологическое загрязнение	Заражение патогенными микроорганизмами
Использование легкорастворимых солей в составе противогололедных средств, внесение избыточных количеств минеральных удобрений	Засоление и осолонцевание	Увеличение сорбционной и депонирующей способности почв в отношении загрязняющих веществ, угнетение и гибель растений

на почвенный покров, особенно на участках завершившегося строительства, является захламление поверхности грунта строительным мусором и значительное переуплотнение почвы за счет воздействия крупногабаритной техники. Заезды и парковка автотранспорта на озелененных участках влечет за собой не только уничтожение газона, но и значительное уплотнение почвенного покрова с механическим повреждением верхнего органогенного горизонта. Переуплотнение приводит к ухудшению водно-воздушных свойств почвы и, как следствие, вызывает угнетение роста растительности. Часто отмечаемая в процессе исследований повышенная плотность сложения городских почв бывает вызвана нагрузкой со стороны пешеходов в местах развития стихийной дорожно-тропиночной сети, а также автомобилей в случае их парковки на озелененных территориях.

Увеличивающееся с каждым годом техногенное воздействие на окружающую природную среду в крупных городах обусловливает прогрессирующее химическое загрязнение городских почв. Основными загрязняющими веществами почв и грунтов, поступающими из атмосферы и с поверхностным и грунтовым стоком, являются тяжелые

металлы, нефтепродукты и полициклические ароматические углеводороды.

Закрепление и аккумуляция токсикантов в почвах и грунтах происходит главным образом в их верхнем слое, который является геохимическим барьером на пути миграции веществ в грунтовые воды. Депонируя загрязняющие вещества в избыточных количествах, почвы не справляются со своими природорегулирующими и санитарно-гигиеническими функциями, теряют способность к биосамоочищению. Опасность химического загрязнения почв и грунтов для здоровья населения проявляется при непосредственном воздействии (например, в результате распыления). Кроме того, почвы являются наиболее пролонгированным вторичным источником загрязнения сопредельных природных сред: атмосферного воздуха, поверхностных и подземных вод, растительности, что в конечном итоге ухудшает экологическое качество окружающей среды мегаполиса и негативно влияет на здоровье людей. Таким образом, использование загрязненного земельного участка становится либо невозможным, либо требует проведения мероприятий по рекультивации или введения специальных ограничений по его использованию, включая консервацию земель.

Совершенно очевидно, что при современном укладе жизни человек не может отказаться от техногенных источников с регулярным загрязняющим воздействием на окружающую среду. В сложившихся условиях важной задачей охраны окружающей среды крупного города является управление качеством почв, включающее оценку состояния почв и их реабилитацию (оздоровление).

Как же обстоит дело **с управлением качеством почв Москвы сегодня**?

Почвенный покров Москвы характеризуется сложной структурой, которая формировалась под влиянием процессов, сопутствующих урбанизации. Естественные ненарушенные почвы сохранились лишь островками в городских лесах и лесопарковых зонах. На большей части территорий города почвенный покров в различной степени трансформирован. Особенностями современной структуры почвенного покрова Москвы являются горизонтальная и вертикальная неоднородность, мозаичность, фрагментарность распространения, прерывистость в результате пространственной смены почв, почвоподобных тел и грунтов фундаментами зданий, подземными сооружениями, инженерными коммуникациями, тротуарами и проездами; наличие искусственных границ (дорог, зданий) между почвенными контурами [2, 5].

В числе ведущих факторов, влияющих на пространственно-вертикальную структуру почвенного покрова, следует назвать *градостроительную деятельность*, в ходе которой происходит разрытие территории, ее вертикальная планировка, строительство заглубленных частей зданий и прокладка инженерных коммуникаций, значительное перемещение почвенных масс и глубокое (до 3–5 м) перемешивание и, наконец, запечатывание территории.

В структуре почвенного покрова с незапечатанной поверхностью подавляющая часть городских почв приурочена к природным и озелененным территориям, где почвы выступают в качестве среды обитания (субстрата) для зеленых насаждений и функционируют, таким образом, в режиме эксплуатации. На объектах градостроительства режиму эксплуатации почв предшествует стадия подготовки почвенного покрова и ввода почв в эксплуатацию на этапе комплексного благоустройства и озеленения территории.

В настоящее время на территории Москвы действует ряд нормативно-распорядительных документов, в которых установлен порядок контроля качества почв и грунтов на определенных этапах хозяйственной деятельности и сформулированы основные приемы по оптимизации и регулированию качества городских почв. Их анализ показывает, что наиболее последовательно разработан механизм контроля качества почв и грунтов в ходе *градостроительной деятельности*, связанной с производством земляных работ.

Так, в *обязательном порядке*, в соответствии с требованиями постановлений Правительства Москвы [6, 7] осуществляется контроль за санитарно-эпидемиологическим состоянием почв и грунтов на объектах строительства и комплексного благоустройства. Для этой цели в составе инженерно-экологических изысканий проводится: 1) оценка характера и уровня загрязнения почв в соответствии с санитарно-гигиеническими нормативами; 2) выявление участков загрязнения, требующих проведения санации (или рекультивации) для соответствующих видов функционального использования; 3) зонирование исследуемой территории и разрабатываются рекомендации по использованию изымаемых в ходе земляных работ почв и грунтов с учетом СанПиН 2.1.7.1287-03 [8]. В случае необходимости предусматриваются мероприятия по рекультивации территории с утилизацией загрязненных почв на согласованные в установленном порядке места захоронения.

В настоящее время рекомендации по использованию почв и грунтов, регламентированные в СанПиН 2.1.7-1287-03, касаются главным образом изымаемых в ходе земляных работ почв и грунтов. В частности, при наличии чрезвычайно опасной категории загрязнения почвы и грунты вывозятся с загрязненных участков и утилизируются на полигонах. На участках с опасной и умеренно опасной категориями загрязнения рекомендуется проведение экранирования загрязненных слоев чистым грунтом.

Часть городских территорий с незапечатанной поверхностью занимают участки, где земляные работы по замене загрязненных почв на чистый плодородный грунт или по их экранированию не могут или не должны быть проведены. В частности, на участках с древесно-кустарниковой растительностью, подлежащей сохранению, с целью снижения (консервации) выявленного загрязнения рекомендуется проведение качественного задернения для предотвращения возможного распыления загрязненных грунтов.

Таким образом, строительные площадки и территории регулируемого благоустройства города являются полигоном, на котором реально проводится реабилитация почв и грунтов по результатам их комплексного обследования. В масштабах Москвы эта деятельность носит локальный и нерегулярный характер и не в состоянии внести исчерпывающий вклад в оздоровление окружающей среды большого города, экологическое состояние которого в настоящее время специалистами оценивается как критическое, особенно на территориях, прилегающих к крупным автомагистралям.

Результаты оценки уровня химического, биологического и радиационного загрязнения почв и грунтов проходят экспертизу в ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в г. Москве». Разработанные рекомендации по использованию изымаемых почв и грунтов согласуются в Управлении Роспотребнадзора по г. Москве с получением *заключения* по состоянию почв и грунтов земельного участка. Подчеркнем, что именно необходимость получения указанного заключения при производстве земляных работ диктует обязательность санитарно-эпидемиологического и радиационного контроля почв и грунтов.

Однако мероприятия, которые проводятся в соответствии с рекомендациями, утвержденными в заключении Роспотребнадзора – вывоз и утилизация на полигонах, экранирование их слоем чистого грунта, задернение с целью защиты от распыления и пр. – направлены прежде всего и только на ликвидацию или консервацию *выявленного загрязнения*. Эти меры совершенно не затрагивают регулирования других свойств почв, отражающих их качество.

После завершения строительных работ на объекте проводится этап комплексного благоустройства территории, включающий работы по озеленению. На этом этапе реализуются проектные решения по благоустройству территории, включающие мероприятия по улучшению пространственно-вертикальной структуры (конструированию) почвенного покрова и оптимизации свойств почв в соответствии со следующими нормативно-распорядительными документами:

– МГСН 1.02-02 «Нормы и правила проектирования комплексного благоустройства на территории города Москвы» [9];

– постановлением Правительства Москвы от 10.09.2002 № 743-ПП [10];

– постановлением Правительства Москвы от 27.07.2004 № 514-ПП «О повышении качества почвогрунтов в г. Москве», от 09.08.2005 № 594-ПП [11].

В указанных документах установлены требования по соответствию почв и грунтов (в т.ч. *ввозимых*) на объектах благоустройства и озеленения существующим санитарно-эпидемиологическим нормативам химического, биологического и радиационного загрязнения, а также ряду показателей свойств, которые в наибольшей степени отвечают требованиям зеленых насаждений.

Содержащиеся в этих документах рекомендации по улучшению почвенного покрова дают возможность принять в целом правильные проектные решения по формированию пространственно-вертикальной структуры почвенного покрова на объекте и обеспечению оптимального качества почв на стадии ввода их в эксплуатацию. Однако, как показывает опыт, на стадии реализации проектных решений зачастую допускаются существенные отклонения, в частности, из-за отсутствия механизма контроля за работой непосредственных исполнителей. Тем не менее этот этап чрезвычайно ответственен, поскольку во многом определяет функционирование почв в режиме эксплуатации и уровень материальных затрат по уходу за ними.

Уход за городскими почвами в режиме их эксплуатации – особая статья в составе почвенного менеджмента, поскольку эксплуатируемые почвы, – главный объект управления их качеством.

В реальных условиях при эксплуатации природных и озелененных территорий, компонентом которых является почвенный покров, делается акцент на мероприятия по уходу за зелеными на-

саждениями. Данные мероприятия сводятся, как правило, к эпизодическим поливам и рыхлению, внесению на поверхность торфо-песчаных или торфо-перегнойных смесей и пр., которые зачастую имеют кратковременный положительный эффект. Это связано, прежде всего, с тем, что при планировании мероприятий по уходу за зелеными насаждениями не учитываются особенности функционирования и временная динамика свойств почв в режиме их эксплуатации. Службы, осуществляющие подобные мероприятия, действуют скорее по наитию, чем по заранее продуманной и обязательной к исполнению схеме.

Таким образом, в настоящее время в г. Москве управление качеством городских почв реально осуществляется на объектах строительства в отношении главным образом *перемещаемых* почв и грунтов.

Система управления качеством «*стационарных*» городских почв в пределах природных и озелененных территорий, включающая комплекс мер по оптимизации и регулированию их качества *на стадии эксплуатации*, фактически отсутствует.

Хозяйственная деятельность по уходу на почвами на стадии их эксплуатации должна быть направлена на поддержание параметров контролируемых свойств почв в заданных пределах (в зависимости от функционального назначения территории и реальной функциональной нагрузки) путем проведения соответствующих реабилитационных мероприятий. Однако в настоящее время не разработаны специализированные документы, определяющие и регулирующие порядок ухода за эксплуатируемыми почвами города.

1. Поэтому основным условием реализации задачи **управления качеством городских почв в ходе их эксплуатации** является создание системы показателей (стандартов) качества вещественного состава и структурной организации почв [4, 12, 13, 14].

Стандарты качества почв устанавливаются с целью оценки состояния почв и почвенных конструкций, а также определения допустимого изменения их качества под воздействием хозяйственной или иной деятельности, при котором почвы сохраняют способность выполнять экологические, санитарно-гигиенические и хозяйственные функции. Стандарты качества предъявляют требования к качеству почвенного покрова городских территорий в зависимости от их функционального назначения и использования. Они определяют перечень показателей оценки состояния почвенного покрова для выполнения работ по созданию новых объектов озеленения и по уходу за существующими объектами озеленения, а также регламентируют состав мероприятий по оптимизации и регулированию качества городских почв, обеспечивающие экологическую безопасность, охрану здоровья населения и окружающей природной среды.

Исходя из этого, показатели *вещественного состава* почв, отражающие их морфологические, физические, физико-химические, химические и биологические свойства, включают следующие:

– мощность гумусированного слоя;

– гранулометрический состав;

– плотность сложения;

– степень насыщенности почвы влагой;

– каменистость;

– pH;

– сумма легкорастворимых солей / электропроводность порового раствора;

– дыхание почвы (биоактивность);

– содержание гумуса (органического углерода) в слое 0–20 см;

– содержание минерального азота в слое 0–20 см;

– содержание подвижных форм фосфора и калия в слое 0–20 см;

– показатели химического загрязнения токсикантами (кратность превышения ПДК, ОДК или допустимого уровня, суммарный показатель загрязнения);

– показатели биозагрязнения – содержание санитарно-показательных микроорганизмов, патогенных бактерий, жизнеспособных личинок и яиц гельминтов;

– показатели радиоактивного загрязнения – мощность эквивалентной дозы (МЭД), активность естественных радионуклидов (ЕРН).

Система показателей *структурной организации* почвенного покрова отражает наличие морфологических горизонтов в почвенном профиле, структуру почвенного покрова, а также минимальные размеры пространственных выделов с открытым почвенным покровом, имеющих ненарушенное строение, характерное для естественных почв, или искусственно созданных почв (например, слоистых почвенных конструкций). Слоистые почвенные конструкции создаются главным образом для озелененных территорий (декоративных газонов, территорий с посадкой древесно-кустарниковой растительности, участков устройства цветников, эксплуатируемых газонов на спортивно-игровых площадках, озелененных парковок автотранспорта).

Разработка системы показателей качества городских почв должна базироваться на установлении двух уровней нормативов:

– **оптимальный или фоновый уровень** (экологическая норма качества) – значение показателя качества почв, обеспечивающее выполнение ими экологических, санитарно-гигиенических и хозяйственных функций;

– **максимальный и минимальный уровень** (диапазон эконормы качества) – допустимое изменение значения показателя качества почв под воздействием хозяйственной или иной деятельности до верхнего или нижнего предела, при котором почвы сохраняют способность выполнять свои функции.

Основными ***критериями нормирования качества почв*** можно считать следующие:

– безопасность почв для компонентов природной среды;

– санитарно-гигиеническую безопасность почв для здоровья и жизни человека;

– пригодность почв как природного ресурса для хозяйственного использования в условиях города (плодородие почв или способность обеспечивать существование, рост и развитие зеленых насаждений).

Процедура определения допустимых значений этих показателей основывается, прежде всего, на научных наблюдениях, а также на сведениях из существующих нормативных и методических источников, с привлечением авторской экспертной оценки. На указанных принципах построена система показателей для оценки экологического качества почв и нагрузки на них и указан диапазон их допустимых значений для почв разного функционального назначения (*табл. 2*). Представленная таблица содержит в себе, прежде всего ***начальную авторскую экспертную оценку*** по определению диапазона единых допустимых значений качества почв и воздействия на них для существующих категорий земель. При необходимости, уточненные сведения об указанном диапазоне допустимых значений могут быть получены в результате дополнительных аналитических исследований, основанных на рассматривавшихся выше критериях установления экологической нормы качества почв.

Таблица 2

Нормируемые показатели качества почвенного покрова[1]

Показатель	*Уровень показателя*	*Категория функционального назначения территории*			
		природного	*жилого и общественного*	*производственного*	*транспортного*
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Мощность гумусированного слоя, см	опт.	25–30	15–20	10–20	10–20
	мин.	20	10	10	10
Гранулометрический состав	опт.	легкий, средний суглинок	супесь, легкий суглинок	супесь	
Каменистость,%	опт.	<10	<10	<10	<10
	макс.	25	25	25	25
Плотность сложения в слое 0-20 см, г/см^3	опт.	0,9–1,2	0,9–1,2	0,9–1,2	0,9–1,2
	макс.	1,2	1,3	1,3	1,3
Плотность сложения в слое 20-50 см, г/см^3	опт.	1,0–1,2	1,0–1,2	1,0–1,2	1,0–1,2
	макс.	1,2	1,4	1,5	1,5
Плотность сложения в слое 50-100 см, г/см^3	опт.	1,2–1,3	1,2–1,3	1,2–1,3	1,2–1,3
	макс.	1,3	1,4	1,5	1,5
Степень насыщенности почвы влагой, W/Ws (W% – влажность почвы, Ws% – полная влагоемкость)	опт.	0,5–0,7	0,5–0,7	0,5–0,7	0,5–0,7
	мин./макс.	0,3/0,8	0,3/0,8	0,3/0,8	0,3/0,8
pH	опт.	5,5–7,5**	5,5–7,5**	5,5–7,5**	5,5–7,5**
	мин./макс.	4,0/8,0**	5,0/8,0**	4,5/8,0**	4,5/8,0**
Содержание органического вещества в слое 0-20 см, %	опт.	>4	>4	>2–3	>2–3
	мин.	3	2	1	1
Содержание минерального азота в слое 0-20 см, мг/100 г	опт.	5–7	5–7	5–7	5–7
	мин.	4	4	4	4
Содержание подвижных форм фосфора в слое 0-20 см, мг/кг	опт.	100-200	100-200	100-200	100-200
	мин.	40	40	40	40

Продолжение таблицы 2

1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
Содержание подвижных форм калия в слое 0-20 см, мг/кг	опт.	100-200	100-200	100-200	100-200
	мин.	60	60	60	60
Сумма легкорастворимых солей, %	опт.	<0,15	<0,15	<0,25	<0,25
	макс.	0,3	0,3	0,5	0,5
Электропроводность порового раствора, дСм/м	опт.	<2	<2	<2	<2
	макс.	4	4	8	8
Дыхание почвы (биоактивность), мг O_2/кг/час	опт.	>8	>8	4–8	4–8
	мин.	4	4	0–0,5	0–0,5
Содержание тяжелых металлов, кратность ОДК (ПДК)	опт.*	<1	<1	<1	<1
	макс.	1-2	1-2	2	2
Суммарный показатель загрязнения Zc	опт.*	<<16	<<16	<16	<16
	макс.	16	16	16	16
Содержание 3,4-бенз(а)пирена, мг/кг	опт.*	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	макс.	0,02	0,02	0,02-0,04	0,02-0,04
Содержание нефтепродуктов, мг/кг	опт.*	<300	<300	<300	<300
	макс.	300	300	1000	1000
Содержание условно патогенных микроорганизмов, индекс	опт.*	1–10	1–10	1–10	1–10
	макс.	1–10	1–10	11–100	1–10
Содержание патогенных микроорганизмов, жизнеспособных яиц и личинок гельминтов	опт.*	отсутствуют	отсутствуют	отсутствуют	отсутствуют
	макс.	отсутствуют	отсутствуют	отсутствуют	отсутствуют
Мощность эквивалентной дозы (МЭД), Н, мк^{3}в/час	опт.*	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15
	макс.	<0,15	<0,15	0,3	0,3
Активность естественных радионуклидов (ЕРН), Аэфф, Бк/кг	опт.*	<370	<370	<370	<370
	макс.	<370	<370	370	370
Показатели структурной организации почвенного покрова					
Строение почвенного профиля	опт.	Ненарушенное строение, характерное для естественных почв	Слоистые почвенные конструкции***	Слоистые почвенные конструкции***	Слоистые почвенные конструкции***
Размер пространственного выдела с открытым почвенным покровом, м^2	опт.	>10	5–10	3–5	3–5
	минимальный	10	5	3	3

[1] *Подобные таблицы присутствуют в нескольких главах этого сборника. Данный вариант отражает авторский взгляд на свойства почв и почвенного покрова г. Москва и их возможные и оптимальные значения.*

* *Оптимальные уровни санитарно-гигиенических показателей качества почв установлены в соответствии с нормативными документами: СанПиН 2.1.7.1287-03 «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы», СанПиН 2.6.1.2523-09 (НРБ-99/2009) «Нормы радиационной безопасности»; СП 2.6.1.2612-10 (ОСПОРБ-99/2010) «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности»;*

** *с учетом вида зеленых насаждений;*

*** *слоистые почвенные конструкции (сплошные или локальные) – плодородный слой почвы, дренажный слой или слой разрыва капиллярной связи, исходный грунт, на котором размещаются вышележащие слои.*

Например, за оптимальный уровень плотности сложения можно принять значение 1,0-1,2 г/см^3, за минимальный – 0,9 г/см^3 (когда в слишком рыхлой почве растениям сложно укореняться), а за максимальный – 1,4-1,5 г/см^3 (когда начинаются процессы переуплотнения и создается неблагоприятный водно-воздушный режим для произрастания зеленых насаждений).

Для показателей загрязнения такой подход может выглядеть следующим образом. В соответствии с гигиеническими нормативами содержание меди в почвах не должно превышать значение ПДК или ОДК, и это можно принять за оптимальный уровень. То содержание меди, превышающее значения ПДК или ОДК, но прочно удерживаемое почвенными частицами, когда медь не попадает в сопредельные компоненты природной среды (например, в грунтовые воды), можно принять за максимальный уровень. Содержание меди ниже значения ПДК или ОДК, которое необходимо

растениям в качестве микроэлементного питания, можно принять за минимальный уровень.

При установлении указанных уровней следует учитывать, что интенсивность разных видов антропогенного воздействия (антропогенной нагрузки) и соответствующих им негативных почвенных процессов неодинаковы на территориях различного функционального назначения/использования. Например, при определении максимального уровня загрязнения нефтепродуктами в почве значение показателя содержания нефтепродуктов для территории природно-рекреационного, жилого и общественного функционального использования не должно превышать 300 мг/кг, а для производственного и транспортного – 1000 мг/кг, что соответствует максимально безопасной концентрации нефтепродуктов, когда не требуется проведение специальных мероприятий по их санации.

Показатели качества почв представлены как абсолютными, так и относительными величинами, выстроенными в виде рядов ранжирования по мере утраты качества и нарастания антропогенного воздействия. В качестве основного критерия по определению нижнего предела качества почв и воздействия на них может служить способность почвы сохранять устойчивость при антропогенной нагрузке, вызываемой тем или иным видом землепользования, т.е. способность восстановления (воспроизводства) своих основных природно-ресурсных свойств, утраты не более 30% биологической активности, и удержания токсикантов в пределах загрязненного земельного участка. Таким образом, общий принцип определения допустимых значений качества почв заключается в определении способности почвы к самовосстановлению, т.е. обратимым изменениям при сохранении определенного уровня биологической активности и допустимой антропогенной нагрузки. На этом уровне наблюдается порог устойчивости почвенной экосистемы к антропогенному химическому, физическому, биологическому и другому воздействию и, в том числе, предел удержания почвами токсикантов в границах загрязненного земельного участка, соответственно, не отмечается существенный их вынос в сопредельные природные среды – водную, воздушную, почвы соседних земельных участков [14].

Почвенные пробы анализируются по установленному перечню показателей. Исходя из недостаточности либо избытка тех или иных показателей, формулируются рекомендации по использованию участка и необходимости проведения на нем мероприятий по улучшению экологического качества почв и регламентации воздействия на них установленными источниками воздействия [15].

На стадии подготовки территории к озеленению и ввода почв в эксплуатацию следует обеспечивать в соответствии с таблицей 2 оптимальные/нормативные уровни следующих показателей почв:

- каменистость в слое 0-0,5 м;
- мощность гумусированной толщи;
- гранулометрический состав в слое 0-0,5 м;
- плотность сложения в слое 0-1,0 м;
- электропроводность порового раствора в слое 0-0,5 м;
- pH в слое 0-20 см;
- содержание органического вещества в слое 0-20 см;
- содержание минерального азота, подвижных форм калия и фосфора в слое 0-20 см;
- содержание загрязняющих веществ в слое 0-20 см;
- показатели радиологического загрязнения.

Вещественный состав и морфологические параметры дренирующего слоя (экрана), подстилающего плодородный слой и залегающего на исходном грунте, зависят главным образом от следующих факторов:

- риска засоления и загрязнения корнеобитаемого слоя почв,
- риска переуплотнения плодородного слоя,
- риска переувлажнения/ иссушения плодородного слоя.

Для каждого конкретного объекта благоустройства и озеленения они проектируются с учетом уровня залегания грунтовых вод, условий дренированности территории и гранулометрического состава исходного грунта.

На стадии эксплуатации почв для поддержания качества почвенного покрова на оптимальном уровне и оценки степени допустимости изменения состояния под воздействием хозяйственной или иной деятельности проводятся контрольные исследования почв по показателям качества. Перечень показателей качества почв, подлежащих обязательному контролю на стадии их эксплуатации, и регламент проведения контрольных исследований устанавливаются в зависимости от функционального назначения территории (*табл. 3*). Регламент выполнения контрольных исследований почв приведен в *табл. 4*.

При выявлении участков почвенного покрова, не соответствующих диапазону экологической нормы качества (от минимального до максимального), выполняется комплекс мероприятий по регулированию качества почв (предупредительные мероприятия перед вводом в эксплуатацию объекта и мероприятия по снижению негативных по-

Таблица 3

Показатели качества почв, подлежащие обязательному контролю на стадии эксплуатации почв

Показатель	*Функциональное назначение территории*			
	природно-рекреационного	*жилого и общественного*	*производственного*	*транспортного*
pH			+	
Мощность гумусированного слоя		+		
Содержание Сорг. в слое 0-20 см		+		
Плотность почвенно-грунтовой толщи в слое 0-20 см	+	+	+	+
Содержание минерального N, подвижных форм P и K в слое 0-20 см	+	+		
Электропроводность	+	+		+
Влагонасыщенность	+	+		
Дыхание почвы	+			
Показатели химического загрязнения	+	+	+	+
Показатели биологического загрязнения	+	+		
Показатели радиоактивного загрязнения		+	+	

Таблица 4

Регламент выполнения контрольных исследований почв

Стадия	*Категория функционального назначения территории*			
	природно-рекреационного	*жилого и общественного*	*производственного*	*транспортного*
Ввод объекта в эксплуатацию	До приемки объекта в эксплуатацию	До приемки объекта в эксплуатацию	До приемки объекта в эксплуатацию	До приемки объекта в эксплуатацию
Объект в процессе эксплуатации	Не менее 1 раза в 3 года	Не менее 1 раз/год	Не менее 1 раза в 3 года	Не менее 1 раз/год

следствий на стадии эксплуатации объекта). Состав мероприятий по оптимизации и регулированию качества почвенного покрова приведен в *табл. 5*.

Таким образом, управление качеством городских почв на объектах строительства должно осуществляться на основе проекта комплексного благоустройства объекта, включающего несколько этапов:

1) мониторинг структуры почвенного покрова и состояния почв и грунтов;

2) выбор видов зеленых насаждений с учетом преобладающих негативных процессов в почвах, развивающихся в зависимости от функционального назначения/использования участков территории;

3) разработку мероприятий по оптимизации свойств стационарных («инситных») почв;

4) разработку предупредительных технологических мероприятий перед вводом почв в эксплуатацию, направленных на снижение отрицательного воздействия почв на другие компоненты окружающей среды и здоровье населения в режиме эксплуатации;

5) разработку почвенных конструкций с оптимальными/нормативными стартовыми показателями почвенных свойств с учетом функционального назначения территории и вида зеленых насаждений;

6) разработку мероприятий по уходу за почвами и почвенными конструкциями с целью поддержания параметров вещественного состава почв в заданных пределах;

7) разработку реабилитационных мероприятий с целью ликвидации/снижения последствий негативного воздействия функциональной нагрузки на почвы в процессе их эксплуатации.

Управление качеством городских почв *на эксплуатируемых объектах* следует осуществлять на основе (технического) регламента по уходу за почвами, который разрабатывается с учетом функционального назначения территории и реальной функциональной нагрузки на почвы и включает следующие этапы:

1) контрольные исследования с целью оценки изменения состояния почв под воздействием хозяйственной или иной деятельности;

2) мероприятия по уходу за почвами и почвенными конструкциями с целью поддержания параметров вещественного состава почв в заданных пределах;

3) реабилитационные мероприятия с целью ликвидации/снижения последствий негативного воздействия функциональной нагрузки на почвы в процессе их эксплуатации.

Техрегламент по уходу за городскими почвами должен быть разработан для структурно-территориальных (морфологических) единиц, выделяемых на типологической основе в соответствии с природным и градостроительным зонированием города, и включен отдельным пунктом в паспорт почв.

Таблица 5

Рекомендации по оптимизации и регулированию качества почвенного покрова в ходе эксплуатации

Показатель	*Требования к качеству почв на стадии ввода в эксплуатацию*	*Предупредительные мероприятия перед вводом в эксплуатацию*	*Тренд негативных изменений в процессе эксплуатации*	*Мероприятия по снижению негативных последствий на стадии эксплуатации*
Плотность сложения	Оптимум	Проведение агротехнических мероприятий, направленных на увеличение пористости (рыхление, прокалывание и т.п.). Оптимизация гранулометрического состава почвы путем смешения с другими грунтами. Организация дорожно-тропиночной сети. Создание ограждений, исключающих заезд автотранспорта на озелененные пространства	Увеличение	Периодическое проведение агротехнических мероприятий, направленных на увеличение пористости (рыхление, прокалывание и т.п.)
pH	Оптимум	Внесение расчетных доз соответствующих минеральных удобрений для оптимизации pH	Подщелачивание	Внесение расчетных доз соответствующих минеральных удобрений для регулировании pH
			Подкисление	
Мощность гумусированного слоя	Оптимум	Засыпка эрозионных форм, организация системы отвода поверхностного стока, задернение. Увеличение мощности биогенного слоя путем внесения органо-минерального субстрата	Уменьшение	Увеличение мощности биогенного слоя путем внесения органо-минерального субстрата. Поливы для снижения распыления почв
Показатель	Требования к качеству почв на стадии ввода в эксплуатацию	Предупредительные мероприятия перед вводом в эксплуатацию	Тренд негативных изменений в процессе эксплуатации	Мероприятия по снижению негативных последствий на стадии эксплуатации
Влагонасыщенность	Оптимум	Вертикальная планировка; устройство системы дренажа	Переувлажнение	Контроль за работой дренирующих устройств и проведением агротехнических мероприятий по снижению степени уплотнения
		Организация системы дополнительных поливов	Иссушение	Проведение дополнительных поливов в засушливые периоды года расчетными нормами с учетом водопотребления растений
Содержание легкорастворимых солей и обменного натрия	Отсутствие*	Устройство системы дренажа, обеспечивающего вынос солей за пределы корнеобитаемой толщи	Увеличение	Промывки. Контроль за работой дренирующих устройств
Дыхание	Оптимум	Оптимизация показателей содержания питательных веществ и нормирование показателей загрязнения	Уменьшение	Регулирование питательного режима и уровня загрязнения
Содержание органического углерода	Оптимум	Внесение гумусированного материала	Уменьшение содержания специфических гумусовых веществ	Внесение гумусированного материала
			Увеличение содержания неспецифических органических веществ	
Содержание питательных веществ (азота, калия, фосфора)	Оптимум	Оптимизация содержания питательных элементов путем внесение удобрений в расчетных дозах	Уменьшение	Регулирование питательного режима путем внесения удобрений в расчетных дозах
Содержание химических токсикантов	Отсутствие**	Рекультивация территории с заменой почв на чистые. Устройство дренажа, обеспечивающего вынос растворимых форм токсикантов за пределы корнеобитаемой толщи. Сплошное задернение поверхности путем двойного посева трав с целью защиты почв от распыления	Увеличение	Удаление (срезание) загрязненного верхнего слоя мощностью не менее 0,15–0,2 м с заменой его слоем чистого грунта
Биологическое загрязнение	Отсутствие**	Санация	Увеличение	Санация

* *По содержанию легкорастворимых с солей почвы должны быть незасоленными;*

** *По показателям химического и биологического загрязнения почвы должны соответствовать категориям «допустимая» и «чистая» в соответствии с СанПиН 2.1.7.1287-03.*

Заключение

В настоящее время в г. Москве управление качеством городских почв реально осуществляется на объектах строительства в отношении главным образом перемещаемых почв и грунтов. Система управления качеством *стационарных («инситных»)* городских почв в пределах природных и озелененных территорий, включающая комплекс мер по оптимизации и регулированию их качества *на стадии эксплуатации*, фактически отсутствует.

С целью более эффективной охраны окружающей среды необходимо создать единую комплексную централизованную систему управления качеством городских почв. Необходимыми этапами формирования системы управления качеством городских почв являются:

1) разработка системы показателей (стандартов) качества вещественного состава и пространственно-вертикальной структуры городских почв, *согласованной всеми заинтересованными ведомствами*;

2) разработка технического регламента по уходу за эксплуатируемыми городскими почвами;

3) паспортизация городских почв.

Нормативной базой для организации системы управления качеством городских почв является Закон г. Москвы «О городских почвах» [15]. Важным условием успешной реализации поставленных задач является объединение усилий всех заинтересованных сторон и принятие согласованных решений.

Литература

1. Сизов А.П., Самаев С.Б., Соколов Л.С. Мониторинг земель и оценка экологической ситуации в городе // Экология и жизнь. – М.: Прима-Пресс, 1997. – С. 59-64.

2. Почва, город, экология / Под ред. Г.В. Добровольского. – М: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. – 320 с.

3. Смагин А.В. Основные требования и применяемые технологии при создании плодородного слоя почв при проведении земляных работ в ходе создания и реконструкции объектов благоустройства // Городские почвы: проблемы и решения. – М.: НИиПИЭГ; «Прима Пресс», 2004.

4. Смагин А.В., Шоба С.А., Макаров О.А. Экологическая оценка почвенных ресурсов и технологии их воспроизводства (на примере г. Москва). – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2008. – 360 с.

5. Курбатова А.С., Башкин В.Н. Экологические функции городских почв. – М.: Смоленск: Маджента, 2004. – 230 с.

6. Постановление Правительства Москвы от 06.04.1999 № 259 «О введении в опытную эксплуатацию Системы регулирования, учета и контроля перемещения грунта на строительные объекты г. Москвы».

7. Постановление Правительства Москвы от 07.12.2004 № 857-ПП «Об утверждении Правил подготовки и производства земляных работ, обустройства и содержания строительных площадок в г. Москве».

8. СанПиН 2.1.7.1287-03 «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы».

9. МГСН 1.02-02 «Нормы и правила проектирования комплексного благоустройства на территории города Москвы», утв. постановлением Правительства Москвы от 06.08.2002 № 623–ПП (Приложение Г «Почвенный покров»).

10. Постановление Правительства Москвы от 10.09.2002 № 743-ПП «Об утверждении Правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений г. Москвы» (раздел 3.2 «Растительные грунты и подготовка почвы»).

11. Постановление Правительства Москвы от 09.08.2005 № 594-ПП «О внесении изменений и дополнений в постановление Правительства Москвы от 27 июля 2004 г. № 514-ПП» «О повышении качества почвогрунтов в г. Москве» (Приложение 1 «Порядок контроля качества почвогрунтов и их компонентов, используемых на объектах благоустройства и озеленения в г. Москве»).

12. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации. – ГлавАПУ Москомархитектуры, АО «Моспроект», НИиПИ ЭГ, МГУ. – М., 1996.

13. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В. и др. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение, 2006. №5. – С. 603-615.

14. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование качества почв и управление их качеством // Почвоведение, 2011. № 5. – С. 582-596.

15. Управление качеством городских почв / Под общ. ред. С.А. Шобы, А.С. Яковлев. – М.: МАКС Пресс, 2010. – 96 с.

16. Закон города Москвы от 04.06.2007 № 31 «О городских почвах» http://www.garant.ru/hotlaw/moscow/158912/.

Сведения об авторах:

Решетина Татьяна Владимировна, к.б.н., начальник отдела инженерно-экологических изысканий, НИиПИ экологии города, 127051, г. Москва, Б.Сухаревский пер., д. 19, стр. 1, тел.: 8 (495) 603-91-36, e-mail: t.reshetina@ecocity.ru.

УДК 631.4:502.35

ОТЕЧЕСТВЕННЫЙ И ЗАРУБЕЖНЫЙ ОПЫТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ И ВОЗДЕЙСТВИЯ НА НИХ

М.В. Евдокимова, к.б.н., факультет почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова

В работе рассмотрены современные отечественные и зарубежные подходы к экологическому нормированию и оценке качества почв и воздействия на них, а также статус почв, как объекта охраны, в современных нормативно-правовых источниках.

Ключевые слова: экологическое нормирование, качество почв, оценка качества почв, состояние почв, экологические индексы (индикаторы).

1. Особенности нормирования качества почв и воздействия на них в России

Дискуссия об экологических нормах качества объектов окружающей среды стала традиционной для экологов, биологов и почвоведов. Ее рассмотрение находим в работах многих ученых, таких как Зырин Н.Г., Обухов А.И. [1], Виноградов Б.В. [2], Воробейчик Е.Л. [3], Глазовская М.А. [4, 5], Ильин В.Б. [6-8], Пиковский Ю.И. [9, 10], Трофимов С.Я., Аммосова Я.М., Орлов Д.С. [11], Матвеев Ю.М. [12], Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. [13], Яковлев А.С. [14-16], Плеханова И.О. [17] и др. Понятие «нормирование качества окружающей среды» широко применяется в естественных науках. Согласно ФЗ «Об охране окружающей среды» (2002) [18]: «…качество окружающей среды – состояние окружающей среды, которое характеризуется физическими, химическими, биологическими и иными показателями и (или) их совокупностью». Экологическое нормирование (нормирование в области охраны окружающей среды) по закону заключается в установлении нормативов качества окружающей среды и нормативов допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности (ст. 19, ч. 2 ФЗ №7, с автор. изм. Яковлева, Макарова [15]). Основным критерием оценки качества окружающей среды является устойчивость функционирования естественных экологических систем, природных и природно-антропогенных объектов, отсюда экологическая норма (или норма качества окружающей среды) – допустимые значения ряда оцениваемых параметров качества окружающей среды, установленные по критерию соответствия устойчивому функционированию естественных или антропогенных экосистем, отдельных биологических объектов, включая человека [15].

Таким образом, ФЗ № 7 устанавливается, что нормативы делятся на два вида – допустимого качества окружающей среды и допустимого воздействия на нее. Тем не менее, нормативы качества и воздействия неразрывно связаны между собой. Основным критерием оценки качества окружающей среды является устойчивость функционирования экосистемы, что подразумевает исследование допустимого воздействия на них.

Нормативы также различаются по способу их выработки. Различают следующие нормы: статистические, теоретические, экспертные, эмпирические [2, 19]. Статистическая норма – условная норма, смысл которой заключается в выборе периода существования системы за эталон ее нормального функционирования, норма уподобляется среднему. Теоретическая норма – состояние, выделяемое на основе теоретических рассуждений. Например, при введении целевой функции экосистемы нормой является состояние, при котором значение этой функции экстремально. Экспертная норма – состояние экосистемы, определяемое группой компетентных экспертов. Эмпирическая норма – состояние, присущее контрольному образцу при проведении лабораторных исследований. Например, контроль – фоновое содержание металлов в фоновой почве.

Существует два аспекта в научном понимании нормы: норма, как наиболее часто встречающееся состояние системы, и норма, как оптимально функционирующая система. Критерием нормы в первом случае является попадание параметра функционирования экосистемы в доверительный интервал для своего среднего. Этот критерий придает норме размытые границы (ширина доверительного интервала для среднего назначается исследователем в момент выбора значения доверительной вероятности). Критерием нормы во втором случае служит достижение перечисленными параметрами функционирования экосистемы своих экстремумов (максимумов или минимумов) [2, 3].

Основными методологическими подходами к нормированию являются санитарно-гигиенический (предельно допустимые и ориентировочно допустимые концентрации загрязняющих веществ) и экологический (экотоксикологический).

Первый подход является исключительно антропоцентрическим и базируется на показателе вредности загрязняющих веществ, второй – предусматривает оценку отрицательного действия внешних факторов на комплекс показателей, характеризующих реакцию экосистемы [12, 20].

В набор параметров функционирования экосистемы (целевых функций) внесены следующие, на основе которых возможно разработать научные нормы экосистемы [3, 13]: биомасса, производимая сообществом на единицу поглощенной энергии; общая биомасса сообщества; общая численность сообщества, как показатель его экспансии; суммарный поток энергии через экосистему; скорость протекания энергии через экосистему; величина используемого сообществом субстратного ресурса; продуктивность; удельная скорость роста продукции; энергия, идущая на репродукцию; репродуктивный потенциал сообщества; биомасса потомства особи; приспособленность особей, как функция их коэффициентов размножения; дарвиновская приспособленность видов, аналог физического действия для биологических систем; плотность упаковки экологических ниш в сообществе, аналог произведения термодинамической энтропии на температуру; энтропия видовой структуры сообщества (видовое богатство). Не все из предложенных характеристик экосистем могут быть использованы, т.к. для некоторых из них отсутствуют способы измерения.

Для целей экологического нормирования, предпочтительно использовать параметры, которые отвечают требованиям [3]: целостности оценки интегральных характеристик; сохранения целостности измеряемого объекта; совпадения характерных времен измерения и измеряемого процесса; существования функциональной связи измеряемого параметра с измеряемым процессом; функциональной изометричности; принадлежности к процессам с гомеостатическим механизмом регулирования, неспецифичности отклика на разные факторы; отличимости отклика от природного фона; минимальности времени формирования отклика, продолжительности проявления отклика, достаточной для измерения; участия в поддержании круговорота вещества-энергии; участия в функционировании экосистем более высокого ранга; участия в выполнении экосистемой социально-экономических функций.

Как уже было сказано, выше одним из наиболее часто применяемых критериев нормальности является устойчивость экологических систем, определяемая через различные функциональные характеристики [4, 21, 22]. Все толкования этого понятия можно свести к трем составляющим: рамкам естественного функционирования, способности сопротивляться внешним воздействиям и возможности релаксации после снятия нагрузки [2, 23, 24]. Значительную роль в устойчивости почв отводится также способности к самоочищению от продуктов техногенеза [5, 25]. Экосистемы обладают различной емкостью устойчивости к техногенному воздействию, поэтому экологические нормативы должны быть дифференцированы для различных природно-географических зон [5, 12].

В ряде работ по выявлению нормы функционирования почв пролеживается следующая закономерность – при утрате более 30% биоорганического потенциала почв наступает катастрофическое нарушение устойчивого функционирования экосистемы [2, 26-29]. А.С. Фрид указывает на потерю 20% качества пахотных почв, при которых нарушается их нормальное функционирование [30]. В работе Н.Г. Зырина с соавт. [1] принимается, что действие токсикантов является отрицательным, если оно достоверно снижает урожай на 5-10%.

Устойчиво функционирующая почва, как неотъемлемой ч. любого наземного биоценоза и биосферы в целом, выполняет ряд экологических функций. Антропогенное воздействие на почву приводит к их нарушению. В настоящее время в наиболее общем виде принято деление экологических функций почвы на две группы: экосистемные (биогеоценотические) и глобальные (биосферные) [31, 32].

К важнейшим экосистемным (биогеоценотическим) функциям почвы относятся следующие:

1) функции почвы, обусловленные физическими свойствами: жизненное пространство; жилище и убежище; механическая опора; депо семян и других зачатков – в рассматриваемом аспекте наиболее важными являются такие физические свойства почвы как структура, плотность, влагоемкость, водопроницаемость, температура, теплопроводность и др.; многочисленные данные свидетельствуют, что при загрязнении тяжелыми металлами ухудшается структура почвы, увеличивается плотность, уменьшается общая порозность, снижается водопроницаемость, ухудшается водно-воздушный режим почв, при загрязнении тяжелыми металлами физические свойства почв изменяются в последнюю очередь [33, 34];

2) функции почвы, связанные преимущественно с ее химическими, физико-химическими и биохимическими свойствами: источник элементов питания; депо влаги, элементов питания и энергии;

сорбция веществ, поступающих из атмосферы и с грунтовыми водами; сорбция микроорганизмов; стимулятор и ингибитор биохимических и других процессов – выполнение перечисленных функций зависит от таких свойств почвы как содержание и запасы гумуса и элементов минерального питания, влагоемкость, щелочно-кислотные и окислительно-восстановительные условия, активность ферментов и др. [17, 31, 34, 35];

3) целостные биогеоценотические функции почвы: аккумуляция и трансформация вещества и энергии, находящихся в биогеоценозе или поступающих в него; санитарная функция; буферный и защитный биогеоценотический экран; условия существования и эволюции организмов – выполнение почвой этой группы функций зависит от всех ее свойств, отсюда многие авторы отмечают, что разработка системы допустимых значений качества должна быть направлена на обеспечение устойчивого функционирования почвы и на достижение равновесия между негативным антропогенным влиянием и способностью почвы к восстановлению [24, 36, 37]. Таким образом, оценивают состояние биопедоценоза – состояние всех населяющих почву живых организмов, которые находятся в динамическом единстве с ней [32].

Среди природорегулирующих функций почв можно выделить следующие [38]:

– почвы являются поглотителем различного рода загрязнений;

– газовый режим почвы обеспечивает регуляцию состава атмосферного воздуха;

– почвы являются универсальным физическим, физико-химическим и биологическим фильтром поверхностных и осадковых вод, регулируя их состояние;

– почвы защищают земную поверхность от эрозионных процессов.

Критериями для разработки нормативов для токсикантов в почве может выступать первичная продуктивность (определяется почвенным плодородием), содержание в растениях токсикантов, сохранение почвенной биоты [1, 4, 5, 34, 39-45].

П.В. Елпатьевский [39] отмечает, что допустимая нагрузка – это граница количественных изменений, после которых экосистема переходит в новое качество, когда начинается деградация основных компонентов. Нормирование нагрузки на почву должно быть направлено на сохранение ее как природного тела. При этом критическим процессом оказывается гумификация. Автор указывает, что при разработке предельных нагрузок необходимо учитывать результирующие показатели биологической активности почвы. Разработка нормативов должна базироваться не на валовом содержании токсикантов, а на том количестве, которое характеризует их биогеохимическую активность.

Некоторые авторы [17, 25, 46, 47] отмечают, что при нормировании необходимо учитывать самоочищающую способность почвы, под которой понимается сохранение свойств при загрязнении путем перевода токсикантов в неактивное состояние. Самоочищающая способность определяется химическими свойствами почв [48], разнообразием и интенсивностью функционирования биоценоза почвы [17]. Слежение за самоочищающей способностью можно осуществить с помощью определения подвижной формы токсиканта. Из параметров биоценоза необходимо измерять общую численность микроорганизмов, почвенное дыхание, нитрификацию, целлюлозо- и гумусоразлагающую способность, ферментативную активность почвы [46, 47].

Проблема нормирования тяжелых металлов в почве и растениях подробно рассмотрена В.Б. Ильиным [6-8, 49, 50], который отметил значительную близость подходов разных авторов к нормированию. Это касается, прежде всего, признания необходимости сохранения почвы как природного тела. Второй общий момент заключается в выборе в качестве наиболее адекватного индикатора состояния почвы функционирования биоты и в первую очередь – микробоценоза. Третий момент – сохранение свойств почвы – означает сохранение ее плодородия. При нормировании необходимо учитывать следующие моменты: 1) полифункциональность почвы; 2) наличие в почве и в растениях механизмов защиты от избытка токсичных потоков; 3) повышенную защищенность от токсикантов органов запасания продуктов ассимиляции (семена, плоды, корнеплоды); 4) более быструю реакцию на нагрузку микроорганизмов по сравнению с параметрами органоминерального субстрата; 5) большую информативность подвижной формы токсиканта по сравнению с валовой.

Среди других подходов к проблеме существуют следующие: в качестве предельных концентраций тяжелых металлов предлагалось принимать концентрацию, не превышающую двух кларков, либо удвоенного местного фонового содержания. Такие концентрации оказываются в пределах естественных флуктуаций. А.И. Обухов и Л.Л. Ефремова [51] предложили шкалу нормирования содержания тяжелых металлов, показателями которой являются максимальные, регистрируемые в незагрязненных почвах определенной геохимической

ассоциации концентрации. В.Б. Ильин [8] предлагал в качестве допустимого считать 5 или 10% насыщение почвенного поглощающего комплекса тяжелыми металлами. Г.В. Мотузовой разработана методика определения фоновых региональных уровней содержания тяжелых металлов в почвах (с учетом их природного варьирования), согласно которой отклонением от нормы считается значимое превышение верхнего предела содержания металла, который на три стандартных отклонения выше среднего регионального фонового уровня [52].

В некоторых случаях в почвах может возникать дефицит микроэлементного питания. Этот аспект необходимо учитывать при разработке нормативов качества почв, т.к. от этого зависит устойчивое функционирование почв и растений. В работе А. Кабата-Пендиас с соавт. [33] приведены нижние критические пороги содержания микроэлементов в почве для: меди – 2 мг/кг, цинка 8 мг/кг, кобальта 5 мг/кг, свинца – 0,006 мг/кг. Данный подход отражен и в работах А.С. Яковлева [29], в которых предложена двусторонняя пятиуровневая шкала оценки экологического состояния почв и антропогенного воздействия на них (шкала «состояния-воздействия»). На этой шкале рассматриваются три диапазона концентраций поллютантов – недостатка (от условно «-5» уровня до «-3» уровня), диапазон допустимых значений показателя «состояния-воздействия» (от «-3» уровня до «3» уровня) и избытка (от «3» уровня до «5» уровня). Общий принцип заключается в определении способности почвы к самовосстановлению, порога устойчивости почвенной экосистемы к антропогенному воздействию и предела удержания почвами токсикантов в границах загрязненного участка. При этом допустимые уровни загрязнения для почв земель сельскохозяйственного назначения и населенных пунктов не должны выходят за рамки медицинских нормативов, так как это связано с качеством получаемых продуктов питания и допустимыми уровнями качества окружающей природной среды для человека.

В свою очередь А.С. Фрид [30] нормативы изменений свойств почв рассматривает в двух смыслах: 1) допустимые границы изменений показателей структурно-функциональных свойств почв и почвенного покрова, в пределах которых почва либо не меняют своего таксономического положения, либо продуктивность экосистем не становится ниже 20% от оптимальной, либо загрязнение почвы и сельскохозяйственной продукции не превышает существующих государственных нормативов; 2) прогноз изменений свойств почв при антропогенных воздействиях, дифференцированный не только территориально, но и по временным масштабам результатов воздействия. В рамках данного подхода нормативы включают таксономические границы пахотных почв, показатели органического вещества, агрохимические и физико-химические показатели, физические показатели, показатели загрязнения почв тяжелыми металлами. Нормативы дифференцированы по природным зонам и провинциям, внутри них – по типам и подтипам почв, гранулометрическому составу. Критические границы изменений показателей предлагаются в качестве дополнительных нормативов изменений свойств почв, при которых деградационные процессы приводят к необратимым изменениям. Оптимальные значения почвенного показателя – такие значения, которые обеспечивают максимальную продуктивность при хорошем качестве растительной продукции. Соотношение между категориями границ на шкале значений показателя следующее: минимальное (критическое/допустимое) – оптимум – максимальное (допустимое/критическое) [53].

П.М. Сапожников и Д.В. Ковалев [54] на основе пятиуровневой шкалы природного качества земель сельскохозяйственного назначения также выделяет три основные градации: наиболее пригодные для товарной продукции (1-3 уровень); переходные (4 уровень) и малопродуктивные (5 уровень).

На необходимость нормирования избыточного содержания биофильных элементов в почве наряду с «классическими» в понимании экологов токсикантами указывают ряд исследователей, обуславливая это резким ухудшением качества почвы, нарушениями в функционировании микробоценоза почв и деградацией зеленых насаждений [55-57].

Под влиянием зарубежных концепций в российской природоохранной практике получил широкое распространение подход оценки негативного антропогенного воздействия на объекты окружающей среды, основанный на расчете величин критических нагрузок поллютантов [58]. Величины критических нагрузок могут быть охарактеризованы как максимальное поступление поллютантов, которое не сопровождается необратимыми изменениями в биогеохимической структуре, биоразнообразии и продуктивности экосистем в течение длительного времени [59]. Термин критическая нагрузка относится только к поступлению поллютантов. Опасные концентрации газообразных соединений в атмосфере называются критическими уровнями. Они определяются как концентрации в атмосфере, выше которых могут проявляться об-

ратимые и необратимые воздействия на человека, и на компоненты экосистем. Критическая нагрузка представляет собой индикатор устойчивости экосистемы, поскольку показывает величину максимально допустимого поступления загрязняющих веществ, выше которой существует риск повреждения биогеохимической структуры и функций городской экосистемы. Определение экологических критериев (критических концентраций в наиболее чувствительных компонентах рецептора) связанно с рассмотрением взаимозависимости между химическими параметрами, характеризующими тот или иной компонент экосистемы (почва, растительность, донные отложения, почвенные, грунтовые или поверхностные воды), и откликом отдельного живого организма или популяции на эти параметры. В соответствии с определением критическая нагрузка представляет собой поступление поллютанта, в количестве не вызывающем необратимых изменений в биогеохимическом круговороте элементов в экосистемах. В.Н. Башкиным, А.С. Курбатовой и Д.С. Савиным разработаны методические рекомендации по расчету величин критических нагрузок поллютантов (кислотности и тяжелых металлов) на городские экосистемы [60]. В основе метода расчета лежит балансовое уравнение между источниками и запасами элементов в почве, применимое для выпадений этих элементов, а также учет пути их биогеохимической миграции. Методы оценки критических нагрузок соединений серы, азота и тяжелых металлов также были разработаны и апробированы и для лесных почв [58].

2. Анализ зарубежного опыта в вопросах установления допустимого антропогенного воздействия на почвы

В обзоре, подготовленном С.А. Балюком и др. [37], излагаются основные концептуальные положения экологического нормирования в Украине, которые в целом сходы с таковыми в России. Экологическое нормирование заключается в обеспечении экологической и санитарно-гигиенической безопасности граждан путем определения требований к качеству земель, плодородию почвы и допустимой антропогенной нагрузки на них, их хозяйственному освоению. Основными задачами экологического нормирования является поддержание продуктивных и экологических функций почв в оптимальных пределах, обеспечение устойчивости почв, восстановления их плодородия, сохранение почвенного покрова и земельных ресурсов, минимизации отрицательного воздействия на почвы. Для этого устанавливаются такие нормативы:

– предельно допустимого загрязнения почв, включающего предельно допустимые и ориентировочно допустимые концентрации тяжелых металлов, нефти и нефтепродуктов, радионуклидов и других химических веществ, остаточных количеств пестицидов и агрохимикатов;

– качественного состояния почв – уровень их загрязнения, гумусовое состояние, содержание питательных веществ, а также биологические, физические и физико-химические свойства;

– деградации земель и почв – дегумификация, переуплотнение, эрозия, подтопление, засоление, осолонцевание и другие виды, для упреждающей диагностики развития этих процессов;

– оптимального соотношения земельных угодий, в том числе «пашня-многолетние насаждения, луга и сенокосы», «богарные-мелиорированные (орошаемые и осушенные) угодья»;

– интенсивности использования земель сельскохозяйственного назначения.

Авторы указывают на целесообразность внедрения многоуровневой системы нормирования загрязнения (факт загрязнения, экотоксикологический, транслокационный и гигиенический нормативы) и разработки методики количественного выделения уровней допустимой нагрузки. Для начальной оценки загрязнения необходимы, по крайней мере, два показателя: фонового и предельно-допустимого содержания загрязняющих веществ (экологически безопасного и экологически допустимого содержания, критерии цели и критерии риска). В случае физиологической значимости элементов необходимо также выделение зон их недостатка, оптимума и излишка, а для педохимически активных веществ - параметров физической и технологической деградации. По действию загрязняющих веществ на почвенный микробоценоз выделяют зоны гомеостаза, стресса, резистентности и репрессии, а относительно экосистем – нормальную, риска, кризиса и бедствия. Оценка антропогенного воздействия на почву является составной частью комплексной оценки состояния природных ресурсов определенных территориальных выделов, организации экологического (агроэкологического) мониторинга и прогнозирования. Систематический мониторинг позволяет давать прогнозную оценку динамики развития негативных процессов в ландшафте и своевременно принимать необходимые меры для их приостановления.

Расчет критических нагрузок на элементы окружающей среды

Как уже упоминалось ранее, в мировой практике концепция критических нагрузок получила

широкое развитие как необходимое руководство по рациональному ограничению антропогенных воздействий [58]. На рабочем совещании ООН понятие «критическая нагрузка» было определено как «*количественная оценка воздействия одного или нескольких загрязняющих веществ, ниже которой не происходит существенного вредного воздействия на специфические чувствительные элементы окружающей среды в соответствии с современными знаниями*» [61].

Расчет экологических рисков

В природоохранной практике Евросоюза, США и Австралии в настоящее время широко распространен подход, основанный на оценке экологических рисков.

Согласно «Рекомендациям по оценке экологических рисков» [62-64] оценка экологического риска – это процесс по определению вероятности негативного экологического последствия, которое может наступить в результате одного или нескольких совокупных негативных воздействий. Этот процесс применяется для систематической оценки и организации данных, информации, допущений и ошибок с целью распознавания и прогнозирования связи между воздействием и экологическим эффектом. Для оценки могут быть привлечены химические, физические и биологические показатели, а также их индивидуальное и совокупное воздействие.

Описание вероятности наступления негативных явлений может быть представлено с помощью как качественных, так количественных оценок, хотя получение количественных оценок не всегда представляется возможным.

Оценка экологического риска производится в несколько этапов: планирование оценки риска, стадия постановки вопроса и характеристика риска.

В основе оценки экологических рисков лежит анализ кривых доза-эффект с применением вероятностного подхода. Предлагается применять математическое моделирование для описания кривых доза-эффект и вычисления критических точек на кривой [65].

На основе данных по токсичности (анализ кривой «доза-эффект») вырабатываются общие стандарты качества почв, которые используются для оценки рисков потенциально загрязненных земель [66].

В большинстве стран экологические стандарты качества почв разрабатываются на основе моделей воздействия загрязняющих веществ и характеристике рисков (Дания, Бельгия, Финляндия, Испания, Швеция, Нидерланды, Италия, Англия). В некоторых странах Евросоюза экологические стандарты качества получены исходя из анализа уже утвержденных стандартов в странах Евросоюза [67]. Основным руководящим документом для разработки стандартов в странах ЕС являются European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment, 2003 [68], методики, разработанные RIVM в Нидерландах [69-70], подходы, принятые в США [63] и методики и стандарты стран бывшего СССР (страны центральной и восточной части Европы). Некоторые страны разрабатывают свои собственные методы, например, Бельгия [71-72]. Принимается во внимание также Канадская методика по оценке рисков [73].

Основные загрязнители, подлежащие нормированию: тяжелые металлы и металлоиды (мышьяк, кадмий, хром, медь, ртуть, свинец, никель, цинк), ароматические углеводороды (бензол, этилбензол, толуол), полициклические ароматические углеводороды (антрацен, нафталин, бенз(а)антрацен, бенз(а)пирен), хлорсодержащие алифатические углеводороды (дихлорметан, трихлорэтилен, тетрахлорметан), хлорсодержащие ароматические углеводороды, пестициды и диоксины [67].

Основные проблемы во внедрении единого подхода оценки экологических рисков и разработки экологических стандартов [67]:

– токсикологические, экотоксикологические данные и данные по воздействию загрязняющих веществ должны быть усовершенствованы и должны оцениваться на основе единой оценочной шкалы;

– должны быть разработаны и многократно проверены модели миграции и воздействия загрязняющих веществ на окружающую среду;

– биодоступность и биодеградация загрязняющих веществ не учитывается при разработке экологических стандартов;

– экологические стандарты по содержанию загрязняющих веществ должны различаться для плодородного слоя почв и для нижележащих горизонтов;

– процесс разработки экологических стандартов для почв и грунтовых вод должен быть консолидированным. Необходимо учитывать пути миграции загрязняющих веществ из почв в грунтовые воды.

Экологические «индексы» («индикаторы»)

Сравнительные методы для целей решения задач по оценке состояния объектов окружающей среды и прогнозирования воздействия на них получили наибольшее развитие в США в начале 70-х гг. XX в. под общим названием «индексы/индикаторы качества окружающей среды». Эта попытка создания и практического использования количе-

ственных методов оценки воздействия на окружающую среду, оказываемых различными проектами хозяйственной деятельности, была реализована в научно-исследовательском центре Бателле. Для каждого рассматриваемого компонента окружающей среды разработан индекс качества, нормализованный таким образом, чтобы ранжирование осуществлялось от 0 до 1 с использованием метода значимой функции. При агрегировании частных индексов в обобщенный каждому из них присваивается вес, соответствующий важности компонента. В первых фундаментальных трудах на эту тему излагались основы теории индикаторов состояния окружающей среды и рассматривались возможности их применения [24].

UNEP и OECD активно ведутся работы по разработке концепции экологических индексов (индикаторов экологического состояния), под которыми понимается величина, являющаяся мерой состояния и изменений экологических компонентов окружающей среды на национальном, региональном и глобальном уровнях и позволяющая оценить воздействие этих изменений на благосостояние человека и естественные экосистемы [74-76]. В 2005 г. UNEP совместно MNP-RIVM (Нидерланды) создали руководящий документ по индексам биоразнообразия. Для проведения мониторинга предложены следующие индикаторы [77]:

– изменение площадей территорий, занимаемых отдельными биоценозами, экосистемами, и ареалов обитания видов;

– изменение численности и распределения видов;

– изменение площади особо охраняемых природных территорий;

– изменение статуса вымирающих видов;

– морской трофический индекс;

– тренды в изменении генетического разнообразия одомашненных животных и растений;

– качество воды внутренних акваторий;

– депонирование азота;

– связность и фрагментация экосистем;

– здоровье и благополучие человека.

В отчете Европейского агентства по охране окружающей среды [78] отмечается, что современные системы индикаторов представляют собой набор физических, химических и биологических показателей. Использование индикаторов позволит проводить количественный анализ антропогенного воздействия на составляющие части экосистемы. В основе системы экологического нормирования в большинстве стран Европы лежат следующие индикаторы: движущей силы, нагрузки, состояния, воздействия, откликов на воздействия.

В отчете OECD [76] выделены три основные цели, каждая из которых требует разработки своих собственных наборов индикаторов: измерение состояния окружающей среды; интеграция экологической составляющей в отраслевую политику; более общая интеграция экологических проблем в экономическую политику.

Экспертные методы оценки экологических воздействий

По инициативе Программы ООН по окружающей среде (ЮНЕП) для процесса экологической оценки был разработан целый ряд стандартизованных методов или вспомогательных инструментов, призванных повысить эффективность выявления воздействий. Эти методы основаны на коллективном опыте широкого круга специалистов, и их использование позволяет упорядочить и систематизировать процесс биоиндикации и мониторинга, избегая многих ошибок, совершавшихся на ранних этапах развития.

Австралийским агентством по охране окружающей среды (AEAA), а также международной группой специалистов выделяются следующие стандартизованные методы, используемые для выявления воздействий: контрольные списки; матрицы; сети; наложение карт и географические информационные системы (ГИС); экспертные системы [61]. Контрольные списки, как правило, разрабатываются на основе списков компонентов окружающей среды или воздействующих факторов, которые должны быть исследованы для выявления возможных воздействий. Матрицы представляют собой таблицы, которые могут использоваться, чтобы определить взаимодействие между группами действующих факторов и компонентами (характеристиками) окружающей среды. Сети представляют собой графы причинно-следственных отношений и иллюстрируют множественные связи между антропогенными факторами, природоохранной деятельностью и компонентами (характеристиками) окружающей среды и поэтому особенно полезны для выявления и отображения воздействий второго порядка (косвенные, синергетические и т.д.). Наложение карт ГИС – послойно накладываемые карты или компьютерные изображения, которые могут использоваться для визуализации воздействий.

3. Оценка состояния почв на основе зависимости «доза-эффект»

С увеличением разнообразия видов и способов воздействия человека на почвы возрастает роль

комплексной оценки их состояния, как основы для принятия административных и технических решений, направленных на снижение воздействий и восстановление нарушенных почв [2, 13, 37, 79-82]. Современные подходы к оценке состояния компонентов природной среды строятся на обобщении откликов вида «доза-эффект» при разных воздействиях [24, 41, 44, 45, 83, 84]. В основе получения отклика на воздействие лежит экспериментальное исследование и теоретическое обобщение изменений закономерного хода роста живых организмов и их сообществ в ответ на разные уровни химического, биологического или физического воздействия на почву [85-88]. Разрешающая способность современных методов и приборов стала достаточной для регистрации жизненных проявлений микроорганизмов непосредственно в почве, что сделало их изучение особенно информативным при исследовании откликов на воздействие [89-92]. Наивысшие достижения в теоретическом обобщении закономерностей временного хода роста микроорганизмов связаны с применением равновесного стационарного макрокинетического подхода [85, 93-96]. Математическим выражением этих закономерностей служат так называемые логистические функции хода роста, широко используемые в настоящее время [97]. Наиболее часто применяют следующие модели: Мальтуса (модель экспоненциального роста численности популяции во времени), Ферхюльста (закон ограниченного роста, емкость популяции) [98], Михаэлиса-Ментен (скорость ферментативной реакции от концентрации субстрата), Жакоба-Моно (зависимость скорости роста бактерий от количества потребляемого субстрата) [99], модели проточной культуры (хемостат) [94, 100]. Их недостатком применительно к проблеме оценки состояния является то, что они не описывают фазы отмирания. Отсутствие теоретического решения стимулировало появление эмпирических, найденных в рамках следующих приближений: кусочно-линейного [95], вероятностного [101], регрессионного и сращивания функций [88, 101-107]. В рамках этих подходов получены примеры успешного математического описания эмпирических данных. Однако эти решения носят формальный характер и не расширяют возможности теоретического анализа, который основан на выявлении особых точек, и поэтому не могут быть использованы в качестве функций отклика при изучении воздействий на почву. Наибольшие достижения в исследовании закономерностей микробного роста связаны с развитием многопараметрических теоретических моделей хода микробного роста [21, 94, 95, 108-111]. Но их использование при оценке состояния почвы помимо трудностей, связанных с организацией измерения в ней множества необходимых параметров и преодолением методологических проблем интерпретации самих моделей [95] ограничено невозможностью определения в почве доступного микроорганизмам субстрата с необходимой точностью. В этой связи решение поставленных задач моделирования временного хода роста почвенных микроорганизмов в загрязненных почвах в зависимости от исходной концентрации загрязнителя, ожидаемое в рамках предлагаемого нестационарного неравновесного макрокинетического подхода, позволит заполнить пустующую нишу для теоретической модели хода микробного роста во времени, что свидетельствует о соответствии ожидаемых результатов современному мировому уровню. Кроме того, ожидаемое решение послужит теоретическим обоснованием гормезису [112], как явлению, наблюдаемому в фазовом пространстве концентраций [113] при фиксированном времени роста. Такая трактовка гормезиса является новым подходом по сравнению с известными из литературы [114-116]. Успешное решение перечисленных задач позволяет перейти к разработке метода оценки состояния почвы на основе обобщения разного вида откликов на разнообразные воздействия. Как правило, задача сведения откликов на воздействия к виду, допускающему их сопоставление и обобщение, решается его отображением на безразмерную функцию принадлежности [3]. Известные функции принадлежности, широко используемые в разных отраслях науки и техники [85] введены произвольно, из соображений удобства. Кроме того, до последнего времени не было общепринятого способа обобщения разных откликов для одной почвы при комплексной оценке ее состояния. Имеющиеся многочисленные предложения [2, 3, 36, 79, 117, 118] носят эмпирический характер и введены произвольно. Однако в работе А.С. Яковлева и др. [119] выведена в рамках законов сохранения механики функция показателя состояния почвы, аргументом которой является функция отклика на воздействие, производимое на почву. Функция отклика на воздействие представляет собой простого вида уравнение динамики показателей микробного роста [120], по своим свойствам и способу получения отвечающее требованиям к базовым [121]. Безразмерная неубывающая ограниченная функция показателя состояния почвы характеризует неблагополучие экологической обстановки, возрастающее с увеличением значения функции отклика. На ее основе была разработана методика оценки состояния почв при разных видах

воздействия. Данный подход позволяет получать оценку степени загрязнения в натуральных величинах, в виде пороговой концентрации, и сводить ее к оценке в безразмерном виде, обеспечивая тем самым возможность комплексной оценки экологического неблагополучия почвы с учетом всех видов деградации почвы.

Таким образом, среди основных методологических принципов экологического нормирования можно назвать следующие:

– поддерживание устойчивого состояния и нормального функционирования экосистем [2, 6, 15, 21-23, 29, 36, 122];

– ориентацию на реакцию биоты на негативное воздействие на почву – анализ зависимости «доза-эффкт», «состояние-воздействие» [12, 24, 29, 43-45, 119];

– необходимость нормирования содержания загрязняющих веществ в области избыточных и недостаточных концентраций [20, 29, 33].

Литература

1. Зырин Н.Г., Обухов А.И., Малахов С.Г. и др. Научные основы разработки предельно допустимых количеств тяжелых металлов в почвах // Докл. симпозиумов 7 съезда Всесоюзного общества почвоведов. – Ташкент, 1985. Ч. 6. – С. 276-281.
2. Виноградов Б.В., Орлов В.П., Снакин В.В. Биотические критерии выделения зон экологического бедствия России // Изв. РАН. Сер. геогр., 1993. № 5. – С. 77-89.
3. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений надземных экосистем (локальный уровень). – Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. – 280 с.
4. Глазовская М.А. Факторы устойчивости биогеоценозов к техногенным воздействиям и критерии экологического нормирования // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду: Тез. докл. – Пущино, 1984. – С. 39-41.
5. Глазовская М.А. Принципы классификации почв по их устойчивости к химическому загрязнению // Земельные ресурсы мира, их использование и охрана – М., 1978. – С. 85-89.
6. Ильин В.Б. О нормировании тяжелых металлов в почве // Почвоведение, 1986. № 9. – С. 90-98.
7. Ильин В.Б. О предельно допустимой концентрации тяжелых металлов в почве // Химия в сельском хозяйстве, 1982. № 3. – С. 5-7.
8. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение. – Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.
9. Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Чернянский С.С., Сахаров Г.Н. Проблема диагностики и нормирования загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами // Почвоведение, 2003. № 9. – С. 1132-1140.
10. Пиковский Ю.Н. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. – М., 1993. – 208 с.
11. Трофимов С.Я. Аммосова Я.М. Орлов Д.С. и др. Влияние нефти на почвенный покров и проблема создания нормативной базы по влиянию нефтезагрязнения на почвы // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17, 2000. № 2. – С. 30-34.
12. Матвеев Ю.М., Попова И.В., Чернова О.В. Проблемы нормирования содержания химических соединений в почвах // Агрохимия, 2001. № 12. – С. 54-60.
13. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. – М.: НИА-Природа, 2004. – 271 с.
14. Яковлев А.С. Проблемы экологического нормирования и экологического аудита в нефтедобывающей отрасли // Использование и охрана природных ресурсов в России, 2005. № 6. – С. 56-60.
15. Яковлев А.С., Макаров О.А. Экологическая оценка, экологическое нормирование и рекультивация земель: основные термины и определения // Использование и охрана природных ресурсов, 2006. № 3 (87). – С. 64-70.
16. Яковлев А.С., Никулина Ю.Г., Евдокимова М.В. Принципы экологического нормирования почв земель разного хозяйственного назначения // Фундаментальные достижения в почвоведении, экологии, сельском хозяйстве на пути к инновациям: I Всеросс. научно-практическая конф. Тезисы докладов. – М.: МАКС Пресс, 2008. – С. 291-292.
17. Плеханова И.О. Трансформация соединений тяжелых металлов в почвах при увлажнении: дисс. …. д.б.н. – М.: МГУ, 2008.
18. ФЗ № 7 от 10.01.2002 «Об охране окружающей среды».
19. Федоров В.Д., Сахаров В.Б., Левич А.П. Количественные подходы к проблеме оценки нормы и патологии экосистем // Человек и биосфера. – М., 1982. Вып. 6. – С. 3-42.
20. Управление качеством городских почв (Методическое пособие) / Под общ. ред. С.А. Шобы и А.С. Яковлева. – М.: МАКС Пресс, 2010. – 96 с.
21. Полуэктов Р.А., Пых Ю.А., Швытов А.А. Динамические модели экологических систем. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – 288 с.
22. Пых Ю.А. Равновесие и устойчивость в моделях популяционной динамики. – М.:Наука, 1983. – 183 с.
23. Крауклис А.А. Проблемы экспериментального ландшафтоведения. – Новосибирск: Наука, 1979. – 157 с.
24. Пых Ю.А., Малкина-Пых И.Г. Об оценке состояния окружающей среды. Подходы к проблеме // Экология, 1996. № 5. – С. 323-329.
25. Плеханова И.О., Бамбушева В.А. Мониторинг содержания тяжелых металлов в агродерново-подзолистых почвах восточного Подмосковья, загрязненных в результате применения осадков сточных вод // Проблемы агрохимии и экологии, 2009. № 3. – С 27-34.

26. Anderson J.P.E. Soil respiration. In: Page A.L., Millar R.H., Keeney D.H. (eds). Methods of soil analyses, part 2. Agronomy 9, 2nd edn. Am. Soc. Agron. – Madison, Wisc., 1982. – P. 831-871.

27. Экологические функции городских почв / Отв. ред. Курбатова А.С., Башкин В.Н. – Смоленск: Маджента, 2004. – 232 с.

28. Овчинникова М.Ф. Особенности трансформации гумусовых веществ в разных условиях землепользования (на примере дерново-подзолистой почвы): дисс. …. д.б.н. – М.: МГУ, 2007.

29. Яковлев А.С., Евдокимова М.В. Экологическое нормирование почв и управление их качеством // Почвоведение, 2011. № 5. – С. 582-596.

30. Фрид А.С. Экологическое нормирование свойств почв при антропогенных воздействиях // Матер. Междунар. научной конф. «Ресурсный потенциал почв – основа продовольственной и экологической безопасности России». – СПб.: Издательский дом – СПб ГУ, 2011. – С. 498-499.

31. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). – М.:Наука, 1990. – 261 с.

32. Структурно-функциональная роль почвы в биосфере / Под ред. Г.В. Добровольского. – М.:Геос, 1999. – 278 с.

33. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.:Мир, 1989. – 439 с.

34. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Биоэкологические принципы мониторинга и нормирования загрязнения почв. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЦВВР, 2001. – 64 с.

35. Добровольский В.В. Роль гуминовых кислот в формировании миграционных массопотоков тяжелых металлов // Почвоведение, 2004. №1. – С. 32-39

36. Оценка экологического состояния почвенно-земельных ресурсов и окружающей природной среды Московской области / Под ред. Г.В. Добровольского, С.А. Шобы. – М.:Изд-во Моск. ун-та, 2000. – 221 с.

37. Балюк С.А., Мирошниченко Н.Н., Фатеев А.И. Принципы экологического нормирования допустимой антропогенной нагрузки на почвенный покров Украины // Почвоведение, 2008. № 12. – С. 1501-1509.

38. Состояние почвенно-земельных ресурсов в зоне влияния промышленных предприятий Тульской области / Под общ. ред. С.А. Шобы. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. – 173 с.

39. Елпатьевский П.В. Эколого-геохимические принципы установления ПДК тяжелых металлов в почве // Химия в сельском хозяйстве, 1982. № 3. – С. 10-11.

40. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 141 с.

41. Яковлев А.С., Решетников С.И., Горяченкова Е.Н., Гаврилова Е.П. Влияние оксида меди и растворов серной кислоты на свойства дерново-подзолистых почв (модельный опыт) // Почвоведение, 1992. № 6. – С. 92-100.

42. Черных Н.А., Милащенко Н.З., Ладонин В.Ф. Экологическая безопасность и устойчивое развитие. Кн. 5. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами. – Пущино: ОНТИ ПНЦ РАН, 2001. – 148 с.

43. Марченко С.А., Кожевин П.А., Соколов М.С. Функциональная реакция микробного сообщества почвы как индикатор загрязнения стойкими органическими загрязнителями // Агро XXI, 2008. № – С. 7-9.

44. Терехова В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. – М.: Наука, 2007. – 215 с.

45. Терехова В.А. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение, 2011. №2. – С. 190-198.

46. Важенин И.Г. О разработке предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в почве // Бюл. Почвенного института им. В. В. Докучаева, 1983. Вып. 35. – С. 3-6.

47. Важенин И.Г. Почва как активная система самоочищения от технического воздействия тяжелых металлов – ингредиентов техногенных выбросов // Химия в сельском хозяйстве, 1982. № 3. – С. 3-5.

48. Плеханова И.О, Кутукова Ю.Д., Кленова О.В. Влияние осадков сточных вод на содержание и фракционный состав тяжелых металлов в супесчаных дерново-подзолистых почвах // Почвоведение, 2001. № 4. – С. 496-503.

49. Ильин В.Б. К вопросу о разработке предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах // Агрохимия, 1985. №10. – С. 94-101.

50. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение // Почвоведение, 2007. № 9. – С. 1112-1119.

51. Обухов А.И., Ефремова Л.Л. Охрана и рекультивация почв, загрязненных тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы. – М., 1988. – С. 23-36.

52. Мотузова Г.В. Уровни и природа варьирования содержания микроэлементов в почвах лесных биоценозов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – СПб., 1992.

53. Фрид А.С., Кузнецова И.В., Королева И.Е., Бондарев А.Г., Когут Б.М., Уткаева В.Ф., Азовцева Н.А. Зонально-провинциальные нормативы изменений агрохимических, физико-химических и физических показателей основных пахотных почв европейской территории России при антропогенных воздействиях. – М.:ГНУ Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2010. – 176 с.

54. Сапожников П.М., Ковалев Д.В. Концепция формирования и использования государственных информационных ресурсов о землях сельскохозяйственного назначения // «Экологическое нормирование, сертификация и паспортизация почв как научно-инновационная основа рационального землепользования». Междунар. научно-практ. конф. – М.: МАКС Пресс, 2010. – С. 180-183.

55. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., и др. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение, 2006. № 5. – С. 603-615.

56. Терехова В.А., Домашнев Д.Б., Каниськин М.А., Степачев А.В. Экотоксикологическая оценка повышенного содержания фосфора в почвогрунте по тест-реакциям растений на разных стадиях развития // Проблемы агрохимии и экологии, 2009. №3. – С. 21-26.

57. Терехова В.А., Лысак Л.В., Вавилова В.М., Каниськин М.А., Домашнев Д.Б. Влияние биогенных элементов на чувствительность микробных сообществ к тяжелым металлам в искусственном почвогрунте // Бюлл. МОИП. Отд. биол. Т. 114. Вып. 3. 2009. Приложение 1. Ч. 3. Экология. Природные ресурсы. Рациональное природопользование. Охрана окружающей среды. – С. 226-231.

58. Копцик Г.Н. Устойчивость лесных почв к атмосферному загрязнению // Лесоведение, 2004. № 4. – С. 61-71.
59. Курбатова А.С., Башкин В.Н., Савин Д.С. Методологические основы оценки критических нагрузок поллютантов на городские экосистемы. – М.: НИиПИ ЭГ, 2003. – 60 с.
60. Охрана природы. Городские экосистемы. Расчет величин критических нагрузок поллютантов на городские экосистемы. – М.-Смоленск: Маджента, 2003. – 56 с.
61. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
62. U.S. EPA. Framework for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R-92/001, 1992.
63. U.S. EPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R095/002F, 1998.
64. U.S. EPA. Framework for Cumulative Risk Assessment. U.S. EPA – Washington: National Center for Environmental Assessment EPA/630/P-02/001F, 2003.
65. U.S. EPA. Benchmark Dose Technical Guidance Document. – Washington: EPA/630/R-00/001, 2000.
66. Fishwick S. Soil screening values for use in UK ecological risk assessment // Bristol: Environment Agency, 2004. – 90 p.
67. Carlon C. (Ed.) Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, 2007. – 306 p.
68. European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Parts 1-4. 2nd ed. EC, Publ. No. EUR 20418/EN/1, 20418/EN/2, 20418/EN/3, 20418/EN/4, 2003.
69. Kreule P., Van den Berg R., Waitz M.F.W., Swartjes F.A. Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds. RIVM report 715810010. – Bilthoven, The Netherlands: RIVM, 1995.
70. Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink C.M., Verdam L., Zeilmaker M.J. Re-evaluation of the human-toxicological maximum permissible risk levels // RIVM report 711701025. – Bilthoven, Netherlands, March 2001.
71. OVAM. Guidance for risk assessments. Part 1-H. Method for the calculation of soil remediation values, 2004.
72. OVAM. Guidance for risk assessments. Part 4-SN. Information on substances for the calculation of clean-up values, 2006.
73. CCME. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba, 1999.
74. UNEP/RIVM. An Overview of Environmental Indicators: State of the art and perspectives. UNEP Environment Assessment Technical Report 94-01. – Nairobi, Kenya, 1994.
75. RIVM/UNEP. Scanning the global environment: A framework and methodology for UNEP's reporting functions. UNEP Environment Assessment Technical Report 95-01. – Nairobi, Kenya, 1995.
76. OECD. Environmental indicators for Agriculture. – Paris: Publ. Service, 1997.
77. Bubb P., Jenkins J., Kapos V. Biodiversity Indicators for National Use: Experience and Guidance. – Cambridge: UNEP-WCMC, 2005.
78. EEA. Environmental indicators: Typology and overview. Technical report N 25. – Copenhagen, 1999. – 19 p.
79. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М.: Минприроды России, 1992.
80. Кузнецов М.С., Глазунов Г.П. Эрозия и охрана почв. – М.: Колос, 2004. – 352 с.
81. Васенев И.И. Почвенные сукцессии – М.: ЛКИ, 2008. – 395 с.
82. Смагин А.В., Шоба С.А., Макаров О.А. Экологическая оценка почвенных ресурсов и технологии их воспроизводства. – М.: МГУ, 2008. – 360 с.
83. Куценко С.А. Основы токсикологии. – СПб.: Изд-во ВМА им С.М. Кирова, 2002. – 395 с.
84. Julien E., Boobis A.R., Olin S.S. The ILSI Research Foundation Threshold Working Group«The Key Events Dose-Response Framework: A Cross-Disciplinary Mode-of-Action Based Approach to Examining Dose-Response and Thresholds» // Critical Reviews in Food Science and Nutrition, 2009. V. 49. N 8. – P. 682-689.
85. Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. – М: Наука, 1976. – 280 с.
86. Рыжова И.М. Анализ отклика экосистем на изменения параметров круговорота углерода методом математического моделирования // Почвоведение, 1995. № 1. – С. 50–55.
87. Олейник А.С., Бызов Б.А. Реакция бактерий на воздействие поверхностных экскретов дождевых червей // Микробиология, 2008. Т. 77. №6. – С. 854-862.
88. Якушев А.В., Бызов Б.А. Микробиологическая характеристика вермикомпостирования методом мультисубстратного тестирования // Почвоведение, 2008. №11. С. 98-104.
89. Кожевин П.А. Микробные популяции в природе. – М.: МГУ, 1989. – 175 с.
90. Campbell C.D., Chapman S.J., Cameron C.M. Davidson M.S., Potts J.M. A Rapid Microtiter Plate Method To Measure Carbon Dioxide Evolved from Carbon Substrate Amendments so as To Determine the Physiological Profiles of Soil Microbial Communities by Using Whole Soil // Applied and Environmental Microbiology, 2003. V. 69. N 6. – P. 3593-3599.
91. Горленко М.В., Кожевин П. А. Мультисубстратное тестирование природных микробных сообществ. – М.: МАКС Пресс, 2005. – 88 с.
92. Марченко С.А. Индикация загрязнения почвы стойкими органическими загрязнителями по функциональной реакции микробного сообщества: дисс. … к.б.н. – М., 2008. – 121 с.

93. Паников Н.С. Кинетика роста микроорганизмов: общие закономерности и экологические приложения. – М.: Наука, 1992. – 311 с.

94. Минкевич И.Г. Материально-энергетический баланс и кинетика роста микроорганизмов. – М.-Ижевск.: НИЦ Регулярная и хаотическая динамика; Институт компьютерных исследований, 2005. – 352 с.

95. Panikov N.S. Microbial Growth Kinetics. – London-Glasgow-Weinheim-New York-Tokyo-Melbourne-Madras: Chapman & Hall, 1995. – 378 p.

96. Heldman D.R., Newsome R.L. Kinetic models for microbial survival during processing // Food Technology 2003. V. 57, N 8. – P. 40-46.

97. Ризниченко Г.Ю., Рубин А.Б. Биофизическая динамика продукционных процессов. – М.: ИКИ, 2004. – 464 с.

98. Ризниченко Г.Ю., Рубин А.Б. Математические модели биологических продукционных процессов: Учебное пособие. – М.: Изд-во МГУ, 1993. – 302 с.

99. Варфоломеев С.Д., Гуревич Г.К. Биокинетика: Практический курс. – М.: ФАИР-ПРЕСС, 1999. – 720 с.

100. Перт С. Дж. Основы культивирования микроорганизмов и клеток. – М.: МИП, 1978. – 331 с.

101. Van Boekel M.A.J.S. On the use of the Weibull model to describe thermal inactivation of microbial vegetative cells // Int. J. Food Microbiol, 2002. N 72. – P. 159-172.

102. Baranyi J., Roberts T.A. A dynamic approach to predicting bacterial growth in food // Int. J. Food. Microbiol., 1994. 23(3-4). – P. 277-294.

103. Hills B.P., Wright K.M.. A new model for bacterial growth in heterogeneous systems // J. Theor. Biol., 1994. V. 7. N 168(1). – P. 31-41.

104. Peleg M. Modeling microbial populations with the original and modified versions of the continuous and discrete logistic equations // CRC Crit. Rev. Food Sci. Nutr. V. 37. Issue 5. – P. 471-490.

105. Pruitt K.M., Kamau D.N. Mathematical models of bacterial growth, inhibition and death under combined stress conditions // J. Ind. Microbiol, 1993. N 12. – P. 221-231.

106. Membre J.M., Thurettel J., Catteaul M. Modeling the growth, survival and death of Listeria monocytogenes // J. of Applied Microbiol., 1997. N 82. – P. 345-350.

107. Whiting R.C., Cygnarowicz-Provost M. A quantitative model for bacterial growth and decline // J. Food Microbiol., 1992. V. 9. Issue 4. – P. 269-277.

108. Глаголев М.В., Смагин А.В. Приложения MATLAB для численных задач биологии, экологии и почвоведения. – М.: Изд-во МГУ, 2005. – 200 с.

109. Смагин А.В. Газовая фаза почв. – М.: Изд-во МГУ, 2005. – 301 с.

110. Смагин А.В. Методологические подходы к построению математических моделей структурно-функциональной организации почв // Доклады по экологическому почвоведению, 2007. №2. Вып. 6. – С. 17-62.

111. Enquist B.J., Kerkhoff A.J., Stark S.C., Swenson N.G., McCarthy M.C. A general Integrative model for scaling plant growth, carbon flux, and functional trait spectra // Nature, 2007. N 449. – P. 218-222.

112. Calabrese E.J., Baldwin L.A., The hormetic dose response model is more common than the threshold model in toxicology // Toxicol. Sci., 2003. No. 71 (2). – P. 246-250.

113. Федоров В.Д., Гильманов Т.Г. Экология. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. – 464 с.

114. Райс Р.Х, Гуляева Л.Ф. Биологические эффекты токсических соединений. – Новосибирск: Изд-во Новосиб. гос. ун-та, 2003. – 208 с.

115. Calabrese E.J., Hoffmann G.R., Stanek E.J., Nascarella M.A. Hormesis in high-throughput screening of antibacterial compounds in E coli // Hum. Exp. Toxicol., 2010. N 29(8). – P. 667-77.

116. Schumacher B. Transcription-blocking DNA damage in aging: a mechanism for hormesis // BioEssays, 2009. No. 31. – P. 1347-1356.

117. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. – Ростов-на-Дону: Изд-во Рост. ун-та, 2003. – 204 с.

118. Pykh Yu.A., Malkina-Pykh I.G. Environmental Indicators and Their Applications (Trends of Activity and Development) // IIASA WP-94-127. – Laxenburg, 1994.

119. Яковлев А.С., Гендугов В.М., Глазунов Г.П., Евдокимова М.В., Шулакова Е.А. Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества // Почвоведение, 2009. №8. – С. 984-995.

120. Гендугов В.М., Глазунов Г.П., Евдокимова М.В. Макрокинетика микробных популяций в почве // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение, 2010. № 3. – С. 35-39.

121. Апонин Ю.М., Апонина Е.А. Иерархия моделей математической биологии и численно-аналитические методы их исследования // Математическая биология и биоинформатика, 2007. Т. 2. №2. – С. 347-360.

122. Глазовская М.А. Методологические основы эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997. – 102 с.

Сведения об авторах:

Евдокимова Мария Витальевна, к.б.н., научный сотрудник кафедры земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы, д. 1., стр. 12, тел.: 8 (495) 939 44 19, email: mawkae@gmail.com.

УДК 631.4:502.37

КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ НЕФТЬЮ ПОЧВ НА РАЗНЫХ СТАДИЯХ ИХ САМОВОССТАНОВЛЕНИЯ И ПРИ РЕКУЛЬТИВАЦИИ ЗЕМЕЛЬ В УСЛОВИЯХ КРАЙНЕГО СЕВЕРА

М.Ю. Маркарова, к.б.н., Институт биологии Коми НЦ УрО РАН
С.М. Надежкин, д.б.н., проф., ВНИИ селекции и семеноводства овощных культур РАСХН
Т.Н. Щемелинина, к.б.н., Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Исследование изменения химических и биологических свойств почв Севера после нефтяных загрязнений позволило разработать критерии для их экологической оценки. Наряду с традиционно используемыми параметрами, такими, интенсивность загрязнения нефтью, показано, что особое значение имеет характер восстановления биологической активности почв. Разработана схема последовательного изменения активности различных групп почвенных микроорганизмов и ферментов в процессе самовосстановления загрязненных почв, позволяющая определять и оптимальный характер работ при планировании рекультивации земель.

Ключевые слова: загрязнение почв нефтью, аварийные разливы нефти, критерии оценки, Крайний Север, самовосстановление земель, рекультивация земель.

Почвы северных территорий представляет собой сложную и долго образующуюся систему. Процесс почвообразования протекает при избытке влаги и недостатке тепла. Микробиологическая активность проявляется только в верхнем маломощном органогенном горизонте, но замедленна и подавлена суровыми гидротермальными условиями. Нефть оказывает на почвы и почвенную биоту как токсическое, так и физическое воздействие. Наиболее токсичными компонентами нефти являются ароматические и полиароматические углеводороды, способны оказывать выраженное мутагенное и тератогенное воздействие на живое вещество почв. Тяжелые парафины, маслянистые и смолисто-асфальтовые компоненты связывают почвенные частицы и способствуют резкому снижению пористости и влагоемкости почв, что приводит к изменению и ухудшению их воздушного и водного режимов. В гетероциклических соединениях и в составе сложных углеводородов в больших количествах содержатся тяжелые металлы и микроэлементы – мышьяк, ванадий, ртуть, свинец, железо и др., которые в процессе естественной деструкции нефти могут выделяться в окружающее пространство, накапливаться в почве и оказывать негативное воздействие действие на биогеоценозы в целом.

Длительность разложения углеводородов в естественных условиях зависит от исходной концентрации загрязнения, физико-механических свойств грунтов и температурного режима территорий. При непродолжительном периоде с положительными температурами воздуха естественная деградация углеводородов может длиться десятилетиями. Для снижения негативного воздействия на природные экосистемы после нефтяных загрязнений проводят рекультивационные работы, основной целью которых является сокращение периода восстановления биоценозов.

Масштабным работам по рекультивации, развернувшимся в последние 15-20 лет, предшествовали не менее значимые научные исследования по оценке скорости и направленности процессов самоочищения природных экосистем от нефти. Эти исследования стали основой для разработки в разных регионах России проектов и регламентов рекультивации земель, оценки рисков и качества работ, разработки критериев и нормативов приемки земель после восстановительных мероприятий. В существующей на сегодняшний день практике оценки состояния земель после рекультивации используется два основных параметра – содержание нефти в почве и состояние растительности (после рекультивации). Как показывает практика опыт, данные критерии не универсальны. Исходный уровень загрязнения не всегда отражает степень сложности объектов перед началом работ, особенно если речь идет об участках с одинаковыми дозами начального загрязнения нефтью, но разным возрастом загрязнения. После окончания рекультивационных работ состав остаточного загрязнения, отличающийся в основном количественным соотношением миграционно активных соединений и тяжелых фракций, как правило, не оценивается. Например, после рекультивации земель на свежих нефтеразливах в составе остаточного загрязнения преобладают водорастворимые фракции, и они способны продолжать оказывать негативное воздействие на сопредельные территории и после рекультивации. На участках старых разливов

доминируют тяжелые, миграционно-неактивные соединения, которые даже без проведения рекультивации оказывают на сопряженные среды незначительное воздействие.

Фитотоксичность почвы, оцениваемая по характеру роста злаков, не всегда объективно отражает потенциальную способность участков к дальнейшему самовосстановлению, а отсутствие их роста не всегда – следствие критической загрязненности земель. Так, традиционно высеваемые на заболоченных территориях злаки могут испытывать угнетение из-за избытка влаги. На пересушенных торфяных участках и сухих песчаных плохое развитие трав может быть из-за недостатка увлажнения, а не концентрации остаточного загрязнения.

Сукцессионные процессы в загрязненных нефтью почвах

Восстановление загрязненных нефтью земель и возврат их к исходному или близкому к нему состоянию – это длительный процесс, сукцессия, где инициируемая попавшей в почву нефть, биотрансформация которой начинается при определенных условиях. Разложение нефти начинается после устранения острого токсического воздействия загрязнения на почвенную биоту. Благоприятные условия для биоочищения почвы создаются при рекультивации. Без нее процесс самоочищения почв растягивается на десятки лет и проявляется в последовательном изменении почвенного микробоценоза и смене растительных сообществ. Это известное положение, разработанное для почв зон тайги и северной тайги (А.А. Оборин, И.Г. Калачникова, С.А. Илларионов), нашло подтверждение в наших исследованиях, проводимых на протяжении более чем десяти лет в условиях Крайнего Севера на объектах разного возраста загрязнения и разной степени самовосстановления.

Формирование дерново-подзолистых почв (южная тайга) идет в условиях промывного режима, что сказывается на структуре всего почвенного профиля. Почвы имеют кислую среду, что свидетельствует о наличии обменного водорода и активном процессе оподзоливания. Обращает на себя внимание низкое содержание в горизонте А1 суммы обменных оснований, питательных элементов и значительное увеличение этих показателей в нижних горизонтах до величин, характерных для дерново-подзолистых почв. Исследуемые почвы отличаются малым количеством гумуса, малой мощностью гумусового горизонта.

Почвы средней тайги вследствие климатических условий имеют неблагоприятные агрохимические свойства. Они избыточно переувлажнены, за летний период плохо прогреваются, слабо аэрируемы. Интенсивное протекание подзолообразовательного процесса приводит к обеднению их зольными элементами, почвы богаты трудно растворимыми органическими соединениями, отличаются не насыщенностью основаниями. Господствующий промывной режим приводит к выносу питательных веществ из верхних горизонтов, pH достигает 4,5-5,0. В результате в подзолистых почвах Западной Сибири преобладает минерализация органического вещества над его возобновлением, поэтому почвы бедны гумусом.

Процесс почвообразования в тундре протекает в еще более суровых климатических условиях, что определяет медленный темп биологического круговорота веществ. Вследствие ослабленности биологических процессов почвы не достигают высокого развития, характеризуются малой мощностью генетических горизонтов и карликовостыо профиля. Замедленное разложение органического вещества приводит к тому, что на поверхности тундровых почв повсеместно формируются грубогумусовые и оторфованные горизонты мощностью до 10 см. Ниже залегает голубоватый глеевый горизонт с охристыми пятнами.

Численность и распределение микроорганизмов по генетическим горизонтам определяются почвенно-климатическими характеристиками. Почвы тундры и средней тайги отличаются бедностью таксономического состава микроорганизмов, их незначительной численностью и низкой биопродуктивностью. В тундровых почвах преобладают неспорообразующие бактерии, в почвах средней тайги – бактерии и грибы, жизнедеятельность бацилл и актиномицетов угнетена. Богаче и разнообразнее микробоценозы почв южной тайги. Во всех изучаемых почвах доминируют бактерии-гетеротрофы, доля которых может достигать 99,7% от почвенной микрофлоры.

Загрязнение углеводородами приводит к нарушению функционирования и изменению свойств биотических и абиотических компонентов почв. Анализ дерново-подзолистых почв южной тайги показал, что при загрязнении возникает ряд морфологических и агрохимических изменений, которые проявляются в распределении и размерах конкреций, появлении буровато-маслянистых оттенков в общей цветовой гамме, увеличении количества органического углерода, снижении запасов питательных веществ.

Деградация углеводородов в почвах протекает в три этапа, длительность которых для разных природно-климатических зон будет отличной.

Зона южной и средней тайги

Первый этап. Длится 1-1,5 года. Зона средней тайги характеризуется физико-химическими процессами, включающими распределение углеводородов по почвенному профилю, испарение, вымывание, ультрафиолетовое облучение. В итоге через 3 месяца инкубации в почве остается их не более 20%.

Наиболее интенсивно разрушаются н-алканы C_{12}-C_{16}, полностью исчезающие к концу первого года инкубации. В результате первичного окисления появляются алифатические и ароматические, простые и сложные эфиры, карбонильные соединения типа кетонов. Поскольку биоактивность почвы в первые дни резко снижена, окисление в значительной степени обусловлено физико-химическими факторами самоочищения. Особенно велика роль солнечной радиации. Исследования остаточных загрязнений с инкубацией 1-3 мес. показали, что трансформация углеводородов (за исключением н-алканов C_{12}-C_{16}) не носит деструктивного характера, но качество окисленного продукта более благоприятно для дальнейшей его минерализации уже биохимическим путем.

Этот период необходим почвенному биоценозу для адаптации к изменившимся условиям среды. Почвенная биота в начале значительно подавлена, затем численность определенных групп повышается. Наиболее чутко на загрязнение углеводородами реагируют углеводородокисляющие бактерии, появляющиеся уже через несколько дней после их поступления. Их максимум приходится на первые полгода и остается выше фона до 2 лет (зоны средней и южной тайги). Изменение количества углеводородокисляющих бактерий вполне сопоставимо с изменением количества парафиновых углеводородов. Очевидно, после 3 мес. инкубации доминируют биохимические процессы, хотя химическое окисление, катализируемое минеральной составляющей, может достигать 50% от всей совокупности биохимических изменений углеводородных структур.

Наряду с углеводородокисляющими бактериями микромицеты и актиномицеты выполняют важную физиологическую функцию в сообществах, осуществляя вместе с неспороносной микрофлорой деструкцию попавшей в почву органики на первых этапах ее разложения в почве. Роль микромицетов, особенно дрожжей, состоит не только в биодеструкции и ассимиляции углеводородов, но и синтезе липидов и внеклеточных полисахаридов.

В естественном почвенном микробиоценозе существенную, а иногда и ведущую роль играют водоросли, в т.ч. и в процессах утилизации углеводородов. Наибольшей толерантностью к ним обладают сине-зеленые и зеленые водоросли. Внеклеточные выделения цианобактерий и их клеточная биомасса положительно влияли на рост микобактерий.

Второй этап. Длится 3-4 года. К 4-му году инкубации первоначальный облик загрязнений полностью изменяется. Он характеризуется возросшим количеством метанонафтеновых фракций, снижением количества нафтеноароматических углеводородов и смол, что объясняется процессами частичной биохимической деструкции сложных гибридных молекул смолисто-асфальтенового ряда, а также новообразованиями алифатических структур за счет моно- и бициклических соединений нафтеноароматического ряда. Очевидно, второй этап деградации характеризуется биохимическими изменениями практически всех групп углеводородов.

Хроматографический анализ метанонафтеновых фракций показал, что лишь 23,5% н-алканов C_{17}–C_{30} характеризуются четким снижением их доли в составе ОН, что объясняется разнообразием структур в исходном ксенобиотике, а также появлением метаболитов – углеводородов различной степени окисленности. Определенную роль играет и существование нескольких путей биохимического окисления. На данном этапе происходит и уменьшение циклопарафинов, о чем свидетельствуют хроматограммы с периодом инкубации 2-4 года, на которых площадь углеводородного загрязнения изменяется с 346 до 144 $см^2$. Результаты газожидкостной хроматографии показывают, что наиболее информативными показателями деградации насыщенных алифатических структур являются отношения суммы четных н-алканов к нечетным, пристана к фитану и суммы пристана и фитана к сумме н-гептадекана и н-октадекана. Последнее из указанных соотношений, так называемый коэффициент биодеградации, имеет тенденцию к увеличению. Он начинает работать только на стационарной фазе инкубации, которая достигается к концу первого – началу второго этапа, когда основные физические факторы сведены к минимуму.

Если в спектре исходной смеси углеводородов резко доминируют полосы поглощения С-Н и С-С – связей, то ко второму этапу деградации приобретают устойчивые полосы поглощения в областях 1000-1300 $см^{-1}$ (С-О, С-N, N-H, S=O) и 1700-

1740 $см^{-1}$ (C=O, O-C=O), т.е. углеводородным загрязнениям присущ разнообразный и широкий спектр поглощения O-S-N-содержащих структур. Одновременное появление различных по окисленности алифатических и ароматических структур объясняется многообразием единого процесса трансформации столь сложного по составу загрязнителя. Биохимическое окисление углеводородов – динамический процесс, в котором отдельные компоненты хотя и расщепляются одновременно, но с различными скоростями. Расчеты Дп.п. кислородных групп (1170, 1250-1290, 1700-1740 $см^{-1}$) показали, что максимальные их значения наблюдаются в загрязнителях 2-летнего (южная тайга) и 3-летнего (средняя тайга) периодов инкубации. Существенная особенность второго этапа деградации – разрушение ароматических C-C связей, о чем свидетельствуют снижение оптической плотности до 1605 $см^{-1}$ (суммарная ароматика) и изменение соотношений этой величины в триплете 750, 815, 875 $см^{-1}$ (моно- и полициклическая ароматика).

Для исходного состава углеводородных загрязнителей характерен большой набор ароматических углеводородов – от низкомолекулярных до полициклических со структурой 3,4-бензпирена, представленных алкилзамещенными структурами. Нафталины и фенантрены в основном ди- и триалкилзамещенные, пирены и бенз(а) пирены – моно- и дизамещенные. Во время 2-летней инкубации происходит относительное увеличение доли ароматических углеводородов в составе хлороформных экстрактов, что сопровождается изменением их состава – к концу 2-го года полностью исчезают моно- и бициклические углеводороды. Уменьшения ангулярных конденсированных соединений типа хризена $C_{18}H_{12}$, 3,4-бензпирена $C_{20}H_{12}$ не наблюдается, а доля пирена $C_{16}H_{10}$ через 3 года после разлива почти в 2 раза возросла против его доли в исходных углеводородах (*рис. 1*).

Второй этап характеризуется увеличением общей численности микроорганизмов, в особенности грибов, актиномицет, споровых и неспорообразующих бактерий. Источником их питания являются метанонафтеновые и ароматические углеводороды, а активность и разнообразие состава микрофлоры коррелирует с удлинением цепи алканов.

После периода угнетения и адаптации наибольшую активность на втором этапе развивают актиномицеты. Наряду с микромицетами, они занимают доминирующее положение в нефтеокисляющем гетеротрофном микробоценозе почвы, обладая более широким спектром ферментативного воздействия на нафтеноароматические структуры, чем углеводородокисляющие бактерии.

По условиям биодеградации второй этап является соокислительным – соединения, которые не могут быть окислены прямо, атакуются ферментативно с помощью определенных структур, способных поддерживать рост микроорганизмов. По-видимому, соединения группы длинноцепочечных алканов являются ростовыми субстратами.

Конец второго этапа характеризуется снижением численности микроорганизмов. В районе южной тайги на 4-й год общее количество микроорганизмов в контроле и опыте было приблизительно одинаково.

Конечным результатом второго этапа биодеградации, когда в них остаются только сложные в основном полициклические и гетероциклические соединения, являются полная утилизация углеводородов, включение их в нормальный биологический цикл в составе клеточной биомассы почвенной микрофлоры и частично в виде свободных CO_2 и H_2O как традиционно конечных продуктов аэробных биологических процессов. Отрицательным моментом является частичное накопление в почвах и фитомассе канцерогенной полициклической части углеводородов, для биодеградации которых, очевидно, потребуется многократный цикл естественного биологического круговорота органических компонентов в системе растения – почвенный микробиоценоз.

Третий этап. Время его начала определяется по исчезновению исходных и вторичных парафи-

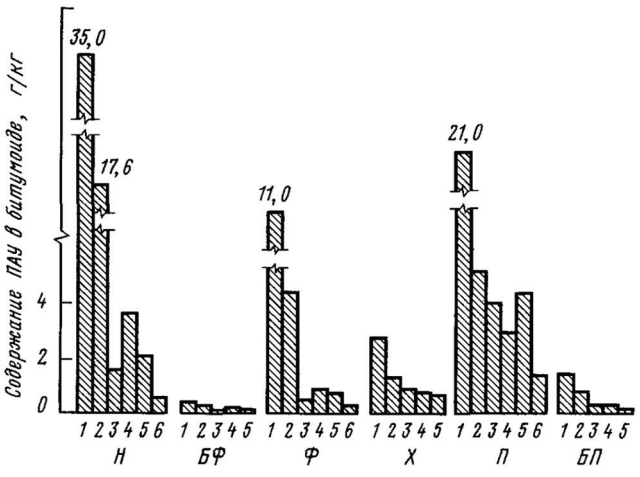


Рис. 1. ***Изменение во времени содержания полициклических углеводородов в загрязненной почве (площадка «Обь» в Среднем Приобье)*** *(по данным А.А. Оборина):* Н – нафталины, БФ – бензфлуорены, Ф – фенантрены, Х – хризены, П – пирены, БП – 3,4-бензпирены; 1 – исходная смесь углеводородов; остаточная смесь углеводородов после загрязнения: 2 – через 1 год, 3 – 2 года, 4 – 3 года, 5 – 4 года; 6 – битуминозное вещество незагрязненной почвы.

новых углеводородов. Для зоны средней тайги начинается через 2-2,5 года после разлива нефти.

Люминесцентно-битуминологические исследования на 6-й год инкубации смеси углеводородов в почве показали, что загрязненные дерново-подзолистые почвы отличаются от фоновых повышенным содержанием органических веществ, растворимых в хлороформе. Низкие фоновые показатели позволяют не учитывать исходную органику почв в составе выделенных битумоидов и классифицировать их как гумифицированные разности углеводородов. По структурно-групповому составу выделенные битумоиды резко отличаются от исходного состава смеси углеводородов с низким содержанием метанонафтеновых и высоким содержанием смолистых фракций. Очевидно, что во время биодеградации микроорганизмы продуцируют смеси углеводороды различного молекулярного веса и химической структуры. Возросшее количество полярных компонентов можно объяснить процессами гумификации, превращения их в почвенные органогенные комплексы. Несмотря на длительный срок инкубации смеси углеводородов, по структурно-групповому составу выделенные органические вещества еще отличаются от фоновых.

Выделенные н-алканы этого периода, идентифицируются как углеводороды растительного происхождения (горизонт A_0). В нижележащих горизонтах н-алканы отсутствуют вообще, нафтеновые смеси углеводороды присутствуют в виде следов.

Особое место в деградации занимают полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), часть из которых обладает канцерогенным действием. Контроль состояния почв по содержанию 3,4-бензпирена (БП) – наиболее сильного канцерогена – показал, что его количества в 3,9 (горизонт A_0), 3,3 (A_1) и 2,6 (A_2) раза превышают фоновые величины. Сложность трансформации ПАУ объясняется их стойкостью к микробиологическому расщеплению в климатических условиях южной и средней тайги. Стойкость к ферментативной атаке ингибирует скорость биодеградации в 1000 раз по сравнению со скоростью трансформации нафталина. Длительная ее сохранность способствует накоплению его в биотических компонентах почв.

Анализ хлороформных экстрактов из дерново-подзолистых почв южной тайги 15- и 25-летней давности загрязнения показал, что их количество аналогично органике незагрязненных почв. Содержание БП и его гомологов в этих почвах также сходно с их фоновыми количествами. В хлороформных экстрактах этих почв не содержатся загрязняющие углеводороды. С химической точки зрения процесс их разрушения, требующий не менее 25 лет, закончился. Микробиологические исследования показали, что в южной тайге через 15 и 25 лет после аварийной ситуации процентное содержание отдельных изучаемых групп микроорганизмов лежит в пределах фона. Однако эти почвы отличаются резко повышенным содержанием углеводородокисляющих микроорганизмов. Доля этих представителей микробоценоза в почве на глубине 0-10 см достигает 45% (при сроке инкубации 25 лет) и 28,5% (15 лет). Фоновые значения не превышают 0,1%. Зафиксированные изменения неслучайны. В условиях постоянных антропогенных нагрузок происходит адаптация микробоценозов, что сопровождается их изменением. Большую выживаемость и увеличение своей доли в сообществе имеют штаммы, перестроившие свой ферментативный аппарат. В результате повышается их углеводородно-окислительная способность, что, по мнению авторов, служит объективным индикатором состояния микробоценозов.

Сроки естественного восстановления загрязненных почв значительно увеличиваются при сжигании загрязняющей смеси углеводородов. Исследования на сожженных участках показали образование канцерогенных веществ при пиролитических процессах. Даже через 7 лет после сжигания загрязнений, образовавшихся в результате аварийной ситуации, на поверхности торфа концентрация ПАУ, люминесцирующих в области 400-404 нм, почти в 2 раза превышает таковую в свежезагрязненных образцах торфа. На площадках, где до аварийной ситуации был низкорослый заболоченный лес, практически отсутствовала растительность. Зарастаемость площадки через 9 лет после аварии и сожжения загрязнений не превысила 20%. Фитоценоз представлен пушицей, осокой, сусаком, на обваловке растут иван-чай, камыш озерный. Древесная растительность отсутствует. Следовательно, при сжигании не только увеличивается токсичность почв, но и затормаживается сам процесс их восстановления.

Зона лесотундры

Изучение процесса самоочищения почв от углеводородных загрязнений в зоне лесотундры осуществлялось на экспериментальных участках, заложенных на территории стационара «Лабытнанги» (Тюменская обл.). В качестве загрязнителя в почву вносилась смесь углеводородов Федоровского месторождения в двух вариантах: 2,78 л/м^2 (малая нагрузка) и 27,3 л/м^2 (большая нагрузка).

Почвы субарктической зоны относятся к тундровым глеевым оподзоленным иллювиально-железистым почвам. Они развиваются по типу тундрово-глеевых с резко выраженными процессами оглеения и восстановления соединений железа с образованием подвижных закисных форм. Перемещению железа и других элементов по профилю препятствуют слабая водонепроницаемость глинистых почв и близкое залегание слоя мерзлоты, который является водоупорным горизонтом. На более водопроницаемых почвах создаются условия для незначительного перемещения продуктов почвообразования, что приводит к формированию оподзоленных и иллювиальных горизонтов.

В профиле таких почв под небольшим слоем растительных остатков в 1-2 см выделяется тонкий оподзоленный горизонт мощностью 3-5 см. Ниже располагается иллювиальный горизонт, обогащенный железом и гумусом. Нижняя граница иллювиального горизонта достигает 25-30 см и реже 40 см. Все почвенные горизонты имеют признаки оглеения. В понижениях рельефа, где наблюдается сильное переувлажнение застойными водами, развиваются тундровые торфяно-глеевые почвы. Мощность торфяного слоя составляет до 70 см, торф характеризуется малой степенью разложения. Минеральные горизонты сильно оглеены. Влажность верхнего торфяного слоя достигает 449,66% от полной влагоемкости, а нижнего глеевого слоя колеблется от 21,49% до 25,46% от полной влагоемкости.

Анализ динамики изменения загрязняющих углеводородов в лесотундровой почве начинали на третий день инкубации. По данным ИК-спектроскопии биохимическое окисление привело к определенным изменениям качества первичного состава углеводородов. Их спектр данного периода характеризовался полосами поглощения карбонильных, эфирных и сложноэфирных групп (1170, 1250-1290, 1700-1705 $см^{-1}$). Незначительные изменения оптических плотностей полос поглощения метильных групп, а также алифатических и ароматических С–С связей (720, 750, 818, 875, 1380, 1460 $см^{-1}$) свидетельствуют об отсутствии процессов активной трансформации загрязняющих углеводородов. За прошедший инкубационный период более вероятно первичное окисление метильных групп различных структур.

Через четыре года после аварийной ситуации остаточная часть загрязнений углеводородами характеризовалась преобладанием в ней метанонафтеновых углеводородов и незначительным количеством смолисто-асфальтеновых фракций. Данные, полученные методом тонкослойной хроматографии, свидетельствуют о том, что остаточные загрязнения этого периода хотя и отличается от исходных, но по своему фракционному составу далеки и от органического вещества незагрязненных почв.

По данным газожидкостной хроматографии метанонафтеновые углеводороды характеризуются значительным содержанием н-алканов. По соотношению нормальных алканов ($нС_{17}$+$нС_{18}$) к изопреноидам ($С_{19}$+$С_{20}$) загрязнения этого периода мало отличаются от исходных. О незначительной преобразованности состава этих загрязнителей свидетельствуют и данные ИК-спектроскопии, хотя некоторое снижение оптических плотностей в области 720 и 1460 $см^{-1}$ свидетельствует об укорачивании полиметиленовых цепочек углеродных скелетов, а снижение оптической плотности полос поглощения 1170, 1250-1270 и 1700-1750 $см^{-1}$ свидетельствует об определенной степени минерализации наблюдаемой на данном этапе у углеводородов остаточных загрязнений. Исследования, проведенные через год, показали, что численность основных физиологических групп микроорганизмов была ниже фонового уровня, кроме численности гетеротрофных бактерий.

Через четыре года в почве преобладали гетеротрофные микроорганизмы. Их максимум был зафиксирован в верхнем горизонте варианта с большой нагрузкой, меньше – в верхнем горизонте со слабым типом загрязнения и самое низкое – в верхнем горизонте контрольного варианта.

Микромицеты обнаружены в незначительном количестве только в верхних слоях, причем максимальная их численность в процентном отношении зафиксирована в контрольном варианте – 0,34% от общего количества, меньше – в варианте опыта с малой нагрузкой углеводородных загрязнений 0,29% и минимум – 0,01% в варианте с большой антропогенной нагрузкой.

Актиномицеты единично обнаружены в верхних горизонтах контроля и варианта опыта с большим уровнем загрязнений. Количество углеводородокисляющих микроорганизмов в опытном варианте больше, чем в контрольном. В контрольном варианте углеводородокисляющие микроорганизмы обнаружены только в нижнем горизонте и составляли 0,01% от общей численности. Самое большое количество окисляющих микроорганизмов зафиксировано в варианте с малым уровнем загрязнений.

В результате проведенных исследований была обнаружена статистически достоверная коррелят-

ция между составом углеводородного загрязнениям и численностью микроорганизмов с гетеротрофным типом питания.

Продолжение этих исследований в Республике Коми было осуществлено уже на участках, пострадавших в результате аварийных ситуаций, отличающихся возрастом загрязнений и показало, что в целом, схема сукцессионных преобразований углеводородов в почвах крайне северной тайги и в зоне тундры идентична выше представленной. Главным отличием была длительность этапов самоочищения (*рис. 2*). Схема сукцессионного преобразования почвенного микробоценоза была разработана с учетом данных по динамике смены доминирующих трофических групп почвенной микробиоты на фоне изменяющейся структуры нефти, пополнена данными по изменению ферментативной активности почв и выстроена с учетом фаз активизации отдельных групп ферментов и трофических групп микроорганизмов по этапам.

После аварийных ситуаций, когда концентрация загрязнения превышает 40-50%, погибает 100% растительности, почвенная микробиота находится в угнетенном состоянии (фаза полной репрессии).

Среди трофических групп отсутствуют олигонитрофиллы, снижено на 4-5 порядков по сравнению с незагрязненной почвой количество аммонификаторов, нитрификаторов и олиготрофов. Численность углеводородокисляющей микрофлоры так же сразу не возрастает, высокие дозы загрязнения токсичны для всего сообщества микроорганизмов почвы, в т. ч. и для углеводороддеструкторов. Состав нефти подвергается на этом этапе постепенному изменению за счет процессов физического очищения (выветривания). В этот период из почвы «уходят» мобильные водорастворимые фракции. Поверхностные загрязнения подвергается большим изменениям, чем те, что находится в толще почвенного субстрата. На поверхности почвы формируется слой полуокисленной нефти (*рис. 3*), препятствующий проникновению в толщу почвы воздуха и воды.

В процессе физического самоочищения почвы, когда доминируют процессы выветривания (испарение легких и вымывание из почвы подвижных водорастворимых фракций), постепенно изменяется состав остаточного загрязнения. На фоне этого происходит постепенная активизация резистентных групп почвенной микробиоты. На первый план по численности выходит группа аммонификаторов, многие из которых, как правило, относятся к активным углеводороддеструкторам. Развитие растений все еще подавлено (*рис. 4*).

Завершение резистентной стадии очищения почв от углеводородных загрязнений характери-

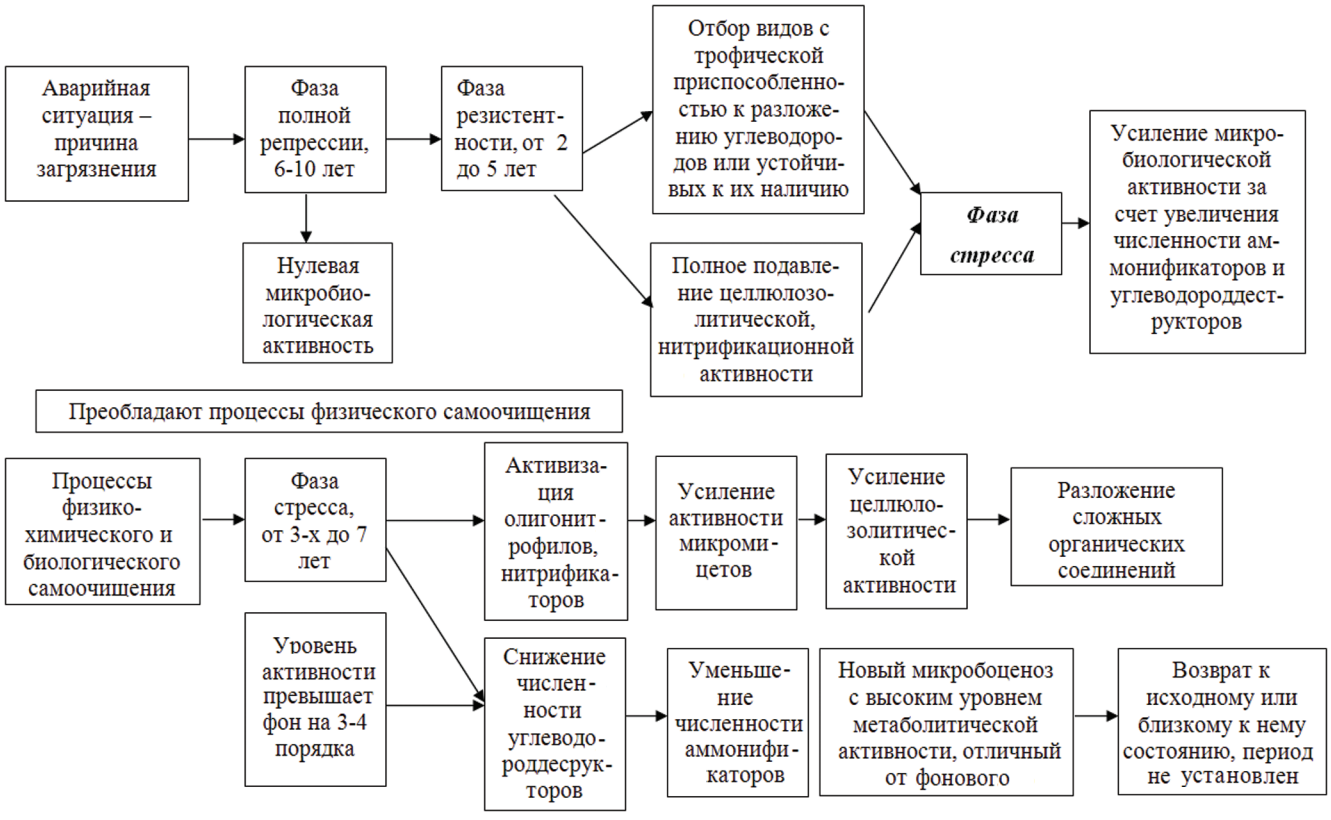


Рис. 2. ***Последовательность и длительность изменения микробиологических параметров загрязненных нефтью почв после аварийных ситуаций, в условиях Крайнего Севера.***



Рис. 3. ***Усинское месторождение.***
Через 6 лет после события. Глубина пропитки нефтью до 75 см. Уровень загрязнения до 500 мг/г. Активность микробоценоза почти нулевая, растительность мертвая.



Рис. 4. ***Возейское месторождение.***
Срок загрязнения – около 10 лет, нефть полуокисленная. Глубина пропитки нефтью до 20-30 см, концентрация – 350 мг/г, слой нефти на поверхности – до 12 см. Биоактивность почвы низкая.



Рис. 5. ***Возейское месторождение.***
Возраст загрязнения – 15 лет. Глубина пропитки нефтью – до 15 см, концентрация – 250 мг/г. Состояние биоты – переход от резистентной к фазе стресса. Активность микробоценоза – высокая. Частичное зарастание растительностью.



Рис. 6. ***Участок 20 летнего загрязнения через 3 года после рекультивации.***
Завершение фазы стресса. Интенсивное зарастание травами, уровень загрязнения – около 25 мг/г.



Рис. 7. ***Участок 26 в районе ЦДНГ-4 через год после рекультивации и сдачи участка.*** *Почва чистая, происходит рост высеянных злаков, канал используется для локализации и сбора избытка нефти.*



Рис. 8. ***Участок 58 через год после рекультивации.*** *Концентрация нефти 10-45 мг/г.*



Рис. 9. ***Отводной канал на участке 32 через 6 лет после завершения работ.*** *В воде нет нефти, отсутствуют радужные пленки.*



Рис. 10. ***Участок 33. Восстановление земель на участках с торфяно-подзолистыми почвами с высевом злаков.*** *Злаки могут образовать устойчиво развивающиеся искусственные посевы.*



Рис. 11. ***Участок 17 (103 км).*** *Восстановление растительности без предварительного осушения участка идет по пути возобновления естественной растительности.*



Рис. 12. ***Участок 25.*** *На участке восстановилась естественная осоковая растительность.*

зуется резким усилением микробиологической активности, когда численность различных групп микроорганизмов превышает фон на 4-5 порядков (стадия стресса). При этом увеличивается и биоразнообразие почвенной микрофлоры. Подавленные ранее группы почвенной микрофлоры по численности достигают значений 10^{6-7} кл/1 г в.с.п., по-прежнему высокой остается численность углеводородокисляющей микрофлоры и аммонификаторов (10^{8-9}). Резко возрастает уреазная и дегидрогеназная активность почвы. Начинается возобновление растительности (*рис. 5*).

На последнем этапе самоочищения происходит разложение сложных органических соединений как углеводородного, так и растительного происхождения, постепенно снижается численность углеводородокисляющей и аммонифицирующей микрофлоры. Но что характерно для участков, восстановившихся после углеводородных загрязнений как самостоятельно, так и после рекультивационных работ – структура нового микробоценоза сильно отличается от естественного еще длительное время, метаболитическая активность почвы значительна по сравнению с фоновой. Рост растений происходит нормально и на этом этапе уже они начинают активно участвовать в процессах дноочищения почвы от углеводородов (*рис. 6*).

Микробиологические и биохимические характеристики почвы вместе с данными о составе углеводородных загрязнений и характере растительного покрова достаточно убедительно отражают реальное состояния загрязненных участков и явились основой для обоснования планируемых природовосстановительных работ. Это дает возможность определить оптимальный комплекс биотехнологических приемов рекультивации для получения наилучшего результата. На этапе завершения рекультивационных работ и приемки земель применение методов микробиологического контроля позволяет оценить и потенциал дальнейшего самовосстановления участков, скорость доочистки почвы от остаточной нефти. Рассмотрим это на конкретных примерах

Приоритетные направления рекультивации загрязненных нефтью земель на Севере

Объекты нефтеразливов на территории обследованного, Усинского района (Республика Коми), так же, как и в других районах Севера, объективно отличаются по целому ряду параметров. Это возраст разливов, масштабность загрязнения (концентрация нефти и глубина ее проникновения в почвы), и сами почвы. От этого зависят и степень сложности работ на участках рекультивации, и эффективность разнообразных технологических подходов.

В зависимости от давности нефтяного разлива находится такой важный параметр, как качественный состав остаточной нефти, определяющий в результате и потенциальную способность почв к дальнейшему самовосстановлению. Для природных условий района исследования мы выделили участки свежих разливов (1-5 лет), участки среднего возраста загрязнения (5-15 лет) и участки старых нефтеразливов (более 15 лет).

Послеаварийные участки и объекты раннего возраста загрязнения характеризуются тем, что практически полностью уничтожен растительный покров, уровень нефтяного загрязнения может быть значительным и достигать 50% и более. Активность микробоценозов практически нулевая, доминируют процессы физического очищения почв – вымывание водорастворимых и испарение летучих соединений. Длительность этого периода – в среднем 4-6 лет. Однако при высоком исходном уровне нефтяного загрязнения известны случаи, когда достаточная без дополнительного вмешательства человека активизация естественных процессов очищения почв наступает и более, чем через 20 лет. При рекультивации на таких объектах эффективны только комплексные приемы: удаление поверхностной нефти с последующим фрезерованием и применением минеральных удобрений, в ряде случаев и микробных препаратов. Длительность работ может достигать 2-3 полевых сезона. Устойчивое развитие растений здесь наступает только через 3-5 лет. Примером таких объектов в Усинском районе были участки аварийного разлива нефти 1994 года. Среди реализованных технологических подходов здесь наилучшим образом себя показали следующие приемы.

На этапе технической рекультивации при необходимости уборки нефти с поверхности заболоченной почвы эффективным был прием *драгирования* (сгребание нефти с заболоченного участка с помощью специально сконструированного устройства) без захода тяжелой техники на участок. Нефть сгребали в траншеи, расположенные по периметру участка, по мере накопления откачивали с помощью нефтесборного оборудования и вывозили на вторичную переработку. Технология эффективна на торфяниках, где после нефтяного разлива сохранен режим увлажнения. Одной из особенностей вертикальной миграции нефти по почвенному профилю является то, что она будет проникать в массу почвы до тех пор, пока не натол-

кнется на воду или водоупорный горизонт почвы. Соответственно, если почвы, подвергающиеся загрязнению, характеризуются избыточным увлажнением, глубина проникновения в них нефти будет незначительной. После драгирования основная масса нефти оказывается убранной. Биовосстановлению подвергают почву с уровнем остаточного загрязнения в слое 0-20 см не более 50 мг/кг. При такой концентрации нефти активизация естественной нефтеокисляющей микрофлоры происходит достаточно быстро, чему способствует и внесение минеральных удобрений, а восстановление растительного покрова идет за счет естественных болотных видов трав.

На затопленных участках, которые образовались после локализации нефтяного пятна, проводили уборку нефти с поверхности воды путем *локализации боновыми заграждениями* с последующей откачкой с помощью нефтесборного оборудования. Дальнейшую очистку почвы вели путем активизации десорбции нефти путем увеличения уровня растворенного в воде над загрязненной почвой кислорода. Всплывающую нефть так же последовательно убирали с поверхности воды. Уровень растворенных углеводородов здесь снижали за счет использования микробного препарата и минеральных удобрений на фоне поддержания высокого содержания кислорода в воде. Дальнейшее восстановление участка шло за счет развития естественной растительности после спуска очищенной от растворенных нефтепродуктов воды на ландшафт.

Очень сложно восстанавливать сухие участки раннего возраста загрязнения. Глубина пропитки здесь может достигать метра и более. В практике рекультивационных работ в качестве приема часто фигурирует *уборка замазученного слоя почвы*. Здесь достаточно сказать, что даже если убрать 20 см загрязненного грунта с площади в 1 га, объем новообразованного нефтешлама будет 2000 м^3 , которые надо где-то разместить, а затем утилизировать. Этот прием мы в контексте статьи даже не рассматриваем, считая его одним из самых неудачных решений вопроса о ликвидации масштабных разливов нефти. Вероятнее всего подобные участки резонно восстанавливать путем частичного отмыва верхнего слоя почвы водой с биобезопасными видами поверхностно-активных веществ с последующим биовосстановлением верхнего же слоя путем фрезерования и биоремедиации. Однако концентрация нефти в нижних горизонтах может оставаться существенной, и определять потенциальную опасность распространения загрязнения горизонтально по почвенному слою. Локализация их будет наиболее оптимальным решением вопроса о снижении вредного воздействия на сопредельные территории. Восстановление растительности на подобных участках целесообразно за счет высева многолетних злаков.

Послеаварийные участки среднего возраста загрязнения (от 5 до 15 лет) характеризуются еще достаточно высоким содержанием нефти. В условиях Севера, как правило, нефть за это время претерпевает изменения только в верхнем слое почвы, глубиной не более 5 см. Визуально это фиксируется наличием на поверхности битумных корок. В составе нефти из верхних слоев почвы практически отсутствуют водорастворимые фракции. Увеличивается массовая доля тяжелых парафинов и полиароматических соединений. Уменьшается массовое соотношение между гетероциклическими и углеводородными соединениями. На этом этапе работают физико-химические факторы самоочищения. Уже выражена микробиологическая активность почв. В микробоценозе происходит отбор видов с трофической приспособленностью к разложению углеводородов или устойчивых к их наличию. Рекультивация на объектах среднего возраста после загрязнений эффективна по-прежнему только с использованием комплексных методов: сочетание технических или интенсивных агробиологических приемов. При том, что эффективное биовосстановление почвы может на таких участках происходить в результате фрезерования и биоремедиационных приемов. Для очистки более глубоких почвенных слоев в Усинском районе были эффективны мелиоративные приемы – строительство отводных каналов. Частичное осушение участка отводными каналами приобрело особое значение, когда стало необходимо восстанавливать заболоченные участки, практически непроходимые для фрезерной техники. В районе ЦДНГ-4 примерами таких участков были №26, 55, 58, 22, 20 и др.

На участке № 58 (*рис.* 7), который характеризовался крайне высокой степенью заболоченности, загрязнение почвы было значительным не столько из-за наличия поверхностной нефти, сколько из-за большой глубины пропитки нефтью. Здесь перед началом работ в зимний период были выкопаны дренажные траншеи с учетом рельефа местности под уклон участка. В нижней части участка нефть локализовывали и по мере накопления откачивали вакуумбочками с последующим вывозом НСЖ в шламонакопитель. Уровень загрязнения в слое 0-40 см перед началом биовосстановления колебался от 100 до 400 мг/г. Работы по рекультива-

ции заняли 2 полевых сезона. В настоящее время участок в удовлетворительном состоянии, степень проективного покрытия травами – до 95% (*рис. 8*).

Работы по рекультивации заняли 2 полевых сезона. В настоящее время участок в удовлетворительном состоянии, степень проективного покрытия травами – до 95% (*рис. 8*).

Участки старых нефтеразливов (возраст 15-20 лет) характеризуются тем, что в составе остаточной нефти преобладают тяжелые углеводороды и гетероциклические соединения. Происходит резкое усиление активности микробоценоза, что выражается и в аномально высоких показателях ферментативной активности, и в численности микрофлоры основных трофических групп, превышающих фоновые значения на 3-4 порядка. Доминируют процессы биоочищения. Этот этап характеризуется началом устойчивого развития естественной растительности и появлением почвенных беспозвоночных. Рекультивационные мероприятия могут быть сведены к агротехническим приемам (фрезерование почв и внесение минеральных удобрений). Как пример, работы, проведенные в нижней части участка 32 ЦДНГ-4 в 2000 г. (*рис. 9*).

Степень сложности объектов для производства работ объективно связана именно с возрастом разлива. И самыми сложными для восстановления будут участки ранних нефтеразливов.

Концентрация нефти в почве – один из основных параметров, по которым оценивают качество выполненных восстановительных работ. Наши исследования показали, что в причинно-следственной связи и здесь выступает такой параметр, как возраст разлива, определяющий качественный состав нефти и степень воздействия загрязнения и остаточного после рекультивации загрязнения на биоту. На участках свежих нефтеразливов можно выделить диапазоны низкого, среднего и высокого содержания нефти в почве. Со временем эти параметры дают сбой в оценке воздействия на окружающую среду бывшего участка аварии. В учет при оценке состояния участков после восстановительных работ не берется такой параметр, как состав углеводородов. Только их массовая доля. В качестве примера приводим результаты оценки степени токсичности нефти и ее производных для однолетних трав. Как можно видеть из приведенных данных (*табл.*), степень токсичности сырой нефти на порядок выше, чем нефти с участка старого нефтеразлива, а токсичность нефтепродуктов (бензина и керосина) в среднем в 100 раз превышает токсичность сырой нефти.

Может быть, следует со временем принять это во внимание и пересмотреть целый ряд оценочных критериев как на этапе приемки выполненных работ, так и на этапе принятия решений перед природовосстановительными работами (разработке проектов рекультивации и экономических расчетов) по содержанию нефти, ее качественному составу и по уровню токсичности для тест-объектов.

Еще один важный критерий, который учитывают в региональных регламентах приемки земель после проведения рекультивации, это тип почвы. Из таблицы видно, что имеется существенная разница в нейтрализации нефтяных загрязнений песком и торфом, что связано с их физическими свойствами. Однако учет типа почв важен также на этапе планирования и производства работ. Тип почвы будет определять направления работ по технической рекультивации и восстановлению растительного покрова.

Характер развития растительности на участках зависит от того, каков уровень увлажнения на момент завершения рекультивации. В качестве примера можно привести участок 33 (ЦДНГ-4). После производства работ по его очистке и последующей биорекультивации на всей площади при отсутствие заболоченности закрепились только высеянные злаки (*рис. 10*).

На тех объектах, где работы выполнялись без строительства отводных каналов характер развития трав иной – на общем фоне снижения загрязнения за счет уборки поверхностной нефти и последующего фрезерования с применением биопрепаратов и минеральных удобрений спустя 2-3 года и несмотря на предварительный высев однолетних и многолетних травосмесей развиваются только естественные сообщества (*рис. 11, 12*).

Наиболее проблемными для очистки и дальнейшего восстановления после аварийных разливов являются глееподзолистые почвы. Несмотря на небольшую глубину проникновения нефти одной уборки ее оказывается недостаточно (участок №3 в районе ЦДНГ-6). После того, как поверхностная

Таблица

Диапазоны токсичности нефти и ее производных для однолетних трав, *мг/г*

Состав углеводородов	*Песок*	*Торф*
Нефть с участка старого загрязнения (возраст 20 лет)	50-90	200-250
Сырая нефть	5-20	20-80
Жидкие парафины	Менее 3	Менее 15
Асфальтены	50	200
Смолы	15	90
Бензин, керосин	0,2	0,5

нефть с участка была удалена, и уровень загрязнения снизился до 25-45 мг/г, на этом участке крайне сложно было обеспечить начало развития высеваемых трав. Нормальное их развитие началось только после нанесения на поверхность минерального грунта тонкого (до 2-5 см) слоя торфа.

Методы восстановления земель и предложения по оценке качества выполненных рекультивационных работ

При масштабных аварийных ситуациях с высоким уровнем загрязнения:

1) локализация, дробление участков на фрагменты путем отсыпки;

2) драгирование; эффективно на заболоченных территориях; способствует практически полному удалению поверхностной нефти;

3) отвод воды эффективен на больших площадях территории верховых болот при мощном слое торфа;

4) агробиологические приемы, включая фрезерование эффективны практически при рассмотрении любого участка на стадии биовосстановления и после уборки поверхностной нефти;

5) создание искусственных посевов из многолетних злаков эффективно только на нормально увлажненных почвах;

6) приемка земель по состоянию растительности и содержанию в воде растворенных нефтепродуктов.

На участках старых разливов, при отсутствии поверхностной нефти и малой глубине пропитки почвы:

1) фрезерование без отвода воды, агрохимические и агробиологические приемы;

2) восстановление растительности за счет естественного потенциала;

3) приемка земель при относительно высоком содержании нефти в почве по миграционным характеристикам остаточных нефтяных соединений.

Сведения об авторах:

Маркарова Мария Юрьевна, к.б.н., с.н.с. лаборатории биохимии и биотехнологии, Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 167982, Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28, тел.: 8 (985) 271-91-96, e-mail: myriam@mail.ru.

Надежкин Сергей Михайлович, д.б.н., проф., завлабораторией применения агрохимических средств, в.н.с. Всероссийского научно-исследовательского института селекции и семеноводства овощных культур РАСХН, начальник Испытательного центра ГНУ ВНИИССОК, 143080, Московская область, Одинцовский р-н, пос. ВНИИССОК, ул. Селекционная, д.14, тел.: 8 (926) 585-56-08, e-mail: nadegs@yandex.ru.

Щемелинина Татьяна Николаевна, к.б.н., научный сотрудник лаборатории биохимии и биотехнологии, Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 167982, Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28, тел.: 8 (8212) 24-52-12, e-mail: tatyanakomi@mail.ru.

УДК 504.3.054

НОРМИРОВАНИЕ ВЫБРОСОВ ВРЕДНЫХ (ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ) ВЕЩЕСТВ В АТМОСФЕРНЫЙ ВОЗДУХ С УЧЕТОМ ИХ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ПОЧВЫ

Т.М. Самухина, Заслуженный эколог России, Москва

В работе описана процедура нормирования выбросов вредных веществ в атмосферный воздух с учетом их воздействия на почвы. Показано, что при разработке экологических нормативов атмосферного воздуха для отдельных территорий в зависимости от их целевого назначения учет воздействия выбросов загрязненных веществ в атмосферу на загрязнение почвы может быть одним из основных направлений.

Ключевые слова: нормирование выбросов, загрязнение атмосферного воздуха, учет загрязнения почвы.

Существующая система нормирования в области охраны атмосферного воздуха, являющаяся предметом государственного регулирования и надзора, основана на нормах права, определенных федеральными законами «Об охране окружающей среды» [1], «Об охране атмосферного воздуха» [2].

Порядок разработки и установления нормативов допустимых выбросов (предельно допустимых и временно согласованных выбросов) загрязняющих веществ в атмосферный воздух определен Постановлением Правительства РФ «О нормативах выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух и вредных физических воздействий на него» [3].

Положение об установлении нормативов выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух распространяется на юридических лиц и индивидуальных предпринимателей, имеющих источники выбросов загрязняющих веществ в атмосферу и осуществляющих в результате своей хозяйственной деятельности эти выбросы.

Методологические основы нормирования выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух при их поступлении в результате хозяйственной деятельности установлены в «Методике расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий» (ОНД-86) [4], в которой определена зависимость формирования загрязнения атмосферного воздуха от многих факторов. К таким факторам относятся:

– состав загрязняющих веществ, поступающих в атмосферный воздух из источников выбросов, их агрегатное состояние;

– количественные показатели содержания конкретного загрязняющего вещества в выбрасываемой из источника выбросов газовоздушной смеси в 20-минутный интервал времени;

– ПДК конкретного загрязняющего вещества в атмосферном воздухе, установленная исходя из безопасности содержания этого вещества в воздухе для человека в месте его проживания;

– геометрические и аэродинамические показатели источников выбросов и газовоздушной смеси;

– метеорологические условия (скорости и направления ветра, температур воздуха), рельеф, характерные для конкретного участка местности.

В соответствии с законодательством России нормативы выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух относятся к нормативам допустимого воздействия на окружающую среду.

Формируемое в результате выбросов загрязняющих веществ хозяйствующими субъектами загрязнение атмосферы ведет к загрязнению почвенного покрова. Чем больше выбросы загрязняющих веществ, тем больше уровень загрязнения атмосферного воздуха и почвы в районе воздействия хозяйствующего субъекта, в результате деятельности которого осуществляются эти выбросы.

Отдельные загрязняющие вещества, не обладающие способностью в силу своих химических особенностей и агрегатного состояния полного рассеивания в атмосферном воздухе, выпадают из загрязненного в результате поступления этих веществ в ходе деятельности хозяйствующих субъектов атмосферного воздуха, в почву, в которой происходит их накопление.

При нормировании выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух определяются ареалы распространения в атмосферном воздухе конкретных загрязняющих веществ, присутствующих в выбросах конкретного предприятия, с уровнем содержания этого вещества на том или ином расстоянии от источников выбросов. При этом Методика [4] учитывает при формировании загрязнения атмосферного воздуха возможность оседания различных видов загрязняющих веществ (газообразных, твердых, аэрозолей) (коэфф. оседания F со значениями от 1 до 3 (1; 2; 2,5; 3), что влияет

на ареалы распределения этих веществ в атмосферном воздухе и, соответственно, в почве.

В тоже время установленные Методикой [4] коэффициенты оседания F, превышающие значение 1, используемые при установлении предельно допустимых нормативов выбросов, ведут к увеличению показателей нормативов предельно допустимых выбросов (ПДВ), так как при расчетах уровня загрязнения атмосферного воздуха по веществам, для которых используется повышенный коэфф. оседания F, уровень загрязнения атмосферного воздуха снижается при прочих равных условиях, влияющих на формирование загрязнения атмосферу.

Исходя из Методики [4] использование повышенных коэффициентов оседания F характерно для аэрозольных и твердых загрязняющих веществ, присутствующих в выбросах. Соответственно, в результате выпадения из атмосферного воздуха накопление в почве происходит именно этих твердых веществ, к которым относятся металлы, в том числе тяжелые.

Учитывая, что в существующей системе нормирования в области окружающей среды отсутствуют положения об установлении для хозяйствующих субъектов нормативов допустимого воздействия непосредственно на почвы (исключение составляет установление нормативов допустимых сбросов загрязняющих веществ со сточными водами на водосборные площади (рельеф местности) и установлении лимитов на размещение отходов производства и потребления), именно результаты работ по установлению нормативов выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух позволяют определить перечень веществ, содержание которых возможно выявить в почве, а также границы и площадь необходимых в тех или иных целях исследований почв.

Необходимо отметить следующий аспект учета загрязнения почвы и загрязнения атмосферного воздуха. На законодательном уровне закреплена необходимость учета при установлении нормативов ПДВ фонового загрязнения атмосферного воздуха, данные о котором формируются при осуществлении мониторинга на стационарных постах наблюдений. Методологически порядок учета при установлении нормативов допустимых выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферу определен Методикой [4]. Формирование фонового загрязнения атмосферного воздуха происходит как в результате выбросов загрязняющих веществ в атмосферу от различных выбросов, осуществляющих деятельность в районе мониторинговых наблюдений атмосферного воздуха, автотранспортных потоков в данном районе, а также при поступлении загрязняющих веществ в воздух из загрязненной почвы (например, пыление с открытых почвенных поверхностей). Необходимо отметить, что определение вклада загрязнения почвы в фоновое загрязнение атмосферы требует отдельных исследований.

В настоящее время мониторинговые исследования фонового загрязнения атмосферного воздуха проводятся по узкому перечню загрязняющих веществ: оксидов углерода, серы, азота, формальдегиду, фенолу и взвешенным веществам). При этом содержание во взвешенных веществах конкретных загрязняющих веществ и соединений не идентифицируется. Поэтому по конкретным веществам, входящим в состав взвешенных веществ, учет фонового загрязнения воздуха при установлении нормативов ПДВ не проводится. Наиболее актуальна данная проблема в районах функционирования литейных производств.

Основным критерием для установления нормативов ПДВ загрязняющих веществ в атмосферу для хозяйствующих субъектов является обеспечение гигиенических и экологических нормативов качества атмосферного воздуха.

Согласно определениям ФЗ «Об охране атмосферного воздуха» гигиенический норматив качества атмосферного воздуха – это критерий качества воздуха, который отражает предельно допустимое максимальное содержание вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе и при котором отсутствует вредное воздействие на здоровье человека, а экологический норматив качества атмосферного воздуха – это критерий качества воздуха, который отражает предельно допустимое максимальное содержание вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе и при котором отсутствует вредное воздействие на окружающую среду.

Существующее нормирование выбросов вредных веществ в атмосферу основано на необходимости соблюдения гигиенических нормативов, установленных для воздуха населенных мест. Использование в качестве критерия экологических нормативов качества атмосферного воздуха практически не реализовано в связи с их отсутствием. В отдельных регионах и на отдельных территориях прослеживается зависимость состояния компонентов окружающей среды (почвы, растительности, поверхностных и подземных вод) от загрязнения воздуха и необходимость разработки экологических нормативов качества атмосферного воздуха и

введения их в качестве ограничивающего и более жесткого критерия для установления нормативов ПДВ очевидна.

Методикой [4], используемой в существующей системе нормирования выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух, введено ужесточение (на уровне коэфф. 0,8) гигиенического норматива качества воздуха в отношении зон санитарной охраны курортов, мест размещения санаториев, домов отдыха, зон отдыха городов и других территорий с повышенными требованиями к охране атмосферы. Однако, практика показала, что введение такого ужесточения недостаточно и не позволяет предотвратить загрязнение и деградацию окружающей среды и ее отдельных компонентов.

Возможность разработки и утверждения более жестких нормативов качества окружающей среды закреплена ФЗ «Об охране окружающей среды», которым такое право предоставлено субъектам РФ. При разработке более жестких нормативов качества окружающей среды, в том числе экологических нормативов атмосферного воздуха, для отдельных участков в зависимости от их целевого назначения учет воздействия выбросов загрязняющих веществ в атмосферу на загрязнение почвы может быть одним из основных направлений.

Литература

1. ФЗ «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7-ФЗ.
2. ФЗ «Об охране атмосферного воздуха» от 04.04.1999 № 96-ФЗ.
3. Постановление Правительства РФ «О нормативах выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух и вредных физических воздействий на него» от 02.03.2000 № 183.
4. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (ОНД-86) утв. Госкомгидрометом СССР, 1986.

Сведения об авторах:

Самухина Тамара Михайловна, Заслуженный эколог России, г. Москва, ул. Болотниковская, д. 33/3, кв. 114, тел.: 8 (926) 607-49-70.

УДК 504.03

О МЕТОДИКЕ СТОИМОСТНОЙ ОЦЕНКИ ВРЕДА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ В СВЯЗИ С ДЕГРАДАЦИЕЙ И ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ПОЧВ

О.Е. Медведева, д.э.н., проф., Государственный университет управления, Москва

В работе изложена методика стоимостной оценки вреда, причиненного окружающей среде в связи с деградацией и загрязнением почв и земель. Методика сформулирована с учетом новейших подходов, применимых в международной практике в данной сфере. Методика заключается в подсчете затрат на очистку почв до приемлемого для конкретного вида использования уровня.

Ключевые слова: оценка вреда окружающей среде, стоимостная оценка вреда, деградация почв, загрязнение почв, прошлый экологический ущерб, затраты на очистку почв.

В настоящее время в России повсеместно наблюдаются процессы деградации почв и земель, их загрязнения и прямого уничтожения. Происходящие процессы во многом вызваны проводимой с начала двухтысячных годов земельной политикой, ориентированной на ослабление природоохранных требований к использованию земли и отказа от государственного регулирования процессов, сохранения и восстановления почв. Согласно основным концептуальным положениям земельной реформы, земельная политика должна быть направлена на формирование эффективного собственника. В качестве основного критерия эффективности признается максимизация доходов и повышение рыночной стоимости земли. При этом земля рассматривается исключительно как объект недвижимости, представляющий собой обычный товар, без учета ее природной составляющей – почвы.

В настоящее время сложилась ситуация, при которой орган, отвечающий за качественное состояние земельных ресурсов на всей территории страны, отсутствует. Старая система земельного контроля сломана. Официальное разграничение полномочий в вопросах действующего в настоящее время контроля качественного состояния земель России по сути дела отсутствует. Все это приводит к положению, описанному пословицей «у семи нянек дитя без глазу».

Экономические и организационные механизмы защиты почв от негативных воздействиях и их восстановления и реабилитации после таких воздействий в стране не развиты или отсутствуют. Правовые нормы, провозглашающие защиту почв и земель, остаются декларациями и не подкрепляются управленческими инструментами, позволяющими их осуществить. Существующие экономические механизмы носят преимущественно фискальный характер. Они заключаются во взимании платежей в виде штрафов и сумм в возмещение ущерба окружающей среде с лиц виновных в нарушении природоохранного законодательства, приводящего к загрязнению и порче земель.

Размер штрафов определен Кодексом РФ об административных правонарушениях нарушениях. Это фиксированные суммы платы за определенные правонарушения. Основной их функцией является финансовое наказание правонарушителей.

Вопрос определения размера вреда намного сложнее. Определение вреда, причиненного почвам, регламентируется Методикой … [1] применяемой для расчета в стоимостной форме размера вреда, в трех случаях негативного воздействия на почвы. К таким случаям относятся:

– химическое загрязнения почв, приводящее к несоблюдению нормативов качества окружающей среды для почв, включая нормативы предельно (ориентировочно) допустимых концентраций химических веществ в почвах;

– несанкционированное размещение отходов производства и потребления;

– порча почв в результате самовольного (незаконного) перекрытия поверхности почв, а также почвенного профиля искусственными покрытиями и (или) линейными объектами.

Размер ущерба определяется по каждому перечисленному выше случаю перемножением такс, приведенных в методике, поправочных коэффициентов, повышающих величину таксы, и показателей, характеризующих вред в натуральном выражении (под таксой понимается нормативная величина, выраженная в денежной форме, применяемая в официальных документах для расчета вреда окружающей среде в денежном выражении). Таксы дифференцируются по почвенно-климатическим зонам и горным поясам, а также классу опасности отходов.

Следует сказать, что методика несовершенна и имеет серьезные пробелы в своем методическом, организационном и правовом обеспечении. Серьезным недостатком методики, вытекающим из-за несогласованности в распределении полномочий между федеральными министерствами и ведомствами в отношении почвы, является не включение в нее случаев причинения вреда почве действиями, приводящими к потере или снижению почвенного плодородия в результате деградации почв. В настоящее время эта проблема достаточно актуальна, так как часто сельхозпроизводители полностью истощают почву применяемыми технологиями. Другие недостатки методики заключаются в следующем.

Методика противоречит действующему природоохранному законодательству. Так в п. 1 ст. 78 ФЗ «Об охране окружающей среды» [2] сказано, что «определение размера вреда окружающей среде, причиненного нарушением законодательства в области охраны окружающей среды, осуществляется исходя из фактических затрат на восстановление нарушенного состояния окружающей среды, с учетом понесенных убытков, в том числе упущенной выгоды, а также в соответствии с проектами рекультивационных и иных восстановительных работ, при их отсутствии в соответствии с таксами и методиками исчисления размера вреда окружающей среде, утвержденными органами исполнительной власти, осуществляющими государственное управление в области охраны окружающей среды».

Методика не предусматривает возможность определения размера вреда, исходя из фактических затрат на восстановление нарушенного состояния окружающей среды. Согласно Методике размер вреда определяется только по таксам. Признание в методическом документе приоритета «таксового» подхода перед «затратным» подходом, указанным в законе, является нарушением закона и в случае определения фактических затрат на восстановление нарушенного состояния окружающей среды, может быть оспорено причинителем вреда почвам. Эту возможность подтверждает и п. 2 той же статьи, согласно которому «на основании решения суда или арбитражного суда вред окружающей среде, причиненный нарушением законодательства в области охраны окружающей среды, может быть возмещен посредством возложения на ответчика обязанности по восстановлению нарушенного состояния окружающей среды за счет его средств в соответствии с проектом восстановительных работ.

Таксы, приведенные в методике, являются нормативными показателями, величина которых не обоснована и не соотнесена с размером причиненного вреда и затрат на устранение последствий причиненного вреда. То же самое относится и к повышающим коэффициентам, на которые умножаются таксы. Применение необоснованных величин соответственно приводит к тому, что размер вреда, определенный по Методике может быть как выше, так и ниже реального вреда, причиненного почвам и природе. В случае занижения размера вреда нарушается принцип полного возмещения вреда. В случае завышения размера вреда, необоснованно наказываются хозяйствующие субъекты, на которые возлагается обязанность заплатить суммы, превышающие причиненный вред. Таким образом, Методика не позволяет рассчитывать величину вреда, адекватную реальным финансовым и материальным потерям общества отсутствуют.

Методология расчета вреда, причиненного почвам, не только противоречит отечественному законодательству, но и не соответствует наилучшей международной практики в данном вопросе, ориентированной на определение затрат по восстановлению природных объектов. В документе, подготовленном Секретариатом Специальной рабочей группы по реализации Программы действий по охране окружающей среды для Центральной и Восточной Европы Природоохранного директората ОЭСР, указывается [3], что в США и странах Евросоюза вред, причиненный окружающей среде, оценивается преимущественно по затратам на его устранение и восстановление поврежденных природных ресурсов и оказываемых ими природных услуг. При этом «объем восстановительных работ может быть обусловлен законом или определяться по усмотрению компетентного органа, исходя из таких критериев как техническая целесообразность, действенность и эффективность». Основной задачей оценки вреда является определение потребностей в восстановлении пострадавших ресурсов (например, площади среды обитания, количества видов и т.д.) или оказываемых ими услуг (например, водоснабжения, отдыха). Поэтому вред может определяться как в стоимостных, так и в натуральных показателях. Методы основанные на подсчете затрат признаются более предпочтительными, чем иные оценки, поскольку соответствующие природоохранные органы могут установить четкие технические требования к устранению загрязнения. Суды также отдают предпочтение оценки вреда

окружающей среде, рассчитанного на основе восстановительных затрат.

У нас в стране оценка вреда окружающей среде проводится исключительно в целях сбора денег и наказания нарушителей природоохранного законодательства. Оценка вреда «сосредоточена не на предотвращении и устранении ущерба, а на начислении и взыскании денежной компенсации государству (по сути, являющейся санкцией). Существует очень мало нормативно-методических документов о порядке определения величины ущерба, потребностей и стоимости восстановления окружающей среды и порядке определения мер по ликвидации последствий загрязнения» [3]. В связи с этим в документе России рекомендуется переориентировать требования о финансовой ответственности нарушителей на восстановление поврежденных природных ресурсов и оценивать экологический ущерб, исходя из потребностей и стоимости восстановления природных ресурсов и оказываемых ими услуг, которым причинен вред [3].

Предпринимателям важно, чтобы предъявляемые им суммы были объективны, не были сильно завышены и не превышали затраты, которые он бы понесли, если бы сам стали проводить рекультивационные и восстановительные работы. Поскольку Методика, утвержденная Минприроды России, не позволяет получить не то чтобы объективные, но и какие-либо разумные оценки, то в случаях предъявления претензий о выплате в возмещение ущерба необоснованно высоких сумм, вопрос об их уменьшении или увеличении (например, при подаче исков муниципальными властями) может быть решен в судах по аналогии с уменьшением кадастровой стоимости земли, рассчитанной по официально утвержденным методикам, на основании отчета об оценке рыночной стоимости земельных участков. Учитывая это, представляется, что вопрос убедительного обоснования получаемых оценок приобретает особую значимость.

В этой связи нами была разработана Методика стоимостной оценки вреда, причиненного окружающей среде в связи с деградацией и загрязнением почв и земель, позволяющая объективно оценивать размер вреда, причиненного почвам, по затратам на его устранение и, соответственно, обоснованно доказывать свою правоту в судебных инстанциях. Разработка Методики была осуществлена коллективом авторов, работающих на факультете почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова и кафедре экономических измерений Государственного университета управления в 2008 г. (А.С. Яковлев, О.Е. Медведева, А.П. Сизов, Г.П. Глазунов, М.В. Гучок). Методика прошла апробацию в процессе судебных решений, принятых о взыскании ущерба, причиненного почвам незаконной добычей песка в одном из субъектов РФ.

Как уже было отмечено методология оценки вреда, заложенная в Методику, основана на подсчете затрат, которые необходимо произвести для восстановления нарушенного качества окружающей среды и устранения причиненного вреда. Нарушенное состояние считается восстановленным при достижении нормативов качества почв, при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда на земельных участках, отнесенных к различным видам использования.

Отклонение от данных показателей признается вредом, который может быть устранен посредством доведения качества почв до нормативных показателей. Предлагаемый алгоритм стоимостной оценки вреда, причиненного почвам, соответствует установкам, содержащимся в ст. 78 ФЗ «Об охране окружающей среды», где в юридической форме изложен способ экономического расчета размера вреда, нанесенного окружающей среде. В соответствии с данной статьей размер вреда определяется «исходя из фактических затрат на восстановление нарушенного состояния окружающей среды, с учетом понесенных убытков, в том числе упущенной выгоды, а также в соответствии с проектами рекультивационных и иных восстановительных работ».

Каждая из приведенных в методике формул построена в соответствии с юридической формулировкой, приведенной в вышеуказанной статье. Для каждого случая вреда дается способ подсчета, связанных с данным вредом, затрат на его устранение. Оценка вреда проводится исходя из двух вариантов возможного восстановления почв:

– почва может самовосстановиться через определенный промежуток времени;

– почва самовосстановиться не может и для ее устранения последствий причиненного вреда требуются специальные восстановительные работы.

При возможности самовосстановления почв размер вреда рассчитывается суммированием затрат на проведение обследования земельного участка, на основе отбора проб, осуществлении лабораторных анализов и выполнении иных работ, связанных с определением размера вреда, расчете затрат на сбор экономических данных,

подсчете размера вреда и потерь продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий за период самовосстановления земель. Потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий за период самовосстановления земель определяется посредством умножения средней на момент проведения расчетов рыночной цены на сельскохозяйственную, лесную и/или иную продукцию на разницу между исходной средней урожайностью сельскохозяйственных (или лесных) угодий до причиненного им вреда и фактической урожайностью сельскохозяйственных угодий после причиненного вреда и на период самовосстановления или консервации почв, начиная с момента установления факта причинения вреда, а также на площадь загрязненных и/или деградированных почв.

При невозможности самовосстановления почв в случаях их загрязнения, эрозии, засоления, заболачивания и нарушения, расчет размера вреда проводится суммированием затрат на восстановление окружающей среды и понесенных убытков, в том числе упущенной выгоды.

К понесенным убыткам относится стоимость уничтоженной или поврежденной почвы, определяемая по средним рыночным ценам на почвы и растительные почвогрунты. Стоимость утраченной почвенной биоты, определяется по рыночным расценкам на ее культурные аналоги [4]. В связи с тем, что в законе не определено кому причинены убытки, расчет вреда проводится в допущении, что в качестве субъекта права, которому причинены убытки, выступает общество в лице субъектов РФ и муниципальных образований (убытки также могут быть причинены правообладателям земельных участков).

К упущенной выгоде относится потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий, определяемая по тем же экономическим подходам, что изложены выше. Потеря продуктивности рассчитывается посредством капитализации годового дохода, получаемого с площади загрязненных и/или деградированных почв.

Коэффициент капитализации, используемый для расчета потерь, равный 0,03 был предложен и обоснован для оценки природных ресурсов, в частности земли, еще в 1983 г. во Временной типовой методике [5]. В настоящее время в зарубежных исследованиях и работах по оценке ущерба данный показатель называется социальной нормой временного предпочтения и рекомендуется в размере 0,01-0,04. Применение пониженного коэффициента капитализации считается обязательным при оценке эффективности социально-значимых природоохранных мероприятий, так как позволяет преодолеть занижение стоимости природных ресурсов из-за процедуры дисконтирования (уменьшения стоимости денег во времени на величину банковского процента).

Основные положения Методики

Областью применения Методики является расчет размера вреда в стоимостном выражении, причиненного окружающей среде в связи с загрязнением и деградацией почв и земель для целей предъявления исков о возмещении вреда и их оспаривания в судах и других целях. Методика предназначена для субъектов хозяйственной деятельности и органов государственной власти субъектов РФ и органов муниципальной власти, для которых необходим расчет размера вреда, причиненного почвам и землям их загрязнением включая загрязнение нефтью и нефтепродуктами, и деградацией, включая снятие почвенного слоя, перекрытие почвенного слоя искусственными покрытиями, захламление почв и земель, снижение и потеря почвенного плодородия.

В основе применяемой методологии оценки вреда лежит принцип расчета затрат на восстановление нарушенного качества почв и земель. Качество почв и земель определяется по нормативам их состояния для разных видов использования земель, при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда. Для целей настоящей Методики вредом, причиненным окружающей среде в связи с загрязнением и деградацией почв и земель, признается отклонение показателей состояния и свойств почв на земельных участках, отнесенных к различным видам использования, от показателей, при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда, согласно *табл.*

Размер вреда, причиненного окружающей среде в связи с загрязнением и деградацией почв и земель в части компетенции Минприроды России определяется в случаях:

1) химического загрязнения почв, включая загрязнение нефтью и нефтепродуктами;

2) технологической (эксплуатационной) деградации, включая нарушения, (в т. ч. запечатывание), физическую деградацию и агроистощение, приводящие к снижению почвенного плодородия;

3) эрозии, включая ветровую и водную;

4) засоления, включая собственно засоление и осолонцевание;

5) заболачивание;

Таблица

Показатели состояния почв, при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда

	Категории земель включая все виды использования	*Загрязнение*	*Технологическая деградация*				*Эрозия*		*Засоление*		*Заболачивание*	*Захламление*
			собственно нарушение	*запечатывание*	*физическая деградация*	*агроистощение*	*ветровая*	*водная*	*собственно засоление*	*осолонцевание*		
I	Земли сельскохозяйственного назначения (за исключением внутрихозяйственных дорог и коммуникаций) Все категории земель, используемые под ведение сельского хозяйства.	ПДК НДОСН*	ОСП**	В пределах нормы	ОСП	ОСП	В пределах нормы***		В пределах нормы		Отсутствие заболачивания	Отсутствие захламления
II	3 Земли населенных пунктов. Все виды ис-пользования за исключением промышленного, коммунально-складского, инженерно-инфраструктурного использования, предназначенного для производственных объектов.	ПДК НДОСН	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы		В пределах нормы		Отсутствие заболачивания	Отсутствие захламления
III	4. Земли промышленности, энергетики, транспорта, связи, радиовещания, телевидения, информатики, земли для обеспечения космической деятельности, земли обороны, безопасности и земли иного специального назначения. 5. Все категории земель, используемые под промышленность, включая санитарно-защитные зоны предприятий, коммунально-складское, инженерно-инфраструктурное и транспортное обслуживание.	Недопущение перехода в сопредельные среды	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы		В пределах нормы		Отсутствие заболачивания	Отсутствие захламления
IV	6. Земли особо охраняемых территорий, за исключением биосферных заповедников	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы		В пределах нормы		Отсутствие заболачивания	Отсутствие захламления
	7. Биосферные заповедники	Фон	Фон	Отсутствие запечатывания	Фон	Фон	Фон		Фон		Отсутствие заболачивания	Отсутствие захламления
V	8. Земли лесного фонда	Недопущение перехода в сопредельные среды	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы		В пределах нормы		Отсутствие заболачивания	Отсутствие захламления
VI	9. Земли водного фонда	Недопущение перехода в сопредельные среды	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы	В пределах нормы		В пределах нормы		Отсутствие заболачивания	Отсутствие захламления
VII	10. Земли запаса	По показателям наиболее вероятного вида предполагаемого использования земель										

* *НДОСН – норматив допустимого остаточного содержания нефти и продуктов ее трансформации в почвах;*

** *ОСП – оптимальное состояние почвы - состояние, при котором достигается максимально-возможная реализация всех экологических и ресурсных функций почв, в соответствии с принадлежностью их к определенной категории земель;*

*** *норма определяется в природоохранном и сельскохозяйственном паспортах качества почв земельных участков, а также актов разрешенного использования земель, или, в случае их отсутствия, на базе экспертных оценок.*

б) захламление земель.

При стоимостной оценке вреда, причиненного окружающей среде прошлой деятельностью предприятий и организаций, используются показатели состояния почв тех категорий земель и видов использования земельных участков, к которым после проведения восстановительных работ будут отнесены загрязненные и деградированные земли (в соответствии о ст.8. Земельного кодекса РФ).

Стоимостная оценка вреда, причиненного окружающей среде в связи с загрязнением и деградацией почв и земель, проводится в следующем порядке:

а) фиксируется факт причинения вреда окружающей среде (почвам и землям);

б) проводится обследование земельного участка, на котором произошло загрязнение и/или деградация почв;

в) по результатам обследования дается количественное и качественное описание причиненного вреда, принимается решение (готовится заключение) о возможности или невозможности самовосстановления почв и необходимости проведения рекультивационных работ;

г) при невозможности самовосстановления почв в течение одного вегетационного периода, определяются мероприятия по восстановлению нарушенного состояния почв и земель до исходного состояния, соответствующего категории земель (при необходимости разрабатывается проект рекультивационных и иных восстановительных работ);

д) После определения мероприятий, необходимых для восстановления деградированных и загрязненных почв и земель, или разработки проекта рекультивационных и иных восстановительных работ проводится стоимостная оценка вреда, причиненного окружающей среде, исходя из затрат, которые необходимо будет произвести в соответствии с перечнем мероприятий или проектом рекультивационных работ;

е) для проведения обследования, подготовки заключения о возможности самовосстановления, разработки проекта рекультивационных и восстановительных работ, сбора экономических данных и проведения расчета размера вреда, причиненного окружающей среде в связи с загрязнением и деградацией почв и земель, привлекаются независимые эксперты и специалисты.

При возможности самовосстановления почв размер вреда в стоимостном выражении рассчитывается по формуле:

$$Вз = Зоб + Зрв + ПП, \qquad (1)$$

где: *Вз* – размер вреда, причиненного окружающей среде в связи с загрязнением и деградацией почв и земель, в стоимостном выражении, руб.; *Зоб* – затраты на проведение обследования земельного участка, отбор проб, осуществление лабораторных анализов и выполнение иных работ, связанных с определением размера вреда, руб.; *Зрв* – затраты на сбор экономических данных и расчет размера вреда; *ПП* – потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий за период самовосстановления земель, руб.

Потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий за период самовосстановления земель определяется по формуле:

$$ПП = ЦП \times (УРи - УРрф) \times Т \times S, \qquad (2)$$

где: *ЦП* – средняя на момент проведения расчетов рыночная цена на сельскохозяйственную, лесную и/или иную продукцию, руб./ед.; *УРи* – исходная средняя урожайность сельскохозяйственных (или лесных) угодий до причиненного им вреда, ед./га; *УРф* – фактическая урожайность сельскохозяйственных угодий после причиненного вреда, ед./га; *Т* – период самовосстановления или консервации почв, начиная с момента установления факта причинения вреда; определяется экспертами, лет; *S* – площадь загрязненных и/или деградированных почв, га.

При невозможности самовосстановления почв в случаях их загрязнения, включая загрязнение нефтью и нефтепродуктами, эрозии, засоления, заболачивания и нарушения, кроме запечатывания, расчет размера вреда в стоимостном выражении проводится по формуле:

$$Вз = Зоб + Зпр + Зр + Зин + Зк + Спч \times Vпч + Сб + ПП, \qquad (3)$$

где: *Вз* – размер вреда в стоимостном выражении, причиненного окружающей среде в связи с загрязнением и деградацией почв и земель, руб.; *Зоб* – затраты на проведение обследования земельного участка, отбор проб, осуществление лабораторных анализов и выполнение иных работ, связанных с определением вреда и мероприятий по восстановлению нарушенного состояния окружающей среды (почв и земель), руб.; *Зпр* – затраты на подготовку проекта рекультивационных и восстановительных работ, руб.; *Зр* – затраты на проведение рекультивационных и восстановительных работ. При устранении последствий нефтяного загрязнения в состав затрат могут входить затраты на сбор разлитой нефти, удаление погибшего леса, биологическую рекультивацию, ликвидацию подземных загрязнений и техногенных залежей нефтепродуктов, ликвидацию нефтешламовых и буровых амбаров,

рекультивацию земель, прилегающих к амбарам, рекультивацию механически нарушенных земель, восстановление леса на нарушенных землях и др., руб.; *Зин* – иные затраты, связанные с проведением восстановительных работ, руб.; *Зк* – затраты на проведение контроля выполненных работ после завершения рекультивации, руб; *Спч* – стоимость уничтоженной или поврежденной почвы, определяемая по средним рыночным ценам на почвы и растительные почвогрунты, руб./м^3; *Vпч* – объем уничтоженной или поврежденной почвы, м^3; *Спч* – стоимость уничтоженной или поврежденной почвы, определяемая по средним рыночным ценам на почвы и растительные почвогрунты, руб./м^3; *Vпч* – объем уничтоженной или поврежденной почвы, м^3; *Сб* – стоимость утраченной почвенной биоты, определяемая по рыночным расценкам на ее культурные аналоги или в соответствии с нормативами, приведенными в [5]; *ПП* – потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий за период проведения восстановительных работ, руб.

При возможности восстановления качества и продуктивности почв до начальных значений потеря продуктивности рассчитывается по формуле:

$$ПП = ЦП \times (УРи - УРрф) \times Т \times S, \quad (4)$$

где: *ЦП* – средняя на момент проведения расчетов рыночная цена на сельскохозяйственную, лесную и/или иную продукцию, руб./ед.; *УРи* – исходная средняя урожайность сельскохозяйственных (или лесных) угодий до причиненного им вреда, ед./га; *УРф* – фактическая урожайность сельхозугодий после причиненного вреда, ед./га; *S* – площадь загрязненных и/или деградированных почв и земель, га; *Т* – период восстановления земель, включая период с момента установления факта причинения вреда до начала восстановительных работ; определяется экспертами при составлении проекта рекультивационных работ, лет.

При невозможности восстановления качества и продуктивности почв до начальных значений потеря продуктивности рассчитывается по формуле:

$$ПП = ЦП \times (УРи - УРрф) \times S/0{,}03, \quad (5)$$

где: *ЦП* – средняя на момент проведения расчетов рыночная цена на сельскохозяйственную (иную) продукцию, руб./ед.; *УРи* – исходная средняя урожайность сельскохозяйственных (или лесных) угодий до причиненного им вреда, ед./га; *УРф* – фактическая урожайность сельскохозяйственных угодий после причиненного вреда, ед./га; *S* – площадь загрязненных и/или деградированных почв; *0,03* – коэффициент капитализации.

При запечатывании почв расчет размера вреда проводится по формуле:

$$Вз = Зоб + Зпр + Зсп + Зр + Зин + Зк + Спч \times Vпч + Сб + Зрв + ПП, \quad (6)$$

где: *Вз* – размер вреда в стоимостном выражении, причиненного окружающей среде в связи с запечатыванием почв, руб.; *Зоб* – затраты на проведение обследования запечатанного земельного участка и определения площади несанкционированного покрытия почвы, руб.; *Зпр* – затраты на подготовку проекта рекультивационных и восстановительных работ (при необходимости), руб.; *Зсп* – затраты на снятие покрытия на запечатанном земельном участке, руб.; *Зр* – затраты на проведение рекультивационных и восстановительных работ на запечатанном земельном участке, руб.; *Зин* – иные затраты, связанные с проведением восстановительных работ, руб.; *Зк* – затраты на проведение контроля выполненных работ после завершения рекультивации, руб.; *Спч* – стоимость уничтоженной или поврежденной почвы, определяемая по средним рыночным ценам на почвы и растительные почвогрунты, руб./м^3; *Vпч* – объем уничтоженной или поврежденной почвы, м^3; *Сб* – стоимость утраченной почвенной биты, определяемая по рыночным расценкам на ее культурные аналоги, руб.; *Зрв* – затраты на сбор экономических данных и расчет размера вреда; *ПП* – потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий за период запечатанности территории и за период проведения восстановительных работ, рассчитывается по формулам (4) и/или (5), руб.

При захламлении почв расчет размера вреда проводится по формуле:

$$Вз = Зоб + Зпр + Зуз + Зр + Зин + Зк + Спч \times Vпч + Сб + Зрв + ПП, \quad (7)$$

где: *Вз* – размер вреда в стоимостном выражении, причиненного окружающей среде в связи с захламлением почв, руб.; *Зоб* – затраты на проведение обследования земельного участка, отбор проб, осуществление лабораторных анализов и выполнение иных работ, связанных с определением вреда и мероприятий по восстановлению нарушенного состояния окружающей среды (почв), руб.; *Зпр* – затраты на подготовку проекта рекультивационных и восстановительных работ, руб.; *Зуз* – затраты на устранение захламления, включая вывоз, утилизацию, переработку (обезвреживание) и/или размещение на полигонах мусора и других отходов производства и потребления, несанкционированно размещенных на земельном участке, руб.; *Зр* – затраты на проведение рекультивационных и восстановительных работ на земельном участке,

после вывоза мусора и других несанкционированно размещенных на нем отходов производства и потребления, руб.; *Зин* – иные затраты, связанные с проведением восстановительных работ, руб.; *Зк* – затраты на проведение контроля выполненных работ после завершения рекультивации, руб.; *Спч* – стоимость уничтоженной или поврежденной почвы, определяемая по средним рыночным ценам на почвы и растительные почвогрунты, руб./м^3; *Vпч* – объем уничтоженной или поврежденной почвы, м^3; *Сб* – стоимость утраченной почвенной биты, определяемая по рыночным расценкам на ее культурные аналоги, руб.; *Зрв* – затраты на сбор экономических данных и расчет размера вреда; *ПП* – потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий за период несанкционированного размещения на них мусора и других отходов производства и потребления и за период проведения восстановительных работ, рассчитывается по формулам (4) и/или (5), руб.

При физической деградации и агроистощении почв, приводящих к снижению почвенного плодородия, расчет размера вреда проводится по формуле:

$$Вз=Зоб+Зпр+Зв+Зин+Зк+Сплод+Сб+ Зрв+ПП, \quad (8)$$

где: *Вз* – размер вреда в стоимостном выражении, причиненного окружающей среде в связи с физической деградацией и агроистощением почв, руб.; *Зоб* – затраты на проведение обследования земельного участка, отбор проб, осуществление лабораторных анализов и выполнение иных работ, связанных с определением вреда и мероприятий по восстановлению нарушенного состояния окружающей среды (почв), руб.; *Зпр* – затраты на подготовку проекта рекультивационных и восстановительных работ, руб.; *Зв* – затраты на проведение восстановительных работ, включая биологическую и иную рекультивацию сельскохозяйственных угодий, руб.; *Зин* – иные затраты, связанные с проведением восстановительных работ, руб.; *Зк* – затраты на проведение контроля выполненных работ после завершения рекультивации, руб.; *Сплод* – стоимость утраченных основных агрохимических элементов почвенного плодородия (NPK) и гумуса почвенного слоя, определяемая по рыночным расценкам на замещающие их минеральные и органические удобрения, руб.; *Сб* – стоимость утраченной почвенной биоты, определяемая по рыночным расценкам на ее культурные аналоги или в соответствии с нормативами, приведенными [5]; *Зрв* – затраты на сбор экономических данных и расчет размера вреда; *ПП* – потеря продуктивности сельскохозяйственных угодий за период проведения восстановительных работ, рассчитывается по формулам (4) и/или (5), руб.

При осуществлении фактических затрат на восстановление нарушенного состояния окружающей среды (почв) за счет государственных и муниципальных средств размер вреда определяется в их объеме с учетом понесенных убытков, включая упущенную выгоду. В том случае, если после проведения восстановительных мероприятий достигаются показатели состояния и свойств почв, при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда, согласно табл., это также должно учитываться.

К понесенным убыткам относится стоимость утраченной или поврежденной почвы и основных элементов почвенного плодородия, определяемых по рыночным расценкам на их искусственные и культурные аналоги. К упущенной выгоде относится потеря продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий, определяемая по формулам (4) и (5).

В случае устранения причиненного вреда и приведение почв в состояние, соответствующее табл., силами лица, причинившего вред, размер вреда признается равным нулю.

При оценке вреда, причиненного окружающей среде прошлой деятельностью предприятий и организаций, в случае санации земель и восстановления качества окружающей среды используются показатели состояния и качества почв тех категорий земель и видов использования земельных участков, к которым после проведения восстановительных работ будут отнесены загрязненные и деградированные земли (в соответствии о ст. 8. Земельного кодекса РФ).

При оценке вреда, причиненного окружающей среде прошлой деятельностью предприятий и организаций, в случае изменения категории земель и вида разрешенного использования используются показатели состояния и качества почв тех категорий земель и видов использования земельных участков, в которые будут переведены загрязненные и деградированные земельные участки.

Технологически невосполнимый и остаточный вред (после завершения восстановительных и иных реабилитационных работ) учитывается посредством включения в расчеты стоимости утраченной или поврежденной почвы, почвенной биоты и основных элементов почвенного плодородия, определяемых по рыночным расценкам на их искусственные и культурные аналоги, а также потери продуктивности сельскохозяйственных, лесных и иных угодий.

Литература

1. Методика исчисления размера вреда, причиненного почвам как объекту охраны окружающей среды», утв. приказом Минприроды России от 08.07.2010 № 238.

2. ФЗ «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7-ФЗ.

3. Экологическая ответственность за ущерб природным ресурсам в ВЕКЦА: внедрение лучшего международного опыта. http://www.oecd.org/dataoecd/59/42/48878610.pdf.

4. Методика исчисления размера вреда, причиненного объектам животного мира, занесенным в Красную книгу РФ, а также иным объектам животного мира, не относящимся к объектам охоты и рыболовства и среде их обитания», утв. приказом МПР России от 28.04.2008 № 107.

5. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды», утв. постановлением Госплана СССР, Госстроя СССР и Президиума АН СССР, 1983.

Сведения об авторах:

Медведева Ольга Евгеньевна, д.э.н., проф., Государственный университет управления, 109451, Москва, Перервинскитй бульвар, д. 8, кв. 363, тел.: 8 (916) 190-31-36, e-mail: medvedeva_o@list.ru.

УДК 502.654

НОРМАТИВНО-ПРАВОВОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ УПРАВЛЕНИЯ И ОХРАНЫ ЗЕМЕЛЬНЫХ РЕСУРСОВ И ПОЧВ

А.П. Сизов, д.т.н., проф., Московский государственный университет геодезии и картографии

В работе рассмотрено правовое регулирование вопросов охраны земель и почв в условиях новой земельной политики в Российской Федерации. Осуществлён анализ новых тенденций в законодательстве, связанных с введением государственного кадастра недвижимости, и выполнен синтез предложений по нормативному обеспечению охраны земель и почв в населённых пунктах.

Ключевые слова: земельные ресурсы, почвы, управление, охрана, нормативно-правовое обеспечение, качество земель и почв.

Правильное решение вопросов рационального использования земельных ресурсов и обеспечения благоприятной окружающей среды для жизнедеятельности человека зависит от глубины понимания соотношения понятий «земля» и «почва». Этой проблеме посвящено значительное количество научных публикаций и методических разработок. Структурно-функциональная роль почв в биосфере в целом и как компонента земель – важнейшего природного ресурса – показана в работах, выполненных под руководством Г.В. Добровольского и др. [1, 2]. Особое значение имеет правовое регулирование вопросов охраны земель и почв. Правовые основы охраны почв, возникающие в связи с ведением земельного кадастра, детально рассматривались в ст. [3]. В настоящей работе делается попытка анализа новых тенденций в законодательстве, связанных с введением в России государственного кадастра недвижимости, и синтеза предложений по нормативному обеспечению охраны земель и почв в населённых пунктах.

1. Основы правового регулирования охраны земель и почв на федеральном уровне

Способы и методы охраны окружающей среды и её компонентов определяются достаточно большим количеством терминов. В целях унификации понятийного аппарата мы структурировали основную терминологию и соподчинение мероприятий по восстановлению и улучшению состояния земель и почв представили в наглядном виде на *рис. 1*.

Вопросы охраны земель и почв регулируются природоохранным и земельным законодательством. ФЗ «Об охране окружающей среды» (2002) в перечень объектов охраны окружающей среды от загрязнения, истощения, деградации, порчи, уничтожения и иного негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности включены, среди прочих объектов, земли и почвы (ст. 4), дефинируемые в ст. 1 как компоненты природной среды [4].

Цели охраны земель установлены ЗК РФ (2001):

– предотвращение деградации, загрязнения, захламления, нарушения земель, других негативных (вредных) воздействий хозяйственной деятельности;

– обеспечение восстановления и улучшения земель, подвергшихся деградации, загрязнению, захламлению, нарушению, другим негативным (вредным) воздействиям хозяйственной деятельности [5].

В ЗК РФ в качестве руководящих принципов земельного законодательства декларируются учёт

Компонент окружающей среды: территория (урбоэкосистема)
Совокупность мероприятий по охране: реабилитация
↓
Компонент окружающей среды: земля
Совокупность мероприятий по охране: рекультивация (кроме того, для земель сельскохозяйственного назначения проводится мелиорация – коренное улучшение земель)
↓
Компонент окружающей среды: почва
Совокупность мероприятий по охране: восстановление (оздоровление)
↓

Негативные процессы	**Мероприятия по охране почв**
деградация (порча и уничтожение плодородного слоя почвы)	землевание
захламление; заражение патогенными микроорганизмами	санация
загрязнение радиоактивное	дезактивация
загрязнение химическое	детоксикация; ремедиация; реплантация
засоление	рассоление
уничтожение почвенной биоты	ревитализация

Рис. 1. ***Систематизация мероприятий по охране земель и почв как компонентов окружающей природной среды.***

значения земли как основы жизни и деятельности человека, представление о земле как о природном объекте, охраняемом в качестве важнейшей составной части природы, природном ресурсе, используемом в качестве средства производства в сельском и лесном хозяйстве и основы осуществления разнообразной деятельности на территории РФ, и одновременно как о недвижимом имуществе, об объекте права собственности и иных прав на землю. Установлен приоритет охраны земли как важнейшего компонента окружающей среды и средства производства в сельском и лесном хозяйстве перед использованием земли в качестве недвижимого имущества. В развитие этих принципов охране земель посвящена отдельная гл. II.

Роль почвы как объекта охраны земель отражена в ст. 13, где в содержание охраны земель включена, во-первых, обязанность собственников земельных участков, землепользователей, землевладельцев и арендаторов земельных участков проводить мероприятия по сохранению почв и их плодородия, а в необходимых случаях – по восстановлению и повышению плодородия почв. Ст. 42 ЗК РФ закреплена обязанность собственников земельных участков и лиц, не являющихся их собственниками, осуществлять мероприятия по охране земель и других природных ресурсов, а также не допускать загрязнение, захламление, деградацию и ухудшение плодородия почв на землях соответствующих категорий. Таким образом, охрана почв является важнейшим из мероприятий по охране земель в аспекте обеспечения нужд сельскохозяйственного производства и ведения лесного хозяйства.

Неустранение совершенных умышленно земельных правонарушений в виде отравления, загрязнения, порчи или уничтожения плодородного слоя почвы, невыполнения обязательных мероприятий по охране почв является одним из возможных оснований прекращения права постоянного (бессрочного) пользования земельным участком, права пожизненного наследуемого владения земельным участком (ст. 45), а также аренды земельного участка (ст. 46). Решение о прекращении прав на земельные участки в данных случаях принимается судом в соответствии со ст. 54 ЗК РФ.

Почва законодательно рассматривалась до 2008 г. в качестве неотъемлемого компонента и земель, и земельных участков. Так, в ранних редакциях ЗК РФ (2001-2008) земельный участок определялся как «часть поверхности земли (в том числе почвенный слой), границы которой описаны и удостоверены в установленном порядке» (ст. 6).

Однако с течением земельной реформы в земельном законодательстве прослеживается чёткая тенденция увеличения внимания к земле как к объекту недвижимого имущества и исключения из данной отрасли права вопросов, связанных с сущностью земли как природного объекта и природного ресурса. Апофеоза данная тенденция достигла в 2007 г., когда был утверждён ФЗ «О государственном кадастре недвижимости», в котором слово «почва» отсутствует вовсе [6]. В 2008 г. ФЗ «О внесении изменений в отдельные законодательные акты РФ в части совершенствования земельных отношений» [7] ЗК РФ был дополнен гл. I.1 с новым определением понятия земельного участка. Теперь это – «часть земной поверхности, границы которой определены в соответствии с федеральными законами» (ст. 11.1). Из понятия земельного участка законодателем вполне сознательно исключён почвенный слой, что фактически приводит к невозможности пространственного, объёмного, трёхмерного рассмотрения земельного участка в качестве составляющей природного объекта и природного ресурса. Представление о земельном участке искусственно сужено законодателем лишь до части поверхности – категории исключительно правовой.

Вопросы охраны земель рассматриваются также в ряде самостоятельных документов. На повышение продуктивности и устойчивости земледелия, обеспечение гарантированного производства сельскохозяйственной продукции направлен ФЗ «О мелиорации земель» (1996), в котором в целях сохранения и повышения плодородия земель предусмотрены мелиоративные мероприятия по улучшению состояния почв [8]. Вопросам изучения состояния земель, оценке качества земель, инвентаризации земель, планированию и организации рационального использования земель и их охраны посвящен ФЗ «О землеустройстве» (2001) [9]. Вопросы консервации земель (юридического оформления факта невозможности их использования до принятия мер по восстановлению состояния) в необходимых случаях в целях предотвращения деградации земель, восстановления плодородия почв и загрязненных территорий регулируются Постановлением Правительства РФ «Об утверждении положения о порядке консервации земель с изъятием их из оборота» (2002) [10]. Специальными методиками (1992-1994) определены типы деградации земель, порядок определения уровня деградации и определения ущерба от деградации почв и земель [11-14]. Мероприятия по рекультивации осуществляются, в соответствии с Постановлением Правительства РФ «О рекультивации земель, снятии, сохранении и рациональном использовании плодородного слоя

почвы» (1994), за счет собственных средств юридических лиц и граждан в соответствии с утвержденными проектами [15]. Порядок рекультивации детально описан в многочисленных нормативных документах [16].

В то же время роль почвы в окружающей среде подчёркивается в ряде нормативно-правовых актов, регулирующих непосредственно вопросы её охраны.

ФЗ «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» (1999) обязывает поддерживать состояние почвы в соответствии с санитарными правилами, обеспечивать уровень их загрязнения не выше ПДК загрязняющих веществ [17]. В его развитие и утвержден СанПиН 2.1.7.1287-03, устанавливающий требования к качеству почв населённых мест и показатели их оценки, а также рекомендации по оценке почв сельхозназначения [18]. В 2006 г. установлены гигиенические нормативы ПДК и ОДК [19, 20].

Мониторингу земель ЗК РФ придан госстатус, повлекший за собой утверждение ряда соответствующих нормативно-правовых документов федерального и регионального уровней [21, 22]. Приоритетной задачей мониторинга земель (ст. 67 ЗК РФ) – своевременное выявление изменений состояния земель, оценка этих изменений, прогноз и выработка рекомендаций о предупреждении и об устранении последствий негативных процессов. В ходе мониторинга производятся определённые данные, которые подлежат систематизации и передаче на хранение в госфонд данных, полученных в результате проведения землеустройства [21]. Структура, объём и сроки их представления определяются Росреестром, а сами данные – использоваться при подготовке государственного (национального) доклада о состоянии и использовании земель в РФ.

До настоящего времени официальной единой системы мониторинговых показателей в РФ не существует, как нет и капитальных методических документов по ведению мониторинга земель. Наименее проработанной областью мониторинга земель остаётся состав картографических материалов, производимых в результате его осуществления. Удивительно, но в положении об осуществлении госмониторинга земель отсутствует даже сам термин «карта» и его производные [21]. Состав картографических материалов, необходимых для оценки состояния земельных ресурсов, был определён ещё на раннем этапе земельной реформы в РФ в виде методических рекомендаций [13], в некоторой степени уже устаревших. Таким образом, проблема картографического отображения результатов госмониторинга земель достаточно актуальна и требует своего решения.

Вопросы экологической оценки и нормирования качества почв рассредоточены в нормативных документах различных отраслей и видов законодательств (природоохранного, земельного, санитарно-гигиенического, сельскохозяйственного, градостроительного, строительного и др.). В большинстве эти документы имеют «технократическую» направленность, обеспечивая соблюдение, в первую очередь, интересов природопользователей, часто в ущерб качеству окружающей среды.

Наблюдающаяся совершенно иррациональная тенденция приоритета ресурсного развития экономики, связанного с усилением эксплуатации природных ресурсов, а также скоротечная переориентация на переход к новым правовым формам землепользования без должного научно-методического и правового обоснования, на фоне малоэффективной системы государственного учёта ресурсов и управления, отмеченные А.С. Яковлевым с соавт. [3], остаются главной причиной катастрофической деградации почв и земельных ресурсов и одной из ключевых проблем обеспечения национальной безопасности России.

2. Особенности правового регулирования охраны земель и почв в населённых пунктах

Охрана земель населённых пунктов – специализированный вид производственной деятельности уполномоченных органов, профильных организаций и хозяйствующих субъектов, заключающийся в осуществлении системы различных мероприятий, направленных на обеспечение экологической безопасности использования земельного фонда населённых пунктов в условиях рационального, высокоэффективного землепользования, а также на защиту земель от отрицательных воздействий разнообразных негативных процессов.

Планирование и организация рационального использования земель и их охраны в населённых пунктах проводятся в соответствии с градостроительной документацией [9]. Градостроительным кодексом РФ (2004) предусмотрен учёт требований охраны окружающей среды при разработке градостроительных регламентов [23]. При проектировании, строительстве, реконструкции, эксплуатации и выводе из эксплуатации объектов хозяйственной деятельности в городских условиях должны предусматриваться меры по охране земель от химического, радиоактивного и биологического загрязнения, от захламления земель отходами производства и потребления, от подтопления и последствий иных

негативных воздействий и процессов, влекущих ухудшение качества земель.

Рекультивация земель населённых пунктов – необходимый и существенный этап их охраны. При этом необходимо обеспечить соблюдение установленных экологических, санитарно-гигиенических и иных нормативов качества земель и нормативов допустимых воздействий на земли. По степени опасности в санитарно-защитном отношении почвы населённых мест подразделяются на следующие категории по уровню загрязнения: чистая, допустимая, умеренно-опасная, опасная, чрезвычайно опасная [18]. Исходя из уровня загрязнения, рекомендуются различные мероприятия по восстановлению и использованию почв.

Хозяйственная и иная деятельность, осуществляемая с нарушением требований по охране земель, должна быть ограничена, приостановлена или запрещена уполномоченными органами в зависимости от степени нарушений.

Классификационная схема мероприятий по предупреждению негативных процессов на землях населённых пунктов и устранению их отрицательных последствий приведена на *рис. 2*. Земельноохранные мероприятия разрабатываются на основе результатов анализа и оценки негативных процессов с учётом архитектурно-планировочных решений и технических возможностей строительного комплекса в условиях конкретных городов.

Заключительная стадия охраны земель населённых пунктов – благоустройство, под которым понимается взаимоувязанное применение средств ландшафтной и садово-парковой архитектуры, пластической организации и покрытия поверхности земли, оборудования территории и её застройки устройствами для безопасности и удобства использования, средств освещения и цветового решения участков территории, зданий и сооружений, декоративного озеленения, декоративной пластики и графики, визуальной информации и иных средств. На стадии благоустройства возможно осуществление работ по восстановлению и оздоровлению почв, роль которых в городских условиях показана работами М.Н. Строгановой, Т.В. Прокофьевой, А.С. Курбатовой и др. [24, 25]. Однако для земель населённых пунктов нормативно не определены ни параметры и показатели экологического состояния почв, ни порядок проведения почвенных обследований, хотя состояние почвенного покрова оказывает существенное влияние на состояние городской среды.

3. Ответственность за нарушения требований охраны и использования земель и почв

Ст. 42 ЗК РФ установлены обязанности собственников земельных участков и лиц, не являющих-

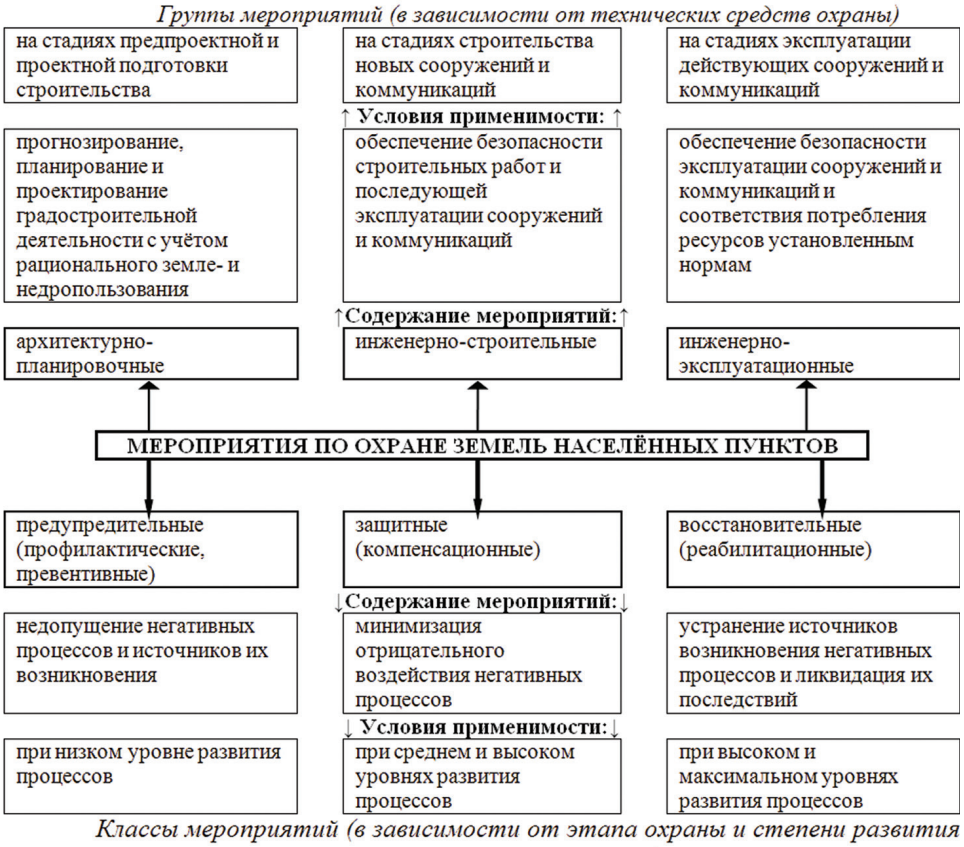


Рис. 2. ***Систематизация мероприятий по охране земель населённых пунктов.***

ся собственниками земельных участков, по использованию земельных участков:

– использовать земельные участки в соответствии с их целевым назначением и принадлежностью к той или иной категории земель и разрешенным использованием способами, которые не должны наносить вред окружающей среде, в том числе земле как природному объекту;

– осуществлять мероприятия по охране земель, соблюдать порядок пользования лесами, водными и другими природными объектами;

– соблюдать при использовании земельных участков требования градостроительных регламентов, строительных, экологических, санитарно-гигиенических, противопожарных и иных правил, нормативов;

– не допускать загрязнение, захламление, деградацию и ухудшение плодородия почв на землях соответствующих категорий;

– выполнять иные требования, предусмотренные настоящим Кодексом, федеральными законами» [5].

Невыполнение требований экологического характера к использованию земельных участков может являться основанием возникновения уголовной и гражданско-правовой ответственности, применения административных санкций в виде штрафов.

Госземнадзор и муниципальный контроль за соблюдением требований охраны и использования земель организациями независимо от их организационно-правовых форм и форм собственности, их руководителями, должностными лицами, а также гражданами, в соответствии со ст. 71 ЗК РФ осуществляется специально уполномоченными государственными органами. В соответствии с порядком, установленный Постановлением Правительства РФ «О государственном земельном контроле» (2006) [26].

Привлечение лица, виновного в совершении земельных правонарушений, к уголовной или административной ответственности не освобождает его от обязанности устранить допущенные земельные правонарушения и возместить причиненный ими вред (ст. 74 ЗК РФ) [5].

Юридические лица, граждане обязаны возместить в полном объеме вред, причиненный в результате совершения ими земельных правонарушений. Приведение земельных участков в пригодное для использования состояние при их захламлении, других видах порчи, самовольном занятии, снос зданий, строений, сооружений при самовольном занятии земельных участков или самовольном строительстве, а также восстановление уничтоженных межевых знаков осуществляется юридическими лицами и гражданами, виновными в указанных земельных правонарушениях, или за их счет (ст. 76 ЗК РФ).

Уголовный кодекс РФ (1996) предусматривает уголовную ответственность за нарушения законодательства в сфере землепользования по ст. 254 (Порча земли) [27]. Термин «почва» в УК РФ отсутствует.

Административная ответственность за нарушения законодательства в сфере охраны земель предусмотрена Кодексом РФ об административных правонарушениях (2001). Наложение штрафов производится в соответствии с требованиями КоАП РФ [28]. В данном Кодексе понятия «земля» и «почва» являются самостоятельными.

4. Опыт Москвы по правовому регулированию охраны земель и почв

Охрана земель и почв регулируется в г. Москве в соответствии с федеральной и региональной экодоктринами [29, 30].

До 2007 г. московское законодательство, регулирующее вопросы землепользования и застройки, развивалось в едином русле; существовал Закон «О землепользовании и застройке в городе Москве» (2003) [31]. Его разделение на две самостоятельные ветви произошло в 2007 г. утверждением Закона «О землепользовании в городе Москве» [32]. Вопросы градостроительства и охраны окружающей среды при осуществлении градостроительной деятельности были вынесены в утверждённый в 2008 г. Градостроительный кодекс г. Москвы [33].

Вопросы охраны земель в г. Москве объединены в Законе города Москвы «О землепользовании в городе Москве» в гл. 6. Гл. 7 посвящена вопросам контроля за использованием и охраной земель.

Одной из целей охраны земель в документе названо «предотвращение использования земель способами, приводящими к истощению и уничтожению почв», однако вопросы охраны почв здесь не детализируются в связи с наличием в г. Москве узкоспециализированного закона «О городских почвах» (2007) [34]. Законодательные акты по вопросам сохранения и повышения плодородия земель (почвенного плодородия), в том числе утверждающие региональные программы повышения плодородия земель, наличествуют в ряде субъектов РФ, из которых стоит отметить Ленинградскую и Оренбургскую области, Краснодарский и Ставропольский края, где проблема плодородия земель и почв нормативно хорошо проработана. Однако подчеркнём, что г. Москва – единственный субъект РФ, в котором существует закон, полностью посвящённый почвам как самостоятельному природному телу.

Как ни парадоксально (а, возможно, закономерно!), но комплексный закон о почвах впервые появился не на федеральном уровне и не в регионах, где почвы – важнейший производственный ресурс (как, например, в областях черноземья), а в «заасфальтированной» столице, где полноценные сохранившиеся почвы – в определённой степени реликты. Проекты же федерального закона о почвах [35] утверждены так и не были.

Закон г. Москвы «О городских почвах» регулирует отношения по охране, рациональному использованию, восстановлению, улучшению городских почв и направлен на обеспечение выполнения городскими почвами экологических функций, в том числе произрастания травянистой и древесно-кустарниковой растительности, а также на сохранение благоприятной окружающей среды в г. Москве. Среди основных принципов охраны и рационального использования городских почв прописана обязательность соблюдения допустимых значений качества городских почв и воздействия на них в зависимости от функционального назначения территории в соответствии с химическими, физическими, биологическими и иными показателями (статьи 3, 14). Ст. 15 предусматривает ведение реестра городских почв, который представляет собой свод данных о типах, подтипах, видах городских почв, их количестве, а также о качестве городских почв; в ст. 16 вводится понятие паспорта городских почв, который является документом, содержащим сведения о состоянии почв на конкретном земельном участке и происходящих в них в результате хозяйственной и иной деятельности изменениях.

Действующие в г. Москве нормативно-методические документы не позволяют в должной мере охарактеризовать допустимые уровни показателей качества городских почв с учётом их значительной природной вариабельности и функционального назначения. По разным причинам так и не утверждены документы городского уровня, регламентирующие порядок обследования и паспортизации почв, а также ведения реестра почв. Таким образом, закон остается, по сути, декларативным и не оказывает прямого воздействия на процедуры охраны почв.

Отсутствие важных подзаконных актов в развитие положений этого закона, тем не менее, не остановило процесс почвоохранной деятельности в городе. Достаточно действенными средствами регулирования такой деятельности оказались постановления Правительства Москвы «О повышении качества почвогрунтов в городе Москве» (2004) и «Об утверждении методических рекомендаций и требований по производству компостов и почвогрунтов, используемых в городе Москве» (2008), определяющие порядок контроля качества почвогрунтов, их компонентов и производства компостов и почвогрунтов [36, 37]. Почвогрунты и их компоненты, должны проверяться на соответствие экологическим требованиям, предъявляемым по химическим, санитарно-эпидемиологическим, агрохимическим показателям, а также исследоваться на радиологическую безопасность. Контроль качества почвогрунтов и их компонентов осуществляется на следующих этапах:

– при формировании городского заказа на проведение работ по благоустройству и озеленению;

– на магистралях города при въезде в Москву;

– в процессе выполнения работ по благоустройству и озеленению;

– при определении качества и приемке проведенных работ по благоустройству и озеленению.

Также разработаны Правила сертификации «Экологичные почвогрунты» [37], предназначенной для проведения работ по добровольной сертификации почвогрунтов и их отдельных компонентов, используемых для проведения работ по благоустройству и озеленению городских территорий, а также обеспечения гарантии потребителям, использующим их для проведения работ по благоустройству и озеленению территорий.

Кроме того, в г. Москве с 1999 г. имеется методическая база для оценки вреда (ущерба) от захламления, загрязнения и иных нарушений земель (почв), разработанная с учётом особенностей сверхкрупного города [38-40].

Серьёзный опыт методического и практического решения экологических проблем землепользования накоплен в г. Москве за период 2003-2008 гг. в результате осуществления мониторинга земель, ведущегося с применением современных техсредств [41, 42]. Установлено, что главные изменения состояния и использования земель в условиях крупнейших городов возможно объединить в две сопряженные пары разнонаправленных диагностируемых макропроцессов: «застройка – высвобождение» и «нарушение – благоустройство». Первая пара характеризуется более радикальными изменениями состояния и использования земель, связанными с появлением/утратой новых объектов строительства. Вторая – более мягкими изменениями состояния и использования земель, отражая не столько появление/утрату объектов иного (природного) плана (почвы и почвенные конструкции, водные объекты, объекты озеленения и т.п.), сколько изменение качества имеющихся (ухудшение/улучшение). Комплекс показателей динамики землепользования, отображающий

процессы застройки, высвобождения, нарушения и благоустройства земель, может рассматриваться как информационная основа для принятия стратегических решений по разработке, утверждению и реализации городских целевых программ в области охраны земель г. Москвы, а также для проектирования и реализации мероприятий по охране земель на тактическом и оперативном уровнях.

Кроме осуществления мониторинга земель, законом г. Москвы «Об экологическом мониторинге в городе Москве» (2004) предусмотрено осуществление экомониторинга по программам, утверждаемым ежегодно Правительством Москвы [43]. Закон устанавливает объекты экомониторинга, за которыми необходимо проводить наблюдение: компоненты природной среды, физические воздействия на окружающую среду, природные процессы, природные и природно-антропогенные объекты, природно-климатические условия и воздействие антропогенных объектов на состояние окружающей среды. К компонентам природной среды отнесены атмосферный воздух, поверхностные и подземные воды, почвы, зеленые насаждения, животные и др. организмы. Земля в данный перечень не включена.

5. Предложения по совершенствованию правового регулирования охраны земель и почв

Проведённый анализ правовой основы охраны земель и почв показывает, что в процессе корректирования (т.н. «совершенствования»!) земельного законодательства проявляется тенденция снижения учёта экофактора в управлении земельными ресурсами. Имеется существенный пробел в нормативном обеспечении регулирования землепользования в части оценки негативных воздействий на земельные и почвенные ресурсы, а также в обеспечении документацией, регламентирующей хозяйственную и иную деятельность, которая может оказывать воздействие на состояние земель и почв как невозобновимых природных ресурсов.

Однако на современном этапе в качестве мероприятий первоочередной важности видится утверждение не региональных законов об охране почв, а нормативных актов, определяющих необходимость учёта экологического состояния соответствующих объектов в рамках ведения государственного кадастра недвижимости.

Представляется важным осуществить комплекс работ по нормативному и информационному обеспечению оценки и нормирования *экологического состояния почв и земель* в целях ведения госмониторинга земель и госкадастра недвижимости, исчисления и компенсации вреда окружающей среде в результате землепользования.

Содержание планируемых разработок заключается в подготовке и утверждении в установленном порядке процедуры нормирования показателей экологического состояния недвижимости (земель) и ведения документа, в котором будет фиксироваться экологическое состояние объектов недвижимости, в первую очередь – земельных участков, предоставленных в собственность, владение, пользование и аренду физическим и юридическим лицам, включая почву (экопаспорт объекта недвижимости, экопаспорт земельного участка).

Данная информация не является обязательной ни при осуществлении госмониторинга земель, ни при ведении госкадастра недвижимости, что в целом может негативно сказаться на состоянии земель и недвижимости. Экоинформация не предусмотрена ни в ст. 7 ФЗ «О государственном кадастре недвижимости» [6], ни в разработанном на его основе и утверждённом Минюстом России составе кадастровых сведений о земельных участках, зданиях, сооружениях, объектах незавершенного строительства, помещениях, формируемых в Реестре объектов недвижимости [44].

Зафиксировав исходное состояние земель (недвижимости), муниципальное образование получает мощный рычаг воздействия на землепользователей, недобросовестно относящихся к своим обязанностям по поддержанию качества земель и ухудшающим их экологическое состояние. Одновременно и землепользователи получают правовые гарантии от неправомерного обвинения их в ухудшении земель. В порядок экопаспортизации недвижимости предполагается заложить правовой и экономический механизм, позволяющий принимать меры по регулированию землепользования разрешительного, ограничительного и стимулирующего характера.

В целях создания особых условий охраны почв и сохранения её плодородного слоя земельные участки в необходимых случаях должны обременяться ограничениями в использовании земель, примерный перечень которых приведён ниже:

– *по результатам обследования* почв на изменение вида разрешённого использования;

– на осуществление распорядительных сделок с правами на участок *до осуществления обследования* почв;

– *по результатам обследования* почв на проведение любых работ на участке, влияющих на состояние почв;

– по результатам обследования почв на проведение строительных работ;

– *по результатам обследования* почв на проведение работ по реконструкции и ремонту объектов капстроительства на участке;

– на прохождение техники, вызывающей уплотнение почв выше предельных значений, установленных *по результатам обследования* почв;

– условием *осуществления рекомендованных* по результатам обследования почв *мероприятий* по защите почв от водной и ветровой эрозии, подтопления, заболачивания, вторичного засоления, иссушения, уплотнения, загрязнения радиоактивными и химическими веществами, захламления отходами, загрязнения, в т. ч. биогенного загрязнения, и др. негативных воздействий, в результате которых происходит деградация земель, *на проведение которых имеется проект*, утверждённый в установленном порядке;

– условием осуществления рекомендованных по результатам обследования почв мероприятий по защите почв сельхоз угодий от ухудшения их состояния в результате зарастания деревьями и кустарниками, сорными растениями, *на проведение которых имеется проект*, утверждённый в установленном порядке;

– условием осуществления рекомендованных по результатам обследования почв мероприятий по ликвидации последствий загрязнения, в т. ч. биогенного загрязнения, и захламления земель, *на проведение которых имеется проект*, утверждённый в установленном порядке;

– условием осуществления рекомендованных по результатам обследования почв мероприятий по сохранению достигнутого уровня мелиорации;

– условием поддержания имеющегося по результатам обследования почв уровня их плодородия;

– условием недопущения снижения величин показателей уровня плодородия почв (pH, гумус, K, P, …), установленных по результатам их обследования;

– условием осуществления рекомендованных по результатам обследования почв мероприятий по рекультивации нарушенных земель, восстановлению плодородия почв;

– условием осуществления рекомендованных по результатам обследования почв мероприятий по сохранению плодородия почв и их использованию при проведении работ, связанных с нарушением земель;

– условием проведения рекомендованных по результатам обследования почв дренажных работ, создания инженерно-защитных сооружений для защиты от переувлажнения почв и земель;

– условием снижения степени запечатанности почв до рекомендованных по результатам обследования почв величин;

– запретом на проведение работ, увеличивающих степень запечатанности почв выше имеющейся на момент обследования;

– условием обеспечения доступа лиц, проводящих обследования почв в целях их паспортизации и разработки мероприятий по сохранению плодородия почв, рекультивации или проектированию работ, связанных с мелиорацией и ликвидацией нарушения земель;

– условием обеспечения временного пользования участком для проведения проектно-изыскательских работ и обследования почв;

– условием возведения сооружений, необходимых для обеспечения сохранения плодородия почв, их рекультивации, мелиорации, ликвидацией последствий негативных процессов в почвах;

– условием поддержания состояния почв на уровне, обеспечивающем выполнение ими функций, предъявляемых к почвам водоохранных, санитарно-защитных и иных зон с особыми условиями использования территории.

Инициировать процесс могло бы Минприроды России в рамках осуществления долгосрочной программы экологической деятельности по направлению «*экология человека и места его проживания*», которое необходимо выделить в самостоятельное в связи с особым значением роли окружающей среды в состоянии здоровья человека.

В рамках планирования и реализации мероприятий по данному направлению необходимо осуществление работ в области формирования нормативно-правовой базы госэкоэкспертизы проектов правовых актов, реализация которых может привести к негативным воздействиям на природные ресурсы, а также документов, регламентирующих хозяйственную и иную деятельность, которая может оказывать воздействие на использование природных ресурсов. В частности, следует разработать и утвердить концепцию *экобезопасности застройки, реконструкции и развития городских территорий*, базовых программ её реализации на уровне субъекта РФ и муниципального образования субъекта РФ, нормативно-правового и научно-технического обеспечения.

Содержание данной разработки заключается в подготовке и утверждении в установленном порядке *процедуры нормирования показателей экобезопасности застройки, реконструкции и развития городских территорий* в целях госэкоэкспертизы материалов, подлежащих утверждению органами государственной власти России и субъектов РФ и

предшествующих разработке прогнозов развития и размещения производительных сил, в т. ч.:

– проектов генпланов развития территорий с особым режимом природопользования и ведения хозяйственной деятельности;

– проектов генсхем расселения, природопользования и территориальной организации производительных сил России и субъектов РФ;

– проектов схем расселения, природопользования и территориальной организации производительных сил крупных регионов и национально-государственных образований;

– проектов комплексных схем охраны природы России и территориальных комплексных схем охраны природы и природопользования.

6. Предложения по взаимодействию государственных органов и уполномоченных организаций в сфере охраны почв и земель

Способ организации работ по реализации функций и задач *охраны почв и земель* предусматривает взаимосвязанные функционально-технологические блоки работ, обеспечивающие получение, систематизацию и хранение информации, анализ данных и обеспечение информацией ее потребителей. Использование данных оценки состояния и мониторинга почв и земель в целях их *охраны* является предметным содержанием функционально-технологического блока системы мониторинга почв и земель для территории РФ, сформулированного как анализ, целевая интерпретация данных и обслуживание потребителей информации.

Проблема информационного обеспечения органов исполнительной власти, служб управления муниципальных образований и заинтересованных лиц сведениями о состоянии почв и земель особенно важна в настоящее время, в частности, в связи с осуществлением административной реформы. Суть процесса управления земельными ресурсами города основана на периодическом выполнении операций «команда – исполнение», каждая из которых должна решать определенную заданную цель. Ведение госмониторинга почв и земель является, в известной мере, пассивным процессом, а обратная связь в виде активного управляющего воздействия на объект наблюдения осуществляется в процессе *охраны почв и земель* (в т. ч. от воздействий негативных процессов) и госземнадзора и муниципального земконтроля при отводе земельных участков, проектировании и реализации земельно-охранных и контрольных мероприятий.

Многотемный аспектно-иерархический принцип формирования баз данных *охраны почв и земель* предусматривает получение текстовых, табличных, графических и картографических документов различного тематического содержания и разных масштабов в качестве основной пространственно-организованной информации, структурированной в соответствии с административно-территориальными уровнями управления почвами и земельными ресурсами. Информация формируется, как правило, по отдельным земельным участкам, а также частям территории (кадастровые округа, районы, кварталы; функциональные и территориальные зоны; зоны с особыми условиями использования территории; территории отдельных субъектов РФ, муниципальных образований).

Наши предложения по распределению полномочий между ведомствами в сфере информационного обеспечения охраны почв и земель сводятся к следующему.

Банк данных по *охране почв и земель*, являющийся составной частью единого информационного пространства в сфере природоохранной политики РФ, формирует и выполняет функции его владельца орган исполнительной власти РФ, в установленную сферу деятельности которого включены вопросы охраны почв и земель (*Минприроды России*). На региональном уровне эти же функции выполняют территориальные органы Минприроды России в субъектах РФ.

Формирование БД осуществляется в форме информационной системы (ИС) «Реестр почв РФ», включающая сведения об обследованиях почв, осуществлённых специализированными организациями, лицензированными в установленном порядке, а также информацию *территориальных органов исполнительной власти* (местных администраций).

Первичная информация для введения в ИС подготавливается, в развитие экологического обоснования землепользования, в формате *госпаспорта почв земельного участка*. Здесь фиксируется исходное и текущее качество почв и земель участка.

В рамках информационного взаимодействия информация о состоянии почв из формируемой ИС в соответствии с утверждёнными регламентами информационного взаимодействия передаётся в *Росреестр*, где включается в соответствующие разделы госкадастра недвижимости (ГКН).

В основу технических решений функционирования упомянутых разделов ГКН положен многотемный аспектно-иерархический (веерно-иерархический) принцип проектирования и создания БД о состоянии *почв и земель*, структурированных в соответствии с административно-территориальными уровнями управления недвижимостью и земельными

ресурсами РФ. Организации – продуценты первичной информации несут ответственность за достоверность и полноту сведений, предоставляемых в банк данных разделов ГКН. Информация банка данных ГКН о состоянии *почв и земель* имеет юридическую силу, не нуждаясь в дополнительных проверках и удостоверениях.

Правовой статус и тематическое содержание основных материалов о состоянии *почв и земель* обеспечивают как решение типовых, регулярно возникающих задач охраны *почв и земель*, управления земельными ресурсами, так и получение ответов на произвольные запросы пользователей. Базовой является картографическая информация, роль которой в составе выходной продукции становится главенствующей.

Вариант структурированного перечня важнейших показателей качества почв и земель в ГКН включает показатели, объединённые в 6 групп:

1) *общие физико-географические* (генетический тип рельефа, отметки высот, уклон поверхности и направление и т.п.);

2) *геологические* (тип, мощность и глубина залегания четвертичных отложений, уровень грунтовых вод, технологические свойства грунтов и т.п.);

3) *почвенные* (мощность профиля и гумусового горизонта, содержание гумуса, величина pH, гранулометрический состав);

4) *градостроительные* (тип функционального назначения территории, % и плотность застройки, степень его запечатанности, озелененности и обводненности);

5) *экологические и санитарно-гигиенические* (содержание химических веществ в почве, величина СПК (суммарного показателя концентрации), гамма-излучение поверхности, содержание радионуклидов, уровни физических полей);

6) показатели, характеризующие *отдельные негативные процессы*.

Показатели качества характеризуют земельный участок либо в целом, либо его однородную по данному показателю зону. Значения конкретных показателей качества измеряются либо количественно, в метрических единицах, либо выбираться из соответствующих оценочных шкал. По способу получения количественных характеристик показатели подразделяются на непосредственно измеряемые, определяемые аналитически, расчетные и устанавливаемые экспертно. Носителями перечисленных конкретных сведений по отдельным аспектам состояния земель являются документы различного статуса – отчеты об обследовании, тематические карты, выписки из отраслевых кадастров, разнообразные классификаторы и кодификаторы.

Сведения по оценке качества почв и земель необходимо использовать в целях охраны почв и земель для определения очередности мероприятий по охране почв и земель, проектирования способов предотвращения негативных процессов и ликвидации их последствий. Процесс оценки качества почв и земель городов инициируют территориальные органы Минприроды России при согласовании документов, подготавливаемых при проектировании строительства и реконструкции застройки. Подготовка проектов включает оценку воздействия градостроительных объектов на окружающую среду и проведение экоэкспертизы проектов.

Процедура анализа информации, характеризующей качество почв и земель, в целях охраны почв и земель и управления земельными ресурсами схематично представлена на *рис. 3*.



Рис. 3. ***Анализ информации, характеризующей качество почв и земель, в целях охраны почв и земель и управления земельными ресурсами.***

Учет и контроль качества почв и земель осуществляют территориальные органы:

– *Минприроды России* в порядке госэкоконтроля;

– *Росреестра* в порядке госземнадзора;

– *исполнительной власти* (местных администраций) в порядке муниципального земконтроля.

Информация для оценки состояния почв и земель продуцируется в рамках межведомственного взаимодействия уполномоченных организаций. При этом должны быть реализованы следующие технологические процессы:

1) получение первичной информации с помощью методов:

– *дистанционного зондирования земель;*

– *наземных обследований и наблюдений;*

– *получения данных из систем ведомственных кадастров;*

2) хранение и обработка первичной информации:

– подготовка стандартных официальных форм документов;

– формирование банков данных о состоянии почв и земель.

3) комплексный анализ данных охраны почв и земель и эксплуатация автоматизированных банков данных:

– оценка и интерпретация данных для целей охраны почв и земель;

– подготовка выходной продукции;

– передача информации потребителям.

Обмен информацией предусматриваются в рамках формирования общефедеральной «Системы электронного документооборота» исключительно в режиме электронных носителей по каналам связи, обеспечивающим информацией федеральные и территориальные (субъектов РФ, муниципальных образований) органы управления. Геоинформационные системы охраны почв и земель (ГИС ОПЗ) должны обеспечивать:

– ведение семантической и графической БД, их взаимоувязку и объединение в единую интегрированную среду;

– внесение изменений и дополнений в БД;

– статобработку хранимой информации;

– подготовку выходных форм представления информации по соответствующим запросам;

– информационное взаимодействие с органами отраслевого и территориального управления (по оптико-волоконным линиям связи).

Реализация вышеописанных предложений должна содействовать сохранению уникальных свойств почв как компонента земельных ресурсов.

Литература

1. Оценка экологического состояния почвенно-земельных ресурсов и окружающей природной среды Московской области / Под ред. Г.В.Добровольского, С.А. Шобы. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2000. – 221 с.

2. Структурно-функциональная роль почвы в биосфере / Под ред. Г.В. Добровольского. – М.: Геос, 1999. – 278 с.

3. Яковлев А.С., Лойко П.Ф., Сазонов В.Н., Прохоров А.Н., Сапожников П.М. Правовые основы охраны почв и ведения земельного кадастра // Почвоведение, 2006. № 7. – С. 773-780.

4. ФЗ от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды».

5. ФЗ от 25.10.2001 № 136-ФЗ «Земельный кодекс РФ».

6. ФЗ от 24.07.2007 № 221-ФЗ «О государственном кадастре недвижимости».

7. ФЗ от 22.07.2008 № 141-ФЗ «О внесении изменений в отдельные законодательные акты РФ в части совершенствования земельных отношений».

8. ФЗ от 10.01.1996 № 4-ФЗ «О мелиорации земель».

9. ФЗ от 18.06.2001 № 78-ФЗ «О землеустройстве».

10. Постановление Правительства РФ от 02.10.2002 № 830 «Об утверждении положения о порядке консервации земель с изъятием их из оборота».

11. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия, утв. Минприроды России 30.11.1992.

12. Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель, утв. Минприроды России, Роскомземом 11.07.1994.

13. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель, утв. Роскомземом 28.12.1994, Минсельхозпродом России 26.01.1995, Минприроды России 15.02.1995.

14. Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами, утв. Роскомземом 19.11.1993, Минприроды России 18.11.1993, согл. Минсельхозпродом России 06.09.1993, Госкомсанэпиднадзора 14.09.1993, РАСХН 08.09.1993.

15. Постановление Правительства РФ от 23.02.1994 № 140 «О рекультивации земель, снятии, сохранении и рациональном использовании плодородного слоя почвы».

16. Приказ Минприроды России № 525, Роскомзема № 67 от 22.12.1995 «Об утверждении основных положений о рекультивации земель, снятии, сохранении и рациональном использовании плодородного слоя почвы».

17. ФЗ от 30.03.1999 № 52-ФЗ «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения».

18. СанПиН 2.1.7.1287-03 «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы» от 15.06.2003.

19. ГН 2.1.7.2042-06 «Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве» от 19.01.2006.

20. ГН 2.1.7.2041-06 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве» от 19.01.2006.

21. Постановление Правительства РФ от 28.11.2002 № 846 «Об утверждении положения об осуществлении государственного мониторинга земель».

22. Распоряжение Мэра Москвы от 06.04.1993 № 213-РМ «О мониторинге земель в г. Москве».

23. ФЗ от 29.12.2004 № 190-ФЗ «Градостроительный кодекс РФ».
24. Почва. Город. Экология / Под общ. ред. Г.В.Добровольского. – М.: Фонд «За экономическую грамотность», 1997. – 320 с.
25. Экологические функции городских почв / Отв. ред. Курбатова А.С., Башкин В.Н. – Смоленск: Маджента, 2004. – 232 с.
26. Постановление Правительства РФ от 15.11.2006 № 689 «О государственном земельном контроле».
27. ФЗ от 13.06.1996 № 63-ФЗ «Уголовный кодекс РФ».
28. ФЗ от 30.12.2001 № 195-ФЗ «Кодекс РФ об административных правонарушениях».
29. Постановление Правительства Москвы от 04.10.2005 № 760-ПП «Об экологической доктрине города Москвы».
30. Экологическая доктрина РФ от 31.08.2002 № 1225-р.
31. Закон города Москвы от 14.05.2003 № 27 «О землепользовании и застройке в г. Москве».
32. Закон г. Москвы от 19.12.2007 № 48 «О землепользовании в городе Москве».
33. Закон г. Москвы от 25.06.2008 № 28 «Градостроительный кодекс города Москвы».
34. Закон г. Москвы от 04.07.2007 № 31 «О городских почвах».
35. Проект федерального закона № 83224-3 «Об охране почв».
36. Постановление Правительства Москвы от 17.06.2008 № 514-ПП «Об утверждении методических рекомендаций и требований по производству компостов и почвогрунтов, используемых в городе Москве».
37. Постановление Правительства Москвы от 27.07.2004 № 514 «О повышении качества почвогрунтов в городе Москве».
38. Распоряжение Мэра Москвы от 27.07.1999 № 801-РМ «Об утверждении методики исчисления размера ущерба, вызываемого захламлением, загрязнением и деградацией земель на территории Москвы».
39. Постановление Правительства Москвы от 22.07.2008 № 589-ПП «Об утверждении методики оценки размера вреда, причинённого окружающей среде в результате загрязнения, захламления, нарушения (в том числе запечатывания) и иного ухудшения качества городских почв».
40. Сизов А.П., Медведева О.Е., Клюев Н.Н. и др. О новом подходе к исчислению размера ущерба, вызываемого захламлением, загрязнением и нарушением городских земель // Почвоведение, 2001, № 6. – С. 732-740.
41. Леонтьев В.А., Сизов А.П., Скорохватов С.Н. Результаты космического мониторинга земель Москвы // Кадастровый вестник, 2007. № 1. – С. 48-51.
42. Сизов А.П. Мониторинг земель сверхкрупного города – современные технологии, новые результаты // Геодезия и картография, 2009. № 10. – С. 36-41.
43. Закон г. Москвы от 20.11.2004 № 65 «Об экологическом мониторинге в городе Москве».
44. Приказ Минюста РФ от 20.02.2008 № 35 «Об утверждении порядка ведения государственного кадастра недвижимости».

Сведения об авторах:

Сизов Александр Павлович, д.т.н., проф., завкафедрой кадастра и основ земельного права Московского государственного университета геодезии и картографии, 105064, Москва, Гороховский пер., 4, тел.: 8 (495) 959-18-33, e-mail: ap_sizov@mail.ru.

УДК 631.4:504.062

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И ПРАВОВЫЕ ОСНОВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ И ОХРАНЫ ПОЧВ И ЗЕМЕЛЬ

А.Г. Барсегян, НПП «Гарант-Сервис-Университет», Москва

В статье анализируется состояние нормативного правового регулирования в области экологического нормирования. Дается обзор системы экологических нормативов, установленной Федеральным законом «Об охране окружающей среды», правовых механизмов установления нормативов и государственного контроля за их соблюдением, а также мер юридической ответственности за нарушение природоохранных требований.

Ключевые слова: экологическое нормирование, правовое регулирование, использование и охрана почв и земель, природоохранные требования.

Правовое регулирование использования и охраны почв и земель в России осуществляется исходя из сложной правовой природы такого объекта как земля и почвенного покрова, как одной из её составляющих. Земля в российском законодательстве рассматривается, во-первых, в качестве природного ресурса, во-вторых, в качестве объекта охраны как элемент окружающей среды и, в-третьих, в качестве имущества.

Правовая основа такого подхода заложена Конституцией РФ. Согласно ч. 1 ст. 9 Конституции РФ земля и другие природные ресурсы используются и охраняются в России как основа жизни и деятельности народов, проживающих на соответствующей территории. В то же время в соответствии с ч. 2 ст. 9 и ч. 1 ст. 36 земля и другие природные ресурсы могут находиться в частной, государственной, муниципальной и иных формах собственности. Владение, пользование и распоряжение землей и другими природными ресурсами осуществляются их собственниками свободно, если это не наносит ущерба окружающей среде и не нарушает прав и законных интересов иных лиц. Условия и порядок пользования землей определяются на основе Федерального закона (ст. 36).

Экологическое нормирование – элемент правового механизма охраны окружающей среды. В настоящее время в нормативных правовых актах для обозначения нормирования качества окружающей среды и допустимого воздействия на неё преимущественно используется термин «нормирование в области охраны окружающей среды», однако и термин «экологическое нормирование» также встречается. Анализ содержания этих актов свидетельствует о том, что два этих понятия с точки зрения действующего законодательства идентичны.

Ведущим нормативным актом, устанавливающим общие принципы экологического нормирования, является ФЗ «Об охране окружающей среды» [1], определяющий понятие нормирования в области охраны окружающей среды. Согласно п. 2 ст. 19 Закона нормирование в области охраны окружающей среды заключается в установлении нормативов качества окружающей среды, нормативов допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, иных нормативов в области охраны окружающей среды, а также нормативных документов в области охраны окружающей среды. Нормирование осуществляется в целях государственного регулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экобезопасности. Закон определяет общие требования к разработке нормативов, устанавливает полномочия органов государственной власти РФ и ее субъектов в области экологического нормирования.

Отметим, что вопросам государственного нормирования плодородия земель сельскохозяйственного назначения, которое заключается в установлении стандартов, норм, нормативов, правил, регламентов в области обеспечения плодородия земель сельхозназначения, посвящена отдельная ст. 14 в ФЗ «О государственном регулировании обеспечения плодородия земель сельскохозяйственного назначения» [2], однако она содержит лишь общую отсылку к иным ФЗ и нормативным правовым актам а также к законодательству субъектов Федерации.

В соответствии со ст. 1 Закона «Об охране окружающей среды» нормативы в области охраны окружающей среды, именуемые также природоохранными нормативами – это установленные нормативы качества окружающей среды и нормативы допустимого воздействия на нее, при соблюдении

которых обеспечивается устойчивое функционирование естественных экосистем и сохраняется биоразнообразие. Закон выделяет несколько видов природоохранных нормативов. Нормативы качества окружающей среды – это нормативы, которые установлены в соответствии с физическими, химическими, биологическими и иными показателями для оценки состояния окружающей среды и при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда. Они устанавливаются для оценки состояния окружающей среды в целях сохранения естественных экосистем, генетического фонда растений, животных и др. организмов.

Согласно ст. 21 этого Закона к нормативам качества окружающей среды относятся:

– нормативы, установленные в соответствии с химическими показателями состояния окружающей среды, в т.ч. нормативы ПДК химических веществ, включая радиоактивные вещества;

– нормативы, установленные в соответствии с физическими показателями состояния окружающей среды, в т.ч. с показателями уровней радиоактивности и тепла;

– нормативы, установленные в соответствии с биологическими показателями состояния окружающей среды, в том числе видов и групп растений, животных и др. организмов, используемых как индикаторы качества окружающей среды, а также нормативы ПДК микроорганизмов;

– иные нормативы качества окружающей среды.

Нормативы ПДК химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов устанавливаются в соответствии с показателями их предельно допустимого содержания. Несоблюдение этих нормативов может привести к загрязнению окружающей среды, деградации естественных экосистем.

При установлении нормативов качества окружающей среды учитываются природные особенности территорий и акваторий, назначение природных объектов и природно-антропогенных объектов, особо охраняемых территорий, в т. ч. особо охраняемых природных территорий (ООПТ), а также природных ландшафтов, имеющих особое природоохранное значение.

Вторую группу нормативов составляют нормативы допустимого воздействия (НДВ) на окружающую среду. Это нормативы, которые установлены в соответствии с показателями воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду и при которых соблюдаются нормативы качества окружающей среды.

Нормативы этой группы устанавливаются для юридических и физических лиц – природопользователей в целях предотвращения негативного воздействия на окружающую среду хозяйственной и иной деятельности. В соответствии со ст. 22 Закона «Об охране окружающей среды» к НДВ относятся:

– нормативы допустимых выбросов и сбросов веществ и микроорганизмов;

– нормативы образования отходов производства и потребления и лимиты на их размещение;

– нормативы допустимых физических воздействий (количество тепла, уровни шума, вибрации, ионизирующего излучения, напряженности электромагнитных полей и иных физических воздействий);

– нормативы допустимого изъятия компонентов природной среды;

– нормативы допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду;

– нормативы иного допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, устанавливаемые законодательством РФ и законодательством субъектов Федерации в целях охраны окружающей среды.

Под нормативами допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду Закон [1] понимает нормативы, которые установлены в соответствии с величиной допустимого совокупного воздействия всех источников на окружающую среду и (или) отдельные компоненты природной среды в пределах конкретных территорий и (или) акваторий и при соблюдении которых обеспечивается устойчивое функционирование естественных экосистем и сохраняется биоразнообразие. Они устанавливаются для субъектов хозяйственной и иной деятельности в целях оценки и регулирования воздействия всех стационарных, передвижных и иных источников воздействия на окружающую среду, расположенных в пределах конкретных территорий и (или) акваторий (ст. 27).

Нормативы допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду устанавливаются по каждому виду воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду и совокупному воздействию всех источников, находящихся на этих территориях и (или) акваториях и с учетом природных особенностей конкретных территорий и акваторий.

К НДВ относятся также нормативы допустимых выбросов и сбросов химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микро-

организмов. Это нормативы, которые установлены для субъектов хозяйственной и иной деятельности в соответствии с показателями массы химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов, допустимых для поступления в окружающую среду от стационарных, передвижных и иных источников в установленном режиме и с учетом технологических нормативов, и при соблюдении которых обеспечиваются нормативы качества окружающей среды;

Нормативы допустимых выбросов и сбросов веществ и микроорганизмов устанавливаются для стационарных, передвижных и иных источников воздействия на окружающую среду исходя из нормативов допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду, нормативов качества окружающей среды, а также технологических нормативов.

Технологический норматив согласно ст. 1 Закона «Об охране окружающей среды» – это норматив допустимых выбросов и сбросов веществ и микроорганизмов, который устанавливается для стационарных, передвижных и иных источников, технологических процессов, оборудования и отражает допустимую массу выбросов и сбросов веществ и микроорганизмов в окружающую среду в расчете на единицу выпускаемой продукции. Технологические нормативы устанавливаются на основе использования наилучших существующих технологий (п. 2 ст. 23).

Наилучшей существующей технологией именуется технология, основанная на последних достижениях науки и техники, направленная на снижение негативного воздействия на окружающую среду и имеющая установленный срок практического применения с учетом экономических и социальных факторов.

При невозможности соблюдения нормативов допустимых выбросов и сбросов могут устанавливаться лимиты на выбросы и сбросы на основе разрешений, действующих только в период проведения мероприятий по охране окружающей среды, внедрения наилучших существующих технологий и (или) реализации других природоохранных проектов с учетом поэтапного достижения установленных нормативов допустимых выбросов и сбросов.

Установление лимитов на выбросы и сбросы допускается только при наличии планов снижения выбросов и сбросов, согласованных с органами исполнительной власти, осуществляющими государственное управление в области охраны окружающей среды.

В соответствии с п. 4 ст. 23 Закона «Об охране окружающей среды» выбросы и сбросы химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов в окружающую среду в пределах установленных нормативов допустимых выбросов и сбросов, а также в пределах лимитов на выбросы и сбросы допускаются только на основании разрешений, выданных органами исполнительной власти, осуществляющими государственное управление в области охраны окружающей среды. В настоящее время такие разрешения выдаются органами Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору (Ростехнадзор) [3].

За выдачу разрешений на выбросы и сбросы веществ и микроорганизмов в окружающую среду уплачивается госпошлина в размерах и порядке, которые установлены законодательством РФ о налогах и сборах.

Нормативы допустимых физических воздействий на окружающую среду – еще один вид НДВ. Это нормативы, которые установлены в соответствии с уровнями допустимого воздействия физических факторов на окружающую среду и при соблюдении которых обеспечиваются нормативы качества окружающей среды. Они устанавливаются для каждого источника физического воздействия исходя из нормативов допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду, нормативов качества окружающей среды и с учетом влияния др. источников физических воздействий.

Нормативы образования отходов производства и потребления и лимиты на их размещение устанавливаются в целях предотвращения их негативного воздействия на окружающую среду в соответствии с законодательством. За выдачу документа об утверждении нормативов образования отходов и лимитов на их размещение уплачивается госпошлина в размерах и порядке, которые установлены налоговым законодательством (ст. 24 Закона «Об охране окружающей среды»).

Нормативы допустимого изъятия компонентов природной среды представляют собой нормативы, установленные в соответствии с ограничениями объема их изъятия в целях сохранения природных и природно-антропогенных объектов, обеспечения устойчивого функционирования естественных экосистем и предотвращения их деградации.

В соответствии с п. 2 ст. 26 Закона «Об охране окружающей среды» нормативы допустимого изъятия компонентов природной среды и поря-

док их установления определяются законодательством о недрах, земельным, водным, лесным законодательством, законодательством о животном мире и иным законодательством в области охраны окружающей среды, природопользования и в соответствии с требованиями в области охраны окружающей среды, охраны и воспроизводства отдельных видов природных ресурсов, установленными Законом «Об охране окружающей среды», др. ФЗ и иными нормативными правовыми актами РФ в области охраны окружающей среды.

В данной норме наглядно проявляется несогласованность различных отраслей российского природно-ресурсного законодательства: ведь земельное законодательство регулирует преимущественно вопросы владения, пользования и распоряжения землей в качестве объекта имущественного оборота и практически не уделяет внимания вопросам охраны природы, в частности экологическому нормированию.

Заканчивая обзор НДВ на окружающую среду отметим, что они должны обеспечивать соблюдение нормативов качества окружающей среды с учетом природных особенностей конкретных территорий и акваторий.

За превышение установленных НДВ субъекты хозяйственной и иной деятельности в зависимости от причиненного окружающей среде вреда несут ответственность в соответствии с законодательством. Ниже мы остановимся на вопросах ответственности за экоправонарушения подробнее.

На основании ст. 28 Закона «Об охране окружающей среды» в целях госрегулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, оценки качества окружающей среды в соответствии с этим Законом, другими ФЗ и иными нормативными правовыми актами РФ, законами и иными нормативными правовыми актами субъектов РФ могут устанавливаться иные нормативы в области охраны окружающей среды.

* * *

Конституция РФ, разграничивая полномочия и предметы ведения федеральных органов государственной власти и органов власти субъектов Федерации, предполагает возможность установления экологических требований и нормативов как на федеральном, так и на региональном уровнях. В соответствии с п. «е» ст. 71 Конституции РФ установление основ федеральной политики и федеральные программы в области экологического развития РФ находятся в ведении Федерации. Вопросы владения, пользования и распоряжения землей, недрами, водными и др. природными ресурсами, природопользование, охрана окружающей среды и обеспечение экобезопасности, ООПТ отнесены к совместному ведению Федерации и субъектов (п.п. «в», «д» ч. 1 ст. 72 Конституции РФ).

Закон об охране окружающей среды, развивая данные положения Конституции, относит к полномочиям органов государственной власти РФ установление требований в области охраны окружающей среды, разработку и утверждение нормативов и иных нормативных документов в области охраны окружающей среды (ст. 5). В то же время органы государственной власти субъектов Федерации согласно ст. 6 Закона наделены полномочиями по установлению нормативов качества окружающей среды, содержащих соответствующие требования и нормы не ниже требований и норм, установленных на федеральном уровне.

На основании ст. 20 Закона об охране окружающей среды разработка нормативов в области охраны окружающей среды включает в себя следующие этапы:

– проведение НИР по обоснованию нормативов в области охраны окружающей среды;

– проведение экспертизы, утверждение и опубликование нормативов в области охраны окружающей среды в установленном порядке;

– установление оснований разработки или пересмотра нормативов в области охраны окружающей среды;

– осуществление контроля за применением и соблюдением нормативов в области охраны окружающей среды;

– формирование и ведение единой информационной базы данных нормативов в области охраны окружающей среды;

– оценку и прогнозирование экологических, социальных, экономических последствий применения нормативов в области охраны окружающей среды.

В соответствии с п. 3 ст. 19 Закона [1] нормирование в области охраны окружающей среды осуществляется в порядке, установленном Правительством РФ. Единого нормативного правового акта, определяющего порядок осуществления нормирования в настоящее время не имеется.

Порядок разработки и утверждения экономативов выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду, лимитов использования природных ресурсов, разме-

щения отходов, утвержденный Постановлением Правительства РФ от 03.08.1992 № 545 [4], на роль такого всеобъемлющего акта претендовать не может. Принятый в соответствии с ранее действовавшим Законом РСФСР от 19.12.1991 «Об охране окружающей природной среды» Порядок не соответствует требованиям действующего Закона [1] ни с точки зрения используемой терминологии, ни с позиции полноты охвата всех вопросов экономирования. Так, например, Порядок не регулирует разработку и утверждение нормативов качества окружающей среды. Кроме того, данный нормативный правовой акт носит общий характер и, по сути дела, определяет лишь основные принципы разработки нормативов. Однако на сегодняшний день это единственный нормативный акт, регулирующий порядок осуществления экономирования комплексно, вне связи с каким-либо отдельным компонентом природной среды.

В соответствии с п. 2 Порядка [4] экономативы выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду утверждаются Минэкологии России, др. специально уполномоченными государственными органами РФ в области охраны окружающей природной среды и использования природных ресурсов, органами санэпиднадзора в соответствии с их компетенцией. Отметим, что в настоящее время федеральным органом исполнительной власти, осуществляющим функции по выработке государственной политики и нормативно-правовому регулированию в сфере охраны окружающей среды является Министерство природных ресурсов и экологии РФ (Минприроды России) [5]. Фактически оно является правопреемником существовавшего в 1992 г. Минэкологии России. Тот факт, что в нормативном акте, определяющем помимо прочего компетенцию государственного органа, наименование этого органа не было приведено в соответствие с существующей структурой федеральных органов исполнительной власти, свидетельствует, на наш взгляд, об отсутствии должного внимания государства к вопросам экономирования.

Экологические нормативы выбросов и сбросов загрязняющих веществ, приводящих к загрязнению на большие расстояния окружающей природной среды в результате трансграничных (межрегиональных, межреспубликанских, межгосударственных) переносов этих веществ, а также нормативы использования природных ресурсов, имеющих федеральное и межрегиональное значение, утверждаются Минприроды России.

Разработка проектов указанных нормативов организуется Минприроды России совместно с другими специально уполномоченными государственными органами РФ в области охраны окружающей природной среды и использования природных ресурсов, органами санэпиднадзора в соответствии с их компетенцией, а также совместно с органами исполнительной власти субъектов Федерации и органами местного самоуправления.

Нормативные объемы выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду (предельно допустимые и временно согласованные), предельного использования (изъятия) природных ресурсов устанавливаются конкретным предприятиям, учреждениям и организациям – природопользователям органами Минприроды России, др. специально уполномоченных органов РФ в области охраны окружающей природной среды и использования природных ресурсов, органами санэпиднадзора в соответствии с их компетенцией.

Проекты этих нормативов разрабатываются предприятиями, учреждениями и организациями – природопользователями с учетом предложений органов местного самоуправления, научных учреждений, общественных организаций и мнения населения.

Экономативы выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду разрабатываются с учетом требований законодательства об охране окружающей среды, показателей государственных и региональных экопрограмм, экологической обстановки в регионах, необходимости предотвращения нарушения равновесия в окружающей природной среде, а также обеспечения охраны жизни и здоровья населения.

При установлении этих нормативов должны учитываться передовые достижения науки и техники в области рационального и комплексного использования природных ресурсов и охраны окружающей природной среды, технико-экономические возможности предприятий, учреждений и организаций – природопользователей, природноклиматические особенности территорий.

Предприятиям, учреждениям и организациям – природопользователям устанавливаются нормативные объемы предельно допустимых и временно согласованных выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду с указанием этапов и сроков достижения нормативов предельно допустимых выбросов и сбросов.

Лимиты использования природных ресурсов устанавливаются на определенный срок по каждому виду используемых (изымаемых) природных ресурсов и могут пересматриваться с учетом развития техники, усовершенствования технологических процессов, изменения потребности в данном виде ресурса и его состояния, а также др. факторов.

Минприроды России осуществляет общее методическое обеспечение работ по установлению экологических нормативов.

Руководство работой по нормированию выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду на территориях субъектов Федерации и муниципальных образований осуществляется органами исполнительной власти этих субъектов, органами местного самоуправления совместно со специально уполномоченными федеральными органами в области охраны окружающей природной среды и использования природных ресурсов, а также органами санэпиднадзора.

В настоящее время Правительством РФ и Минприроды России принят ряд нормативных актов, определяющих порядок разработки и утверждения различных экологических нормативов применительно к отдельным компонентам окружающей среды (нормативов выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух, нормативов ПДК вредных веществ и нормативов предельно допустимых вредных воздействий на морскую среду и т.д.). К сожалению, нормативного правового акта, регулирующего порядок осуществления экономирования в отношении почв и земель на сегодняшний день не имеется.

Закон не устанавливает каких-либо требований к оформлению нормативов с точки зрения юридической техники. На практике экономативы могут включаться в акты, традиционно издаваемые органами исполнительной власти. Это различного рода инструкции, методические рекомендации, методики и др. подобные документы.

Закон «Об охране окружающей среды» (ст. 29) разделяет понятия «нормативы в области охраны окружающей среды» и «нормативные документы в области охраны окружающей среды».

Нормативными документами в области охраны окружающей среды устанавливаются обязательные для соблюдения при осуществлении хозяйственной и иной деятельности требования в области охраны окружающей среды к работам, услугам и соответствующим методам контроля; ограничения и условия хозяйственной и иной деятельности, оказывающей негативное воздействие на окружающую среду; порядок организации деятельности в области охраны окружающей среды и управления такой деятельностью.

Нормативные документы в области охраны окружающей среды разрабатываются с учетом научно-технических достижений и требований международных правил и стандартов и должны утверждаться в порядке, установленном Правительством России. Единого порядка утверждения таких документов не существует.

Фактически в нормативно-правовых и нормативно-технических актах, принимаемых различными органами исполнительной власти, могут содержаться требования экологического характера, некоторые из них, полагаем, отвечают и понятию нормативов. Так, например, экологические нормативы и требования, устанавливаемые органами санэпиднадзора, формулируются в составе санитарных правил и нормативов (СанПиН). Скажем, в п. 2.4. СанПиН 2.1.3.2630-10 [6] установлены требования к почвам на территориях размещения лечебно-профилактических организаций.

В некоторых случаях экономативы и требования могут содержаться в отраслевых нормативно-технических актах, регулирующих производство тех или иных видов работ и устанавливающих требования к объектам хозяйственной деятельности. В качестве примера можно привести Свод правил по проектированию и строительству СП 32-105-2004 «Метрополитены» [7] в разделе 5.18.5 которого установлены показатели концентрации в почве аномальных химических элементов (цинк, кадмий, свинец, ртуть, медь, кобальт, никель, мышьяк), используемые при разработке мероприятий по охране окружающей среды.

Не все эти документы носят обязательный характер, некоторые из них лишь рекомендованы к применению.

* * *

Контроль за соблюдением требований экологических нормативов в области охраны почв и земель осуществляется органами исполнительной власти в рамках процедур экологического контроля и земельного контроля.

Отметим, что и в этой сфере наблюдается определенная терминологическая нестыковка между различными нормативными правовыми актами. Так, в главе XII Земельного кодекса РФ используется термин «государственный земельный надзор», земельным контролем именуется лишь контроль муниципальный, общественный и

производственный. В то же время в нормативных актах Правительства РФ и федеральных органах исполнительной власти фигурирует термин «государственный земельный контроль».

Представляется, что такое расхождение в терминологии должно быть в будущем устранено. Этого требует закрепленный в Конституции РФ принцип верховенства закона. Кроме того, несоответствие подзаконных нормативных актов федеральному закону может послужить поводом к оспариванию тех или иных положений этих актов в соответствующих судах.

Нельзя также обойти вниманием тот факт, что термины «контроль» и «надзор» традиционно различаются в юридической науке по степени допустимого вмешательства в деятельность подконтрольных (поднадзорных) органов и лиц. Если надзор, как правило, предполагает лишь право надзирающего органа требовать устранения допущенных нарушений, а в случае неисполнения этого требования – обращаться в иные компетентные органы (суд, правоохранительные органы и т.д.), то при осуществлении контроля возможно непосредственное принятие контролирующим органом мер воздействия в отношении контролируемого лица, например, в виде приостановления деятельности, отстранения должностных лиц и т.д. Хотя это различие носит в значительной степени теоретический характер, полагаем, что его устранение помогло бы избежать в будущем ряда юридических коллизий.

В соответствии со ст. 71 ЗК РФ под государственным земельным надзором понимаются деятельность уполномоченных федеральных органов исполнительной власти, направленная на предупреждение, выявление и пресечение нарушений органами государственной власти, органами местного самоуправления, а также юридическими лицами, их руководителями и иными должностными лицами, индивидуальными предпринимателями, их уполномоченными представителями и гражданами требований, установленных земельным законодательством, посредством организации и проведения проверок указанных лиц, принятия предусмотренных законодательством РФ мер по пресечению и (или) устранению последствий выявленных нарушений, и деятельность указанных уполномоченных органов государственной власти по систематическому наблюдению за исполнением требований земельного законодательства, анализу и прогнозированию состояния исполнения требований земельного законодательства при осуществлении органами государственной власти, органами местного самоуправления, юридическими лицами, индивидуальными предпринимателями и гражданами своей деятельности.

Госземнадзор осуществляется уполномоченными федеральными органами исполнительной власти согласно их компетенции в соответствии с земельным законодательством, законодательством в области охраны окружающей среды и ФЗ от 26.12.2008 № 294-ФЗ «О защите прав юридических лиц при осуществлении государственного контроля (надзора) и муниципального контроля» в порядке, установленном Правительством РФ.

Постановлением Правительства РФ от 15.11.2006 № 689 утверждено Положение о государственном земельном контроле [8]. В соответствии с п. 1 Положения задачей госземконтроля является обеспечение соблюдения организациями независимо от их организационно-правовых форм и форм собственности, их руководителями, должностными лицами, а также гражданами земельного законодательства, требований охраны и использования земель. Как мы уже отмечали, земельное законодательство регулирует преимущественно вопросы имущественного оборота земель. Таким образом, контроль за соблюдением эконормативов является лишь одним из направлений земконтроля.

Функции по осуществлению госуземконтроля возложены на три федеральных органа исполнительной власти: Федеральную службу государственной регистрации, кадастра и картографии (Росреестр), Федеральную службу по надзору в сфере природопользования (Росприроднадзор) и Федеральную службу по ветеринарному и фитосанитарному надзору (Россельхознадзор), а также их территориальные органы.

Росреестр и ее территориальные органы осуществляют контроль прежде всего в сфере соблюдения земельного законодательства, однако и в сфере их ответственности находится ряд природоохранных направлений. К их числу можно отнести:

– контроль за выполнением обязанностей по приведению земель в состояние, пригодное для использования по целевому назначению;

– контроль за соблюдением порядка предоставления сведений о состоянии земель;

– контроль за соблюдением выполнения иных требований земельного законодательства по вопросам использования и охраны земель в пределах установленной сферы деятельности (п. 3 Положения).

Россельхознадзор и ее территориальные органы осуществляют на землях сельскохозяйственного назначения и земельных участках сельскохозяйственного использования в составе земель поселений контроль за соблюдением:

– выполнения в соответствии с ФЗ «О государственном регулировании обеспечения плодородия земель сельскохозяйственного назначения» мероприятий по сохранению и воспроизводству плодородия земель сельхозназначения, включая мелиорированные земли;

– выполнения требований по предотвращению самовольного снятия, перемещения и уничтожения плодородного слоя почвы, а также порчи земель в результате нарушения правил обращения с пестицидами, агрохимикатами или иными опасными для здоровья людей и окружающей среды веществами и отходами производства и потребления;

– выполнения иных требований земельного законодательства по вопросам использования и охраны земель в пределах установленной сферы деятельности.

Росприроднадзор и ее территориальные органы осуществляют контроль за соблюдением:

– выполнения обязанностей по рекультивации земель после завершения разработки месторождений полезных ископаемых (включая общераспространенные полезные ископаемые), строительных, мелиоративных, лесозаготовительных, изыскательских и иных работ, в т. ч. работ, осуществляемых для внутрихозяйственных или собственных надобностей;

– выполнения требований и обязательных мероприятий по улучшению земель и охране почв от ветровой, водной эрозии и предотвращению др. процессов, ухудшающих качественное состояние земель;

– выполнения требований законодательства РФ о недопущении использования участков лесного фонда для раскорчевки, переработки лесных ресурсов, устройства складов, возведения построек (строительства), распашки и других целей без специальных разрешений на использование указанных участков;

– режима использования земельных участков и лесов в водоохранных зонах и прибрежных полосах водных объектов;

– выполнения иных требований земельного законодательства по вопросам использования и охраны земель в пределах установленной сферы деятельности.

Помимо осуществления функций контроля за соблюдением экологических требований в рамках госземконтроля Росприроднадзор является основным органом, осуществляющим госконтроль в области охраны окружающей среды (госэкоконтроль).

Постановлением Правительства РФ от 27.01.2009 № 53 утверждены Правила осуществления государственного контроля в области охраны окружающей среды (государственного экологического контроля) [9]. Согласно п. 3 Правил госэкоконтроль включает в качестве одной из составляющих госземконтроль. Как мы видим, и здесь наблюдается противоречие между двумя актами Правительства РФ, ведь госземконтроль отнюдь не ограничивается вопросами контроля за исполнением природоохранных требований.

Отдельно стоит остановиться на вопросах ответственности за нарушение эконормативов в области использования и охраны почв и земель. Наиболее распространенной формой ответственности за экоправонарушения и правонарушения в области природопользования является административная ответственность. Основными видами наказаний за такие правонарушения являются штрафы, накладываемые на граждан, индивидуальных предпринимателей, юридические лица (организации), а также на должностных лиц этих организаций. Кроме того, в некоторых случаях применяется административное приостановление деятельности юридических лиц и индивидуальных предпринимателей.

Ответственность за правонарушения в области охраны окружающей среды и природопользования предусмотрена гл. 8 Кодекса РФ об административных правонарушениях (КоАП РФ). Ряд статей данной главы непосредственно посвящен ответственности за нарушения в области землепользования.

Статьёй 8.6 КоАП РФ предусмотрена административная ответственность за порчу земель: самовольное снятие или перемещение плодородного слоя почвы, уничтожение плодородного слоя почвы, порчу земель в результате нарушения правил обращения с пестицидами и агрохимикатами или иными опасными для здоровья людей и окружающей среды веществами и отходами производства и потребления.

Согласно ст. 8.7 КоАП РФ установлена ответственность за невыполнение или несвоевременное выполнение обязанностей по рекультивации земель при разработке месторождений полезных ископаемых, включая общераспространенные полезные ископаемые, осуществлении строительных, мелиоративных, изыскательских и иных

работ, в том числе работ, осуществляемых для внутрихозяйственных или собственных надобностей, а также после завершения строительства, реконструкции и (или) эксплуатации объектов, не связанных с созданием лесной инфраструктуры, сноса объектов лесной инфраструктуры, невыполнение установленных требований и обязательных мероприятий по улучшению, защите земель и охране почв от ветровой, водной эрозии и предотвращению других процессов и иного негативного воздействия на окружающую среду, ухудшающих качественное состояние земель.

Использование земельного участка не по целевому назначению в соответствии с его принадлежностью к той или иной категории земель и разрешенным использованием или неиспользование земельного участка, предназначенного для сельскохозяйственного производства либо жилищного или иного строительства, в указанных целях в течение срока, установленного федеральным законом, за исключением случая, невыполнение или несвоевременное выполнение обязанностей по приведению земель в состояние, пригодное для использования по целевому назначению, также наказывается денежными штрафами (ст. 8.8 КоАП РФ).

Нарушение экологических требований в области землепользование может повлечь ответственность и в соответствии с рядом других статей КоАП РФ, не посвященных непосредственно охране почв и земель. Например, несоблюдение экологических требований при осуществлении градостроительной деятельности и эксплуатации предприятий, сооружений или иных объектов (ст. 8.1), несоблюдение экологических и санитарно-эпидемиологических требований при обращении с отходами производства и потребления или иными опасными веществами (ст. 8.2), Нарушение правил обращения с пестицидами и агрохимикатами (ст. 8.3 КоАП РФ).

Более суровые меры ответственности предусмотрены уголовным законодательством. Так, ст. 254 УК РФ предусматривает ответственность за порчу земли: отравление, загрязнение или иная порча земли вредными продуктами хозяйственной или иной деятельности вследствие нарушения правил обращения с удобрениями, стимуляторами роста растений, ядохимикатами и иными опасными химическими или биологическими веществами при их хранении, использовании и транспортировке, повлекшие причинение вреда здоровью человека или окружающей среде, а в более тяжких случаях и смерть человека.

Уголовное законодательство, в отличие от законодательства об административной ответственности, предусматривает привлечение к ответственности только граждан (но не организаций), причинивших экологический вред лично либо ответственных за причинение вреда организацией. Здесь предусмотрены более суровые наказания, более крупные суммы штрафов и т.д. Лицо, виновное в порче земли, повлекшей по неосторожности смерть человека, может быть подвергнуто лишению свободы на срок до пяти лет.

Как мы видим, ответственность непосредственно за нарушение экологических нормативов ни административным, ни уголовным законодательством не предусмотрена, однако очевидно, что в процессе совершения названных правонарушений, как правило, нарушаются либо нормативы качества окружающей среды, либо нормативы допустимого воздействия на неё.

В заключение отметим, что экологические нормативы могут применяться при доказывании фактов причинения ущерба и при рассмотрении гражданских дел в судах.

Литература

1. ФЗ «Об охране окружающей среды» от 10.01.2010 №7-ФЗ // Собр. законодательства РФ, 2002, № 2, ст. 133, 2004, № 35, ст. 3607, 2005, № 1 (ч. I), ст. 25, № 19, ст. 1752, 2006, № 1, ст. 10, № 52 (ч. I), ст. 5498, 2007, № 7, ст. 834, № 27, ст. 3213, 2008, № 26 ст. 3012, № 29 (ч. I), ст. 3418, № 30 (ч. II), ст. 3616, 2009, № 1, ст. 17, № 11, ст. 1261, № 52 (ч. I), ст. 6450, 2011, № 1, ст. 54, № 29, ст. 4281, № 30 (ч. I), ст. 4590, ст. 4591, ст. 4596, № 48, ст. 6732.

2. ФЗ «О государственном регулировании обеспечения плодородия земель сельскохозяйственного назначения» от 16.07.1998 №101-ФЗ // Собр. законодательства РФ, 1998, № 29, ст. 3399, 2003, № 2, ст. 167, 2004, № 35, ст. 3607, 2008, № 30 (ч. II), ст. 3616, 2009, № 1, ст. 17, ст. 21, 2011, № 30 (ч. I) ст. 4596.

3. Административный регламент Ростехнадзора по исполнению госфункции по выдаче разрешений на выбросы, сбросы загрязняющих веществ в окружающую среду (утв. приказом Минприроды России от 31.10.2008 № 288) // Бюлл. нормативных актов федеральных органов исполнительной власти, 2008. № 49, 2010. № 32, № 43.

4. Постановление Правительства РФ от 03.08.1992 №545 «Об утверждении Порядка разработки и утверждения экологических нормативов выбросов и сбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду, лимитов использования природных ресурсов, размещения отходов» // Собр. актов Президента и Правительства РФ, 1992. № 6, ст. 330.

5. Положение о Министерстве природных ресурсов и экологии Российской Федерации (утв. постановлением Правительства РФ от 29 мая 2008 г. № 404) // Собр. законодательства РФ, 2008, № 22, ст. 2581, № 42, ст. 4825, № 46, ст. 5337, 2009, № 3, ст. 378, № 6, ст. 738, № 33, ст. 4088, № 34, ст. 4192, № 49 (ч. II), ст. 5976, 2010, № 5 ст. 538, № 10 ст. 1094, № 14, ст. 1656, № 26, ст. 3350, № 31, ст. 4251, ст. 4268, № 38, ст. 4835, 2011, № 6, ст. 888, № 14, ст. 1935, № 36, ст. 5149, 2012, № 7 ст. 865.

6. СанПиН 2.1.3.2630-10 «Санитарно-эпидемиологические требования к организациям, осуществляющим медицинскую деятельность», утв. постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 18.05.2010 № 58 // Бюлл. нормативных актов федеральных органов исполнительной власти, 2010. № 36.

7. СП 32-105-2004 «Метрополитены», одобрен письмом Госстроя России от 23.03.2004 № ЛБ-1912/9.

8. Постановление Правительства РФ от 15.11.2006 №689 «О государственном земельном контроле» // Собр. законодательства РФ, 2006, № 47, ст. 4919, 2007, № 27, ст. 3282, 2010, № 19, ст. 2316, 2011, № 16, ст. 2295.

9. Постановление Правительства РФ от 27.01.2009 №53 «Об осуществлении государственного контроля в области охраны окружающей среды (государственного экологического контроля)» // Собр. законодательства РФ, 2009, № 5 ст. 625, № 14, ст. 1668.

Сведения об авторах:

Барсегян Артем Геворкбекович, юрисконсульт, НПП «Гарант-Сервис-Университет», 109004, г. Москва, Товарищеский пер., д. 9/11, кв. 5, тел.: 912-62-10.

УДК 631.11

КОМПЛЕКСНАЯ ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ОКРУЖАЮЩЕЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

А.А. Чендева, факультет почвоведения МГУ им. Ломоносова

Рассматриваются принципы комплексной экологической оценки окружающей природной среды с использованием единой пятиуровневой шкалы. Предлагается введение в комплексную экологическую оценку показателя «состояние-воздействие», отражающего состояние окружающей природной среды адекватно сложившемуся на нее воздействию.

Ключевые слова: окружающая природная среда, экологическая оценка, комплексная экологическая оценка, показатель «состояние-воздействие», единая пятиуровневая шкала.

В настоящее время становятся все более актуальными вопросы, связанные с количественной и качественной оценкой антропогенных воздействий, а также созданием системы комплексной экологической оценки состояния окружающей природной среды. В то же время, сложность оценки природных и антропогенных территорий, обусловленная их многокомпонентностью, до сих пор не позволяет создать единую принятую на государственном уровне систему комплексной экологической оценки в России.

Что же в современном понимании называется комплексной экологической оценкой? Вот несколько вариантов определения этого понятия:

1) «*Под комплексной оценкой состояния окружающей среды* … понимают интегральную оценку частных оценок, сравнительную планировочную оценку отдельных участков всей территории по комплексу природных и антропогенных факторов, благоприятствующих основным видам хозяйственной деятельности» [1];

2) «*Комплексная оценка состояния сложных природных объектов* строится на основе результатов контроля характеристик в различных средах (измерений уровня радиации, концентрации примеси вредных веществ, площади загрязнения и др.), результатов обследований и экспертизы, а также результатов моделирования различных ситуаций техногенного или природного происхождения. … представляет собой характеристику, полученную путем суммирования простых и сложных оценок с учетом их свойств» [2];

3) «*Комплексная оценка состояния территории* (проводится) на основе системного анализа *интегральных* оценок состояния окружающей среды, здоровья населения и ценностных характеристик территории, ранжирования экологических и других факторов по степени их влияния, например, на здоровье населения» [3].

Как видно из приведенных определений, общим в них является понятие *интегральной оценки*, получаемой путем *суммирования* частных оценок всех компонентов окружающей среды (воды, воздуха, почвы, недр, растительного и животного мира) на определенной территории, т. е. рассматривается некий комплекс пространственно ограниченных природных объектов – *природный комплекс* – «комплекс функционально и естественно связанных между собой природных объектов, объединенных географическими и иными соответствующими признаками» [4].

Экологическая оценка компонентов окружающей природной среды

Все компоненты окружающей среды нуждаются в экологической оценке и экономировании с позиции выполнения ими характерных для них экологических функций. При этом, целесообразно рассмотреть единые подходы по их оценке, применяя единую шкалу ранжирования показателей и критерии оценки допустимых значений качества природных сред и допустимого уровня воздействия на них.

В природоохранной практике наиболее распространены и нормативно утверждены две шкалы ранжирования значений показателей качества и воздействия – трехуровневая [5] и пятиуровневая [6]. Представляется целесообразным совместить их в рамках единой пятиуровневой шкалы и далее пользоваться преимущественно ею как наиболее известной и применимой в реальных условиях природопользования (*табл. 1*).

В таблице показано, что шкала имеет два полюса «+» и «–». Будем исходить из предположения, что вред окружающей среде может быть нанесен как чрезмерным увеличением, так и уменьшением значений того или иного показателя ее свойств.

Согласно пятиуровневой шкале ранжирования, первый и второй уровни могут быть отнесены

Таблица 1

Оценка и ранжирование значений состояния окружающей природной среды и антропогенного воздействия

Единая количественная шкала ранжирования состояния ОПС и антропогенного воздействия	*± 1*	*± 2*	*± 3*	*± 4*	*± 5*	*Источник информации*
Качественные признаки состояния ОПС	Отсутствие признаков: - угнетения естественных и антропогенных биоценозов; - нарушений состояния здоровья из-за влияния ОПС; - нарушений природных сфер и их функционального равновесия.	- заметное угнетение естественных и биоценозов, использование земель для производства пищевой продукции без ограничений; - природная среды в целом удовлетворительна для существования человека; - признаки нарушения отдельных природных сфер обратимого характера.	- природные биоценозы сильно угнетены, производства пищевой продукции неэффективно из-за низкого качества и пониженного плодородия почв; - здоровье населения заметно ухудшено из-за неблагоприятных условий ОПС; - ОПС не справляется с антропогенными нагрузками.	- невозможность длительного существования искусственных насаждений, противопоказано использование земель для производства продовольственной продукции; - существенная деградация населения по состоянию здоровья; - необратимые нарушения природных сфер, исключающие самовосстановление природной среды в целом.	- биопродуктивность земель нулевая; - прямой контакт человека со средой опасен для здоровья и существования человека; - природные сферы необратимо нарушены и не могут выполнять своих функций в окружающей среде.	Временная методика определения предотвращения экологического ущерба [6]
Качественные признаки состояния ОПС	Удовлетворительная экологическая ситуация			Чрезвычайная экологическая ситуация	Экологическое бедствие	Критерии оценки экологической обстановки территории для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия [5]

к периоду постепенного, слабо выраженного накопления негативного признака. Это соответствует относительно стабильному состоянию окружающей природной среды и почв. Третий уровень соответствует неустойчивому состоянию природной системы (утрата около 30% качества окружающей природной среды), четвертый и пятый – катастрофическому и бедственному уровням (стремительная и необратимая потеря качества окружающей природной среды).

Таким образом, за состояние окружающей среды и уровень воздействия на нее, близкие к допустимому уровню, можно принять промежуток от первого до начальных значений третьего уровня установленной системы ранжирования [7].

Взаимосвязанный ряд показателей в системе «состояние – воздействие» достаточно условно может быть разделен на группу показателей состояния (качества) и показателей воздействия. При этом связующим звеном между этими группами служит представление о единых показателях, характеризующих с одной стороны состояние (качество) окружающей природной среды, с другой – антропогенное воздействие на нее. Назовем этот единый показатель *показателем «состояние – воздействие»*.

Указанный показатель дает представление, как о состоянии, так и о воздействии, запечатленном в величинах отклонений ее состояния от фоновых, не нарушенных значений, т.е. состояние окружающей среды адекватно сложившемуся воздействию и может быть представлено в виде единых показателей «состояние-воздействие» (*рис. 1*). Соответственно, и качество, и воздействие характеризуются для каждой из категорий земель, определенным допустимым диапазоном значений, в основе которого лежит базовый уровень экономы. На приведенной шкале нулевое (0) значение соответствует фоновому (ненарушенному) состоянию, первое и второе (±1, 2) – допустимым отклонениям «состояния» и «воздействия»; третье (±3) – пограничному отклонению от ненарушенного состояния и воздействия; четвертое и пятое (±4,5) – недопустимым уровням состояния и воздействия.

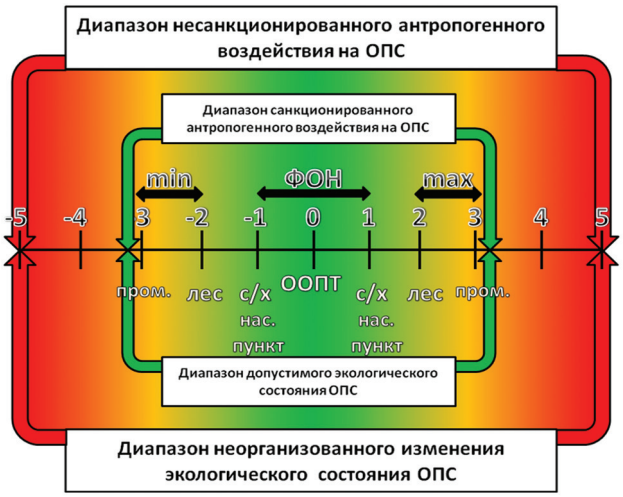


Рис. 1. ***Схема единой оценки экологического состояния окружающей природной среды и антропогенного воздействия на нее с выделением диапазона допустимых значений «состояние – воздействие» в условиях санкционированного и несанкционированного воздействия*** *(по единой шкале оценки представленной в табл. 1).*

Опираясь на представленные схемы, каждый из имеющихся на данном земельном участке компонентов окружающей среды, оценивается с точки зрения воздействия хозяйственной и иной деятельности, а именно, учитывается характер и интенсивность воздействия на ее компоненты в определенных территориальных границах, а также реакция того или иного компонента на это воздействие.

Для каждого компонента выделяется ряд оценочных показателей, абсолютные значения которых должны определяться в ходе работ по проведению комплексной экологической оценки. Список оценочных показателей может дополняться или, наоборот, сокращаться в зависимости от условий в каждой конкретной ситуации (*табл. 2*).

Затем, проводится определение градаций для каждого оценочного показателя состояния окружающей среды и их последующее ранжирование в соответствии с существующими нормативами или

Таблица 2

Примерный перечень контролируемых показателей состояния окружающей природной среды в регионе

Природная среда	*Показатель состояния природных сред*
1	*2*
Геологическая среда	Аномальные техногенные деформации горного массива и индуцированная сейсмичность, % от площади территории Механические нарушения горного массива при недропользовании, ведущие к загрязнению геологической среды, аномальные деформации горных пород, относительные единицы Просадки земной поверхности, оползни, сели, карсты, обусловленные техногенной нагрузкой, % от площади территории
Атмосферный воздух	Интенсивность запыления (общее количество взвешенных частиц от стационарных источников и автотранспорта) территории региона, т*год/км^2 Концентрация диоксида серы, кратность превышений ПДК Концентрация диоксида азота, кратность превышений ПДК Концентрация сероводорода, кратность превышений ПДК Концентрация аммиака, кратность превышений ПДК Концентрация формальдегида, кратность превышений ПДК
Природные воды	*Показатели поверхностных вод:* концентрация хлорофилла «а», мкг/л; среднелетняя биомасса фитопланктона, мг/л; заболеваемость рыб, связанная с хроническим токсикозом (миопатия, язвенная болезнь и т.д.), % от годового улова в регионе; биотестирование на ракообразных (дафниях и цериодафниях), гибель 50% и более рачков в течение 96-ти и 48-ми часов соответственно; биомасса планктона и макрозообентоса, % от контрольного уровня (для морских акваторий); *Показатели подземных вод:* концентрация нитратов, фенолов, тяжелых металлов, СПАВ, нефти, хлорорганических соединений, бензапирена, кратность превышений ПДК; площадь области загрязнения, км^2; минерализация, г/л.
Почвы и земли	*Показатели загрязнения почв и земель:* концентрация кадмия, свинца, ртути, цинка, никеля, меди, мышьяка, фтора, нитратов, бензола, бензапирена, фенолов, диоксинов, пестицидов (ДДТ, ГХЦТ, метафоса, трефлана, 2,4-Д), полихлорбифенол, кратность превышения ПДК (ОДК); содержание нефти и нефтепродуктов, мг/кг; плотность концентрации цезия-137, стронция-90, Ки/км^2; удельная β-активность; снижение уровня активной микробной массы, кратность по сравнению с фоном; фитотоксичность почвы (снижение числа проростков), кратность по сравнению с фоном; площадь (в т. ч. несанкционированного) размещения отходов производства и потребления, % от общей площади.

Продолжение таблицы 2

1	*2*
Почвы и земли	*Показатели деградации почв и земель:* уменьшение мощности почвенного профиля (А+В), % от недеградированного аналога; потери почвенной массы, т/га/год; расчлененность территории оврагами, км/кв.км; площадь подвижных (незакрепленных) песков, % от общей площади; перекрытость поверхности почвы абиотическими наносами, см; глубина провалов относительно поверхности, см; увеличение плотности почвы, кратность равновесной; уменьшение запасов гумуса в профиле почвы (А+В), % от недеградированного аналога; увеличение кислотности (щелочности), pH; превышение уровня грунтовых вод, % от критического значения (с учетом минерализации); сработка торфа, мм/год; увеличение содержания суммы легкорастворимых солей, %; увеличение доли обменного натрия, % от емкости катионного обмена; запечатанность земель, % от общей площади; показатель природно-ресурсного потенциала земель, % (для неурбанизированных земель); показатель эколого-градостроительного потенциала земель, % (для урбанизированных земель).
Растительность	*Общие показатели:* видовой состав естественной растительности; площадь особо охраняемых природных территорий, в % от общей площади; относительная площадь (квази) коренных ассоциаций в %; относительная площадь с нарушенным растительным покровом в %. *Показатели лесной растительности:* лесистость в % от зональной; повреждение древостоев болезнями и вредителями, в % от лесопокрытой; запас древесины в возрасте рубки, в % от нормальной; площадь спелых насаждений, в % от лесопокрытой. *Показатели агроценозов:* снижение урожайности сельскохозяйственных угодий, в % от среднегодовой; засоренность агроценозов, в % от общей площади сельскохозяйственных угодий; плотность рекреационной нагрузки, в % от нормы.
Животный мир	Частота антропозооносных заболеваний Падеж домашних животных, % от общего количества в регионе Численность охотничье-промысловых животных в регионе, % от нормы Биомасса почвенной мезофауны, в % от нормы Микробиологическая и биохимическая активность почв, в % от нормы

(в случае их отсутствия или недостаточности) – таблицей оценки и ранжирования значений состояния окружающей природной среды и антропогенного воздействия (см. *табл. 1*).

Комплексная экологическая оценка территории земельного участка

Комплексная экологическая оценка территории земельного участка проводится в несколько этапов.

Для начала производиться учет природно-климатических особенностей и видов хозяйственного использования территории. В том числе, с точки зрения изменения направленности и интенсивности воздействия, способствования усилению, либо ослаблению его влияния на состояние окружающей среды. Проводится предварительная диагностика состояния с учетом промышленно-технических особенностей региона на основе материалов предыдущих обследований, а так же архивных данных (отраслевых, госстатистики, научных, опросов населения, косвенных показателей и т.д.) с целью определения перечня значимых контролируемых показателей состояния отдельно для каждого компонента.

Для определения значимости показателя состояния окружающей среды используется принцип минимальной достаточности, состоящий в том, что для ухудшения состояния достаточно несоответствие экологической норме одного показателя состояния компонента.

На втором этапе для оценки воздействия следует провести анализ размещения объектов на исследуемом земельном участке, а также на смежных с ним территориях для выявления источников воздействия, их специфики и длительности функционирования. В результате такого анализа может быть произведена корректировка перечня значимых контролируемых показателей в соответствии с полученными данными об источниках воздействия.

На третьем этапе на исследуемой территории выбираются пункты отбора проб и оценки экологических показателей. Расположение таких пунктов производится по принципу их наибольшей репрезентативности. Для отбора проб исследуемых природных компонентов применяются методы,

наиболее соответствующие поставленным задачам исследования.

В отобранных пробах определяется весь перечень необходимых контролируемых показателей по каждой из исследуемых природных сред. Полученные абсолютные значения переводятся в относительные, по уже описанному принципу, и сводятся в таблицу учета контролируемых показателей (*табл. 3*).

Таблица 3

Примерная схема таблицы учета контролируемых показателей

Контрольный показатель	*Пункт исследования (отбора проб), №п/п*				
	1	*2*	*3*	*4*	*5*
A	знач.	знач.	знач.	знач.	знач.
B	знач.	знач.	знач.	знач.	знач.
C	знач.	знач.	знач.	знач.	знач.
D	знач.	знач.	знач.	знач.	знач.
E	знач.	знач.	знач.	знач.	знач.
Пс	знач.	знач.	знач.	знач.	знач.

Из рассчитанных показателей по каждому пункту выбирается доминирующий (ранжированный показатель, определяющий максимальный уровень потери качества для данного пункта) показатель состояния.

Дальнейшая обработка полученных значений для каждого пункта проводится по формуле:

$$П_С = П_Д + \sum_{i=1}^{n}\left(П_{ДП}\right) / \left(\sum_{i=1}^{n}\left(П_{ДП_i}\right) + n\right),$$

где: *Пс* – величина показателя состояния компонента окружающей природной среды исследуемого пункта; $П_Д$ – бальное значение доминирующего показателя компонента; $П_{ДПi}$ – бальное значение дополнительного показателя компонента пункта (ранжированного показателя, меньшего – или равного – чем доминирующий по уровню потери качества для данного контура); n – число дополнительных показателей.

Причем, бальное значение доминирующего и дополнительных показателей является серединой оценочного балла, соответствующего установленному в ходе оценки относительному значению состояния окружающей среды или ее компонента:

– условно нулевой – 0,5 (< 1);
– низкий – 1,5 (1-2);
– средний – 2,5 (2-3);
– высокий – 3,5 (3-4);
– катастрофический – 4,5 (> 4).

По результатам произведенных расчетов, для каждого компонента проводится построение картосхемы пространственного распределения показателя состояния (*Пс*) такого компонента с приложением пояснительных записок (*рис. 4*).

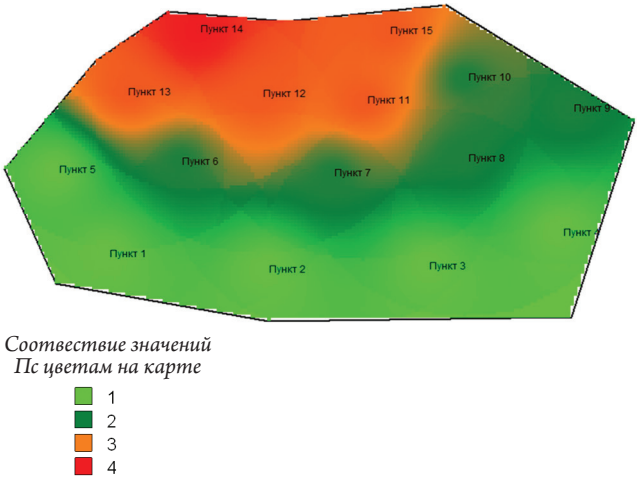


Рис. 2. ***Картосхема пространственного распределения показателя состояния компонента окружающей природной среды на исследуемой территории.***

Посредством пространственного совмещения картосхем состояния отдельных компонентов осуществляется построение картосхемы состояния окружающей среды исследуемой территории с выделением соответствующих контуров.

Для каждого контура, полученного в результате пространственного совмещения картосхем, проводится расчет показателя состояния окружающей среды по указанной выше формуле.

На основе рассчитанных показателей строится заключительная общая картосхема состояния окружающей природной среды, которая и является финалом работ по проведению комплексной экологической оценки. К заключительной картосхеме прилагаются картосхемы состояния отдельных компонентов, а также все структурированные материалы и данные, собранные в ходе исследования. В результате формируется отчет, содержащий результаты комплексной экологической оценки окружающей природной среды территории, а также информацию о выявленных тенденциях ухудшения или улучшения состояния окружающей природной среды на данной территории в пространственно-временной динамике и рекомендации по осуществлению мероприятий по стабилизации сложившейся экологической ситуации.

Заключение

Комплексная экологическая оценка, проводимая на уровне каждого конкретной территории, позволит наиболее подробно изучить состояние окружающей среды и при этом учесть все природные компоненты, входящие в ее состав. Включение

такой оценки в список обязательных мероприятий при осуществлении торгово-рыночных отношений с землями нашей страны позволит также оценивать экологическое состояние больших территорий, таких как муниципальные образования или даже целые регионы. Использование единой пятиуровневой шкалы упрощает интерпретацию полученных при обследовании территории результатов. А введение в экологическую оценку показателя «состояние – воздействие» дает возможность получить представление, как о состоянии окружающей природной среды, так и о воздействии на неё, запечатленном в величинах отклонений её состояния от фоновых, не нарушенных значений, т.е. ее состояние окружающей среды адекватно сложившемуся воздействию.

Предложенная формула расчета показателя состояния окружающей среды учитывает доминирующий и дополнительные факторы воздействия. Что соответствует принципу минимальной достаточности, состоящему в том, что для ухудшения экологического состояния достаточно несоответствие эконорме одного показателя состояния. Составление итоговой картосхемы состояния окружающей среды является наиболее наглядным способом представления полученных данных, что упрощает их дальнейшее использование в целях управления земельными ресурсами страны.

Литература

1. Методические указания к практической работе «Комплексная оценка состояния окружающей среды территории городской агломерации». – Ростов-на-Дону: РГСУ, 2008.

2. Алексеев В.В., Куракина Н.И., Желтов Е.В. ГИС комплексной оценки состояния окружающей природной среды. – СПб.: ЛЭТИ, 2007.

3. Методика комплексной оценки экологического состояния промышленных территорий. В.Н. Чуканов, С.Е. Дерягина, О.В. Астафьева, В.Ф. Гопко. – Институт промэкологии УрО РАН, 2003.

4. ФЗ «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002 № 7 ФЗ.

5. Критерии оценки экологической обстановки территории для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия, утв. Минприроды России, 1992.

6. Временная методика определения предотвращенного экологического ущерба, утв. Председателем Госкомэкологии России 09.03.1999.

7. Управление качеством городских почв: учебно-методическое пособие / Под общ. ред. С.А. Шобы, А.С. Яковлева. – М.: МАКС Пресс, 2010. – 96 с.

Сведения об авторах:

Чендева Анастасия Александровна, аспирантка кафедры земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведение МГУ им. Ломоносова, 119991, Москва, ГСП-1, Ленинские горы, МГУ, д. 1, стр. 12, тел.: 8 (920) 756-57-52, e-mail: Asya_Koritsina@mail.ru.

УДК 631.4-16

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ПРОИЗВОДИТЕЛЬНОГО ПОТЕНЦИАЛА ЗЕМЕЛЬНОГО УЧАСТКА ПРИ ЗЕМЛЕУСТРОЙСТВЕ

Р.П. Титарев, к.б.н., факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова

В работе рассмотрены принципы комплексного учета и оценки производственного потенциала земельного участка при землеустройстве.

Ключевые слова: землеустройство, комплексная оценка земельного участка, экономическая оценка почв.

Общая задача организации использования земельных ресурсов заключается в том, чтобы в процессе территориальной организации производства найти наиболее эффективные варианты рационального использования не отдельного вида, а всего комплекса природных ресурсов. Отсюда вытекает необходимость комплексной оценки производительных свойств земли, ибо любому отдельно взятому земельному участку присуще определенное сочетание пространственных, почвенных и других свойств, составляющее производительный потенциал. Его необходимо рассматривать как сочетание свойств земли и природных условий, формирующееся под воздействием человеческого общества и определяющее характер рационального использования земельного участка в сфере расширенного воспроизводства. Производительный потенциал должен явиться основой для комплексной оценки свойств земли как орудия и предмета труда в различных сферах общественной деятельности. Возможность такой оценки определяется взаимосвязью и взаимообусловленностью природных свойств земли и социально-экономических факторов. Известно, например, что почвенное плодородие формируется под влиянием климата, рельефа местности, характера увлажнения. Имеет место и обратная связь: почвенный покров, определяя характер растительности, воздействует на формирование микроклимата, водно-воздушного режима и природного ландшафта. Таким образом, материально-техническим базисом для накопления производительного потенциала служит само пространство (территория), а составляющими являются геологические, гидрогеологические, почвенные и геоботанические свойства, присущие данному земельному участку.

В процессе общественного развития значение свойств земли и их сочетаний постепенно изменяется. На каждом этапе оно зависит от потребности народного хозяйства, с одной стороны, и материально-технических возможностей государства — с другой. Так, возникновение крупных городов исторически связано с использованием транспортных, в том числе водных, магистралей. В настоящее время этот фактор в известной мере утратил свое значение, однако на крупных реках строятся гидроэлектростанции, составляющие основу энергетики. Смещение центра тяжести горнодобывающей промышленности в северо-восточные районы страны вызывается не только увеличением потребности государства в минеральных и энергетических ресурсах, но и ростом его экономического могущества.

Даже в сельском хозяйстве уровень использования производительного потенциала земли изменяется, а значение тех или иных факторов плодородия почв постоянно возрастает по мере улучшения материально-технической оснащенности и совершенствования земельных отношений. Динамичность производительного потенциала проявляется также в различном, а иногда и прямо противоположном воздействии определенных свойств земли на результаты производства. Например, древесная растительность может представлять собой ценный строительный материал, выполнять важную природоохранную роль и одновременно являться препятствием для обработки сельскохозяйственных угодий, резко снижая его продуктивность. Развитая гидрографическая сеть служит водными транспортными магистралями и вместе с тем серьезно затрудняет движение наземного транспорта.

Поэтому, исследуя производительный потенциал земельного участка, необходимо исходить из следующих принципиальных положений:

1) значение производительного потенциала конкретного участка не может быть определено раз и навсегда, так как оно изменяется с развитием производительных сил;

2) хозяйственную оценку производительному потенциалу следует давать применительно к определенной стадии общественного процесса воспроизводства на основе выделения доминирующих факторов и сопоставления эффективности их функционирования;

3) значение производительного потенциала должно отражать комплексную количественно-

качественную характеристику свойств земли и стимулировать ее рациональное использование во всех формах воспроизводства.

В отличие от рентной оценки, которая способствует улучшению использования уже отведенных предприятию земель, общая оценка может быть использована при обосновании распределения земельного фонда между отраслями народного хозяйства и отдельными предприятиями. Она фиксирует общественно необходимые затраты государства на поддержание уже достигнутого производительного потенциала и на возмещение ущерба в связи с возможным нерациональным использованием земли, приводящим к временной или необратимой утрате определенных производительных свойств.

Оценка производительного потенциала должна обеспечить сопоставление результативности использования земли в различных отраслях и сферах деятельности. Она осуществима только в денежной форме. Чтобы определить весь возможный эффект, необходимо учесть следующие показатели: базовую оценку производительного потенциала применительно к каждому земельному участку; реальный эффект функционирования земли; оценку потерь народного хозяйства (отрасли, предприятия) в связи с утратой определенных свойств земли вследствие ее нерационального использования.

Главной характеристикой производительного потенциала должна служить оценка, устанавливаемая государством на основе определения суммарного народнохозяйственного эффекта, который может быть получен при полном и рациональном использовании всех присущих земле свойств в соответствии с достигнутым уровнем развития производительных сил. Исходными данными для базовой оценки служат сведения различных кадастров. Однако независимо от сложившегося доминирующего фактора методика оценки должна учитывать преимущественное право сельскохозяйственного использования участка. Теоретически это обосновывается особой ролью земли и ее незаменимостью в процессах земледелия.

Сельскохозяйственное использование в высшей степени соответствует выбранному критерию, ибо обеспечивает наибольшую полноту и эффективность функционирования производительных свойств и природных условий. Здесь задействованы пространства обрабатываемых земель, агроклиматические и почвенные условия, растительность, гидрографическая сеть и другие факторы. Итоговые показатели базовой оценки, наряду с природными факторами, должны учитывать и региональные социально-экономические условия (землеобеспеченность, лесопокрытость и т. п.). Отражение территориальных различий и издержек производства в ценах на природные ресурсы представляет собой важную задачу совершенствования производственных отношений.

Таким образом, базовая оценка примет форму относительно стабильного дифференцированного стоимостного показателя, учитывающего условия как формирования производительного потенциала земли, так и ее использования в процессе расширенного воспроизводства. В отличие от этого реальный эффект функционирования земли, а также возможные потери вследствие нерационального использования могут оцениваться непосредственно при решении вопросов об изменении целевого назначения. Обычно это связано с перераспределением земельного фонда, реорганизацией землепользования и переводом (трансформацией) угодий из одного вида в другой. Известное разнообразие возникающих на практике вариантов может быть сведено к двум. Намечаемое использование участка: а) не повлечет за собой неблагоприятного изменения производительного потенциала и целевого назначения земли; б) приведет к временной или необратимой утрате определенных производительных свойств.

Целесообразность оценки как положительных, так и отрицательных последствий перераспределения земли обусловлена широкими возможностями регулирования процессов производства. Например, добыча полезных ископаемых может производиться закрытым (шахтным) и открытым (карьерным) способами. В зависимости от этого будет нарушен или же сохранен поверхностный слой земли с ее почвенным покровом, растительностью и другими характеристиками. Строительство гидротехнических сооружений также возможно в различных вариантах: при затоплении большей площади прилегающих земель (в нулевых отметках) или же с устройством защитных сооружений и меньшей площадью водохранилища. Даже освоение заросших лесом и кустарником земель под сельскохозяйственные угодья влечет за собой известное нарушение ландшафта, различное по степени воздействия на окружающую среду.

Всесторонний учет факторов, дающих дополнительный народнохозяйственный эффект вследствие сохранения и рационального использования природных свойств земли, усиливает социально-экономические позиции сельского и лесного хозяйства, а также рекреационных и природоохранных зон различного назначения. Следовательно,

такой учет является одной из дополнительных мер государства по организации экономической защиты ценных угодий и не может быть ограничен условиями конъюнктуры. Как и базовая оценка, показатели положительного и отрицательного воздействия перераспределения земли должны послужить основой всестороннего обоснования альтернативных вариантов. Таким образом, оценке производительного потенциала в целом придается социально-экономическое значение. Ее задача – способствовать организации рационального природопользования, основу которого составляют научно обоснованное зонирование территории, взаимосогласованное размещение отраслей и отдельных предприятий, повышение эффективности использования земли в сельском хозяйстве.

Финансовая система ценообразования, способная компенсировать как государству, так и землепользователям все расходы, связанные с использованием земли, должна явиться важнейшим регулятором соотношения индивидуального и общественного укладов землепользования, а также распределения земли между производственной и непроизводственной сферами.

Важнейшими составляющими системы ценообразования в сфере землепользования являются:

– базовая оценка земельного участка (нормативная цена), устанавливаемая государственными органами на основе суммарного эффекта, который может быть получен при полном и рациональном использовании всех присущих земле свойств;

– компенсационные платежи, составляющие ту часть базовой оценки, которая может быть потеряна при использовании участка в соответствии с новым целевым назначением;

– земельный налог, дифференцированный в зависимости от количества, качества земли и расположения участка;

– арендная плата за пользование землей, назначаемая при взаимосогласованных условиях временного пользования.

В общем виде базовая оценка может быть представлена следующим выражением:

$$Q = Ссх + Слх + Сг + Св + Аф,$$

где: Ссх – общая оценка сельскохозяйственного потенциала (почвенного плодородия в сочетании с эффективностью ведения сельского хозяйства); Слх – общая оценка лесохозяйственного потенциала; Сг – оценка геологического потенциала; Св – оценка водохозяйственного потенциала; Аф – стоимость основных производительных фондов и средств производства, непосредственно связанных с землей.

Итоговые показатели базовой оценки, наряду с природными факторами, должны учитывать реальные социально-экономические, а также территориальные условия землепользования. Так, оценка сельскохозяйственного потенциала земельного участка будет исходить из почвенного плодородия, типов и видов севооборотов, видов и подвидов угодий, уровня интенсивности сельскохозяйственного производства, местоположения, конфигурации и других особенностей участка. В общем виде комплексная оценка 1 га земли по плодородию и эффективности функционирования может быть представлена следующим выражением:

$$Ссх = (Бср*Сб/(Кэф + Асх))*Ксх,$$

где: Бср – средневзвешенная оценка (в баллах бонитета), отражающая уровень плодородия земельного участка; Сб – средневзвешенная денежная оценка балла бонитета, складывающаяся с учетом видов угодий, структуры посевов и конъюнктуры ценообразования; Асх – стоимость основных средств сельскохозяйственного назначения в расчете на 1 га; Кэф – нормативный коэффициент эффективности капиталовложений исходя из срока окупаемости (25-50 лет); Ксх – коэффициент приоритета сельского хозяйства, определяемый местной администрацией с учетом следующих условий:

– землеобеспеченности населения, наличия ресурсов сельскохозяйственного освоения, состояния снабжения жителей товарами местного производства;

– местоположения отводимого участка относительно населенных пунктов и усадебных центров, животноводческих ферм, пунктов сбыта сельскохозяйственной продукции, дорог общего пользования;

– расположения участков в полях севооборота, сенокосных и пастбищных массивах, характера нарушения системы использования земли при изъятии участка;

– расположения участков относительно источников водополива, водопоя скота и других условий, обеспечивающих возрастание дифференциальной ренты;

– особого значения земельных участков в качестве части опытных полей, научных и экспериментальных центров сельского хозяйства и т. п.

Оценка лесохозяйственного потенциала земельного участка должна производиться исходя из фактического состояния лесонасаждений и их природоохранного значения. При оценке учитываются состав, бонитет, класс возраста и другие показатели, характеризующие состояние насажде-

ний; лесохозяйственное и природохозяйственное назначение зеленого массива; установленный режим использования; вероятные последствия при нарушении экологического равновесия в связи с изменением характера использования зеленого массива. В общем виде эта оценка может быть выражена формулой:

$$Слх = (qлн + qпр)*kпр/Р,$$

где: qлн – оценка лесонасаждений по запасу древесины и ресурсам побочного пользования; qпр – оценка природоохранного значения зеленого массива; Р – площадь зеленого массива; kпр – коэффициент природоохранного значения.

Оценка лесонасаждений может быть произведена на основе материалов лесоустройства различными приемами и методами, используемыми на практике. Денежная оценка природоохранного значения лесного массива методически пока не разработана. Она должна вытекать из условий компенсации положительного воздействия зеленых насаждений на окружающую среду другими средствами. Так, нарушения зоны санитарной охраны водоемов и мест водозаборов должны быть компенсированы строительством водоочистных сооружений; при уничтожении части зеленых зон городов и мест активного отдыха населения необходимо дополнительное строительство воздухоочистительных сооружений, устройство пылегазоуловителей, искусственное озеленение городов и поселков; разрушение водоохранных полос по берегам рек и озер потребует финансирования противоэрозионных мероприятий, очистки водоемов, строительства водоочистных сооружений при водозаборе.

Районным администрациям должно быть предоставлено право дифференцировать оценку природоохранного значения зеленых массивов посредством введения коэффициентов:

– при отводе земельного участка для размещения экологически вредных крупных промышленных предприятий;

– при размещении предприятий и организаций, которые существенно ухудшат условия жизни местного населения, перегружая транспорт, усложняя доступ к лесным массивам и водоемам, и т. п.;

– при отводе земельного участка, представляющего особую ценность и привлекательность для населения, традиционно являющегося местом активного отдыха;

– при отводе земельного участка, расчленяющего основной массив природоохранной зоны и затрудняющего функционирование этого массива по целевому назначению.

Основная задача введения коэффициентов природоохранного значения заключается в том, чтобы создать дополнительную экономическую защиту экологически ценных зеленых массивов. Подобную цель преследует также оценка земельных участков по гидрографическим условиям и водохозяйственным ресурсам, а также оценка геологического потенциала земельного массива, при этом должны учитываться характер использования участка в зависимости от деятельности предприятия, условия и объемы потребления воды и полезных ископаемых, затраты на восстановление ресурсов, социальные и другие факторы. Если оценка природных ресурсов и факторов землепользования принципиально не является новой, то оценка территориальных условий до сих пор не практиковалась. Преимущества местоположения земельных участков могут быть выражены как часть стоимости автомобильных и железных дорог, населенных пунктов и других элементов инфраструктуры, создающих лучшие условия для функционирования производства. В общем виде это можно представить следующей формулой:

$$Аэф = qавт + qж.г + qж.п + qн.п,$$

где: qавт – оценка местоположения земельного участка относительно автодорог общего пользования; qж.г и qж.п – оценка местоположения относительно грузовых и пассажирских железнодорожных станций; qн.п – оценка местоположения относительно населенных пунктов.

В качестве примера рассмотрим методику оценки местоположения участка относительно автодороги. Такая оценка должна зависеть от расстояния до автодороги общего пользования, сметной стоимости и усредненных ежегодных затрат на ее ремонт. В расчете на 1 га:

$$qавт = (с+а)*Кр/(Кэф*Р),$$

где: с – ежегодные расходы на эксплуатацию 1 км дороги соответствующей категории; а – амортизационные отчисления на 1 км автодороги в год; Кр – коэффициент дифференциации начислений в зависимости от удаленности участка; Кэф – нормативный коэффициент эффективности капиталовложений; Р – площадь земельного участка, прилегающего к 1 км автодороги.

Оценка местоположения относительно железнодорожных станций должна производиться в зависимости от удаленности земельного участка, количества грузов в расчете на 1 га территории, а также от величины пассажиропотоков, если характер производственной деятельности связан со значительными переездами людей. Подобная оценка должна соответствовать разнице между затратами

на доставку грузов и пассажиров к данному участку и к участку, находящемуся в худших условиях (по принятой методике – на расстоянии 25 км от железнодорожной станции).

При оценке местоположения участка относительно населенных пунктов следует исходить из того, что землепользователь вправе реализовать многие преимущества. Как правило, населенные пункты создаются около промышленных предприятий. Так, жители населенного пункта могут работать на предприятии, а кроме того, пользоваться объектами социального, бытового и культурного назначения, расположенными в их населенном пункте. Вот почему денежная оценка должна быть увязана с удаленностью участка, с характером взаимосвязи предприятия и населенного пункта, а также с размерами и обустроенностью последнего.

В итоге базовая оценка земельного участка примет форму относительно стабильного дифференцированного стоимостного показателя и явится основой для расчета компенсационных платежей при отводе участка для государственных и общественных надобностей, а также при купле-продаже земли предприятиями и частными лицами. Размеры компенсационных платежей должны быть поставлены в зависимость от характера использования земли: чем выше потери производительного потенциала, тем большую компенсацию должен выплатить новый владелец земли. Следовательно, наибольшие платежи будут начисляться в случаях использования плодородных земельных участков под комплексную застройку, открытую добычу полезных ископаемых или при размещении промышленных предприятий на сельскохозяйственных угодьях и в охраняемых зеленых зонах. Наименьшие – при отводе земель для сельского и лесного хозяйства, заповедников и учреждений отдыха населения.

Таким образом, при начислении компенсационных платежей должен быть поставлен экономический барьер на пути бесхозяйственного и хищнического отношения к земле. Независимо от размеров выплаченной компенсации землевладелец может быть подвергнут штрафу за порчу земли, бесхозяйственное использование или самовольный захват дополнительной площади.

С производительным потенциалом земельного участка следует увязывать также размеры земельного налога. Законодательством установлен общий порядок дифференциации земельного налога в соответствии с качеством и местоположением участка, предоставленного для сельскохозяйственного использования.

Но как быть, если состав угодий и плодородие почв изменятся? Справедливо ли будет систематически пересчитывать ставки налога, если в результате этого хозяин, повышающий плодородие, будет платить за землю все больше, а нерадиво относящийся к земле – все меньше?

Очевидно, что такого положения быть не должно, поэтому размер налога целесообразно определить однажды – при выдаче документов на право владения землей.

По условиям местоположения участка ставки земельного налога могут быть дифференцированы по следующим категориям:

1) приусадебное землевладение, находящееся непосредственно при доме или же на расстоянии до 1 км от постоянного места жительства;

2) землевладение в радиусе пешеходной доступности, то есть на расстоянии до 5 км;

3) землевладение хуторского типа, к которому помимо удаленных более чем на 5 км земельных участков в сельской местности можно отнести дачные и садоводческие участки горожан;

4) прочие землевладения и землепользования.

В связи с неравноценными условиями ведения хозяйства в пригородных и периферийных зонах могут быть введены различные коэффициенты в зависимости от размещения земельных участков по отношению к пунктам реализации и базам снабжения. Так, землевладения, прилегающие к Санкт-Петербургу, городам и районным центрам, попадают в пригородные зоны, где условия доставки малотранспортабельной и скоропортящейся продукции лучше. Определенные преимущества имеют также землевладения в районах развитой инфраструктуры, обустроенные сетью автомобильных и железных дорог, населенных пунктов и центров переработки сельскохозяйственной продукции. Поэтому ставки земельного налога в пригородной зоне и зоне развитой инфраструктуры должны быть выше, чем на периферии. По компактности землевладения целесообразно подразделить на следующие категории:

1) компактные (находящиеся в одном земельном массиве при размере сельскохозяйственных угодий более 50% общей площади);

2) средней компактности (до пяти массивов при размере сельскохозяйственных угодий 30-50% общей площади);

3) некомпактные (включающие более пяти земельных массивов или имеющие до 30% сельхозугодий).

Поскольку компактность землепользования создает известные преимущества при ведении хо-

зяйства, ставки земельного налога должны быть дифференцированы также по фактору компактности. Если земля предоставляется во временное пользование, то вместо земельного налога землепользователь обязан платить арендную плату. Арендная плата должна взиматься как за сельскохозяйственные, так и за другие угодья. По землям сельскохозяйственного назначения она не должна существенно отличаться от соответствующих ставок земельного налога. Другое дело, если участок земли арендуется для целей, не связанных с ведением сельского хозяйства. В подобной ситуации может быть нанесен ущерб производительному потенциалу земли. Следовательно, плата за временное пользование землей для несельскохозяйственных целей должна начисляться в зависимости от характера производства как часть базовой оценки (компенсационных платежей) по данному участку. В итоге любые формы платы за пользование землей должны явиться не самоцелью, а своеобразным механизмом поощрения рационального землепользования или борьбы с бесхозяйственностью на земле. Поскольку использование земли всегда основано на компромиссе общественных и личных интересов, большое значение приобретают здесь меры контроля государства по соблюдению земельного законодательства, установленного порядка пользования землей, правильности ведения учета и оценки земельных ресурсов.

Сведения об авторах:

Титарев Роман Петрович, к.б.н., докторант кафедры земельных ресурсов и оценки почв, факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы, д.1., стр. 12, тел.: 8 (495) 939 44 19, email: toromt@gmail.com

АННОТАЦИИ СТАТЕЙ НА АНГЛИЙСКОМ ЯЗЫКЕ

Permissible ecological condition of soil and anthropogenic effect as the basis of their ecological standardisation and quality management, *A.S. Yakovlev*

There were developed principles of ecological regulation of the soil, resulting in justification of the criteria and levels of acceptable ecological state (quality) of soil and anthropogenic impact on them. There was developed also a system of consolidated data «state - impact» of the uniform relative numerical values. Principles for the determination of the basic indicators of ecological condition of soils for the main categories of land and the boundaries of their total range of allowable values were justified. Typical database of the expert-analytical estimates of the range of permissible values of the ecological condition of soils on the example of the soils of the city was formed. There was proposed procedure of holding of works on defining the acceptable ecological state of soils and the anthropogenic load on the soil of the land plot.

Scientific and legal framework on the use of concepts of «soil» and «land» in the conservation practice, *A.S. Yakovlev, A.P. Sizov*

The article attempts to harmonize scientific and administrative-legal interpretations of the concepts of «soil» and «land». On this basis there was done the definition of their ecological functions, approaches for the assessment and regulation of ecological status and anthropogenic impact. Proposals on the practical application of these concepts in the system of quality management of land and soil were formulated.

Ecological regulation: on a way to the generalizing theory, *E.L. Vorobeichik*

Methodological problems of finding of the maximum permissible anthropogenic loads on ecosystems were examined. The raised task was the construction of a generalized theory of ecological standardization as a special case of control action management on ecosystems. Conceptual framework of ecological standardization and a procedural path for standards estimation were formulated in the most general way.

Environmental assessment of condition and regulation of quality soils and lands: biokinetic approach, *G.P. Glazunov, V.M. Gendugov*

The microscopic kinetics of bioilogical growth in chemically polluted environment as a basement of dose response method in bioassey and ecological risk assessment.

A resource characterization of soil and its relation to standardization and regulation of environmental quality, *A.V. Smagin*

The problems of criteria and specifications of soil quality, as well as algorithms of ecological and economic assessments based on the resource approach are considered. The stock of substances in arbitrarily chosen surface soil layer was used as a basic resource parameter of soil quality. By means of the automated analytical system comparison of these stocks with specifications and calculation of soil remediation costs and reproduction of soil resources according to market quotations are made. Theoretical bases of the ways and models of ecological normalization of environmental pressure on soils in the form of is material-power streams are presented. The paper is intended to experts in the areas of ecological assessment, standardization and regulation of environmental quality normalization and scientifically-proved use of natural resources.

Standardization and regulation of environmental and soils quality, *O.A. Makarov*

The concept of soil ecological condition as a complex of soil properties determining the degree of their conformity to soil forming climatic and natural conditions and their validity for sustainable ecosystems functioning is suggested. The system of parameters of the specified conditions is suggested and priorities of their use for the purpose of the disturbances of the environment assessment are suggested. The riches of soil ecological functions were shown to provide their importance in the assessment of the environment as a whole. Standards and regulations of the environmental and soils quality where shown to be elaborated for administrative regions on the base of their bioclimatic, lithological and geomorphologycal features, as well as the type of land use.

Current state and prospects of development of the system of permissible residual oil content in soils after conducting remediation, *S.Ya. Trofimov*

Principles of elaboration of norms of allowable residual oil content in soils (norms of AROCS) after remediation are considered in the article. Soil capability to support biological turnover is regarded as the main criteria. The diversity of climatic, landscape and soil peculiarities as well as land use type and other factors is shown to be taken into account when elaborating the norms of AROCS. Special attention should be given to the oil migration.

Approaches to ecological standardization and regulation of environmental and woods quality in the Moscow region with respect to changes in the city boundaries disposition, *T.V. Chernenkova, N.N. Levitskaya*

The method of ecological standardization and regulation of environmental and woods quality based both on integrated and individual components assessment as well, as on the assessment of manifold impacts was demonstrated. Data on the main kinds of impacts are presented. Measures for ecological diversity preservation are substantiated. The ecological

standardization and regulation of environmental and woods quality normalization was shown to be based on a system of indicators quantifying ecologically and hygienically permissible impacts. The method suggested makes it possible to identify problematic woods and to improve the situation.

Realisation of Biotic conception of ecological control for purpose of soil-ecological regulation, *V.A. Terekhova*

The review reflects the principles of data bioindication and biotesting for solving the problems of ecological regulation of natural environments. The main stages of the concept of biological control of ecological state of the environment, different criteria for assessing the quality of aquatic and terrestrial ecosystems are analyzed. The attention is focused on the characteristics of soil evaluation as multilevel and multiphase systems, the need for a differentiated application of standards for both objects (ecosystem types) and by geographical area, taking into account the results of both short- and long-term effects of anthropogenic impacts.

Using coenotical characteristics of soil mezofauna for the purpose of environmental regulation, *N.A. Kuznetsova*

Monitoring of the abundance and species diversity of model groups of organisms is necessary, however, the indicator value of these indicators is not always obvious because of the high variability in space and in time. On the basis of long-term research experience of collembolan communities four categories of coenotic characteristics were allocated from the point of view of their suitability for environmental regulation.

Environmental regulation of water objects, *L.S. Ponomareva*

A system of normalization of quality of both, natural waters and sewages in the Russian Federation are overviewed and critically analyzed. Quantitative values of the water quality standards in such countries as the Russian Federation, EU countries, Canada, and the USA are compared. A system of organization and principles of establishing of standards of the substance discharges with sewages in the Russian Federation is described. Brief analysis of the system efficiency with proposals for improvement of the system of standardization is presented.

Ecological standardization of the chemical state of soils, *I.O. Plekhanova*

For soils developing in the different natural conditions at various forming rocks the concept of norm will be different. For soils of protected areas the norm is a background state. For agricultural soils the main indicator is the quantity and quality of crops, which is limited by the translocation index and is based on sanitary and hygienic evaluation of plant products. Phytotoxicity index characterizes the soil the border defining the productivity of ecosystems, which can be taken as a criterion for urban soils and soils of forest fund. The change in the functioning of the soil biocenosis as a result of pollution characterizes the impaired performance by soil of its microbial habitat function. Soil assessment in this case is based on the implementation by the microbial complex of certain functions necessary for the well-being of the ecosystem. Violation of these functions can be described as an environmental emergency or stress zone of the soil ecosystem. Changes in the structure of soil microbial system occur at a very high level of contamination and indicate on the microbial stress and disaster for the environment.

Environmental quality standardization and regulation of the state system of waste disposal management, *A.S. Gorlenko*

The main environmental problems arising from the waste disposal are disclosed. The state system of waste disposal management is scrutinized. The main approaches to the assessment of the wastes environmental impacts are discussed.

Environmental regulation of amphibians landscapes, *E.I. Kovaleva*

The legal regulation of use and protection of land interconnected with water objects are discussed.

Environmental regulation of soil properties by anthropogenic influences, *A.S. Frid*

Under consideration are methodical approaches to ecological standards of arable soil properties including formulation of the main terms: permissible and critical levels of changes in indices of structural-functional properties of soils and the soil cover. Appropriate standards have been elaborated for the main arable soils at the territory of European Russia: taxonomic position as well as some indices for the organic matter, agrochemical, physico-chemical, physical properties, for the soil contamination by heavy metals.

New trends of environmental assessment of pesticides in their registration in the Russian Federation, *V.S. Gorbatov*

The Russian Federation began the accession to the Organization for Economic Cooperation and Development and became the participant of the global pesticide regulation process. The new approaches of pesticide ecological assessment as a part of the registration procedure have been discussed.

Problems of the soil pollutants standartization, *L.P. Kapelkina*

The soil peculiarities for the purpose of pollutants standartization are considered. Sanitary-hygienic and ecological aspects of the standardization are analyzed.

Urban soils: survey, mapping, ecological quality determination and regulation, *T.V. Prokofyeva, I.A. Martynenko, A.S. Yakovlev, M.A. Evdokimova*

The rules of urban soil survey for individual plots have been elaborated, including mapping rules for specific urban soils with curriculum of digital soil map the city of Moscow, system of notation conventions and unified nomenclature, and

also rules of soil ecological quality determination. The consequent of survey have to grow a dates for conduct of a plot's soils passport and soil reclaiming actions development.

The urban soils quality management in the course of there exploitation, *T.V. Reshetina*

The stages of the urban soils quality management system formation are determined including an early system of optimized exploitation. The approach is specified to the admissible standards of urban soils quality determination and maintenance.

Domestic and foreign experience of ecological regulation of a condition of soils and impact on them, *M.V. Evdokimova*

The chapter covers the following aspects: the latest domestic and foreign approaches to environmental regulation and assessment of soil quality and the impact over them, status of the soil, as the object of protection, in modern legal sources.

Criteria for evaluation of oil-contaminated soils at different stages of their self- restoration and reclamation of land in the Far North, *M.Yu. Markarova, S.M. Nadejkin, T.N. Schemelenina*

Research of change of chemical and biological properties почв the North after oil pollution has allowed to develop criteria for their ecological estimation. Alongside with traditionally used parameters, such, intensity of pollution by oil, authors have shown, that special value has character of restoration of biological activity soils. The scheme of consecutive change of activity of various groups of soil microorganisms and enzymes during self-restoration polluted soils is developed, allowing to define and optimum character of works at planning recultivatoion the grounds.

Environmental standardization and regulation of air quality with respect to emissions of pollutants and their adverse effects on soils, *T.M. Samuhina*

The procedure of environmental standardization and regulation of air quality with respect to emissions of pollutants and their adverse effects on soils is characterized. The role of emissions and their influence on soil quality was shown to be the matter of the first priority.

The method of valuation damage caused to the environment due to the degradation and pollution of soil, based on a valuation carried out by soil quality, *O.E. Medvedeva*

In the article the algorithm valuation damage caused soil and land. The method is inspired by the new approaches that are applicable in international practice in this area. The method is to calculate the cost to clean up soil to acceptable for the intended use level.

Regulatory support management and protection of land resources and soil, *A.P. Sizov*

The article considers the legal regulation of the land and soil protection in the new land policy in the Russian Federation. The analysis of new developments in the law relating to the administration of the state cadastre of real estate, and made a synthesis of proposals for regulatory environment protection of the land and soil communities.

Environmental regulation and legal framework of the use and protection of soils and lands, *A.G. Barsegyan*

The article examines the state of legal regulation in the field of environmental regulation. The review of the system of environmental standards established by the Federal Law «On Environmental Protection», legal mechanisms for setting standards and mechanisms of state control over their observance, as well as measures of legal liability for violations of environmental requirements.

Complex ecological assessment of natural environment, *A.A. Chendeva*

We investigated the principles of a complex ecological assessment of natural environment using integrated five-level scale. The ecological rating of parameter «condition - influence», which was proposed, represents natural environmental conditions formed by existent influence.

Complex assessment of the productive capacity of land at land management, R.P. Titarev

The article covers the following aspects: the subject, methods and objectives of soil evaluation, some historical aspects of environmental soil assessment, approaches to the economic evaluation of soil and land, land development and land management.

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ



Барсегян Артем Геворкбекович

В 1997 г. окончил юридический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова. Работал юрисконсультом в ряде крупных компаний. С 2003 г. преподавал в высших учебных заведениях правовые дисциплины: «Конституционное право», «Муниципальное право», «Административное право», «Правовые основы охраны почв и земель». Автор ряда публикаций по вопросам организации местного самоуправления, систематизации законодательства, а также по вопросам предпринимательского права. Основные научные интересы: муниципальное право и госуправление в области землепользования и охраны окружающей среды.



Воробейчик Евгений Леонидович

В 1987 г. окончил биологический факультет Днепропетровского государственного университета, доктор биологических наук, заместитель директора Института экологии растений и животных УрО РАН, зав. лабораторией экотоксикологии популяций и сообществ. Лауреат Госпремии РФ для молодых ученых (1998).

Область научных интересов – экология импактных регионов, экологическое нормирование антропогенных нагрузок, почвенная биология (почвенная фауна, деструкционные процессы, реакция почвенной биоты на промышленное загрязнение). Автор более 100 работ, в том числе 40 статей в журналах и 3 монографий.



Гендугов Владимир Михайлович

Окончил механико-математический факультет МГУ (1968). Кандидат физико-математических наук (1973), с.н.с. (1976), в.н.с. кафедры газовой и волновой динамики механико-математического факультета (1988–н.вр.). Заслуженный научный сотрудник Московского университета (2011). Лауреат премии Совета Министров СССР (1990), премии им. М.В.Ломоносова (2002). Область научных интересов: горение и детонация, эрозия почв, дождевая и ветровая эрозия почв. Читает курс «Теория детонации». Основные труды: «Ветровая эрозия почвы и запыление воздуха» (соавт., 2001). Имеет 3 изобретения.



Глазунов Геннадий Павлович

Профессор кафедры земельных ресурсов и оценки почв факультета почвоведения МГУ им. М.В.Ломоносова – выпускник (1972) кафедры физики и мелиорации почв МГУ, «Почётный работник высшего профессионального образования РФ (2004)», доцент (1985), доктор биологических наук (2005), член диссертационного совета Д 501.002.13; автор более 100 работ, в т.ч. монографии «Ветровая эрозия почвы и запыление воздуха» (2007, в соавт.), 6 учебных пособий и учебника для вузов «Эрозия и охрана почв» (1996, в соавт.), переизданного в 2004 г. в серии «Классические университетские учебники». Лауреат премии им. М.В.Ломоносова (2004), им. акад. В.Р. Вильямса (2-ой ст.), Правительства Москвы (2000).



Горбатов Виктор Сергеевич

Выпускник (1975) и сотрудник факультета почвоведения МГУ (1975-1986), где защитил кандидатскую диссертацию в 1983 году. В настоящее время – заведующий лабораторией ВНИИ фитопатологии и руководитель экспертной группы по экологической оценке пестицидов факультета почвоведения МГУ. Область научных интересов – химия и экотоксикология загрязняющих веществ, прежде всего пестицидов. Главный редактор информационного ресурса «Пестициды, окружающая среда и регулирование» (www.penreg.ru).



Горленко Анастасия Сергеевна

В 1999 г. окончила факультет почвоведения. Кандидат биологических наук (1998). С 1998 г. занимается решением проблем в области охраны окружающей среды. С коллективом АНО «Экотерра» по заказу Госкомэкологии России и МПР России принимала участие в разработке более 20 методических документов, 5 из которых утверждены и используются на практике, включая «Критерии отнесения отходов к классам опасности для окружающей природной среды» (утвержден 15 июня 2001 г.). Область научных интересов: оценка экологического качества окружающей природной среды, нормирование воздействия отходов на состояние окружающей среды, оценка загрязненных и деградированных почв по биотическим параметрам.



Евдокимова Мария Витальевна

Окончила кафедру земельных ресурсов и оценки почв факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. Кандидат биологических наук, научный сотрудник лаборатории экологического нормирования и оценки почв факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова.

Область научных интересов: экологическая оценка и нормирование качества почв, микроэлементы в почве, математические модели в экологии. Автор 18 работ, в том числе учебно-методического пособия и 6 статей в ведущих рецензируемых научных журналах.



Капелькина Людмила Павловна

Доктор биологических наук по специальности «экология», г.н.с. Санкт-Петербургского НИЦ экобезопасности РАН, профессор кафедры почвоведения и гидромелиорации Санкт-Петербургского государственного лесотехнического университета. Автор более 200 научных работ, в т.ч. монографии «Экологические аспекты оптимизации техногенных ландшафтов». Область научных интересов – рекультивация нарушенных и загрязненных земель, оценка состояния почв и растительности техногенных и урбанизированных ландшафтов, нормирование загрязняющих веществ в почвах, биотестирование отходов.



Ковалева Екатерина Игоревна

Окончила в 1986 г. факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. Защитила в 1997 г. кандидатскую диссертацию на тему «Изменение гумуса сухо-степных почв во времени при орошении (на примере Кулундинской степи)». Зам. зав. отделом управления отходами АНО «Экотерра». Область научных интересов – поступление в почвы загрязняющих веществ различной природы, их трансформация и миграция в почвах и сопредельных средах. Читает на кафедре земельных ресурсов и оценки почв факультета почвоведения МГУ курс «Экологическое нормирование земноводных ландшафтов».



Кузнецова Наталия Александровна

Почвенный зоолог, эколог. Профессор кафедры зоологии и экологии Московского педагогического государственного университета. В 2002 г. защитила докторскую диссертацию на тему: «Организация сообществ почвообитающих коллембол». Автор более 100 публикаций. Научные интересы: структура и динамика сообществ и популяций коллембол, молекулярно-генетические и изотопные методы в почвенной экологии, реакция биоты на антропогенные воздействия. Читает курсы: общая экология, теория эволюции, эволюция биосферы, история науки, основы биоиндикации. Организует курсы повышения квалификации для преподавателей высшей и средней школы в области экологии.



Левицкая Наталья Николаевна

Окончила географический факультета МГУ им. М.В.Ломоносова по специальности «экономическая география». В 2005 г. поступила в аспирантуру Центра по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН и начала заниматься работой по теме индикаторы устойчивого управления лесами. В настоящее время ее работа связана с разработкой экологического каркаса Московской области в ГУП МО НИиПИ градостроительства Московской области, где она работает с 2002 г.



Макаров Олег Анатольевич

Окончил в 1985 г. факультет почвоведения МГУ. Доктор биологических наук, профессор. В 2002 г. защитил докторскую диссертацию на тему: «Состояние почвы как объект экологического нормирования окружающей природной среды». Замдекана по инновационной деятельности факультета почвоведения МГУ. Область научных интересов: экономическая и эколого-экономическая оценка почв и земельных ресурсов, экономирование, почвенно-ландшафтное проектирование. Автор около 80 публикаций. Читает курсы «Оценка почв и земель» и «Почвенно-ландшафтное планирование территории», проводит спецсеминар «Современные проблемы географии почв». Награжден Почетной грамотой Госкомэкологии (1999). Лауреат премии им. И.И.Шувалова (2003).



Маркарова Мария Юрьевна

С 1989 г. по настоящее время работает с.н.с. Института биологии Коми научного центра УрО РАН. Автор более 100 научных работ, в том числе 2 монографий и 17 патентов Российской Федерации по рекультивации нефтезагрязненных почв и очистки вод, разработчик биопрепарата нефтеокисляющего действия «Универсал». Область научных интересов – почвенной микробиология, экология, биотехнология, восстановление нефтезагрязненных земель, вопросы нормирования качества окружающей природной среды. Лауреат премии Правительства РФ в области науки и техники.



Мартыненко Ирина Анатольевна

Закончила факультет почвоведения МГУ, с 1991 г. работает на кафедре географии почв. Область научных интересов – география почв, картография почв, антропогенные почвы, почвообразующие породы, землепользование. Автор более 40 печатных работ, в т.ч. (в соавт.) почвенных карт в Большой Российской Энциклопедии, Национальном Атласе России, Национальном атласе почв РФ. Читает спецкурсы «Картография», «Экологическое картографирование», «Методы анализа карт» для студентов факультета почвоведения МГУ. Соавтор курса «Почвенно-экологические исследования городских территорий» Центра дистанционного образования МГУ им. М.В.Ломоносова.



Медведева Ольга Евгеньевна

Профессор Государственного университета управления, доктор экономических наук. Сфера научных интересов: стоимостная оценка земли, др. природных ресурсов, экоущерба. При её участии разработан и утвержден ряд московских методик оценки вреда, причиненного почвам, растительности, водным объектам, воздушному бассейну; федеральные методики определения рыночной стоимости земельных участков и исчисления размера вреда, причиненного объектам животного мира, занесенным в Красную книгу РФ. Член Экспертного совета Российского общества оценщиков, читает лекции по оценке земли.



Надежкин Сергей Михайлович

Доктор биологических наук, профессор. С 1992 по 2007 гг. работал в Пензенской государственной сельскохозяйственной академии, с 2007 г. по настоящее время – заведующий лабораторией применения агрохимических средств, в.н.с. Всероссийского научно-исследовательского института селекции и семеноводства овощных культур (ВНИИССОК) РАСХН, начальник Испытательного центра ВНИИССОК РАСХН. Автор более 300 научных работ, в том числе 8 монографий. Область научных интересов – почвоведение, экология, агрохимия.



Плеханова Ирина Овакимовна

Окончила в 1973 г. факультет почвоведения МГУ. Доктор биологических наук, доцент, в.н.с. кафедры земельных ресурсов и оценки почв факультета почвоведение МГУ. Автор более 70 работ, посвященных охране почв от химического загрязнения, изучению процессов трансформации тяжелых металлов и экономированию химического состояния почв. Под ее руководством защищено 14 дипломных работы и 3 кандидатские диссертации. Член Докучаевского общества почвоведов и Московского общества испытателей природы. Область научных интересов: биогеохимия, оценка и экономирование почв, экомониторинг почв природных и техногенных ландшафтов.



Пономарёва Людмила Сергеевна

Главный специалист Федерального центра анализа и оценки техногенного воздействия Ростехнадзора. Сфера деятельности – гидрохимия в системе охраны окружающей среды; контроль качества воды, экономирование водных объектов; экоконтроль. Член рабочих групп по подготовке нормативно-методических документов: техрегламента «Водоотведение»; проекта главы Налогового кодекса «Эконалог»; производственному экоконтролю; зон экологического бедствия; Правил охраны поверхностных вод; техпроекта по организации оценки нагрузки Балтийского моря; классификации веществ по степени опасности для экосистемы озера Байкал; расчету нормативов допустимого сброса и др.



Прокофьева Татьяна Вадимовна

Окончила в 1993 г. факультет почвоведения МГУ, кандидат биологических наук (1998), доцент кафедры географии почв факультета почвоведения МГУ. Специализируется в области изучения почв селитебных территорий. Автор более 100 научных и учебных публикаций. Область научных интересов – современные и исторические аспекты городского почвообразования: формирование разнообразия и пути эволюции городских почв, классификация, картографирование, мониторинг и свойства почв поселений. Преподаватель полевых практик по почвоведению, читает лекции по «Истории почвоведения», «Классификации почв», «Урбоэкологии». Под ее руководством защищены 3 кандидатских диссертации.



Решетина Татьяна Владимировна

Окончила в 1988 г. факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова и в 1991 г. – очную аспирантуру. Кандидат биологических наук. С 1992 г. – ведущий специалист Управления охраны почв и земельных ресурсов Минприроды России, с 2000 г. – гл. специалист Департамента охраны окружающей среды и экобезопасности Минприроды России. С 2002 г. руководит отделом инженерно-экологических изысканий в ЗАО «НИиПИ экологии города». Область научных интересов: комплексная оценка экологического состояния компонентов природной среды городских территорий. Награждена медалью «За достижения в области охраны окружающей среды».



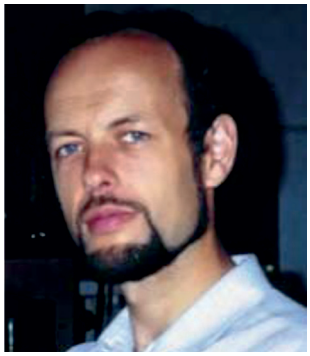
Самухина Тамара Михайловна

Окончила географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова. Более 20 лет работала в государственных природоохранных органах исполнительной власти регионального и федерального уровня, занималась вопросами нормирования в области охраны окружающей среды и экологической экспертизы. Заслуженный эколог России. В настоящее время привлекается государственными органами, общественными организациями в качестве эксперта.



Сизов Александр Павлович

Окончил в 1982 г. факультет почвоведения МГУ, в 1985 г. – аспирантуру. В 1986-1992 гг. работал в Союзгипроводхозе и ЦИНАО. С 1992 г. – советник Департамента земельных ресурсов города Москвы. Завкафедрой МИИГАиКа. Основные авторские курсы – «Мониторинг и охрана земель», «Кадастр недвижимости», «Современные проблемы землеустройства и кадастров». Лауреат Премии им. Ф.Н.Красовского (2005), Национальной экологической премии (2007). Сфера научных интересов – анализ данных, характеризующих состояние почвы и земель; проектирование информационных систем в землепользовании и почвоведении; экологические проблемы городского землепользования.



Смагин Андрей Валентинович

Профессор (2007), доктор биологических наук (2004). Окончил МГУ в 1987 г., стажировался в США (1990). Профессор кафедры физики и мелиорации почв ф-та почвоведения МГУ, зав. лаб., в.н.с. Института экологического почвоведения МГУ. Автор и соавтор более 200 научных работ, включая 11 монографий. Развивает фундаментальное биогеофизическое направление, рассматривающее на количественном уровне процессы и модели природной и антропогенной организации динамических биокосных систем. Лауреат премий Европейской академии (1997) и РАН (2000), грантов «Доктора наук РАН» (2005, 2006), премии им. И.И. Шувалова 1 ст. (2004), Национальной экологической премии (2009).



Терехова Вера Александровна

Доктор биологических наук, в.н.с. лаборатории изучения экологических функций почв ИПЭЭ РАН, завлабораторией по анализу объектов окружающей среды методами биотестирования факультета почвоведения МГУ. Выпускница биофака МГУ (микология). Область научных интересов: биотестирование, биоиндикация, биоразнообразие, экология и структурно-функциональная организация микобиоты, деструкция органического вещества, оценка и экономирование. Публикации: 6 монографий, 270 статей. Участник проектов по ремедиации нефтезагрязненных почв, экологической оценке воздействия отходов (фосфогипса), избытка биогенных компонентов на почвы и воды, динамике биоразнообразия микобиоты при деструкции органики, оценке биобезопасности наносорбентов и биоактивности гуминов.



Титарев Роман Петрович

Кандидат биологических наук, докторант кафедры земельных ресурсов и оценки почв МГУ им. М.В. Ломоносова. Выпускник факультета почвоведения МГУ. Область научных интересов: экологическая оценка и нормирование качества почв, восстановление почвенных свойств и растительности на сплошных вырубках в подзоне южной тайги, математические модели в экологии. Автор 15 работ.



Трофимов Сергей Яковлевич

В 1998 г. защитил докторскую диссертацию на тему «Функционирование почв ненарушенных биогеоценозов южной тайги (на примере ЦЛГБЗ)». С 1999 г. – завкафедрой химии почв факультета почвоведения МГУ. Проблемой нефтезагрязнения занимается с 1995 г. Участвовал в обследовании нефтезагрязенных земель на территории Республики Коми, Ямало-Ненецкого и Ханты-Мансийского АО, ряда областей Поволжья и Центрального региона. При его участии были разработаны нормативы допустимого остаточного содержания нефти в почвах после проведения рекультивационных работ для ХМАО-Югры.



Фрид Александр Соломонович

Окончил в 1963 г. Ленинградский государственный университет.

Область научных интересов – моделирование почвенных процессов (в том числе диффузия радионуклидов в почвах); плодородие; миграционная концепция доступности веществ почвы корням растений; устойчивость почв к деградации; пространственное варьирование и временная динамика свойств почв; создание и ведение Российского банка моделей плодородия (ПЛОМОД). Автор около 230 публикаций.



Чендева Анастасия Александровна

В 2011 г. окончила факультет почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова, с 2011 г. аспирантка кафедры земельных ресурсов и оценки почв (научный руководитель – д.б.н., проф. А.С. Яковлев).

Область научных интересов – комплексная экологическая оценка территории на муниципальном уровне, рациональное использование земельных ресурсов с учетом особенностей их современного состояния и оказываемого на них воздействия, оценка ущерба, накопленного за время их хозяйственного использования.



Черненькова Татьяна Владимировна

Окончила в 1980 г. кафедру геоботаники биофака МГУ. С 1980 г. работала в ИЭМиЭЖ им. А.Н. Северцова РАН. В 1986 г. защитила кандидатскую диссертацию, в 2000 г. – докторскую – по теме «Динамика биологического разнообразия таежных лесов в условиях промышленного загрязнения». В 1981-1987 гг. – ученый секретарь Секции охраны природы Научного совета РАН. С 2002 г. – ученый секретарь, с 2009 г. – зам. гл. редактора журнала «Лесоведение». С 2004 г. – работает в Центре по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН. Область научных интересов – биоиндикация и биомониторинг бореальных лесов, оценка пространственной вариабельности лесных сообществ, индикаторы устойчивого лесопользования. Имеет более 120 научных публикаций, в том числе 5 монографий.



Щемелинина Татьяна Николаевна

Кандидат биологических наук. С 1993 г. по настоящее время работает научным сотрудником в лаборатории биохимии и биотехнологии Института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. Автор 35 опубликованных научных работ по исследованию ферментативной активности почв Крайнего Севера.

Область научных интересов – почвенная энзимология, биотехнология, экология.



Яковлев Александр Сергеевич

Выпускник факультета почвоведения МГУ. Кандидат биологических наук (1981). В 1992-2003 гг. – начальник Управления охраны почв и земельных ресурсов (Госкомэкологии России), замначальника Департамента госконтроля, начальник Управления экономирования МПР России. По совместительству работал на кафедре географии почв факультета почвоведения МГУ. Доктор биологических наук (1997). С 2003 г. – профессор, завкафедрой земельных ресурсов и оценки почв факультета почвоведения МГУ и одновременно гендиректор ООО «Эко-терра». Член Ученого совета (Д.501.001.57) по экологии и почвоведению факультета почвоведения МГУ, член редколлегии журнала «Почвоведения», член президиума Докучаевского общества почвоведов. Автор более 100 научных работ.

КОЛЛЕКТИВНАЯ МОНОГРАФИЯ

«ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И УПРАВЛЕНИЕ КАЧЕСТВОМ ПОЧВ И ЗЕМЕЛЬ»

Под общей редакцией
Сергея Алексеевича Шобы,
Александра Сергеевича Яковлева,
Николая Григорьевича Рыбальского

Редактор:	*Е.В. Муравьева*
Технический редактор:	*Е.В. Муравьева*
Компьютерная верстка и дизайн обложки:	*В.Р. Хрисанов*

Подписано в печать 01.06.2013 Формат 60x90 1/8
Бумага офсетная № 1 Зак. б/н
Уч.-изд. л. – 51,2 Усл. печ. л. – 60,8
Тираж 300 экз.

Издательско-полиграфический комплекс НИА-Природа
142784, г. Москва, г.п. Московский, п/я 174 (для писем)
Бизнес-парк «Румянцево», Г-352
тел./факс: 8(499) 550-00-45. E-mail: nia_priroda@mail.ru
http//priroda.ru