

**А.А. ДЕМИДОВ, А.С. КОБЕЦ
Ю.И. ГРИЦАН, А.В. ЖУКОВ**

**ПРОСТРАНСТВЕННАЯ
АГРОЭКОЛОГИЯ
И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ ЗЕМЕЛЬ**

МОНОГРАФИЯ

**ДНЕПРОПЕТРОВСК – 2013
«СВИДЛЕР А.Л.»**

УДК 631.95:631.618
ББК 41.2:40.6
П 82

РЕЦЕНЗЕНТЫ:

член-корр. НАНУ, доктор биол. наук, профессор ДНУ имени Олесь Гончара
А.П. ТРАВЛЕЕВ;
академик НААНУ, доктор с.-х. наук, профессор **С.А. БАЛЮК;**
академик НААНУ, доктор экон. наук, профессор **О.И. ФУРДЫЧКО**

Печатается по решению ученого совета Днепропетровского государственного аграрного университета (протокол № 7 от 25 апреля 2013 г.)

Пространственная агроэкология и рекультивация земель: монография / [ДЕМИДОВ А.А., КОБЕЦ А.С., ГРИЦАН Ю.И., ЖУКОВ А.В.]. – Днепропетровск : Изд-во «Свидлер А.Л.», 2013. – 560 с.

Монография посвящена изучению закономерностей пространственной организации агроэкосистем. Показана эффективность применения в экологических исследованиях современных технологий: географических информационных систем, данных дистанционного зондирования земли, геостатистики и многомерных статистических методов анализа данных. Особое внимание уделено перспективам применения парадигмы пространственной агроэкологии для решения вопросов оптимизации рекультивации земель, нарушенных горнодобывающей промышленностью.

Для работников государственного управления, специалистов сельского хозяйства, экологов, аспирантов и студентов высших учебных заведений аграрного и биологического профилей.

Ил. 161. Табл. 108. Библиогр. 499.

УДК 631.95:631.618
ББК 41.2:40.6

ISBN

© А.А. ДЕМИДОВ, А.С. КОБЕЦ,
Ю.И. ГРИЦАН, А.В. ЖУКОВ,
2013

**О.А. ДЕМИДОВ, А.С. КОБЕЦЬ
Ю.И. ГРИЦАН, О.В. ЖУКОВ**

ПРОСТОРОВА АГРОЕКОЛОГІЯ ТА РЕКУЛЬТИВАЦІЯ ЗЕМЕЛЬ

МОНОГРАФІЯ

**ДНІПРОПЕТРОВСЬК – 2013
«СВІДЛЕР А.Л.»**

УДК 631.95:631.618
ББК 41.2:40.6
П 82

РЕЦЕНЗЕНТИ:

член-кор. НАНУ, доктор біол. наук, професор ДНУ імені Олеся Гончара
А.П. ТРАВЛЄСВ;
академік НААНУ, доктор с.-г. наук, професор **С.А. БАЛЮК;**
академік НААНУ, доктор екон. наук, професор **О.І. ФУРДИЧКО**

Друкується за рішенням ученої ради Дніпропетровського державного аграрного університету (протокол № 7 від 25 квітня 2013 г.)

Просторова агроекологія та рекультивация земель: монографія / [ДЕМИДОВ О.А., КОБЕЦЬ А.С., ГРИЦАН Ю.І., ЖУКОВ О.В.]. – Дніпропетровськ : Вид-во «Свідлер А.Л.», 2013. – 560 с.

Монографія присвячена вивченню закономірностей просторової організації агроєкосистем. Показано ефективність застосування в екологічних дослідженнях сучасних технологій: географічних інформаційних систем, даних дистанційного зондування землі, геостатистики і багатовимірних статистичних методів аналізу даних. Особливу увагу приділено перспективам застосування парадигми просторової агроекології для вирішення питань оптимізації рекультивации земель, порушених гірничодобувною промисловістю.

Для робітників державного управління, спеціалістів сільського господарства, екологів, аспірантів та студентів вищих навчальних закладів аграрного та біологічного профілей.

Іл. 161. Табл. 108. Бібліогр. 499.

УДК 631.95:631.618
ББК 41.2:40.6

ISBN

© О.А. ДЕМИДОВ, А.С. КОБЕЦЬ,
Ю.І. ГРИЦАН, О.В. ЖУКОВ,
2013

**A.A. DEMIDOV, A.S. KOBETS
YU.I.GRITSAN, A.V. ZHUKOV**

SPATIAL AGROECOLOGY AND LAND RECULTIVATION

MONOGRAPH

**DNEPROPETROVSK – 2013
«SVIDLER A.L.»**

UDC 631.95:631.618
BBK 41.2:40.6
P 82

*Посвящается памяти
НИКОЛАЯ ТРОФИМОВИЧА МАСЮКА*

REVIEWERS:

Doctor of Biological Sciences, Professor, Corresponding Member of the National Academy of Sciences of Ukraine **A.P. TRAVLEEV**;

Doctor of Agricultural Sciences, Professor, Academician of the National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine **S.A. BALUK**;

Doctor of Economics, Professor, Academician of the National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine **O.I. FURDYCHKO**

Published on the decision of the Academic Council of Dnepropetrovsk State Agrarian University (Proceeding 7 on April 25, 2013)

Spatial agroecology and land recultivation: monograph / [DEMIDOV A.A., KOBETS A.S., GRITSAN YU.I., ZHUKOV A.V.] – Dnepropetrovsk: Publishing House «Svidler A.L.», 2013 – 560 p.

The monograph is devoted to the study of patterns of spatial organization of agroecosystems. The efficiency of application of modern technologies, such as geographic information systems, remote reconnaissance data, geostatistics and multivariate statistical methods of data analysis in ecological studies, is shown. Special attention is paid to the prospects of application of spatial agroecology paradigm for solutions on optimization of recultivation of lands disrupted by mining industry.

For employees of state administration, agriculture experts, ecologists, PhD students and students of higher educational institutions of the agricultural and biological profiles.

Il. 161. Tab. 108. Refs. 499.

UDC 631.95:631.618
BBK 41.2:40.6

ISBN

© A.A. Demidov, A.S. Kobets
Yu.I. Gritsan, A.V. Zhukov
2013

ПРЕДИСЛОВИЕ

Обращаясь к материалам, представленным в коллективной монографии, отмечу, что основоположником научного направления, получившего статус биологической рекультивации земель (оптимизации техногенных ландшафтов), был Николай Емельянович Бекаревич – ученый, обогативший науку трудами первостепенной теоретической и практической значимости.

Комплексные многолетние (с 60-х годов XX ст.) исследования коллектива ученых Днепропетровского государственного аграрного университета (тогда ДСХИ) и производителей, выполненные под руководством доктора сельскохозяйственных наук, профессора Н.Е. Бекаревича, послужили научной основой технологии рекультивации земель выработанных карьеров, превращения их в продуктивные земли. Все это стало прочным научным и практическим фундаментом для созданной им научной школы. В научную работу, очень трудоемкую, организационно сложную, широко вовлекались студенты, которые впоследствии стали известными соратниками ученого. Среди них был и Николай Трофимович Масюк – академик УААН, АИНУ и Петровской АН и искусств (Россия), доктор биологических наук, профессор, руководивший учебным заведением с 1987 по 2000 год и внесший значительный вклад в развитие исследований данного направления.

Во «Введении в сельскохозяйственную экологию» проф. Н.Т. Масюк отмечает: «Учитывая разнообразие экологических условий и неодинаковую реакцию на них различных сельскохозяйственных культур, считаем целесообразным привести возделываемые сельскохозяйственные культуры, особенно их сорта и гибриды, в соответствие с природными условиями зон и подзон. Только за счет рацио-

нального использования природных ресурсов (без дополнительных затрат) можно повысить продуктивность земледелия на 5–10 %» (1989, с. 186). Эта мысль согласуется с учением об экологическом и географическом соответствии и несоответствии растений условиям среды обитания А.Л. Бельгарда (1971).

В основных законах и фундаментальных концепциях почвоведения, биогеоценологии и экологии Н.Т. Масюк видел определяющую ориентацию в сельском хозяйстве. Во многом его научному мировоззрению способствовала дружба и тесное научное сотрудничество с коллективом Комплексной экспедиции по изучению лесов степной зоны Украины тогда еще Днепропетровского государственного, ныне национального, университета.

В настоящее время, по сути, в регионе концептуальные принципы становления аграрной сферы базируются на фундаментальных законах экологии и тех экотехнологических разработках, которые накопил Днепропетровский аграрный университет за 90 лет своего существования по сбалансированному развитию сельскохозяйственной отрасли в русле экологической парадигмы.

Отдавая должное тем, кто стоял у истоков сельскохозяйственной экологии, их открытиям, авторы монографии излагают в своей работе новый аспект системной оценки явлений и процессов в сконструированных человеком сложных техноэкосистемах, которые используются в сельском хозяйстве и обретут свое дальнейшее развитие в отрасли.

Монография посвящена обоснованию подходов пространственно-экологического анализа и моделирования сложных техноэкосистем на экотопологическом и надсистемном уровнях.

Оптимизация природопользования предполагает достоверные знания о природных явлениях в границах используемого пространства территориальных комплексов, при этом основой анализа служат современные представления об анизотропности пространства. Отмечу, что в реальном географическом пространстве, как правило, неоднородность проявляется континуально, дискретные границы редки, что усложняет задачу четкого выделения природных объектов и биокосных систем как единиц пространственного анализа. Вместе с тем анизотропность континуального пространства, как следствие дифференциации напряженности экологических факторов среды в природных местообитаниях, позволяет подойти к выделению дискретных биохорологических структур, что крайне важно для эффек-

тивного решения практических задач мониторинга и сохранения биоразнообразия (Рогова, Савельев, Шайхутдинова, 2008).

Биокосным природным телам наилучшим образом отвечают два подхода их изучения: геосистемный и биогеоценологический. Для геосистемного пространства выделяют три ключевых уровня: глобальный, региональный и локальный, или топологический (Сочава, 1963; Исаченко, 1980, 1991). Биогеоценологический подход изучения пространственно-временной организации природных комплексов проявляет сущностные их свойства, определяемые функционированием живого вещества, но вместе с тем не имеет четких методических приемов выделения.

В этой связи интересным представляется подход экологического районирования территорий (*ecological regionalisation*) с применением ГИС-технологий. Это процесс, при котором определяются границы относительно однородных участков принятого масштаба или уровня детальности. Границы, полученные в результате классификации экологических характеристик и определяемые на основании данных анализа структуры экосистем, показывают, где происходит существенное изменение пространственных характеристик. Эти изменения могут быть плавными или резкими, при районировании и выделении дискретных единиц из континуума границы выделов будут приблизительными.

Рассмотрение экологических процессов и взаимодействий в природно-территориальных комплексах без учета биологического объекта, по отношению к которому эти процессы оцениваются, теряет смысл. По Т. Аллен и Т. Хекстра (1990), каждый вид «читает» среду обитания по-своему и проявляет себя в соответствующем специфическом масштабе. В то же время виды входят в состав тех или иных сообществ, которые, как экологические цельности в совокупности с абиотической средой, проявляют себя в местообитаниях в ином масштабе, по сравнению с особями этих видов.

Экология, стремительно развивающаяся молодая наука, образует все новые векторы развития. Так, вопрос изучения воздействия экологических факторов на организменные системы привел к становлению такого направления, как факториальная экология (Федоров, Гильманов, 1980), а изучение пространственного распределения почвенных животных на разных уровнях разрешения: исследуемой территории, в том числе и биогеоценоза, ландшафта, региона (Покаржевский и др., 2007), утверждается в рамках активно развиваю-

щогося напрямлення – просторовна екологія ґрунту.

Предлагаемая вниманию читателей монография является продолжением традиционных для Днепропетровского государственного аграрного университета исследований по рекультивации земель и направлена на формирование методических и методологических подходов в развитии пространственной агроэкологии. Результаты исследований применимы к антропоизованным природным комплексам и сложным техноэкосистемам, изучению и управлению процессами восстановления агроэкосистем, трансгрессия которых довольно ощутима для природного окружения и важна для оценки коэволюции искусственной и природной среды.

И.Х. УЗБЕК – доктор биологических наук, профессор, заведующий кафедрой общего земледелия и почвоведения Днепропетровского государственного аграрного университета, руководитель научной школы «Рекультивация техногенно нарушенных земель»



*Присвячується пам'яті
МИКОЛИ ТРОХИМОВИЧА МАСЮКА*

ПЕРЕДМОВА

Звертаючись до матеріалів, представлених в колективній монографії, підкреслю, що основоположником наукового напрямку, що отримав статус біологічної рекультиваци земель (оптимізації техногенних ландшафтів), був Микола Омелянович Бекаревич – учений, який збагатив науку працями первинної теоретичної і практичної значущості.

Комплексні багаторічні (з 60-х років ХХ ст.) дослідження колективу вчених Дніпропетровського державного аграрного університету (тоді ДСГП) і виробничників, виконані під керівництвом доктора сільськогосподарських наук, професора М.О. Бекаревича, слугували науковою основою технології рекультиваци земель вироблених кар'єрів, перетворення їх на продуктивні землі. Усе це стало міцним науковим і практичним фундаментом для сформованої ним наукової школи. У наукову роботу, дуже трудомістку, організаційно складну, широко залучалися студенти, які згодом стали відомими соратниками вченого. Серед них був і Микола Трохимович Масюк – академік УААН, АІНУ та Петрівської АН і мистецтв (Росія), доктор біологічних наук, професор, який керував навчальним закладом з 1987 по 2000 рік і зробив значний внесок у розвиток досліджень цього напрямку.

У «Введенні в сільськогосподарську екологію» проф. М.Т. Масюк відмічає: «Враховуючи різноманітність екологічних умов і неоднакову реакцію на них різних сільськогосподарських культур, вважаємо за доцільне привести оброблювані сільськогосподарські культури, особливо їх сорти і гібриди, у відповідність з природними умовами зон і підзон. Тільки за рахунок раціонального використання природних ресурсів (без додаткових витрат)

можна підвищити продуктивність землеробства на 5–10 %» (1989, с. 186). Ця думка узгоджується із вченням про екологічну і географічну відповідність та невідповідність рослин умовам місць існування О.Л. Бельгарда (1971).

В основних законах і фундаментальних концепціях ґрунтознавства, біогеоценології і екології М.Т. Масюк убачав визначальну орієнтацію в сільському господарстві. Багато в чому його науковому світогляду сприяла дружба і тісна наукова співпраця з колективом Комплексної експедиції з вивчення лісів степової зони України тоді ще Дніпропетровського державного, сьогодні національного, університету.

Нині, по суті, в регіоні концептуальні принципи становлення аграрної сфери базуються на фундаментальних законах екології і тих екотехнологічних напрацюваннях, які накопичив Дніпропетровський аграрний університет за 90 років свого існування по збалансованому розвитку сільськогосподарської галузі в напрямку екологічної парадигми.

Відаючи належне тим, хто стояв у витоків сільськогосподарської екології, їх відкриттям, автори монографії викладають у своїй роботі новий аспект системної оцінки явищ і процесів у сконструйованих людиною складних техноекосистемах, які використовуються в сільському господарстві і набудуть свого подальшого розвитку в галузі.

Монографія присвячена обґрунтуванню підходів просторово-екологічного аналізу і моделювання складних техноекосистем на екотопологічному і надсистемному рівнях.

Оптимізація природокористування передбачає достовірні знання про природні явища у межах використовуваного простору територіальних комплексів, при цьому основу аналізу складають сучасні уявлення про анізотропію простору. Відмічу, що в реальному географічному просторі, як правило, неоднорідність проявляється континуально, дискретні межі рідкісні, що ускладнює завдання чіткого виділення природних об'єктів і біокосних систем як одиниць просторового аналізу. Того самого часу анізотропія континуального простору, як наслідок диференціації напруженості екологічних чинників середовища в природних умовах, дозволяє підійти до виділення дискретних біохорологічних струк-

тур, що надто важливо для ефективного вирішення практичних завдань моніторингу і збереження біорізноманітності (Рогова, Савельєв, Шайхутдинова, 2008).

Біокосним природним тілам якнайкраще відповідають два підходи їх вивчення: геосистемний і біогеоценологічний. Для геосистемного простору виділяють три ключові рівні: глобальний, регіональний і локальний, або топологічний (Сочава, 1963; Исаченко, 1980, 1991). Біогеоценологічний підхід вивчення просторово-часової організації природних комплексів проявляє сутнісні їх властивості, визначувані функціонуванням живої речовини, але водночас не має чітких методичних прийомів виділення.

У зв'язку з цим цікавим видається підхід екологічного районування територій (ecological regionalisation) із застосуванням ГІС-технологій. Це процес, за якого визначаються межі відносно однорідних ділянок прийнятого масштабу або рівня детальності. Межі, отримані в результаті класифікації екологічних характеристик і визначувані на підставі даних аналізу структури екосистем, показують, де відбувається істотна зміна просторових характеристик. Ці зміни можуть бути плавними або різкими, при районуванні і виділенні дискретних одиниць з континууму межі виділів будуть приблизними.

Дослідження екологічних процесів і взаємодій в природно-територіальних комплексах без урахування біологічного об'єкта, по відношенню до якого ці процеси оцінюються, втрачає сенс. За Т. Аллен і Т. Хекстра (1990), кожен вид «читає» умови існування по-своєму і проявляє себе у відповідному специфічному масштабі. Разом з тим види входять до складу тих або інших угруповань, котрі, як екологічні цілісності в сукупності з абіотичним середовищем, проявляють себе в місцях існування в іншому масштабі, порівняно з особинами цих видів.

Екологія – молода наука, що нестримно розвивається і утворює все нові вектори розвитку. Так, вивчення питання дії екологічних чинників на організмені системи сприяло становленню такого напрямку, як факторіальна екологія (Федоров, Гильманов, 1980), а вивчення просторового розподілу ґрунтових тварин на різних рівнях розв'язування досліджуваної території, у тому числі і біогеоценозу, ландшафту, регіону (Покаржевский и др., 2007),

затверджується у рамках напряму, що активно розвивається, – просторова екологія ґрунту.

Запропонована увазі читачів монографія є продовженням традиційних для Дніпропетровського державного аграрного університету досліджень з рекультивациі земель і спрямована на формування методичних і методологічних підходів у розвитку просторової агроекології. Результати досліджень застосовні до антропізованих природних комплексів і складних техноекосистем, вивчення і управління процесами відновлення агроекосистем, трансрегресія яких досить відчутна для природного оточення і важлива для оцінки коеволюції штучного і природного середовища.

І.Х. УЗБЕК – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри загального землеробства і ґрунтознавства Дніпропетровського державного аграрного університету, керівник наукової школи «Рекультивациа техногенно порушених земель»

Dedicated to the memory
NIKOLAY TROFIMOVITCH MASYUK

INTRODUCTION

Referring to the materials presented in the monograph, I note that the founder of the scientific direction, that has received the status of the school of biological land recultivation (optimization of technogenic landscapes), was Nikolay Emelianovich Bekarevich – the researcher who enriched the science with works of paramount theoretical and practical significance.

Profound long-term (since 60-ies of the XX century) research of the group of scientists of Dnepropetrovsk State Agrarian University and manufacturers carried out under the guidance of Doctor of Agricultural Sciences, Professor N.E. Bekarevich, gave a scientific basis for the technology of land recultivation in barrow pits, turning these lands into productive land.

All this has become a solid scientific and practical foundation for his research school. The students were involved in this research, that was very time-consuming and organizationally complicated. They later became well-known associates of the researcher. Among them there was Nikolay Trofimovitch Masyuk – the Academician of UAAS, AISU, the Academy of Sciences and Arts by Petrovskiy (Russia), Doctor of Biological Sciences, Professor, who leaded the university from 1987 to 2000 and significantly contributed to the research in this direction.

In «Introduction to the agricultural ecology» prof. N.T. Masyuk said: «Taking into account the variety of ecological objectives and various reactions to them in agricultural crops, we consider it to be viable to bring cultivated crops, especially their varieties and hybrids, in line with the natural conditions of zones and subzones.

Only through rational use of natural resources (without additional

expenses) it is possible to increase the productivity of agriculture by 5–10 %» (1989, p. 186). This idea is consistent with the theory of the environmental and geographical compliance and non-compliance of plants to habitat conditions by A.L. Bellegarde (1971).

In the basic laws and fundamental concepts of soil science, biogeocenology and ecology N.T. Masyuk saw a decisive orientation in agriculture. In many ways, his scientific worldview was supported by friendship and close cooperation with the team of Integrated expedition on studying the forests in the steppe zone of Ukraine (of Dnepropetrovsk State University).

Currently, the conceptual principles of the agrarian sector establishment are based on fundamental laws of ecology and those ecotechnological developments that Dnepropetrovsk Agrarian University had accumulated for 90 years of its existence on balanced development of the agricultural sector in line with the ecological paradigm.

Paying tribute to those who stood at the origins of agricultural ecology and their discoveries, the authors of the monograph state in their work a new dimension in systemic evaluation of phenomena and processes in human-built complex tehnocystems that are used in agriculture and will gain further development in the industry.

The monograph is devoted to justification of approaches of spatial-ecological analysis and modeling of complex tehnocystems on ecotopological and super-system level.

Optimization in management of natural resources supposes credible knowledge about natural phenomena within a used space of territorial complexes, and the basis for such analysis is modern understanding of the anisotropy of space.

We note that in the real geographical space inhomogeneity is manifested continuously; the discrete boundaries are rare, which complicates the task of clear allocation of natural objects and biofossil systems as units of spatial analysis.

However, the anisotropy of continuous space, as a result of differentiation of tension of ecological environmental factors in natural habitats, provides an approach to the allocation of discrete biogeographical structures, which is critically important for efficient solution of practical tasks of monitoring and conservation of biodiversity (Rogow, Saveliev, Shaikhutdinova, 2008).

There are two best suited approaches to studying of biofossil natural bodies: geosystem and biogeocenotic. In geosystem space there are three key levels: global, regional, and local, or topological (Sochava, 1963, Isachenko, 1980, 1991).

Biogeocenotic approach for studying of the spatial-temporal organization of natural systems shows primary, intrinsic properties, determined by the functioning of living matter, but at the same time it has no clear methodic ways of allocation.

In this regard, an approach of ecological defining of territories (ecological regionalisation) with the use of GIS technologies seems to be interesting.

It is a process that defines the boundaries of relatively homogeneous areas of adopted scale or detail level.

Boundaries are set as a result of classification of ecological characteristics and defined on the analysis of ecosystem structure. They show where there is a significant change in spatial characteristics. These changes may be smooth or abrupt. The boundaries will be approximately selected during zoning and allocation of discrete units of the continuum.

Consideration of ecological processes and interactions in environmental systems without biological object in relation to which these processes are evaluated, is meaningless. By T. Allen and T. Hoekstra (1990), every kind of «reads» a habitat in its own way and manifests itself in the corresponding specific scale. At the same time forms part of the composition of certain communities that as environmental integrity combined with abiotic environment manifest themselves in habitats as compared with individuals of these species in a different scale.

Ecology, a rapidly growing young science, forms all the new vectors of development. So, the question of studying the impact of environmental factors on the organismic systems has led to the establishment of such direction as factorial ecology (Fedorov, Gilmanov, 1980), and the study of the spatial distribution of soil animals on equal levels of resolution: investigated area, including geobiocoenosis, landscape, region (Pokarzhevsky et al, 2007), is stated within rapidly developed directions – spatial ecology of the soil.

Offered monograph is an extension of the traditional for Dnepro-

petrovsk State Agrarian University research on land recultivation and is aimed at providing methodical and methodological approaches in the development of spatial agroecology.

The results of research are applicable to anthropolized natural complexes and complex tehnoccosystems, study and management of agroecosystem restoration, because their transgression is quite noticeable for the natural environment and important for estimation of co-evolution of the artificial and the natural environment.

I.H. UZBEK – Doctor of Biological Sciences, Professor,
the Head of the Department of General Agriculture and Soil Science
of Dnepropetrovsk State Agrarian University,
the Head of Research School «Recultivation of technogenically
disrupted land»

1. ПРИРОДНО-РЕСУРСНЫЙ ПОТЕНЦИАЛ ПРИДНЕПРОВСКОГО РЕГИОНА И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АНТРОПОТЕХНОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ НА СРЕДУ

Днепропетровская область – один из наиболее развитых промышленных и аграрных регионов Украины, который занимает второе место в государстве по объемам реализации сельскохозяйственной продукции. Аграрный сектор области насчитывает свыше 4 тыс. предприятий разных форм собственности и хозяйствования, на которых работает больше 40 тыс. чел. Основными отраслями специализации области являются горнодобывающая, металлургическая, машиностроительная, химическая и электроэнергетическая и ракетно-космическое машиностроение. Черная металлургия характеризуется наличием полного цикла производства, которое включает в себя добычу сырья, его переработку и само производство.

Днепропетровская область является уникальной по разнообразию месторождений полезных ископаемых. В ее недрах сосредоточена наибольшая в Украине минерально-сырьевая база: 299 месторождений разнообразных полезных ископаемых, из которых 95 – на сегодняшний день разрабатываются, и это 50 % их общей по государству добычи. В значительных количествах осуществляется добыча железных, марганцевых и комплексных титано-циркониевых руд, каменного угля, каолинов, облицовочного камня, газа и нефтепродуктов, сырья для производства стройматериалов, огнеупорных глин, известняков, пресных подземных, минеральных и радоновых вод. Выявлены перспективные рудные проявления молибдена, меди, никеля, ванадия и вольфрама.

С геологическими формациями Украинского кристаллического щита связаны уникальные месторождения Криворожского железорудного бассейна, где разведано 30 месторождений, из которых 18 – эксплуатируются. Железные руды представлены богатыми магнетит-гематитовыми рудами, магнетитовыми и окисленными железистыми кварцитами. В южной и северной частях бассейна среди богатых руд выделяются бурые железняки. В третичных отложениях южного склона Украинского щита расположены марганцеворудные месторождения Никопольского бассейна – наибольшего в мире по

запасам и промышленным значениям. Титано-циркониевые руды сконцентрированы в прибрежно-морских песчаных отложениях сарматского яруса неогена. Разведано два больших месторождения: Малышевское и Волчанское. Малышевское месторождение интенсивно разрабатывается филиалом «Вольногорский горно-металлургический комбинат» ЗАО «Крымский Титан», Волчанское – силами ООО «Демуриновский ГЗК». Третье месторождение техногенное – Балка Крутая (г. Вольногорск), эксплуатируется ООО «Цветные металлы» (Екологічний атлас Дніпропетровської області, 2009).

В пределах области сосредоточены 16 месторождений углеводородов, большая часть которых комплексная. Добычей нефти, газа и газоконденсата на территории области занимаются такие предприятия, как ГПУ «Полтавагаздобыча», НГУ «Полтаванефтегаз», ГПУ «Харьковгаздобыча».

Балансовые запасы каменного угля сосредоточены на 56 объектах Донецкого бассейна. В области работает 10 шахт ОАО «Павлоградуголь». Глубина эксплуатации угольных пластов в области колеблется от 220 до 715 м. Бурый уголь сосредоточен на 18 месторождениях Днепровского бассейна и на трех – в Петриковском угленосном районе, которые еще не разрабатываются.

Минерально-сырьевая база области на 30 % состоит из топливно-энергетических полезных ископаемых (нефть, газ, конденсат, каменный и бурый угли), на 38 % – из сырья для производства строительных материалов, остальное – это руды металлов, а также пресные и минеральные подземные воды. Горнодобывающий комплекс области на протяжении года выпускает 116,6 млн т железной руды, 2,2 млн т марганцевой руды, 4,7 млн т титановой руды, 11,1 млн т угля и 53,16 млн т строительных материалов. Добыча и переработка минерального сырья вызывают значительные техногенные нагрузки на окружающую среду.

Геологоразведочными работами прошлых лет на территории Магдалиновского, Новомосковского, Юрьевского районов открыто 13 нефтегазовых месторождений. Месторождения многоярусные с разными соотношениями нефтяных и газовых запасов. По запасам сырья месторождения оцениваются как мелкие. Объем добычи небольшой и составляет 10–12 % потребности области. В результате проведенных геологоразведочными организациями поисковых работ на территории области выявлены золоторудные месторождения «Сергеевское» и «Балка Золотая» в Солонянском районе, «Балка

Широкая» в Никопольском районе. Месторождения «Сергеевское», «Балка Золотая» относятся к Сурской зеленокаменной структуре, которая имеет существенную схожесть с золотоносными регионами Канады, Австралии и Южной Африки. В мировой практике зеленокаменные пояса характеризуются высоким проявлением золотоносности, вмещающая две трети мировых запасов золота. Местонахождение месторождения «Балка Широкая» связано с Чертомской зеленокаменной структурой.

В Никопольском промышленном узле расположено одно из наибольших в мире месторождений марганцевых руд. Его разработку осуществляют два горно-обогатительных комбината – Орджоникидзевский и Марганецкий, которые полностью обеспечивают производство марганцево-рудной продукции в Украине. Орджоникидзевский ГЗК ведет эксплуатацию западной части месторождения подземным и открытым способом. 5 шахт и 2 карьера расположены на территории Никопольского и Томаковского районов. Степень разведанности месторождений на горно-обогатительных комбинатах довольно высокая. Балансовые запасы марганцевой руды промышленной категории колеблются в пределах 80 % от общих запасов, а на действующих карьерах и шахтах – 85–95 %.

Особенностью экологической ситуации в Днепропетровской области является то, что кризисные явления на её территории нелокализованные, а охватывают целые промышленные агломерации, бассейны добычи полезных ископаемых (Криворожский железорудный бассейн, Западодонбасский угольный бассейн, Никополь–Марганец–Орджоникидзевский бассейн, Днепропетровско–Днепродзержинско–Новомосковская и Желтоводско–Пятихатско–Вольногорская агломерации) и близлежащие к ним территории. В результате большая часть территории области может быть отнесена к зонам экологического бедствия. Эти и другие причины привели к значительной деградации земельных ресурсов, высокому уровню загрязнения атмосферы промышленных городов, подземных и поверхностных вод, накоплению значительного количества опасных, в том числе и токсичных, отходов производства.

Нынешнюю экологическую ситуацию можно охарактеризовать как критическую. Она формировалась на протяжении продолжительного периода без учета объективных законов развития и восстановления природно-ресурсных комплексов. В результате создалась отраслевая структурная деформация, при которой преимущество от-

давалось развитию в регионе ресурсо-добывающих и перерабатывающих, наиболее экологически опасных, отраслей промышленности. Экологическое состояние естественной среды оценивается большей частью по степени отклонения количественных и качественных характеристик компонентов природы от их естественного состояния.

Антропогенная нагрузка на ландшафт вызывает нарушение его геохимического равновесия, аккумуляцию в его компонентах токсичных веществ искусственного происхождения, формирование биохимических аномалий и т.п. Это приводит к деградации естественных ландшафтов как стойких систем и преобразованию их на антропогенизированные (аграрные, горнопромышленные, рекреационные, сельские, транспортные, коммуникационные и т.п.), что проявляется в обедненности или коренном изменении видов флоры и фауны, снижении их стойкости к техногенной нагрузке (Экологічний атлас України, 2009).

Нарушение кругооборота вещества и энергии служит причиной потери атмосферой, грунтами, естественными водами способности к самообновлению, стойкости. Распаханность земель, увеличение объемов промышленной застройки, гидротехнического строительства, горные разработки, подземные водо-, газо- и нефтезаборы приводят к важной активизации неблагоприятных естественных процессов и явлений: засоление грунтов, оседание территории, абразии, подтопление земель, развитие карстовых явлений и др.

Комфортность жизни человека и условия его жизнедеятельности связаны не только с природно-экономическими факторами, а и социо-экологической ситуацией. Ее напряженность или неблагоприятность имеют временами решающее значение в формировании уровня комфортности жизни населения. Таким образом экологическое состояние территории, в нашем понимании, отображает качество не только природной, но и социальной среды, степень её соответствия определенным критериям комфортности жизни. Качество социальной среды в значительной мере определяется особенностями общественно-социального взаимодействия. Взаимодействие человека и природы очень сложный и продолжительный процесс, который охватывает все сферы жизнедеятельности общества. Ведущую роль в нем играет природопользование: отраслевое (промышленное, сельскохозяйственное, транспортное, строительное, рекреационное, водохозяйственное, коммунально-бытовое и др.), а также межотраслевое, или интегральное. Оно реализуется через взаимодействие ре-

сурсопользования и ресурсообновления, загрязнение компонентов природы и проведение защитных мер по сохранению естественной среды, создание экологической инфраструктуры, восстановление экологического баланса естественных систем и т.п.

Одно из главных условий возобновляющего природопользования – эксплуатация ресурсов естественной среды таким образом, чтобы не нарушался воспроизведенный потенциал и не возникала необходимость в специальных и дорогих восстановительных мероприятиях. Этот принцип – «охрана биологических ресурсов через их умеренную эксплуатацию», провозглашенный в Конвенции о сохранении биологического разнообразия (1992). Целесообразно эксплуатируемый ресурс должен, опираясь на механизмы гомеостаза, самостоятельно восстанавливать свою численность к уровню эксплуатационной (промышленной). Сегодня много широкомасштабных видов человеческой деятельности давно и с успехом используют этот принцип.

К сожалению, площадь затронутых земель в нашей стране составила более миллиона гектаров, глубокие изменения естественных ландшафтов часто коренным образом изменяют их структуру. Влияние горнодобывающей промышленности можно сравнить с «антропогенным орогенезом» и с «катастрофическими антропогенными», или точнее, «техногенными сукцессиями».

Проблема оптимизации окружающей среды всегда была и остается чрезвычайно важной, особенно для промышленных регионов нашей страны. Сформированные техногенные ландшафты оказывают отрицательное экологическое влияние на окружающую среду, обуславливая цепь необратимых и губительных для всего живого на Земле последствий. Основными причинами долгосрочной проблемы в рекультивации промышленных земель являются недостаточность научно обоснованных, экономически целесообразных технологий, которые обеспечивают высокий экологический и социальный эффект. Как показывает практика, возможности широкомасштабного применения технологий полной рекультивации по постоянной схеме с высоким экологическим эффектом и диагностикой почвенно-экологического состояния рекультивируемых территорий значительно ограничены дефицитом материальных ресурсов. Понятие «почвенно-экологическое состояние техногенного ландшафта» определяется как способность биогеоценотического покрова конкретного места в данном техногенном ландшафте поддерживать тот или иной уро-

вень жизнеобеспечения экосистемы. Любая затронутая территория техногенного происхождения проходит в своем развитии две фазы – техногенного формирования и посттехногенную фазу развития (Курачѳв и др., 2003; Андроханов, 2005; Галанина, 2007). Ведущими механизмами трансформации техногенных ландшафтов в естественные являются биологические процессы, которые приводят к развитию биогеоценоза. Формирование ценоза любого уровня определяется эффективностью биологического этапа рекультивации, которая создает необходимые почвенно-биологические процессы для восстановления плодородия затронутых территорий (Водолеев, 2007).

Рекультивация – комплексная система мероприятий превращения техногенных ландшафтов с целью достижения экологического равновесия в новой природно-антропогенной системе и создания условий для целевого использования восстановленных территорий в различных отраслях хозяйствования (Кобец и др., 2012).

В ст. 52 Закона Украины «Об охране земель» определено, что рекультивации подлежат земли, которые испытали изменения в структуре рельефа, гидрологическом режиме, экологическом состоянии почв и материнских пород в результате проведения горнодобывающих, геологоразведочных, строительных и других работ.

Законами Украины «Об охране земель» и «Об охране окружающей природной среды» определены правовые, экологические и социальные основы охраны земель, сохранения экологических функций элементов окружающей среды, базовой составляющей агроэкосистемы – зональных почв. Ими предусмотрена разработка комплекса мероприятий по возвращению техногенных ландшафтов в состояние, которое гарантирует безопасность жизни и здоровья человека.

При рекультивации горнорудных техноэкосистем необходимо учитывать особенности селективной разработки вскрыши горных пород, устанавливать наиболее оптимальные схемы отвалообразования (конусное равномерное, конусное шахматное, конусное сближенное, гребневое с укладкой пород по дуге, плоское), формировать профиль искусственного ландшафта, выбирать методы утилизации или восстановления промышленных отходов (хвосты, шламохранилища, золоотвалы).

Разработка проектов рекультивации должна учитывать природные условия разрабатываемого месторождения, виды открытых и подземных горных разработок, мероприятия по охране окружающей среды от загрязнения сточными водами, пылью, газовыми вы-

бросами. Важными также являются прогнозирование фактического состояния нарушенных территорий, направление рекультивации, соотношение в структуре восстановления земель (пашня, сенокосы и пастбища, лесонасаждение и др.), вторичное промышленное использование обработанных и восстановленных земель.

К основным направлениям рекультивации земель относятся сельскохозяйственное, лесохозяйственное, рекреационное, водохозяйственное, санитарно-гигиеническое.

Рекультивация проводится в три этапа: подготовительный, технический (горнотехнический), биологический (фитомелиорация).

Подготовительный этап включает обследование нарушенных земель, определение свойств зональных почв, вскрышных пород, моделирование работ по рекультивации, составление технико-экономического обоснования проектов и рабочих проектов по рекультивации.

Технический этап предусматривает формирование элементарного техногенного ландшафта, выравнивание поверхности отвалов. При необходимости перекрывают благоприятными породами неблагоприятные субстраты, которые встречаются в геохронологической шкале разрабатываемой литосферы. Состав горных работ включает формирование конечной траншеи, проведение специальных гидротехнических мероприятий, строительство дорог. На выровненную поверхность отвалов послойно наносят лессы или незасоленные лессовидные суглинки, которые покрываются селективно разработанным плодородным слоем почвы. В отдельных случаях в техноэкосистемах формируют литоземы, сложенные с поверхности вскрышными благоприятными породами.

Биологический этап рекультивации – комплекс агротехнических, фито- и микробомелиоративных мероприятий, направленных на улучшение условий в техногенных эдафотопях. Фитомелиоративный период предусматривает выращивание многолетних бобовых и мятликовых трав или их смесей.

Темпы нарушения земель за последние 10 лет практически стабилизировались и не превышают 2 тыс. га в год. Однако объемы рекультивации техногенных ландшафтов по сравнению с нарушением земель сократились более чем в 2 раза, а ежегодные темпы восстановления нарушенных территорий снизились в 4,1 раза. В структуре рекультивированных земель пашня составляет 22,2 %.

В Днепропетровской области наибольшая площадь нарушенных земель в Криворожском, Никопольском, Широковском, Павлоград-

ском, Томаковском и Верхнеднепровском районах. Самые большие площади земель, нарушенных горнодобывающим комплексом, в черной металлургии и угольной промышленности. На территории горнодобывающих предприятий хранится 30–40 млн м³ плодородного слоя почвы.

С учетом антропогенного формирования новых элементов рельефа, изменения микроклимата, гидрологических, физических и физико-химических условий в техногенных ландшафтах необходимо достичь биосферного эффекта: стабилизации санитарно-гигиенического, архитектурного (формы восстановленных ландшафтов), биологического состояния рекультивированных территорий, а также повышения продуктивности восстановленных сельскохозяйственных угодий за счет агротехнических и фитомелиоративных мероприятий.

Недостаточно обоснованная структура направлений рекультивации обуславливает снижение агроэкологических эффектов при восстановлении техногенных ландшафтов.

Землепользование в черноземной зоне нераздельно связано с агроэкологическими аспектами природопользования: особенности агроландшафта, структура сельскохозяйственных угодий (пашня, сенокосы, пастбища, многолетние насаждения), водоиспользование, рекреация и др.

Следовательно, в черноземной зоне с учетом геологии месторождений полезных ископаемых, рыночных условий хозяйствования возможно формирование следующих структур восстановленных техногенных ландшафтов: сельскохозяйственные угодия – до 50–60 %, в т.ч. пашня 30–35 %, сенокосы, пастбища – 20–25 %, рекреационные и заповедные зоны – 10–15 %, земли вторичного промышленного использования – 5–7 %.

Эти нормативы могут изменяться с учетом землеёмкости горнорудной промышленности, которая составляет для горнодобывающего комплекса 42,9 га, промышленности цветных металлов – 30 га, черных металлов – 23,9 га, добычи угля – 12,9 га на условную единицу капиталовложений (Смаглій і ін., 2006). Эти показатели необходимо учитывать при социально-экономической оценке рекультивации нарушенных земель.

Техногенные эдафотопы, которые сформированы в процессе рекультивации, значительно отличаются от зональных почв уровнем плодородия (трофностью), физическими, физико-химическими, агрохимическими и другими экологически важными показателями.

Пионерные агрофитоценозы почвообразующего и хозяйственного значения, состоящие из посевов люцерны посевной или эспарцета песчаного, создают благоприятные эколого-биогеохимические условия для возобновления антропогенного грунтогенеза на восстановленных землях в период биологической рекультивации.

Если отложенный субстрат не преобразован почвообразованием в силу малого времени или ограничений для биоты (токсичность, грубый гранулометрический состав, холодный или сухой климат), рассматриваемый объект не может быть отнесен к почвам, и его следует классифицировать как техногенные поверхностные образования – ТПО (Тонконогов, 2001; Герасимова и др., 2003).

В техногенных поверхностных образованиях отсутствуют генетические почвенные горизонты, а также признаки педогенных структур, аккумулятивных, иллювиальных и других почвенных процессов, за исключением очень слабого и поверхностного фрагментарного преобразования субстрата пионерной растительностью. Тем не менее, ТПО, будучи «непочвами» и не имея генетического профиля, частично функционируют как почвы: на них произрастают высшие растения, они имеют определенные термические и водные режимы. С течением времени в ТПО начинают формироваться почвенные признаки, развиваться генетические горизонты, и они постепенно превращаются в почву. На этом не слишком долгом эволюционном пути бывает трудно определить момент, когда ТПО можно считать почвой (Герасимова и др., 2003).

Отработанные карьеры необходимо рассматривать как сложные техноэкосистемы. В условиях степной зоны Украины на дневную поверхность выносятся породы прошлых геологических эпох, которые в области взаимодействия поверхностных слоев лито-, гидро- и атмосферы подвергаются современному интенсивному выветриванию. Для глубокого понимания возможности устойчивого управления развитием техногенных систем, расширения антропогенного «экологического капитала» прошлых эколого-биогеохимических закономерностей генезиса и эволюции палеогрунтосферы в современных условиях необходимо учитывать пространственную дифференциацию элементарных эдафических процессов в зональных почвах, вскрышных породах и рекультивированных землях.

Для этого пространственная агроэкология опирается на два ключевых принципа: масштабности и пространственной неоднородности свойств и процессов почвенного и биогеоценологического покрова.

Выделяются несколько пространственных уровней, так называемых i -уровней (Hoosbeek, Bryant, 1992).

На уровне живой компоненты экосистемы эти иерархические уровни проявляются в размерной дифференциации животного населения (Гиляров, 1949; 1965; 1970). Выделяется мезофауна (уровень $i-1$) с экоморфами подстилочных, почвенно-подстилочных, собственно-почвенных и норных животных (Перель, 1978; Жуков, 2009). Уровню $i-2$ соответствует микрофауна (геоатмобионты), уровню $i-3$ – микрофауна (геогидробионты), уровню $i-4$ – эумикрофауна.

Функционально иерархические уровни формируют относительно независимые пространственно-временные экосистемы: бактериально-водорослево-протозойную (экологическое время – до 1 недели, размер – до нескольких сантиметров); фунгиально-микроартроподную (экологическое время – от 1 недели до 1 года, размер – ризосфера одного растения) и люмбрицидно-растительную (экологическое время – от 1 месяца до десятков лет, размер – в пределах биогеоценоза) (Покаржевский, Терыце, 1993; Покаржевский и др., 2007).

В почвоведении центральным является уровень i , который соответствует педону. Близким по протяженности пространственным понятием в биогеоценологии является парцелла. Более низкими иерархическими уровнями в пространственной организации почвы являются $i-1$ (почвенный горизонт), $i-2$ (почвенная структура), $i-3$ (гранулометрическая структура), $i-4$ (молекулярные взаимодействия). На уровнях $i-2$ – $i-4$ пространственная организация почвенного тела эффективно изучается средствами экологической микроморфологии почв (Белова, Травлеев, 1999, 2000), что позволило ввести понятие уровня микроморфологической организации – УМО (Белова, 1997).

Более высоким иерархическим уровнем является $i+1$ (полипедон). Экологическое соответствие этому уровню – биогеоценоз, а хозяйственный эквивалент – поле (агробиеоценоз). Уровню $i+2$ (катена) соответствует геоморфологически связанная последовательность биогеоценозов или территория хозяйства. Уровень $i+3$ (водосборный бассейн) соответствует ландшафту, $i+4$ – регион, $i+5$ – континент, $i+6$ – глобальный уровень.

Очевидно, что в результате промышленной деятельности при добыче полезных ископаемых открытым способом происходит разрушение иерархической организации биогеоценотического (а также почвы как компонента биогеоценоза) и почвенного покрова (почвы как естественно-исторического тела) на масштабных уровнях от $i+4$

до $i+3$. Совокупность всех техногенных факторов приводит к деградации экосистем на уровнях вплоть до $i+4$ – $i+6$.

Очевидно, что рекультивация представляет собой комплексную научно-практическую задачу по восстановлению функциональности биогеоценотического покрова, нарушенного вследствие техногенного влияния и формированию новой иерархической организации. Необходимо отметить ограничение по фактору времени, так как восстановление функций, утраченных в результате техногенеза, должно произойти в пределах экономически и экологически оправданного временного промежутка.

По функциональности рекультивированные земли могут превзойти исходный почвенный покров – эффект Бекаревича. Но в структурном отношении рекультоземы значительно отличаются от природных аналогов на всех пространственно-иерархических уровнях.

Вскрышные горные породы, которые разрабатываются даже из одного стратиграфического яруса, не могут быть охарактеризованы как однородные субстраты (Шемавнев и др., 2005). Современный технологический процесс вскрыши надрудной толщи геологических отложений не в состоянии селективно разрабатывать каждый ярус отдельно. Технологическим оборудованием за один проход разрабатывается 6–8 м геологической толщи, в состав которой входят разнокачественные по составу и свойствам горные породы. Это обуславливает формирование отвалов с различными эдафическими характеристиками (Забалуев, 2005).

Таким образом, вертикальная неоднородность толщи горных пород в результате техногенеза преобразуется в горизонтальную неоднородность рекультивируемых земель. Значительная горизонтальная неоднородность на различных масштабных уровнях является характерным свойством рекультоземов. Пространственная изменчивость свойств таких насыпок приводит к пестроте экологических условий для функционирования микробо-, фито- и зооценоза на рекультивируемых землях. Локальные проседания поверхности рекультивированных земель также можно признать результатом пространственной неоднородности. По принципу положительной обратной связи локальные проседания сами способствуют нарастанию изменчивости свойств рекультоземов в горизонтальном и вертикальном направлении, что представляет особую проблему при формировании устойчивых техногенных ландшафтов.

Учет пространственной неоднородности экологических условий,

оценка значения этого явления для существования, динамики, функционирования и разнообразия биоценозов в пределах техногенных ландшафтов, где проводится рекультивация нарушенного почвенного покрова, а также разработка эффективных и адекватных технологических приемов для оптимизации пространственной неоднородности, является важной задачей пространственной агроэкологии в рекультивации земель.

Важнейшим практическим аспектом применения пространственной агроэкологии и ГИС-технологий в практике сельского хозяйства является точное земледелие. Внедрение этого современного инновационного направления является существенным фактором интенсификации сельскохозяйственного производства. Некоторые попытки в развитии системы точного земледелия делаются и в Украине. Благодаря усилиям проф. В.А. Забалуева и доц. А.Г. Тарика в Днепропетровском аграрном университете начато преподавание дисциплин «Геоинформационные системы в сельском хозяйстве» и «Основы системы точного земледелия».

Нами предложено применение технологии точного земледелия в практике рекультивации земель. Показано значение пространственной компоненты экологического разнообразия агробиоценозов как условия внедрения системы точного земледелия при рекультивации земель (Демидов и др., 2009; Грицан и др., 2009).

Установлены закономерности пространственной изменчивости фитомассы и проективного покрытия фитоценозов, сформированных на техноземах (Жуков, Лядская, 2010; Жуков и др., 2010) и целлюлозолитической активности техноземов (Жуков, Лядская, 2009).

Была показана связь между пространственной изменчивостью электропроводности техноземов и рядом эдафических свойств, которые влияют на продуктивность фитоценоза: количество гумуса, химизм водной вытяжки, агрегатный состав техноземов (Жуков, Кунах, 2010). Это позволило предложить технологию оптимального размещения точек сбора почвенных образцов на основании предварительных данных о пространственной изменчивости электропроводности (Жуков и др., 2012).

Разработан экспресс-метод определения содержания гумуса в техноземах и показана его пригодность для оценки его пространственной изменчивости (Горовая и др., 2011).

Применение средств 3D-геостатистики позволило установить закономерности пространственной неоднородности твердости почвы

в горизонтальном и вертикальном направлении (Жуков, Кунах, 2011; Кунах и др., 2011). Показано, что участки с повышенной твердостью почвы могут рассматриваться как эдафогенные аридускулы (Бельгард, 1950), а участки с меньшей твердостью – как эдафогенные потускулы. По Г.Н. Высоцкому, потускулами являются такие участки почвенного покрова, которые усиленно промачиваются водой в сравнении с окружающими участками. В противоположность потускулам встречаются местообитания, которые не только не получают дополнительного питания, но, наоборот, часть выпадающих осадков стекает или сносится в соседние местообитания. Изменения формы почвенного микрорельефа вследствие закономерных различий твердости приводят к усилению контрастности перераспределения влаги между микростациями, что создает условия для геоморфогенного образования потускулов и аридускулов. Таким образом, потускулярно-аридускулярная мозаичная структура покрова формирующихся дерново-литогенных почв имеет геоморфогенно-эдафогенную природу.

Изучение пространственной неоднородности агрегатного состава техноземов позволило установить, что техноземы характеризуются специфичной агрегатной структурой, что подтверждается статистически (Демидов и др., 2010). Формирование мозаичного почвенного покрова возникло в результате особенностей закладки экспериментального участка (технический этап рекультивации) и многолетней сельскохозяйственной рекультивации. Сложный и многовекторный характер процессов почвообразования в техноземах на участке рекультивации проявляет себя в том, что агрегатные фракции характеризуются специфичными особенностями своего пространственного распределения в пределах изучаемой территории. Анализ агрегатной структуры имеет большое информационное значение в оценке качества сельскохозяйственных земель. Простота и дешевизна процедуры позволяет получать достаточное количество информации для геостатистического анализа. Этот подход можно рекомендовать для оценки пестроты почвенного покрова и выделения единиц управления в системе точного земледелия для рекультивируемых земель (Грицан и др., 2010).

Установлены закономерности пространственной изменчивости структуры растительного покрова, сформировавшегося в период самозарастания техноземов при трансформации агроценоза в биоценоз (Бондарь, Жуков, 2011). Показаны высокие возможности для фитоиндикации пространственной неоднородности эдафических свойств

техноземов на мезоуровне (Бондарь и др., 2011).

Начаты исследования пространственной изменчивости структуры и разнообразия животного населения рекультивируемых территорий. Р. Уиттекер (Whittaker, 1960) впервые предложил разделить разнообразие на альфа-, бета- и гамма-компоненты для характеристики различных аспектов разнообразия. Альфа-разнообразие (α) обычно измеряется как число видов в пределах отдельной пробной площади, тогда как гамма-разнообразие (γ) представляет совокупное число видов в пределах определенного географического пространства. Бета-разнообразие (β) представляет собой отношение видового богатства всей территории к среднему значению числа видов в пределах отдельной пробной площади.

Техноземы представляют собой специфические антропогенно-природные почвенные тела, для диагностики которых может быть применен зоологический метод. Экологическое разнообразие животного населения является основой информационной ценности комплексов животных (Жуков, 1996, 2011). Познание пространственной неоднородности животного населения техноземов может быть новым направлением в развитии зоологического метода диагностики почв.

Значительные и всевозрастающие масштабы антропогенной трансформации, площади нарушенных земель, их отрицательное влияние на окружающую среду, человека, а вместе с тем низкие темпы и качество возобновительных работ как и возмещение нанесенного убытка естественной среде актуализировали проблему рекультивации нарушенных земель (Говриловская, 2007). Сегодня повышение эффективности рекультивации представляет собой не только фактор обеспечения стойкости, экологического равновесия и сохранения экосистем, но и фактор обеспечения безопасности жизнедеятельности человека. В связи с этим эколого-социально-экономическая оценка рекультивации нарушенных земель приобретает все большую необходимость, обязательность, своевременность проведения как на строящихся, так и на функционирующих предприятиях, а также на тех, что закрываются.

Все более значимый выбор направлений рекультивации к социальным, экологическим и экономическим нуждам конкретного региона, района. Возрастает необходимость разработки современной единой методики оценки эффективности рекультивации, которая включает в себя процесс и технологии природопользования. Необ-

ходимо более широко определять саму сущность категории «земля и грунт», это, в свою очередь, иначе представит категорию «нарушенные земли». «Рекультивация нарушенных земель» должна пониматься с эколого-социально-экономических позиций. Функциональная роль рекультивации нарушенных земель в рациональном природопользовании недооценена, поскольку она является не только частью процесса воспроизведения, но и регулирования, влияет на процесс ресурсопотребления, ресурсопользования, а также как мероприятие по сохранению природных ресурсов, в том числе земель.

Ныне, в начале XXI столетия, человечество переосмысливает цель своего развития, критерии прогресса. Становится понятно, что экономический рост, увеличение количества добываемых полезных ископаемых, рост производства энергии и других аналогичных показателей есть лишь иллюзия прогресса, поскольку сопровождается разрушением среды существования человечества. Международные организации и некоторые страны начинают вводить новые показатели развития, среди которых называют: площадь сохраненных естественных ландшафтов, продолжительность обучения, продолжительность жизни, обеспеченность жителей безопасными продуктами питания и товарами первой необходимости.

Рекультивация в современных условиях должна носить характер экотехнологической рекультивации: более рациональное использование природных ресурсов и объектов, прежде всего минимизация отрицательного вмешательства человека в окружающую среду, минимизация деградации земли, экосистем, а также более полная компенсация отрицательного антропогенного влияния и нанесенного убытка.

Изучение пространственной изменчивости экологических и эдафических свойств, продуктивности и плодородия восстанавливаемых территорий является важнейшим методическим приемом для оценки эффективности процесса рекультивации. Выполненное экологическое исследование является результатом труда множества научных сотрудников. Мы хотим искренне поблагодарить тех, кто стоял у истоков развития экологической науки и практики региона, без которых написание этой книги было бы невозможно: д.б.н., проф., член-кор. НАНУ А.П. Травлеева; д.б.н., проф. Н.А. Белову; д.б.н., проф. В.Н. Зверковского; д.б.н., проф. А.Е. Пахомова (Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара); директора института аграрного бизнеса, президента агрокорпорации

«Степная» Л.М. Рысина (г. Днепропетровск); зам. директора Института аграрного бизнеса по науке, к.с.-х.н. Л.Г. Максимова; д.б.н., вед. науч. сотр. А.М. Сумарокова (Институт сельского хозяйства степной зоны Украины НААНУ); д.б.н., проф. И.Х. Узбека; д.с.-х.н., проф. В.А. Забалуева; д.с.-х.н., проф. Н.Н. Харитоновна; к.с.-х.н., проф. П.В. Волоха; к.с.-х.н., проф. И.П. Чабана; к.б.н., доц. Г.А. Бондарь; к.с.-х.н., доц. А.А. Мыцька; к.с.-х.н., с.н.с. М.Г. Бабенко (Днепропетровский государственный аграрный университет); к.б.н., доц. Е.М. Прокопенко (Донецкий национальный университет). Заслуживают благодарности и те, кто сегодня принимает участие в научном поиске: к.б.н., доц. О.Н. Кунах (Днепропетровский национальный университет имени Олеса Гончара); к.б.н., доц. Г.А. Задорожная (ДГАУ); научный сотрудник Днепропетровско-Орельского природного заповедника Д. Ганжа; аспиранты Е.К. Андрусевич, Н.О. Волошина, В.В. Кацевич, Т.П. Коломбарь, И. Лядская; зав. лабораторией А.В. Вагнер; магистры В. Княжев, В. Крышин, О. Шляхта.

2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. КЛАССИФИКАЦИЯ И НОМЕНКЛАТУРА РЕКУЛЬТИВИРУЕМЫХ ПОЧВ

В соответствии с законом Украины «Об охране земель» рекультивации подлежат земли, которые подверглись изменению в структуре рельефа, экологическом состоянии почв и материнских пород и в гидрологическом режиме вследствие проведения горных, геологоразведочных, строительных и прочих работ. При этом отделенная почвенная масса подлежит снятию, складированию, сохранению и перенесению на нарушенные, малопродуктивные земельные участки в соответствии с рабочим проектом рекультивации земель и повышения плодородия почв. При снятии почвенного покрова выполняется послойное снятие и раздельное складирование верхнего, наиболее плодородного слоя почвы и прочих слоев почвы в соответствии со структурой почвенного профиля, а также материнской породы. Рекультивация земельных участков производится путем послойного нанесения на малопродуктивные земельные участки или участки без почвенного покрова снятой почвенной массы, а в случае необходимости – и материнской породы в порядке, который обеспечивает наибольшую продуктивность рекультивированных земель (Єтеревська та ін., 2012).

Рекультивированные почвы имеют техногенное происхождение, у них нет совокупности морфологических горизонтов и признаков, как у естественных почв. Несовершенство технологии горнотехнического этапа рекультивации приводит к существенным отклонениям от проекта, что отражается как в их морфологическом строении, так и на их производственных характеристиках.

Рекультивированные почвы, как специфические техногенные образования, имеют своё особое строение и морфологию профиля, а именно: строение профиля и его мощность; отсутствие генетических горизонтов в классическом понимании относительно естественных почв; наличие почвенно-техногенных горизонтов, которые испытывают совокупное воздействие антропогенных факторов и естественных процессов почвообразования; наличие или отсутствие трансформированного гумусированного слоя почвы, который

отличается от ненарушенного; наличие специфической структуры нижней части гумусированного слоя почвы или верхней подпочвы – плотный с ореховато-призматической структурой, что является следствием воздействия тяжелой техники при формировании тела почвы; микродифференциация качества гумусированного слоя почвы; специфические включения техногенной природы.

Диагностика техногенных почв усложнена преобладанием в них протекания антропогенных процессов над естественными, особенно в начальный период развития. Гетерогенность диагностических показателей значительно превышает разброс признаков, которые наблюдаются в природе даже в случаях очень пестрого сочетания факторов почвообразования. Гетерогенность профиля образованных техногенных почв часто определяет спорадический характер диагностических признаков. Кроме того, относительная и абсолютная молодость рекультивированных почв не позволяет на макроуровне проследить последствия протекания начальных элементарных процессов почвообразования.

Диагностику техногенных почв можно рассматривать в двух аспектах. Во-первых, для изучения процессов первичного почвообразования – методами микроморфологии, минералогического и валового химических анализов, изучения группового и фракционного состава органического вещества, микробиологической составляющей и т.д. Во-вторых, для прикладных целей – путем картографирования, определения качества и денежной ценности, направлений целевого использования.

Диагностика почв тесно связана с классификацией: диагностические признаки должны напрямую выводить на определенные классификационные единицы. Рекультивированные почвы находятся в невыгодном положении в сравнении с зональными, для которых классификационные проблемы в значительной степени решены. В тех случаях, когда вопросы классификации почв остаются дискуссионными, используются номенклатурные списки почв, что позволяет использовать стандартную, понятную и однозначно используемую терминологию.

Диагностические показатели и индексация почвенных горизонтов и подстилающих слоёв рекультивированных почв предложены М.Т. Донченко и соавт. (1987) и Т.М. Келебердой (1983). М.И. Полупан (1983) предложил использовать дополнительный индекс «*t*» для подчеркивания горизонтов техногенного происхождения.

Мощность гумусированного профиля техногенных почв определяется нижней границей распространения почвенной части, сформированной из почвенной массы зональных почв. Важную роль в генезисе, составе и свойствах техногенных почв играют и собственно подпочвенные горизонты (так называемые техногенные элювии).

Гумусированный слой почвы сохраняет общие генетические и морфологические черты естественных почв, которые трансформированы техногенезом. Собственно подпочва, которая составляет литологическую основу профиля рекультивированных почв, также получает в наследство в общем основные стратиграфические черты и геохимические свойства горных пород. Деформация и трансформация их, особенно при валовом отвалообразовании, создает новые техногенные породы (техногенные элювии).

При изучении техногенных почв особое внимание следует придавать гумусовым горизонтам, комплексность изучения которых может дать ответ на многие вопросы относительно эволюции техногенных почв и стать основой теоретических обоснований регулирования почвенных режимов.

Только на основе комплекса морфологических признаков как самой техногенной почвы, так и исходной почвы, которая была нарушена в результате техногенеза, а также совокупного влияния современных элементарных почвообразовательных процессов, антропогенных нагрузок, возможно правильно диагностировать почву полевыми и аналитическими методами.

Наивысшей таксономической единицей при классификации техногенных почв выступает класс, который объединяет все почвы, которые сформированы в результате влияния антропогенного фактора – класс «антропогенные почвы». В нём выделен ряд «рекультивированных» («техногенные почвы», «технозёмы»), которые созданы в процессе технической рекультивации земель. В ряде «техногенные почвы» выделены типы по строению техногенного профиля:

педозёмы – профиль состоит из двух горизонтов: верхнего – насыпной почвенной массы, нижнего – переотложенных пород, или отвальной смеси горных пород;

литозёмы – сложены горными породами, их профиль состоит из одного горизонта;

дерново-литогенные – сформировались на литозёмах во всех природно-климатических зонах, приобретая свои зональные свойства; профиль этих почв представлен двумя горизонтами: верхний гу-

мугово-аккумулятивный маломощный, который отражает развитие процессов почвообразования на начальной стадии; нижний – сложенный горными породами или их смесями;

хемозёмы – искусственно созданные породы в процессе переработки полезных ископаемых и промышленные отходы (шламы, зооотходы); профиль представлен одним хемогенным горизонтом;

хемозёмы рекультивированные, которые находятся в состоянии, пригодном для использования в рекреации, санитарно-гигиенических целях, в сельском и лесном хозяйстве путем перекрытия их горными потенциально плодородными породами; их профиль может состоять из трёх или больше горизонтов, а нижний горизонт, как правило, хемогенный.

Техногенные почвы в зональном аспекте разделяются на подтипы: лесолуговые, лесостепные, степные, сухостепные и т.д.

Родовыми признаками выделения педозёмов являются свойства, которые унаследованы от ненарушенных зональных почв, которые были материалом для их создания. Выделены роды: чернозёмные, каштановые, остаточноподзоленные, остаточнооглеенные, бурозёмные, коричневые и др. Литозёмы, дерново-литогенные почвы и хемозёмы выделены по свойствам, которые унаследованы от пород, которые составляют профиль (лёссовые, глиноморфные, песчаноморфные, зольные, шламовые, органогенные и др.).

По степени выраженности родовых признаков рекультивированные почвы разделены на *виды*:

♦ по мощности гумусированного слоя почвы (педозёмы): маломощные – меньше 30 см; среднемощные – 30–60 см; мощные – больше 60 см;

♦ по мощности аккумулятивного гумусного горизонта (дерново-литогенные почвы): малоразвитые (примитивные) – до 5 см; слаборазвитые – 5–10 см; неполноразвитые – 10–20 см; развитые – более 20 см;

♦ по мощности гумусированного слоя почвы (хемозёмы рекультивированные) – маломощные – до 30 см, среднемощные – больше 30 см;

♦ по содержанию гумуса в насыпном слое почвы для педозёмов или дерновом слое дерново-литогенных почв – слабогумусированные – до 2 %, малогумусные – 3,1–3,0 %, среднегумусные – больше 3 %;

♦ по содержанию гумуса в насыпном слое хемозёмов рекультивированных – малогумусные – до 3 %, среднегумусные – больше 3 %;

♦ по насыщенности поглотительного комплекса почвы основаниями (% от ёмкости поглощения): ненасыщенные (<75 %), насы-

щенные (>75 %); по наличию карбонатов – карбонатные, бескарбонатные; по наличию гипса – гипсоносные, безгипсовые, по типу засоления для галоморфных почв (в слое 0–50 см);

♦ по глубине залегания карбонатов: карбонатные (до 30 см), высококарбонатные (30–50 см), среднекарбонатные (50–80 см);

♦ по глубине залегания засоленной породы, шлама и т. д. (верхняя граница): солончаки (0–30 см), солончаковые (30–80 см), глубокосолончаковые (80–150 см), глубокозасоленные (глубже 150 см);

♦ по степени засоления: незасоленные, слабо-, средне-, сильно-, очень сильнозасоленные;

♦ по характеру оглеения: глубоко оглеенные (в переходном к породе горизонте или ниже), поверхностно оглеенные (у поверхностном и подповерхностном горизонте), оглеенные по всему профилю;

♦ по степени оглеения: глееватые и глеевые;

♦ по глубине залегания гипса, солонцового горизонта, содержанием поглощенного по Классификация ... (1977).

Для хемозёмов, рекультивированных литозёмных, – по количеству слоёв горных пород, которые перекрывают хемозёмы: однослойные, двухслойные, трёхслойные и т.д.

На литологические серии разделяют виды техногенных почв по горным породам, которые слагают основу техногенного профиля (лесовые, глиноморфные, песчаноморфные, известковые, мелово-мергельные, сланцевые, массивно-кристаллические, гетерогенные и пр.).

Разновидности всех типов техногенных почв выделяют по гранулометрическому составу в слое 0–50 см в соответствии с классификацией Н.А. Качинского: глинистые, суглинистые (легко-, средне-, тяжело-), супесчаные, песчаные, щебневато-каменистые; по степени скелетности (содержание частиц размером более 2 мм в слое 0–50 см, в % от массы горизонта): слабоскелетные (5–10 %), среднескелетные (10–20 см), сильноскелетные (20–50 %), очень сильноскелетные (>50 %).

2.2. ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИЙ СОСТАВ ВСКРЫШНЫХ ПОРОД

При рекультивации сложных горнорудных техноэкосистем очень важно знать гранулометрический состав вскрышных пород, что крайне необходимо для обоснования устойчивого прогрессивного развития биогеоценотических систем в толще антропогенных эдафотопов (Ко-

бец и др., 2012). Прежде всего, с гранулометрическим составом тесно связаны физические, технологические, физико-химические и водные свойства пород, которые в значительной мере обуславливают их биологическую активность. Вместе с тем, как утверждал Н.А. Качинский (1965), следует учитывать, что непосредственные выводы по данным гранулометрического состава можно сделать для легких пород. Для тяжелого гранулометрического состава, особенно вскрышных пород морского происхождения, многие свойства будут определяться агрегированием мельчайших частиц, что обуславливает различную прочность агрегатов. Особое значение в процессах агрегирования и образования структуры принадлежит илистой фракции.

Гранулометрический состав вскрышных пород изменяется с учётом их геологического возраста от песчаного до глинистого.

Известно, что песчаные субстраты бедны элементами питания для растений, обладают ничтожной водоудерживающей и поглотительной способностью, а оказавшись на дневной поверхности отвалов, подвергаются воздушной и водной эрозии. Глинистые породы вскрыши в естественном залегании очень плотные, вязкие, отличаются большой липкостью и неблагоприятным воздушным режимом.

При роторной разработке верхних уступов карьера, сложенных лессом, лессовидными палево-желтыми суглинками, желто-бурыми и красно-бурыми суглинками, как правило, происходит их смешивание. Средний гранулометрический состав смеси этих пород тяжелосуглинистый иловато-пылеватый. В составе гранулометрических элементов доминируют крупная пыль (32,0–40,0 %) и илистая фракция (34,0–37,0 %). Лессовидные и красно-бурые суглинки сильно карбонатные. Потери от обработки соляной кислотой составляют 10–12 % и более.

Красно-бурая глина характеризуется легко- и среднеглинистым пылевато-иловатым гранулометрическим составом. Физическая глина (>0,01 мм) составляет 75,4–77,35 %, а на илистую и пылеватую фракции приходится 53,16–54,16 и 24,72–27,35 % соответственно.

Используемые для рекультивации серо-зелёные глины верхнего сарматского яруса неогена содержат 68,54–84,12 % физической глины и характеризуются легко- и среднеглинистым гранулометрическим составом. В составе физической глины преобладает илистая фракция – 52,71–55,12 %. Следует отметить, что в мелких фракциях (ил грубый и тонкий, коллоиды) экологически значимыми признаками следует считать активность и доступность (большая раствори-

мость) биогенных элементов глинистых минералов: монтмориллонит, гидрослюда, лимонит, пиролюзит и др.

Породы легкого гранулометрического состава относятся к «теплым», тяжелого – к «холодным». В сухом состоянии красно-бурая и особенно серо-зелёная глины становятся очень плотными и твердыми, значительно уменьшаются в объеме, что способствует образованию больших трещин на поверхности литоземов.

Оценку вскрышных пород для рекультивации по гранулометрическому составу (классификация Н.А. Качинского учитывает генезис почв) следует проводить по степени их дисперсности. Соотношение фракции ила и крупной пыли у серо-зелёной глины увеличивается в 10–13 раз, чем у лессовидных суглинках.

Разнокачественные показатели (химический состав, пористость, пластичность, усадка, влагоёмкость, водопроницаемость, отношение SiO_2 к R_2O_3 и др.) физической глины и физического песка во вскрышных породах обусловлены геологией и соотношением твердой, жидкой и газообразных фаз, а с течением времени – и биоты в поверхностных слоях техногенных ландшафтов и рекультивированных эдафотопов.

В техногенных вскрышных породах, когда они повторно, в современных условиях атмосферы, подвергаются «процессам катагенеза–гипергенеза» (Ферсман, 1934), наибольшее влияние на процесс агрегирования будут иметь коллоиды (<0,0001 мм), гидраты окислов алюминия и железа (положительный заряд) и карбонаты. Нами установлено, что во вскрышных породах Никопольского марганцеворудного бассейна валовое содержание Al_2O_3 составляет в породах легкого гранулометрического состава 0,27–1,20 %, в суглинках 8,2–11,3 %, красно-бурой глине – 15,6–16,1 %, серо-зелёной мергелистой глине 17,9–19,1 %. Количество Fe_2O_3 в надрудной толще пород колеблется от 1,0 до 10,2 %.

Для агропроизводственной оценки структуры вскрышных пород при рекультивации необходимо учитывать гранулометрический показатель структурности субстратов по А.Ф. Вадюниной и З.А. Корчагиной (1986). Этот показатель, мы считаем, наиболее полно характеризует потенциальную способность к агрегированию вскрышных пород.

Усредненный показатель структурности пород составляет для лессовидных суглинков 52 %, красно-бурых суглинков 119 %, красно-бурых глин 152 %, серо-зелёных глин – 278 % (Кобец и др., 2012).

2.3. ФИЗИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ТЕХНОЗЕМОВ И ИХ ИЗМЕНЕНИЕ В ПЕРИОД БИОЛОГИЧЕСКОГО ЭТАПА РЕКУЛЬТИВАЦИИ

В ненарушенных геологических сложениях плотность верхних горизонтов чернозёма обыкновенного составляет 1,0–1,2 г/см³, нижних – 1,3–1,4 г/см³, лессовидных суглинков – 1,45–1,59 г/см³, красно-бурых суглинков – 1,57–1,63 г/см³, красно-бурой глины – 1,61–1,66 г/см³, зеленовато-серой глины – 1,65–1,70 г/см³ и глауконитовых глин – 1,69–1,73 г/см³. При перемещении пород в отвалы роторными экскаваторами или драглайнами их плотность уменьшается. В процессе формирования отвалов с помощью автотранспорта плотность пород в них изменяется меньше. В местах же проходов тяжёлых машин и механизмов установлено значительное увеличение плотности пород – до 1,76–1,88 г/см³. Особенно сильное уплотнение пород наблюдается при их влажности, когда она становится выше физической спелости.

Рекультивация земель – это процесс послойного формирования эдафотопы мощностью не менее 1,5 м. Нанесенный на спланированную поверхность отвалов слой потенциально-плодородной породы (лессовидный суглинок, смесь лессовидного и красно-бурого суглинков) требует сплошной планировки, которая достигается многочисленными проходами бульдозера, скреперов и грейдеров, что вызывает дополнительное уплотнение этой части рекультивированного слоя. Затем на подготовленные таким образом участки наносят плодородный слой почвы автоскреперами или автотранспортом. Такое послойное (два–три слоя) формирование эдафотопы приводит к образованию более уплотнённых прослоек в техноземах, которые ухудшают свойства восстановленных земель.

Установлено, что после создания рекультивированных земель плотность субстратов в метровой толще двухъярусного эдафотопы изменяется от 1,36 до 1,85 г/см³. На участках, сформированных лессовидными суглинками толщиной 150 см, плотность составляет 1,37–1,78 г/см³, а сложенных только красно-бурой глиной этот показатель равняется 1,56–1,85 г/см³.

Следовательно, после проведения горнотехнической рекультивации эдафотоп будет предопределяться, прежде всего, плотностью субстратов и водопроницаемостью. Проведёнными исследованиями подтверждено, что впитывание воды на рекультивированных землях после их создания было очень низким. Поэтому при выпадении атмосферных осадков даже средней интенсивности на поверхнос-

ти восстановленных участков в микропонижениях собирается вода. Это затрудняет выполнение агротехнических приемов при обработке рекультивированных участков.

Для улучшения физических свойств в метровом техногенном эдафотопе при его создании необходимо проводить 2–3 послойных рыхления выровненной поверхности орудиями чизельного типа или применять глубокорыхлители.

Многолетнее изучение физических свойств рекультивированных земель показало, что разуплотнение субстратов в метровом техногенном эдафотопе происходит при совместном взаимодействии агротехнического (различные приёмы обработки) и биологического (возделывание сельскохозяйственных культур, прежде всего многолетних бобовых трав) факторов, а также путём образования трещин сезонной деформации и в результате цикличности периодов «увлажнение–высыхание», «набухание–усадка» и «замораживание–оттаивание». Через 16–20 месяцев после создания рекультивированных земель физические свойства в метровом слое и величина водопроницаемости приближаются к значениям этих показателей на ненарушенных старопашотных зональных почвах (Кобец и др., 2012).

2.4. СОДЕРЖАНИЕ ГУМУСА И ЭЛЕМЕНТОВ ПИТАНИЯ В ТЕХНОЗЁМАХ

При техногенной отсыпке двухъярусного рекультивированного метрового слоя, который состоит из гумусированного слоя почвы (0–40–50 см) и подстилающей потенциально плодородной породы (50–60–100 см) формируется эдафотоп с горизонтальной дифференциацией по агрохимическим свойствам (табл. 1).

Плодородный слой чернозёма южного, отобранный с рекультивированного участка, содержал 1,96–1,68 % гумуса. Профильное распределение гумуса в техноземах отличается от зональных черноземов. На таких рекультивированных землях распределение гумуса бимодальное, т.е. имеет место два резко различных уровня содержания органического вещества в профиле эдафотопы: в слое 0–40 см запас гумуса 90–105 т/га, в подстилающей породе на глубине 40–100 см – 25–30 т/га. При формировании плодородного слоя почвы с чернозёма обыкновенного содержание гумуса изменяется в пределах 2,8–3,4 %, а его запас в слое 0–50 см составляет 190–210 т/га.

Таблица 1. *Агрохимическая характеристика насыпного плодородного слоя чернозема и лессовидного суглинка (Кобец и др., 2012)*

| Показатель | Глубина отбора образца, см | | | | |
|-----------------------------------|----------------------------|-------|-------|-------|--------|
| | 0–20 | 20–40 | 40–60 | 60–80 | 80–100 |
| Насыпной слой чернозема | | | | | |
| Валовой гумус, % | 1,96 | 1,68 | 0,66 | 0,42 | 0,30 |
| Общий азот, % | 0,09 | 0,08 | 0,05 | 0,03 | 0,01 |
| Легкогидролизующий азот, мг/100 г | 2,82 | 2,02 | 0,93 | 0,61 | 0,60 |
| Валовой фосфор, % | 0,11 | 0,08 | 0,08 | 0,07 | 0,07 |
| Подвижный фосфор, мг/100 г | 2,67 | 2,25 | 1,71 | 1,58 | 0,91 |
| Валовой калий, % | 2,28 | 2,21 | 1,90 | 1,69 | 1,67 |
| Обменный калий, мг/100 г | 36,6 | 23,8 | 23,6 | 22,4 | 22,2 |
| Лессовидный суглинок | | | | | |
| Валовой гумус, % | 0,95 | 0,52 | 0,45 | 0,32 | 0,28 |
| Общий азот, % | 0,04 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Легкогидролизующий азот, мг/100 г | 1,24 | 0,88 | 0,70 | 0,58 | 0,60 |
| Валовой фосфор, % | 0,08 | 0,08 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| Подвижный фосфор, мг/100 г | 1,80 | 1,40 | 1,07 | 1,40 | 1,10 |
| Валовой калий, % | 2,27 | 2,05 | 1,80 | 1,71 | 1,83 |
| Обменный калий, мг/100 г | 33,3 | 29,9 | 26,3 | 24,1 | 26,0 |

От запаса гумуса зависит и содержание общего азота, количество которого в слое 0–20 см составило 0,09 % и с глубиной снижалось. В такой же последовательности убывало и содержание легкогидролизующего азота, наибольшее количество которого наблюдалось в весенний период, когда в эдафотопе достаточно тепла и влаги и, как увидим дальше, отмечается устойчивое прогрессивное развитие сложных биоценологических систем. К осени количество легкогидролизующего азота снижается, поскольку основные его запасы расходуются в период вегетации растений.

Процесс образования легкогидролизующего азота в это время затрудняется из-за недостатка влаги. В результате резко падает и численность микроорганизмов. Как показали результаты анализов, в верхнем 20-сантиметровом слое плодородной почвенной массы на

100 г навески приходилось 2,82 мг легкогидролизующего азота. С глубиной его количество снижалось.

Ухудшение к осени экологической обстановки в толще экотопов приводит к уменьшению количества, всех без исключения, подвижных форм питательных веществ. Эта закономерность прослеживалась всегда в процессе проведения наших исследований.

Гумус насыпного плодородного слоя почвы является источником не только общего азота, но также фосфора и калия. Поэтому содержание фосфора в пахотном горизонте с глубиной тоже уменьшалось, а количество подвижного фосфора падало с 2,7 до 2,2 мг на 100 г почвы, что отражает слабую обеспеченность плодородной почвенной массы подвижным фосфором.

Количество калия тоже зависит от содержания гумуса. Но, в отличие от азота и фосфора, в насыпном плодородном слое почвенной массы содержится много калия, что объясняется присутствием в его толще таких минералов, как гидрослюда и полевые шпаты.

Используя классификацию, предложенную Е.В. Аринушкиной (1970), можно сделать заключение о том, что нанесенный на поверхность лессовидных суглинков плодородный слой почвы средне обеспечен гидролизующим азотом, слабо – подвижным фосфором и хорошо – обменным калием.

После раздельной выемки почвенной массы и разработки верхнего уступа карьера на дневную поверхность выносятся четвертичные отложения, представляющие собой смесь из нескольких ярусов лессовых пород. Эта смесь отличается от лессовидных суглинков, находящихся в естественном сложении. Со временем она претерпевает значительные изменения, которые происходят не только под воздействием произрастающей на суглинках растительности, но и под влиянием атмосферных факторов. При этом растения (особенно их подземная часть) выполняют весьма важную роль. Они снабжают породы органическим веществом, предоставляют микроорганизмам возможность функционировать в жестких почвенных условиях и тем самым превращают почти бесплодную горную породу в биологически деятельную среду.

Длительное, 35-летнее, пребывание лессовидных суглинков в состоянии пашни способствовало значительному ее окультуриванию: увеличилось содержание гумуса и основных элементов питания, улучшились физико-химические свойства, повысился уровень биогенности и т.д. Например, в 20-сантиметровом слое пород содержание валового гумуса в 3–4 раза превышало его содержание в

Таблица 2. Агрохимическая характеристика красно-бурой и серо-зеленой глин (Кобец и др., 2012)

| Показатель | Глубина отбора образца, см | | | | |
|-----------------------------------|----------------------------|-------|-------|-------|--------|
| | 0–20 | 20–40 | 40–60 | 60–80 | 80–100 |
| Красно-бурая глина | | | | | |
| Валовой гумус, % | 0,91 | 0,59 | 0,26 | 0,20 | 0,20 |
| Общий азот, % | 0,03 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Легкогидролизующий азот, мг/100 г | 0,90 | 0,76 | 0,60 | 0,53 | 0,50 |
| Валовой фосфор, % | 0,08 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| Подвижный фосфор, мг/100 г | 1,07 | 0,60 | 0,58 | 0,32 | 0,31 |
| Валовой калий, % | 2,85 | 2,62 | 1,89 | 1,88 | 1,89 |
| Обменный калий, мг/100 г | 48,9 | 40,4 | 43,5 | 43,0 | 43,0 |
| Серо-зеленая глина | | | | | |
| Валовой гумус, % | 0,90 | 0,57 | 0,34 | 0,25 | 0,18 |
| Общий азот, % | 0,04 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Легкогидролизующий азот, мг/100 г | 0,95 | 0,89 | 0,90 | 0,75 | 0,74 |
| Валовой фосфор, % | 0,09 | 0,08 | 0,08 | 0,07 | 0,07 |
| Подвижный фосфор, мг/100 г | 0,80 | 0,70 | 0,50 | 0,51 | 0,50 |
| Валовой калий, % | 3,69 | 2,57 | 2,37 | 2,29 | 2,28 |
| Обменный калий, мг/100 г | 63,7 | 62,9 | 60,8 | 60,0 | 60,1 |

образцах с борта карьера и в 1,5 раза – в образцах, находящихся в паровом состоянии уже 35 лет. Следовательно, с течением времени под воздействием растений идет интенсивное накопление элементов почвенного плодородия, причем с самой поверхности. В этом процессе немаловажную роль играют и эоловые наносы с соседних старопашотных, еще не нарушенных разработками полей.

Увеличение содержания гумуса происходит в основном за счет разложения микроорганизмами массы корней и небольшой части пожнивных остатков. Например, люцерна 3-го года жизни накапливает в каждом кубометре неудобренных лессовидных суглинков около 1 кг воздушно-сухих корней. С глубиной масса корней уменьшается. Падает и содержание гумуса. Совместно с гумусом снижается и количество общего азота.

В верхнем 20-сантиметровом слое лессовидных суглинков легкогидролизующего азота содержалось в 2,3 раза меньше, чем в таком же слое насыпного чернозема. С глубиной количество легкогидролизующего азота в этом экотопе еще больше снижалось. Валового и подвижного фосфора в лессовидных суглинках тоже было немного.

Обеспеченность валовым калием лессовидных суглинков хорошая: в слое 0–20 см его содержится примерно столько же, сколько и в насыпном слое массы чернозема. В образцах, отобранных из более глубоких горизонтов, содержание валового калия уменьшалось незначительно. Количество обменного калия в лессовидных суглинках находилось в пределах 24–33 мг на 100 г породы. Следовательно, лессовидные суглинки слабо обеспечены гумусом и питательными веществами, особенно азотом и фосфором.

Красно-бурые глины, как и все остальные эдафотопы биоэкологической станции мониторинга техногенных ландшафтов, входили в состав пахотной площади и поэтому подвергались интенсивному воздействию корневых систем растений. В результате многие их свойства значительно улучшились, особенно в слое 0–20 см (табл. 2). В верхнем 20-сантиметровом слое содержалось валового гумуса в 4,5 раза больше, чем в образцах с борта карьера. Общий азот в этом же слое составил 0,030 %, хотя с глубиной его количество интенсивно падало. Количество легкогидролизующего азота указывает на очень низкую обеспеченность пород этим элементом.

Красно-бурые глины плохо обеспечены не только азотом, но и валовым фосфором. Подвижного фосфора эти породы содержат также мало. Его количество в слое 0–20 см в 14–16 раз меньше, чем в перегнойно-аккумулятивном горизонте зонального южного чернозема. Одной из причин низкой обеспеченности красно-бурых глин подвижным фосфором является их минералогический состав, где очень много монтмориллонита. «Если в почве много монтмориллонита, – писал Н.И. Горбунов (1967), – и мало других минералов и гумуса, то она имеет ряд неблагоприятных физических свойств ..., высокую гидрофильность и высокую способность к поглощению фосфат-ионов». Эти породы карбонатные, и фосфор переходит в трудноусвояемые формы. Поэтому обеспеченность красно-бурой глины подвижным фосфором для большинства сельскохозяйственных и лесных культур является очень низкой.

Однако красно-бурые глины содержат достаточно много валового калия и, в отличие от лессовидных суглинков, больше обменного ка-

лия, что свидетельствует о возможностях этой породы обеспечивать растения калийным питанием. Следовательно, в красно-бурых глинах в первом минимуме по обеспеченности растений питательными веществами находятся азот, затем фосфор.

Серо-зеленая глина в течение 35-летнего пребывания на дневной поверхности значительно окультурилась: улучшились ее водно-воздушные и агрохимические свойства. Так, в верхнем 20-сантиметровом слое этого эдафотопы содержалось 0,90 % валового гумуса, количество которого с глубиной уменьшалось.

Запасы общего азота в серо-зеленой глине находились на уровне запасов красно-бурой глины, а количество легкогидролизуемого азота в слое 0–20 см составило всего 0,95 мг на 100 г породы, уменьшаясь с глубиной.

Содержание валового фосфора было незначительным, а количество подвижного фосфора оказалось даже ниже, чем у красно-бурой глины: в слое 0–20 см было всего 0,80 мг на 100 г породы. Такое положение обусловлено наличием в породах кальция, который способствует переходу подвижной фосфорной кислоты в форму труднодоступную для растений.

Серо-зеленая глина имеет много валового калия, источником которого являются полевые шпаты и гидрослюды. В верхнем 20-сантиметровом слое содержалось 3,69 % калия с последующим уменьшением его количества в нижерасположенных слоях. По обменному калию эти породы относятся к разряду высоко обеспеченных (Аринушкина, 1970). С глубиной его количество практически не снижалось. Следовательно, серо-зеленая глина содержит мало азота и фосфора, но зато хорошо обеспечена калием.

Итак, из рассмотренных нами экотопов наиболее благоприятными физико-химическими свойствами для устойчивого развития сложных биогеоценотических систем располагает насыпной плодородный слой чернозема. По своим агрохимическим показателям только этот вариант рекультивированных земель приближен к показателям полнопрофильного зонального южного чернозема. К сожалению, покрыть слоем плодородной почвы все оработанные отвалы карьеров не представляется возможным, так как снятого с единицы площади перегнойно-аккумулятивного горизонта для последующего нанесения на эту же площадь не хватает. В результате образуется большой дефицит в плодородной почвенной массе. Поэтому часть карьерных территорий, сложенных лессовидными суглинками, крас-

но-бурыми и серо-зелеными глинами, может быть занята сельскохозяйственными или лесными культурами, рекомендуемыми для этих экотопов. При сравнении этих экотопов с зональным южным черноземом оказалось, что горные породы содержат почти в 2 раза меньше валового фосфора и в 4–5 раз меньше валового гумуса. Особенно мало в них азота.

Следовательно, изучаемые нами экотопы по своим физико-химическим свойствам существенно отличаются от зональных южных черноземов низким уровнем плодородия. Прежде всего, они содержат очень мало азота, что подсказывает необходимость внедрения специальных севооборотов, насыщенных многолетними бобовыми травами. Нетоксичность этих субстратов и наличие в них подвижных форм калийных и фосфорных соединений способствуют быстрому росту именно азотусваивающей растительности. Ее густой, устойчивый травянистый покров предохраняет породы от перегрева в наиболее жаркие дни лета и создает благоприятные условия для устойчивого развития сложных биогеоценотических систем (Узбек и др., 2007).

Необходимо отметить наличие остаточного плодородия, наблюдающегося в лессовидных суглинках, в красно-бурых и серо-зеленых глинах. Такое плодородие унаследовано от древнего почвообразования, через которое прошли лессы и мелководные осадочные породы, сохранив при этом запасы энергии и биофильные элементы, накопленные ранее.

2.5. ВОДНО-СОЛЕВОЙ РЕЖИМ РЕКУЛЬТИВИРОВАННЫХ ЗЕМЕЛЬ

В процессе добычи полезных ископаемых открытым способом формируются новые гидрогеологические и гидрологические условия. А именно: ликвидируются водоносные горизонты, понижается уровень грунтовых вод, сложный рельеф поверхности оработанной части карьеров способствует неравномерному распределению влаги и т.д. Для возобновления и устойчивого развития сложных биодинамических процессов в толще эдафотопов огромное значение имеют водные свойства. Особенно важно знать максимальную гигроскопичность, предельно полевую влагоемкость, влажность увядания растений и запасы продуктивной влаги, которые определялись регулярно в течение 1973, 1974, 1978, 1984, 1990, 2000 и 2006 годов. Их

Таблица 3. Водные свойства технозёмов в слое 0–40 см
(Кобец и др., 2012), %*

| Эдафотоп | Максимальная гигроскопичность | Влажность увядания | Полевая влагоемкость | Продуктивная влага |
|---------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Насыпной слой чернозема 0–40 см | <u>8,53</u> 7,98–10,01 | <u>11,43</u> 10,69–13,41 | 26,45 | <u>15,02</u> 15,76–13,04 |
| Лессовидный суглинок | <u>7,61</u> 6,28–8,06 | <u>10,20</u> 8,41–10,80 | 20,64 | <u>10,44</u> 12,23–9,84 |
| Красно-бурая глина | <u>14,96</u> 14,05–16,22 | <u>20,05</u> 18,83–21,73 | 29,86 | <u>9,81</u> 11,03–8,13 |
| Серо-зеленая глина | <u>20,74</u> 19,45–22,08 | <u>27,79</u> 26,06–28,52 | 39,43 | <u>11,64</u> 13,37–10,91 |

*Числитель – среднее значение, знаменатель – пределы колебаний.

средние значения приведены в табл. 3.

Максимальная гигроскопичность серо-зеленой глины оказалась самой высокой (20,74 %), что объясняется высоким содержанием физической глины с преобладанием илистой фракции. Вместе с тем, высокая влагоемкость серо-зеленой глины обеспечивает формирование в ней значительных запасов продуктивной влаги (1650 т/га), которые оцениваются как очень хорошие для произрастания сельскохозяйственных и лесных культур. Однако самый высокий показатель этой почвенной гидрологической константы принадлежит насыпному плодородному слою чернозема, где продуктивной влаги было 2000 т/га. Количество продуктивной влаги в метровом слое лессовидного суглинка и красно-булой глины было практически равным. Такого количества влаги вполне достаточно для произрастания сельскохозяйственных и лесных культур с сильно разветвленной и глубоко проникающей корневой системой.

При определении полевой влагоемкости в метровой толще изучаемых эдафотопов методом заливаемых площадок получены данные, в которых отражается разница в их гранулометрическом составе. Например, анализы гранулометрического состава показали, что насыпной плодородный слой чернозема имеет тяжелосуглинистый гранулометрический состав, а лессовидный суглинок – среднесуглинистый. Поэтому полевая влагоемкость в метровой толще плодородной почвенной массы составила около 26 %, а в лессовидном суглинке – 20 %, что объясняется различным содержанием гумуса и физической глины в этих эдафотопах. Зависимость водных свойств от гранулометричес-

кого состава особенно наглядно проявилась в третичных глинистых отложениях, в метровом слое которых полевая влагоемкость увеличилась до 30 % в красно-булой глине и до 39 % в серо-зеленой.

Следовательно, водные свойства рекультивируемых участков сильно зависят от гранулометрического состава эдафотопов. В таких условиях водообеспеченности могут произрастать и давать хорошие урожаи только культуры с сильно разветвленной и глубоко проникающей корневой системой.

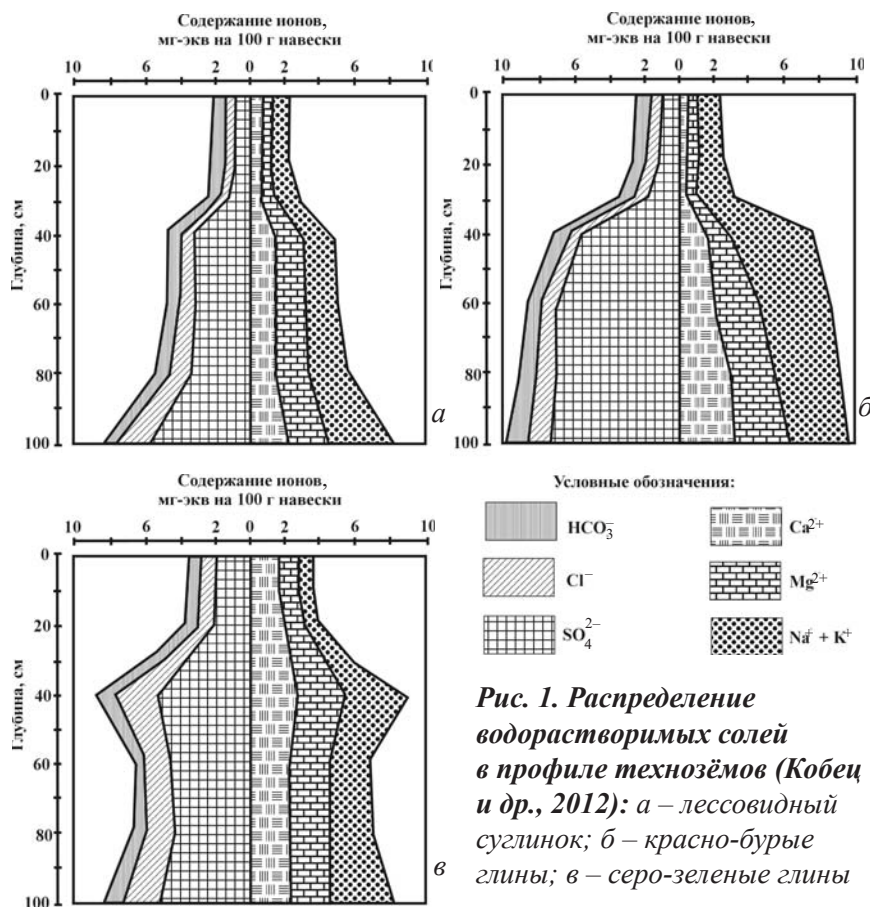
Вскрышные рыхлые горные породы в естественном залегании характеризуются разной степенью засоленности. Поэтому количественный и качественный состав легкорастворимых солей в верхней метровой толще экотопов сильно влияет на динамику биогеоценотических систем.

Как показали исследования, в верхних горизонтах изучаемых экотопов содержится незначительное количество легкорастворимых солей. Их концентрация начинает увеличиваться только с глубины 40–50 см. Верхняя же 40-сантиметровая толща является практически незасоленной. Так, сухой остаток в водной вытяжке из горизонта в ненарушенном зональном черноземе составил в среднем 0,07 %, а в насыпном слое из этой же почвы – 0,11 %. Слабое засоление здесь отмечено с глубины 40–50 см, откуда начинается лессовидный суглинок, подстилающий массу черноземной почвы.

Если лессовидные суглинки выносятся на дневную поверхность и служат объектом сельскохозяйственного освоения рекультивации, то их верхний слой уже за 25-летний отрезок времени тоже рассоляется и содержит незначительное количество легкорастворимых солей. Об этом свидетельствует диаграмма солевого профиля, отражающая количественное содержание легкорастворимых солей в метровой толще лессовидных суглинков.

Величина сухого остатка в водной вытяжке этих пород из слоя 0–40 см в среднем составила 0,24 %. С глубиной содержание солей постепенно возрастало. Общая сумма ионов, перешедших в водную вытяжку, колебалась в среднем от 4,85 до 16,14 мг-экв на 100 г абсолютно сухой породы.

В анионном составе преобладал сульфат-ион, количество которого с глубиной резко увеличивалось. С глубины 40 см повышалось содержание хлоридов. Среди катионов больше всего было Na⁺, содержание которого в слое 0–40 см в среднем равнялось 1,39 мг-экв на 100 г навески, а количество Ca²⁺ (0,79 мг-экв) и Mg²⁺ (0,84 мг-экв)



оказалось практически одинаковым. Следовательно, по содержанию легкорастворимых солей лессовидные суглинки относятся к слабозасоленным (Базилевич, Панкова, 1968).

Красно-бурая глина имела самую высокую щелочную реакцию почвенного раствора с колебаниями pH от 8,19 до 8,51. В отличие от лессовидных суглинков она является средне- и сильнозасоленной. В пределах метровой толщи этой породы сухой остаток увеличивался с 0,36 % в верхнем 20-сантиметровом слое до 0,80 % в слое 40–60 см.

Содержание сульфат-иона увеличивалось с глубины 30 см (рис. 1) и в слое 80–100 см уже составляло более 7 мг-экв на 100 г породы. В катионной части преобладали Na^+ и K^+ , количество которых в пахотном горизонте нарастало с 1,58 до 4,62 мг-экв на 100 г породы. Содержание Ca^{2+} и Mg^{2+} было незначительным. Эти и другие особен-

ности красно-бурых глин оказывали большое влияние на функционирование корневых систем растений и жизнедеятельность почвенных микроорганизмов.

Серо-зеленая глина, в отличие от всех остальных экотопов, отличалась слабощелочной реакцией водной вытяжки из верхнего 40-сантиметрового слоя, что имеет большое значение для устойчивого развития сложных биогеоценологических систем.

Необходимо отметить и слабую засоленность этого эдафотопа уже с самой поверхности. Величина сухого остатка в пахотном горизонте находилась в пределах 0,25–0,52 %, максимальный показатель которого оказался на глубине 30–40 см. Общая сумма водорастворимых ионов составила 7,44–16,65 мг-экв на 100 г породы.

При определении степени засоленности почв принято пользоваться классификацией, предложенной Н.И. Базилевич и Е.И. Панковой (1968). Согласно этой классификации, порог токсичности для большинства растений, произрастающих в условиях засоленных почв в Средней Азии, определяется ионом хлора, если его концентрация превышает 0,3 мг-экв на 100 г почвы.

В исследуемых нами экотопах содержание ионов хлора превышало даже с поверхности в 3 раза, а на глубине 30–40 см в 8 раз (у серо-зеленых глин) величину, названную указанными авторами порогом токсичности. Тем не менее многие сельскохозяйственные культуры, произрастающие на рекультивированных землях, обеспечивают получение хороших урожаев. Например, урожаи сена люцерны и эспарцета, возделываемых на серо-зеленых глинах, даже превосходили их урожаи, получаемые на зональных полнопрофильных черноземах.

Следовательно, порог токсичности для многих растений, произрастающих в условиях техногенных ландшафтов степного Приднепровья, находится выше, чем 0,3 мг-экв на 100 г породы.

Результаты анализов водных вытяжек изучаемых нами эдафотопов показали, что они относятся к хлоридно-сульфатному типу засоления. Поэтому в таких местах следует возделывать те виды сельскохозяйственных культур, которые устойчивы к хлоридно-сульфатному засолению.

Как показали анализы, глубина расположения солей в толще экотопов обуславливается гранулометрическим составом: в красно-бурой и серо-зеленой глинах, как более тяжелых, соли обнаруживались уже в слое 30–40 см, а в лессовидном суглинке – с глубины 80 см.

Расположение верхнего слоя и накопление легкорастворимых солей

на определенной для каждого эдафотопы глубине создает условия для образования различных по степени засоления микросред, оказывающих значительное влияние на устойчивое развитие биоценологических систем.

Проведенные исследования позволяют утверждать, что в глинистых экотопах наблюдается недостаток питательных веществ, особенно азота и отчасти фосфора, а также повышенное количество легкорастворимых солей, которые могут оказывать воздействие на развитие биоценологических систем. Тем более что глинистые отложения надрудной толщи по степени засоления располагаются в интервале от средnezасоленных до солончаков.

За 35-летний период под воздействием атмосферных осадков произошло перемещение водорастворимых соединений, обусловленное, прежде всего, особенностями гранулометрического состава. Это обстоятельство и способствовало формированию специфического солевого профиля в толще рекультивированных литоземов, сложенных с поверхности вскрышными породами (Кобец и др., 2012).

2.6. НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ СТАЦИОНАР РЕКУЛЬТИВАЦИИ ЗЕМЕЛЬ ДДАУ

Работы проведены на научно-исследовательском стационаре Днепропетровского государственного аграрного университета в г. Орджоникидзе. Экспериментальный участок по изучению оптимальных режимов рекультивации был создан в 1968–1970 гг.

Научно-исследовательский стационар ДГАУ и ОГОКа создан на внешнем отвале Запорожского марганцеворудного карьера. Эксперименты проводились на искусственных эдафотопы двух типов. Первый – на спланированной смеси вскрышных пород с отсыпанием на их поверхность разных по мощности пластов черноземной массы. Второй представлял собой спланированные вскрышные породы толщиной 2 м, вынесенные из разной глубины. Экспериментальный полигон для проведения исследований по выяснению оптимальной толщины насыпного пласта грунтовой массы был создан в период с 1968 по 1970 год (Тарика, 2006).

Площадь внешнего отвала, которая подлежала рекультивации, была выровнена экскаваторами и отсыпана вскрышными породами. Затем поверхность была спланирована бульдозерами и скреперами с

устройством ступенчатой основы в 30, 50 и 70 см.

Летом 1969 года, после усадок, которые произошли в осенне-зимний период, было проведено повторное планирование бульдозерами и скреперами. Такие многократные перемещения горной массы привели к образованию в верхней части подстилающих пород многочисленных смесей с преобладанием в их составе одной или нескольких вскрышных горных пород. Осенью 1969 года на участках была отсыпана грунтовая масса тремя последовательно нарастающими пластами: 30, 50 и 70 см, а потом старательно выровнена.

Весной 1970 года было проведено повторное планирование отсыпанной грунтовой массы, что и окончательно определило варьирование ее мощности. В результате обследования экспериментального участка оказалось, что мощность грунтовой массы колеблется от 20 до 60 см. На участке с нормированным пластом в 30 см, после двух планирований, мощность насыпного пласта составляла от 20 до 40 см, на 50 см – соответственно от 40 до 60 см и на пласте 70 см – от 60 до 80 см. В связи с этим группировка полученных экспериментальных данных происходила в пределах трех отмеченных экологических уровней.

Кроме того, часть площади оставлена без насыпного пласта почвенной массы, поверхность которой была отсыпана лёссоподобными суглинками, красно-бурыми и серо-зелеными глинами. Создание этих полей закончилось в 1972 году.

Исследовательские поля создавали в соответствии со специальной схемой, разработанной сотрудниками кафедры почвоведения Днепропетровского сельскохозяйственного института (в настоящее время – кафедра экологии и охраны окружающей среды Днепропетровского государственного аграрного университета), а строительство исследовательских полей осуществлял Орджоникидзевский ГОК. Породы селективно отбирали с надрудной толщи Запорожского марганцеворудного карьера и завозили автотранспортом на создаваемые исследовательские поля. Поскольку в толще лессовидных суглинков глубже 4–5 м встречаются в разной степени засоленные пласты, то эти породы отбирали главным образом из верхнего незасоленного или слабозасоленного ярусов с глубины 1–5 м от поверхности. Красно-бурые глины отбирали с глубины 7–12 м, серо-зеленые глины – 12–47 м от поверхности. Отсыпку пород проводили на предварительно спланированную поверхность отвалов, которые состояли из технической смеси разнообразных рыхлых горных пород, которыми

входили в состав надрудной толщи. Толщина привезенных и отсыпанных автотранспортом пород составляла 1,5–2 м (Тарика, 2006).

Настоящим исследованием решались следующие научно-практические задачи:

1. Изучить пространственно-временную динамику физических свойств техноземов (уровни $i-3 - i+1$). Особое практическое значение имеют понимание пространственной динамики формирования физической спелости техноземов, создание агрономически ценной структуры и противодействие пространственно-дифференциальным просадкам грунта. Научное значение имеет разработка концепции педонной и полипедонной пространственной организации техноземов и её экологическое значение.

2. Исследовать пространственно-временную динамику агрохимических свойств техноземов (уровни $i-3 - i+1$). Особое значение имеет изучение пространственной неоднородности содержания гумуса и интенсивности гумусообразования как фактора, определяющего плодородие, и изучение пространственной неоднородности засоления техноземов как фактора, лимитирующего плодородие.

3. Оценить индикационное значение растительности на различных пространственных уровнях для характеристики эдафических свойств техноземов (уровни $i - i+2$). При самозаращении на техноземах формируются разнообразные растительные сообщества, которые являются чувствительными показателями эдафических свойств и их динамики. В настоящее время практически не изучен вопрос о характере пространственной изменчивости растительности техноземов на уровнях педона и полипедона.

4. Разработать методические приемы для применения данных дистанционного зондирования земли (ДЗЗ) для характеристики пространственной неоднородности рекультивируемых территорий на ландшафтном уровне (уровни $i+2 - i+4$). Информация, которая содержится в космических снимках земли, позволяет получить обширные данные о рельефе, почвенном и растительном покрове в пределах ландшафтов и водосборных бассейнов. Важное значение имеет изучение цифровых моделей рельефа и производных показателей, полученных на её основе (топографический индекс влажности, оценка интенсивности эрозионных процессов и т.д.).

5. Развить принципы зоологической диагностики почв для решения задач рекультивации земель в пределах парадигмы пространственной экологии почвенных животных. Зоологический метод диа-

гностики почв показал свою эффективность для решения спорных вопросов почвоведения (Гиляров, 1965).

Измерение твердости почв производили в полевых условиях с помощью ручного пенетromетра Eijkelkamp на глубину до 50 см с интервалом 5 см. Средняя погрешность результатов измерений прибора $\pm 8\%$. Измерения производились с конусом с поперечным сечением 1 см². В пределах каждой ячейки твердость почвы измеряли в однократной повторности.

Твердость – сопротивление почвы проникновению в нее тела (металлического плунжера) определенной формы. Обычно это клин для очень твердых почв и пород, а конус, шар или плоский диск – для умеренно твердых и распаханых почв. Единицы измерения – кгс/см², Н/м², Па, кПа, МПа (1 кгс/см² = 1×10^5 Н/м² = 1×10^2 Па). Показатели твердости легко трансформировать в работу, измеряемую, как известно, в джоулях, если затраченное усилие умножить на расстояние, которое преодолевает в почве наконечник твердомера. Последнее при определенных условиях может использоваться в нормировании операций по обработке почв (Медведев, 2009).

Измерение наблюдаемой электрической проводимости почвы (*apparent soil electrical conductivity* – EC_a) проводили с помощью сенсора HI 76305 (Hanna Instruments, Woodsocket, R.I.), который работает совместно с портативным прибором HI 993310. Тестер оценивает общую электропроводность (электропроводимость) почвы, т.е. объединенную проводность (проводимость) почвенного воздуха, воды и частиц. Результаты измерений прибора представлены в единицах насыщенности почвенного раствора солями – г/л. Однако следует отметить, что нет однозначной связи между насыщенностью почвенного раствора солями и электропроводностью. Коэффициент перевода единиц электропроводности (дС/м) в единицы солёности (мг/л) варьирует от 1 дС/м = 640 мг/л до 1 дС/м = 700 мг/л, что зависит от качественного состава растворенных солей (Whipker, Cavins, 2000). Сравнение результатов измерений прибором HI 76305 с данными лабораторных исследований позволили оценить коэффициент перевода единиц как 1 дС/м = 155 мг/л (Pennisi, van Iersel, 2002). Неоднозначность перевода единиц измерения прибора HI 76305 в единицы электропроводности делает возможным использование только единиц солёности – г/л.

Оценка целлюлозолитической активности почвы была проведена с помощью аппликационного метода (Latter, Harrison, 1988; Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, 2002). В почву были заложены

диски фильтровальной бумаги известного веса. Через 10 суток их изъяли из почвы, очистили от частичек почвы, высушили и взвесили. Процент потери веса фильтровальной бумаги стал мерой целлюлолитической активности (%/ 10 суток экспозиции).

Трофическую активность почвенных животных определяли с помощью метода приманочных пластинок (*bait-lamina test*), предложенного Э. Тёрне (Törne, 1990; Покаржевский и др., 2005). Приманочные пластинки – из твердого пластика длиной 13 см, 10 см из которых погружали в почву и 3 см («ручку») оставляли над поверхностью. На расстоянии 5 мм от центров в пределах 10 см участка на пластине делали отверстия диаметром 2 мм, которые помещали приманку из растительной клетчатки. Клетчатку предварительно просеивали через сито с размером ячеек 0,25 мм, из полученного порошка и воды получали густую массу, которую вносили в отверстия на пластинке. После высушивания количество приманки в отверстиях несколько уменьшалось, образуя «микротаблетки». Металлическим стержнем в почве делали нишу, в которую до уровня верхнего отверстия с приманкой помещали пластинку. Перфорирование приманок оценивали через 10 суток. Количественный результат представлен как процент перфорированных отверстий.

Агрегатную структуру почвы определяли с помощью сухого просеивания в системе сит (Вадюнина, Корчагина, 1986). Было установлено соотношение массы (% от суммарного количества) таких фракций, как агрегаты размером менее 0,25; 0,25–0,5; 0,5–1; 1–3; 3–5; 5–7; 7–10 и более 10 мм.

Агрегатный состав техноземов был установлен для образцов, отобранных с глубины 0–10 см. Отбор проб производили по регулярной сетке с интервалом 15 м. Сетка состояла из восьми трансект по 20 проб каждая. Таким образом данные об агрегатном составе были собраны для 160 проб. Данные собраны в мае 2009 г.

Солевой состав почв определяли методом водной вытяжки с расчетом количества солей в процентах (ГОСТ 26423, ГОСТ 26424, ГОСТ 26425, ГОСТ 26426, ГОСТ 26427, ГОСТ 26428, ДСТУ ISO 10390, ДСТУ ISO 11265).

В каждой ячейке полигона определяли общее проективное покрытие травостоя по визуальной шкале с градациями 0, 10, ..., 90, 100 % (Воронов, 1973).

Почвенных беспозвоночных (мезофауна) учитывали с помощью ручной разборки проб размером 0,25×0,25 см (0,0625 м²).

Статистические расчеты проводили с использованием программы Statistica 7.0, двухмерное картографирование и оценка геостатистических показателей – с помощью программы Surfer 8.0.

Для выполнения модель-основанного подхода при определении мест расположения точек отбора проб на поле при изучении пространственной изменчивости почвенных свойств использовано специальное программное обеспечение ESAP (<http://www.ars.usda.gov/services/software/>). Программа ESAP использует план отбора проб, основанный на пространственной модели поверхности отклика (*spatial response surface sampling – SRSS*). Алгоритм SRSS позволяет определить место расположения минимального количества точек отбора почвенных проб на основании информации о пространственном изменении величины электропроводности почвы.

Пространственная автокорреляция приводит к нарушению предположений, на основе которых строится применение классических статистических методов выявления связи между переменными. В случае пространственно коррелированных данных выявление корреляции не всегда свидетельствует о реальном её наличии. Корреляция может быть следствием общего градиента, который влияет на две изучаемые величины (Rossi, 1996).

Для выявления автокорреляции используют коэффициенты Морана (Moran, 1950) и Джери (Geary, 1954). Коэффициент Морана I может быть найден по формуле

$$I(d) = \frac{n \sum \sum w_{ij} (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{W (y_i - \bar{y})^2}.$$

Коэффициент Джерри рассчитывают по формуле

$$c(d) = \frac{(n-1) \sum \sum w_{ij} (y_i - y_j)^2}{2W (y_i - \bar{y})^2}.$$

Данные группируются в классы расстояний d , таким образом y_i и y_j находятся на расстоянии d . Параметр w_{ij} является весовой функцией, которая принимает значения 1, если точки принадлежат к одному классу дистанций и 0 – в обратном случае. Параметр W является суммой w_{ij} , т.е. представляет число пар, на основании которых рассчитывается коэффициент для интервала d . Положительные значения индекса Морана и значения меньше 1 для индекса Джери соответствуют положительной автокорреляции.

Оценка отношений между переменными обычно проводится на

основании коэффициента корреляции. Такой подход основывается на предположении о взаимной независимости измерений в выборке. Пространственная автокорреляция данных нарушает предположение о независимости измерений в выборке. В геостатистике взаимоотношения между автокоррелированными переменными оценивают с помощью кроссвариограммы. Кроме вариограммы, для этих целей может быть применена статистика Мантеля (Mantel, 1967).

Тест Мантеля позволяет найти коэффициент корреляции между двумя матрицами подобия либо различия (дистанций). В качестве мер подобия–различия могут применяться различные меры, матрицы могут формироваться для многомерных либо одномерных данных. Матрицы могут быть сформированы из данных по географическим расстояниям и из данных по расстояниям в экологическом (в общем смысле этого понятия) пространстве. Если в изменчивости экологического пространства присутствует географическая компонента, то будет наблюдаться корреляционная зависимость между этими матрицами. Нормированная статистика Мантеля (изменяется в диапазоне от -1 до $+1$) имеет вид

$$r = [1/(1-n) \sum_i \sum_j [(x_{ji} - \bar{x})/s_x] \cdot [(y_{ji} - \bar{y})/s_y]],$$

где i и j – индексы строк и столбцов матриц мер сходства; n – число пар мер сходства в одной из матриц, за исключением диагональных.

Необходимо отметить, что статистика Мантеля является мерой корреляции между матрицами, что не тождественно корреляции между переменными, на основании которых эти матрицы построены.

Изначально тест Мантеля применялся для изучения линейного тренда в данных. Однако линейный тренд не является самым распространенным типом пространственной изменчивости данных. Поэтому помимо расстояния D можно использовать другие функции расстояния ($1/D$, $1/D^2$) для выявления нелинейных трендов.

3. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ФИТОЦЕНОЗА НА ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОМ УЧАСТКЕ РЕКУЛЬТИВАЦИИ ЗЕМЕЛЬ

Снятие плодородного слоя почвы при проведении земельных работ в карьерных полях является рациональным приемом в природопользовании, так как предусматривает в период горнотехнического этапа рекультивации его использование для формирования двухъярусных техноземов. За счет фитомелиорации предусматривается возобновление биосферной функции антропогенно преобразованной педосферы (Кобец и др., 2012).

Процесс формирования растительности при самозарастании горных отвалов Никопольского марганцеворудного бассейна был подробно изучен Н.Т. Масюком (1974). Данные о динамике видового богатства флоры и фитомассы приведены в его работах.

Н.Т. Масюк (1974) в первый год зарастания на отвалах лёссовидных суглинков описал 20 видов растений, включающих 17 однолетников, два двулетника и один многолетник. Сравнительно больше других видов встречались однолетники: гулявник высокий, латук компасный, солянка русская, горец птичий, клоповник мусорный и щирица белая; из двулетников отмечены розетки василька раскидистого и годичные побеги донника лекарственного. Многолетники были представлены несколькими вегетативными особями люцерны желтой. На 1 м^2 произрастало 89 побегов, масса которых составила 46 г.

На двулетних отвалах выявлено 38 видов растений, относящихся к 11 семействам. Наиболее распространенными оказались представители четырех семейств: сложноцветных, маревых, злаковых и гречишных, которые составили $\frac{3}{4}$ всех зафиксированных растений, 91,9 % учетных побегов и 58,9 % надземной вегетативной массы. Семейство бобовых было представлено значительно меньшим количеством видов (7,8 %) и побегов (2,7 %), однако их продуктивность оказалась весьма высокой – 44,7 % от общей массы (Бекаревич и др., 1974).

Зарастание пониженных участков отвала происходит более быстро и интенсивно. Травостой понижений отличается более равномерным сложением – большей видовой насыщенностью, плотностью побегов и продуцируемой ими вегетативной массой. На 1 м^2 здесь зарегистрировано 2168 побегов общей массой 200,6 г против 797 по-

бегов массой 157,9 г, отмеченных на платообразных участках отвалов. Площадь покрытия растительностью платообразных участков составляла 45–55 % и понижений – 75–80 %. Данная стадия формирования фитоценоза может быть охарактеризована как смешанная пионерная группировка или экотопическая группировка.

Во флористическом составе травостоев на четырехлетних отвалах выявлено 44 вида растений, в числе которых 21 однолетник, 19 многолетников и 4 двулетника. В сравнении с травостоем на двулетних отвалах на этих отвалах отмечено появление 13 новых видов, преимущественно многолетников, и уменьшение количества однолетников. К числу наиболее распространенных и равномерно распространенных видов относятся горец птичий, василек раскидистый, костер растопыренный и кровельный.

Естественный травостой заросшей части отвалов разделяется на пять микрогруппировок. Наиболее обширную площадь (70–75 %) занимала микрогруппировка с участием василька раскидистого, донника лекарственного, костра растопыренного и костра кровельного. Иногда место донника в этой микрогруппировке занимает люцерна желтая. На 1 м² зарегистрировано 828 побегов, весивших 195,2 г, из которых на однолетние виды пришлось 73,4 % количества побегов и лишь 10,9 % массы, на двулетники соответственно 24,2 и 82,5 % и на многолетники – 2,4 и 6,6 %.

Микрогруппировка кохия веничная+василек раскидистый занимала 8–10 % от заросшей площади отвала и приурочивалась к уплотненным участкам отвала, образованным в местах проходов автомашин, бульдозеров и экскаваторов. На 1 м² в этой микрогруппировке зарегистрировано 1802 побега массой 127,1 г. По сравнению с другими микрогруппировками здесь отмечены максимальная плотность побегов и наименьшая их масса.

Микрогруппировка полынь австрийская+василек раскидистый располагалась небольшими куртинами и занимала 2–3 % площади заросшей платообразной поверхности отвала. На 1 м² обнаружено 960 побегов массой 201 г. Микрогруппировка из пырея ползучего и василька раскидистого отмечена на пониженных участках отвала в виде небольших куртин. Ее продуктивность составила 1205 побегов массой 43,5 г. Микрогруппировка из люцерны желтой и пырея ползучего занимала большую часть пониженных участков на отвале. Кроме этих двух видов, в её составе отмечены 16 видов. На 1 м² зарегистрировано 57 побегов массой 227,1 г.

Эта стадия формирования фитоценоза может быть охарактеризована как открытый фитоценоз или сложная группировка.

Растительность шестилетних отвалов характеризуется тем, что на выровненной платообразной поверхности отвала образовался сомкнутый растительный покров, в состав которого входили 26 видов растений, в том числе 13 однолетников, 3 двулетника и 10 многолетников. Большую часть платообразной поверхности отвала (около 65 %) занимала микрогруппировка из василька раскидистого, костра растопыренного и кровельного, люцерны желтой. В этой микрогруппировке обильно представлено и однолетнее разнотравье. На 1 м² зарегистрировано 1112 побегов массой 176,3 г. Микрогруппировка из люцерны желтой, василька раскидистого, костра растопыренного и кровельного занимала 12–15 % площади отвала и приурочивалась к слабопониженным элементам рельефа. Эта микрогруппировка от вышеописанной отличалась другим соотношением видов и продуктивностью. На 1 м² здесь зарегистрировано 932 побега, масса которых составила 244,8 г.

Полынь австрийская, василек раскидистый, люцерна хмелевидная образовали микрогруппировку, которая занимала около 5 % площади и располагалась небольшими отдельными куртинами. Здесь на 1 м² зарегистрировано 1679 побегов массой 205,2 г.

Микрогруппировка из кохии веничной и гречишки птичьей занимала сравнительно уплотненные участки отвала, образованные в местах проходов автомашин и бульдозеров, характеризовалась большой густотой побегов (3205 шт./м²) и очень низкой продуктивностью (146,1 г/м²).

В травостое понижений выделено две микрогруппировки. Микрогруппировка из люцерны желтой и костра растопыренного на 1 м² насчитывала 1098 побегов массой 374,1 г. Микрогруппировка из пырея ползучего и василька раскидистого встречалась большей частью на пониженных участках отвала, но, разрастаясь, распространялась на рядом расположенные повышенные участки и склоны отвала. На 1 м² зарегистрировано 973 побега, масса которых составила 178,0 г.

Растительность восьмилетнего отвала представлена 40 видами, в том числе 8 видов со встречаемостью 30–50 % и по 5 видов со встречаемостью 30–50 % и 10–30 %. Остальные 22 вида имели встречаемость менее 10 %.

Травостой отвала разделяли на четыре микрогруппировки. 20–25 % от общей площади отвала занимала микрогруппировка,

в которой эдификатором выступала полынь австрийская. На долю полыни в этой микрогруппировке приходилось 44,1 % от общей численности побегов и 74,5 % от общей массы. Обильно здесь представлено также однолетнее разнотравье, среди которого выделяются клоповник пронзеннолистный, кохия веничная, рогач песчаный, лебеда татарская и др.

Микрогруппировка кохия веничная+лебеда татарская характеризуется значительной ксерофитностью. Занимаемые микрогруппировкой участки составляют 35–40 % от общей площади отвала. Средняя высота травостоя – 12–15 см. На 1 м² зарегистрировано 2378 побегов, весивших 227,1 г.

Микрогруппировка мятлик сплюснутый+пырей ползучий+кохия веничная занимает самые пониженные участки отвала общей площадью 3–5 %, также хорошо задерживает рыхлые откосы. В ней обильно встречаются такие виды, как лебеда татарская, клоповник мусорный, люцерна хмелевидная и др. На 1 м² под этой микрогруппировкой зарегистрировано 1843 побега массой 199,3 г.

Микрогруппировка, в которой эдификатором являлся пырей ползучий, занимала 30–40 % площади отвала. Продуктивность этой микрогруппировки – 169,2 г.

Исследования Н.Т. Масюка (1974) позволили установить, что растительность однолетнего отвала красно-бурых суглинков представлена 20 видами растений, в том числе 16 однолетников и по два вида двулетников и многолетников. Наибольшее распространение на отвале в первый год зарастания получили особи солянки русской, гулявника высокого, латука компасного и щирицы белой. Поверхность отвала зарастала неравномерно. Рядом с участками, заросшими на 30–35 %, имелись участки, заросшие на 0–55 %. На 1 м² заросшей поверхности отвала зарегистрировано 50 побегов с массой 168,0 г.

Растительность двулетнего отвала представлена 25 видами растений, в том числе 21 однолетник и по 2 вида двулетников и многолетников. Площадь отвала на 70–80 % покрыта растительностью, местами встречаются участки, заросшие на 90–95 %. На 1 м² зарегистрировано 474 побега с массой 212,3 г.

Растительность четырехлетних отвалов представлена 41 видом растений, в том числе 24 однолетника, 5 двулетников и 12 многолетников. В список растений с высокой встречаемостью вошли латук компасный, горец птичий, солянка русская, лебеда татарская, бодяк щетинистый.

Растительность шестилетнего отвала представлена 14 видами, пять из которых (горец птичий, лебеда татарская, латук компасный, клоповник мусорный и люцерна хмелевидная) со встречаемостью 56–84 %.

3.1. ПРОСТРАНСТВЕННОЕ ВАРЬИРОВАНИЕ ФИТОМАССЫ

Растительный покров на экспериментальном участке рекультивации земель в период исследований 2009 года был представлен двумя основными ассоциациями: злаковой с преобладанием костреца безостого (*Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub) и бобовой, представленной эдификатором донником желтым (*Melilotus officinalis* (L.) Desr.). Преобладающей ассоциацией по покрытию является злаковая *Bromopsis inermis* (83,75 % проб были заняты этой ассоциацией).

В табл. 4, в качестве экологических характеристик видов растительных ассоциаций, приведены значения индикаторных шкал Элленберга (1974), Ландольта (1977) и Цыганова (1983).

Кострец безостый и донник желтый относятся к лугово-степной ценотической группе. По выбранным шкалам имеют очень близкие значения. Так, по шкале Ландольта эти виды незначительно различаются только по шкале континентальности.

По Элленбергу, кострец безостый является более требовательным к условиям влажности почвы и обеспеченности почвы азотом, чем донник желтый. Подобные выводы можно сделать и при анализе экологических свойств растений по шкале Цыганова.

Существенным фактором, ограничивающим возможность сельскохозяйственного использования техноземов, является дефицит азота. В отношении трофности (чувствительность к количеству азота в почве) по Элленбергу более требовательным является кострец безостый, чем донник желтый. Можно утверждать, что это различие является наиболее экологически существенным, которое можно выявить при сравнении индикаторных свойств растений. Вполне возможно, что способность фиксировать азот, которая присуща бобовым растениям, снижает чувствительность донника желтого к количеству азота в почве.

Оценка занимаемой площади ассоциациями в пределах экспериментального участка. дает значения 76,46 % для *Bromopsis inermis* и 23,54 % для *Melilotus officinalis* (рис. 2).

Таблица 4. Экологическая характеристика доминирующих видов растительного покрова экспериментального участка (по базе данных «Флора сосудистых растений Центральной России», <http://www.jcbi.ru/eco1>)

| Название вида | Кострец безостый (<i>Bromopsis inermis</i>) | Донник желтый (<i>Melilotus officinalis</i>) |
|---|---|---|
| Тип ареала и эколого-ценотическая группа | | |
| Тип ареала по Мезелю | Циркумполярный; бореальный–субмеридиональный | Европейский–западно-азиатский; бореально-меридиональный |
| Эколого-ценотическая группа | Лугово–степная | Лугово–степная |
| Экологические индикаторные значения | | |
| <i>По Элленбергу</i> | | |
| Температура | – | 5 |
| Континентальность | 7 | 6 |
| Увлажнение почвы | 4 | 3 |
| Кислотность почвы | 8 | 8 |
| Азотообеспеченность | 5 | 3 |
| Освещенность | 8 | 8 |
| <i>По Ландольту</i> | | |
| Температура | 4 | 4 |
| Континентальность | 4 | 3 |
| Увлажнение почвы | 2 | 2 |
| Кислотность почвы | 4 | 4 |
| Азотообеспеченность | 3 | 3 |
| Гумус | 3 | 3 |
| Гранулометрический состав | 3 | 3 |
| Освещенность | 4 | 4 |
| <i>По Цыганову</i> | | |
| Температура | 3–12 | 3–13 |
| Континентальность | 3–15 | 3–15 |
| Криоклимат | 3–11 | 5–13 |
| Увлажнение почвы | 3–19 | 3–15 |
| Кислотность почвы | 7–13 | 1–13 |
| Азотообеспеченность | 3–9 | 1–9 |
| Солевое богатство | 5–17 | 1–17 |
| Освещенность | 1–5 | 1–3 |

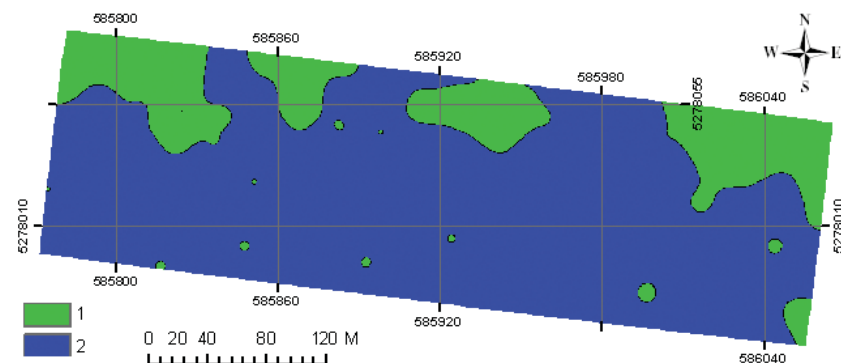


Рис. 2. Пространственное распределение растительных ассоциаций по территории экспериментального участка: 1 – ассоциация *Melilotus officinalis*; 2 – ассоциация *Bromopsis inermis*

Данные по фитомассе приведены в граммах на учетную площадь, так как учет пространственной компоненты изменчивости признака предполагает наличие зависимостей изучаемого показателя от масштаба (табл. 5). Это значит, что тривиальный пересчет результатов учета фитомассы на участке 0,25 м² в другие единицы (большие по своему значению, например, в гектары) может дать неправильные результаты.

В целом по участку фитомасса находится на уровне 150,97 г/0,25 м². Фитомасса ассоциации донника желтого значительно превышает фитомассу костреца безостого. Вариабельность фитомассы в обеих ассоциациях находится практически на одном уровне (коэффициент

Таблица 5. Статистические характеристики фитомассы экспериментального участка по рекультивации земель (5 июля 2009 г.), г/0,25 м²

| Ассоциация | Среднее | Доверительный интервал | | Число проб | Ст. отклонение | Ст. ошибка | Коэффициент вариации, % |
|------------------------------|---------|------------------------|--------|------------|----------------|------------|-------------------------|
| | | –95 % | +95 % | | | | |
| <i>Bromopsis inermis</i> | 127,54 | 117,95 | 137,12 | 134 | 56,10 | 4,85 | 43,99 |
| <i>Melilotus officinalis</i> | 271,73 | 219,32 | 324,15 | 26 | 129,77 | 25,45 | 47,76 |
| В целом по участку | 150,97 | 136,89 | 165,05 | 160 | 90,15 | 7,13 | 59,72 |

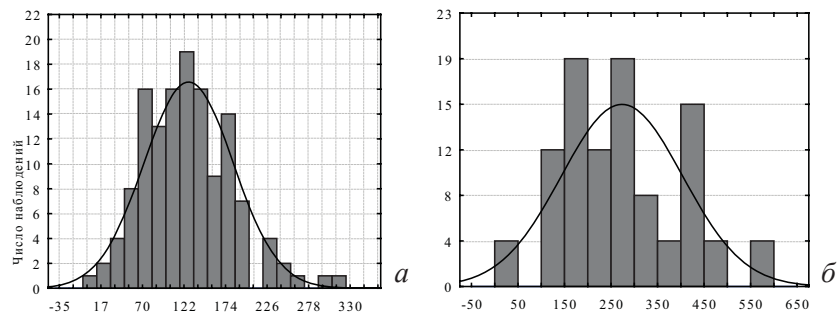


Рис. 3. Гистограмма распределения фитомассы: а – ассоциация *Bromopsis inermis*; б – *Melilotus officinalis*

вариации для костреца безостого составляет 43,99 %, а для донника желтого – 47,76 %).

Распределение фитомассы в ассоциациях *Bromopsis inermis* описывается нормальным законом (тест Колмогорова-Смирнова $d = 0,065$; $p = n.s.$) – рис. 3. Для подтверждения нормального характера распределения фитомассы ассоциаций *Melilotus officinalis* недостаточно данных, однако это распределение может быть выбрано в качестве наиболее вероятной гипотезы ($d = 0,11$; $p < 0,01$).

Статистический характер распределения изучаемой величины имеет свое экологическое содержание. Нормальное распределение возникает тогда, когда на изучаемую случайную величину не действует ни один значительный фактор, либо число значительных факторов так велико, так что не возможно выделить один ведущий. Иначе: нормальное распределение позволяет предположить экологическую однородность изучаемой территории для произрастающих на ней растений. Кроме того, нормальный характер распределения позволяет выдвинуть гипотезу о том, что продукционный процесс растительного покрова на участке рекультивации находится в стационарном состоянии.

Пространственная изменчивость фитомассы в пределах изучаемого полигона представлена на рис. 4.

Тип техноземов, в сочетании с особенностями растительности, определяют уровень значений и особенности изменчивости фитомассы (рис. 5). Как видим, фитомасса ассоциаций *Melilotus officinalis* является в большей степени чувствительной к типу техноземов в сравнении с фитомассой ассоциации *Bromopsis inermis*. Насыпной слой чернозема, лессы и лессовидные суглинки являются более продуктивными субстратами. Кроме того, изменчивость фитомассы ас-

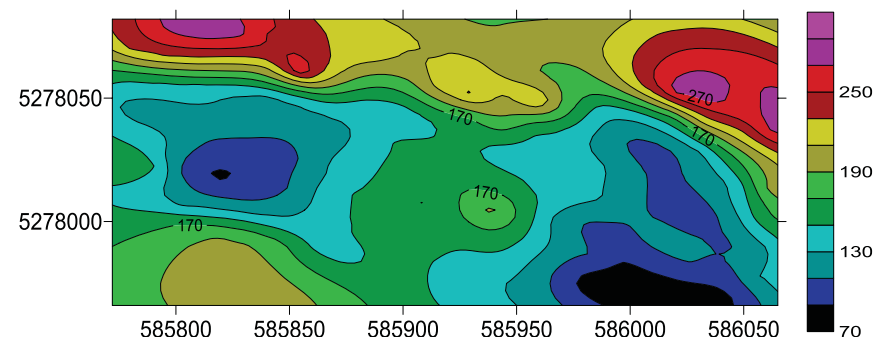


Рис. 4. Пространственное распределение фитомассы, г/0,25 м²

социаций *Melilotus officinalis* на этих субстратах (коэффициент вариации 43,03 и 30,91 % соответственно) меньше, чем на серо-зеленых ($CV = 130,54\%$) и красно-бурых ($CV = 48,09\%$) глинах.

Ассоциации *Bromopsis inermis* характеризуются наибольшей продуктивностью фитомассы на лессовидных суглинках, а наименьшей – на красно-бурых глинах. Насыпной слой чернозема и серо-зеленые глины занимают промежуточное положение. Изменчивость фитомассы в ассоциациях *Bromopsis inermis* наибольшая на красно-бурых глинах ($CV = 44,63\%$) и на лессовидных суглинках и лессовидных суглинках ($CV = 39,32\%$), наименьшая – на насыпном слое чернозема ($CV = 30,53\%$) и на серо-зеленых глинах (33,89 %).

Коррелограмма пространственной изменчивости фитомассы по-

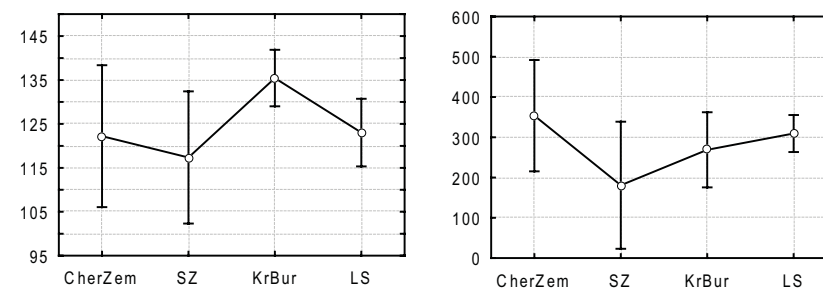


Рис. 5. Изменение фитомассы в зависимости от типа техноземов и растительных ассоциаций: ось абсцисс – типы техноземов: CherZem – насыпной слой чернозема; SZ – серо-зеленые глины; KrBur – красно-бурые глины; LS – лессовидные суглинки; ось ординат – фитомасса, г/0,25 м²; растительные ассоциации: слева – *Bromopsis inermis*; справа – *Melilotus officinalis*; вертикальные линии указывают 95%-ный доверительный интервал

3.2. ВЛИЯНИЕ ЭДАФИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА ПРОДУКТИВНОСТЬ ФИТОЦЕНОЗОВ

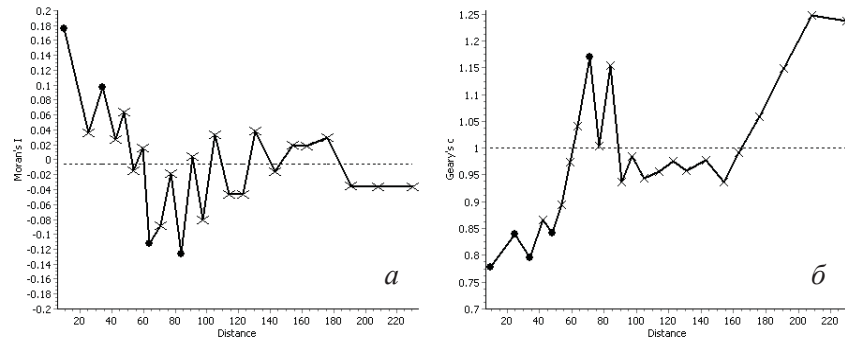


Рис. 6. Коррелограмма количества гумуса: а – индекс Морана; б – индекс Джерри; кружки – достоверные индексы; крестики – достоверно от нуля не отличаются

казывает наличие позитивной автокорреляции на дистанции до 38 м. – индекс Морана и до 46 м – индекс Джери (рис. 6). Это свидетельствует о том, что шаг отбора проб меньше размеров естественной пятнистости распределения фитомассы по изучаемому участку. На расстоянии 61–78 м (индекс Морана) и 78 м (индекс Джери) наблюдается отрицательная автокорреляция. Эту дистанцию следует рассматривать как интервал между пиками и впадинами изучаемого показателя. Таким образом, изменчивость продуктивности фитоценозов во многом обусловлена пространственной составляющей.

Пространственная составляющая – собирательное название комплекса факторов, которые имеют закономерное пространственное размещение и могут влиять на данное явление или процесс. По своей природе это могут быть факторы эндогенной или экзогенной природы. Эндогенные факторы являются результатом взаимодействий внутри объекта, интенсивность которых зависит от расстояния. Именно поэтому фактор пространства является важным регулятором такого рода процессов. Экзогенные факторы – это ресурсы в широком понимании, которые закономерным образом размещены в пространстве, или, иначе говоря, пространственно структурированы. Эдафические факторы наиболее вероятно могут такими, которые вызывают пространственно закономерное изменение продуктивности фитоценозов на участке рекультивации.

Для оценки связи между фитомассой и эдафическими факторами мы использовали несколько статистик. Это коэффициент корреляции Пирсона, который не учитывает пространственного контекста; так называемый SADIE-тест, который учитывает географическую пространственную составляющую взаимодействий; тест Мантеля, который оценивает степень подобия матриц расстояния как в географическом, так и в признаковом пространствах.

Результаты проведенных вычислений позволили установить, что в соответствии с коэффициентом корреляции Пирсона существует статистически достоверная связь между фитомассой растительности на участке рекультивации и такими показателями, как количество гумуса, целлюлозолитическая активность, количество агрегатов размером 3–5 мм, $\text{pH}_{\text{водн.}}$, концентрация ионов кальция, магния, натрия, калия и гидрокарбонат-ионов в водной вытяжке (табл. 6).

Статистика связи SADIE подтверждает корреляционную связь между фитомассой и эдафическими характеристиками, установленную с помощью коэффициента Пирсона. Однако SADIE-тест позволяет выявить пространственные связи, к которым коэффициент Пирсона не чувствителен. Так, SADIE-тест свидетельствует об обратной пространственной связи (диссоциации) между фитомассой и агрегатными фракциями 3–5; 5–7 и 7–10 мм, из которых коэффициент Пирсона выявил связь с фракцией 3–5 мм. Существует позитивная пространственная связь (ассоциация) между фракцией <0,25 мм, которая не была установлена с помощью классического коэффициента корреляции. То же самое можно сказать и по поводу иона хлора в водной вытяжке. Причиной является нелинейный характер взаимодействий между фитомассой и эдафическими свойствами, которые способен учитывать SADIE-тест, но не способен коэффициент корреляции Пирсона.

Тест Мантеля подтвердил связь между фитомассой и гумусом, агрегатными фракциями 3–5 мм, концентрацией в водной вытяжке иона кальция и одновалентных ионов (калия и натрия), а также установил наличие корреляции между матрицами расстояний по фитомассе и концентрации сульфат-иона в водной вытяжке. Частный тест Мантеля позволяет проверить гипотезу о характере влияния фактора пространства на выявленные связи. Влияние на фитомассу таких по-

казателей, как гумус, концентрация сульфат-иона, кальция и одновалентных ионов – прямым. Это следует из того, что контролирующая переменная матрица расстояний не оказывает влияния на обнаруженные взаимосвязи. В свою очередь, влияние агрегатной структуры технозёмов на фитомассу растительных сообществ опосредовано фактором пространства, так как частный тест Мантеля с контролирующей переменной в виде матрицы мер географических расстояний не показывает достоверной связи между матрицей расстояния по фитомассе

Таблица 6. *Связь фитомассы и эдафических показателей технозёмов*

| Фракция | r-Пирсона | p-уровень | SADIE | p-уровень | Тест Мантеля | | | |
|---|-----------|-----------|-------|-----------|--------------|-----------|---------|-----------|
| | | | | | парный | p-уровень | частный | p-уровень |
| Гумус, % | 0,25 | 0,00 | 0,21 | 0,01 | 0,11 | 0,00 | 0,10 | 0,01 |
| Целлюлозо-литическая активность, %/30 суток | -0,25 | 0,00 | -0,33 | 0,99 | -0,04 | 0,15 | -0,04 | 0,14 |
| ЕС | -0,01 | 0,91 | -0,02 | 0,61 | -0,03 | 0,39 | -0,03 | 0,30 |
| >10 мм | 0,12 | 0,13 | 0,12 | 0,07 | -0,01 | 0,85 | -0,01 | 0,75 |
| 7–10 мм | -0,06 | 0,44 | -0,18 | 0,98 | 0,05 | 0,21 | 0,04 | 0,32 |
| 5–7 мм | -0,07 | 0,39 | -0,11 | 0,91 | 0,03 | 0,44 | 0,02 | 0,51 |
| 3–5 мм | -0,19 | 0,01 | -0,14 | 0,95 | 0,08 | 0,02 | 0,04 | 0,23 |
| 1–3 мм | -0,14 | 0,07 | -0,08 | 0,78 | 0,04 | 0,31 | 0,03 | 0,56 |
| 0,5–1 мм | 0,02 | 0,83 | -0,02 | 0,60 | 0,00 | 0,99 | 0,00 | 0,99 |
| 0,25–0,5 мм | 0,10 | 0,22 | 0,01 | 0,49 | 0,04 | 0,28 | 0,03 | 0,51 |
| <0,25 мм | 0,08 | 0,34 | 0,22 | 0,01 | -0,03 | 0,37 | -0,03 | 0,30 |
| pH _{водн.} | -0,24 | 0,00 | -0,34 | 0,99 | 0,00 | 0,89 | 0,00 | 0,87 |
| Cl ⁻ | -0,09 | 0,26 | -0,17 | 0,98 | 0,00 | 0,80 | 0,00 | 0,80 |
| SO ₄ ²⁻ | -0,04 | 0,57 | 0,02 | 0,42 | 0,09 | 0,02 | 0,08 | 0,03 |
| Ca ²⁺ | 0,18 | 0,02 | 0,13 | 0,08 | 0,06 | 0,05 | 0,06 | 0,05 |
| Mg ²⁺ | -0,22 | 0,00 | -0,29 | 0,99 | 0,05 | 0,14 | 0,05 | 0,17 |
| HCO ₃ ⁻ | -0,20 | 0,01 | -0,15 | 0,96 | -0,01 | 0,86 | -0,01 | 0,87 |
| K ⁺ +Na ⁺ | -0,19 | 0,01 | -0,25 | 0,99 | -0,09 | 0,03 | -0,09 | 0,03 |

и долей агрегатов размером 3–5 мм. Под собирательным названием «фактор пространства» понимаются другие экологические факторы, учтённые либо неучтённые в исследовании, которые пространственно структурированы и оказывают влияние в данном случае как на фитомассу, так и на агрегатную структуру технозёмов.

Влияние типа технозема и растительной ассоциации на фитомассу статистически достоверно, что подтверждает общая линейная модель (GLM) – табл. 7. Полученные данные позволяют утверждать достоверное влияние типа технозёмов на фитомассу, а также взаимодействие типа технозема и типа растительной ассоциации. Тип технозема и тип растительной ассоциации следует рассматривать как факторы, определяющие уровень фитомассы. Регулирующими факторами являются количество гумуса, pH, концентрация в почвенном растворе магния и гидрокарбоната.

Таблица 7. *Общая линейная модель влияния типа технозёмов, растительных ассоциаций и почвенных свойств на фитомассу*

| Параметр | SS | Степень свободы | MS | F | p |
|-------------------------------|-----------|-----------------|-----------|--------|-------|
| Свободный член | 8916,17 | 1 | 8916,17 | 6,52 | 0,012 |
| Гумус | 36244,30 | 1 | 36244,30 | 26,50 | 0,000 |
| pH _{водн.} | 6672,10 | 1 | 6672,10 | 4,88 | 0,029 |
| Mg ²⁺ | 7141,94 | 1 | 7141,94 | 5,22 | 0,024 |
| HCO ₃ ⁻ | 10779,49 | 1 | 10779,49 | 7,88 | 0,006 |
| Тип травостоя (Grass) | 378703,34 | 1 | 378703,34 | 276,92 | 0,000 |
| Тип технозема (Soil) | 31745,27 | 3 | 10581,76 | 7,74 | 0,000 |
| Grass · Soil | 47843,20 | 3 | 15947,73 | 11,66 | 0,000 |
| Ошибка | 202397,58 | 148 | 1367,55 | | |

Влияние гумуса на фитомассу растительных ассоциаций в различных типах технозёмов показано на рис. 7. Количество гумуса и его влияние на фитомассу растительных группировок может быть описано с помощью уравнения линейной регрессии вида

$$Y = k \cdot X + b,$$

где Y – зависимая переменная (фитомасса); X – аргумент (количество

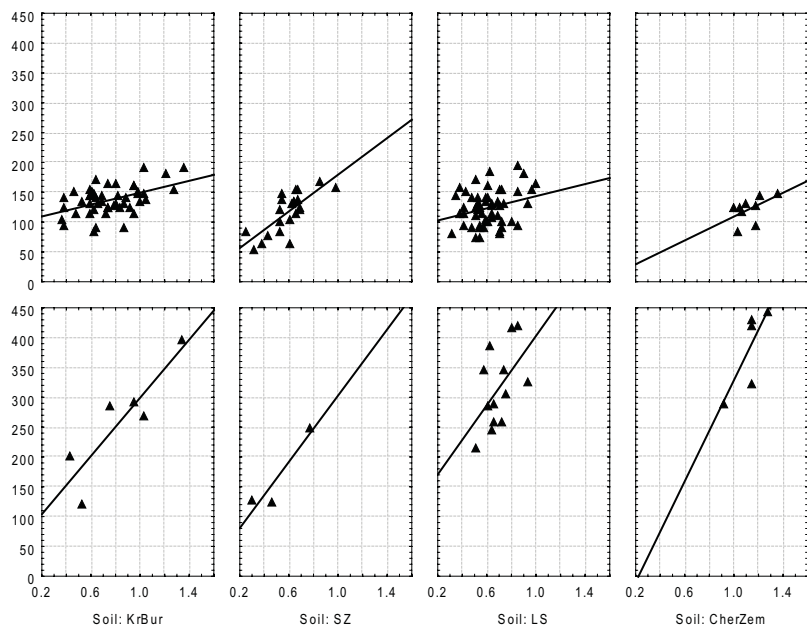


Рис. 7. Регулирующее влияние количества гумуса (ось абсцисс, %) на фитомассу (ось ординат)

гумуса); k и b – коэффициенты регрессии.

Особое значение имеет коэффициент k , который указывает на силу функциональной зависимости. Для всех типов техноземов растительные ассоциации *Melilotus officinalis* более чувствительны к увеличению гумуса в почве, чем ассоциации *Bromopsis inermis*. Так, для красно-бурых глин коэффициент k регрессионной модели составляет 33,38 и 208,38 для *Bromopsis inermis* и *Melilotus officinalis* соответственно. Для серо-зеленных глин коэффициент равен 158,43 и 205,27, для лессовидных суглинков – 38,90 и 301,25, для насыпного слоя чернозема – 99,83 и 299,62.

Множественный регрессионный анализ позволил установить характер влияния физико-химических свойств техноземов на продуктивность фитоценозов (табл. 8).

Агрегатный состав почв характеризуется с помощью системы переменных, сумма которых составляет 100 %, т.е. они являются зависимыми друг от друга. Множественная регрессионная модель исходит из обратного предположения о независимости переменных-предикторов. Поэтому данные об агрегатном составе почв были предварительно подвергнуты многомерному факторному анализу, в

Таблица 8. Регрессионный анализ влияния физико-химических свойств техноземов на продуктивность растительных ассоциаций

| Параметры | <i>Bromopsis inermis</i> | | <i>Melilotus officinalis</i> | |
|---------------------------------|--|-------------------|--|-------------------|
| | $R^2= 0,36;$ $F(16, 116) = 6,94; p < 0,000$ | | $R^2= 0,91;$ $F(16, 10) = 18,11; p < 0,000$ | |
| | <i>Beta</i> * | <i>p</i> -уровень | <i>Beta</i> * | <i>p</i> -уровень |
| Структура (фактор 1) | 0,08 | 0,271 | 0,74 | 0,000 |
| Структура (фактор 2) | -0,42 | 0,000 | 0,58 | 0,000 |
| Гумус, % | 0,30 | 0,000 | -0,08 | 0,402 |
| pH _{водн.} | -0,14 | 0,297 | -0,25 | 0,063 |
| Cl ⁻ | 0,01 | 0,902 | -0,03 | 0,761 |
| SO ₄ ²⁻ | 0,17 | 0,109 | -0,07 | 0,562 |
| Ca ²⁺ | -0,25 | 0,172 | 0,31 | 0,040 |
| Mg ²⁺ | -0,31 | 0,068 | 0,52 | 0,001 |
| HCO ₃ ⁻ | 0,54 | 0,010 | -0,10 | 0,414 |
| K ⁺ +Na ⁺ | -0,43 | 0,033 | -0,01 | 0,922 |

Здесь и далее: * *Beta* – стандартизированные регрессионные коэффициенты

результате чего получены два латентных фактора, которые в сумме описывают 72,52 % дисперсии признакового пространства. Фактор 1 противопоставляет изменчивость доли агрегатов размерами 3–10 мм, с одной стороны, и <0,25–0,5 и >10 мм – с другой. Фактор 2 отражает уменьшение доли крупных агрегатов (более 10 мм) и связанное с этим увеличение агрегатов размерами менее 1 мм.

Множественный регрессионный анализ показал, что гумус является важным фактором для продуктивности ассоциаций *Bromopsis inermis*. На фоне других переменных-предикторов для ассоциаций *Melilotus officinalis* гумус не оказывает статистически значимого влияния на продуктивность растительных сообществ. Это противоречие с результатами парного регрессионного анализа может быть объяснено интегральным модулирующим влиянием гумуса, который модулирует воздействие прочих свойств почвы.

Специфичным является реакция растительных ассоциаций на аг-

регатный состав техноземов. Для ассоциации *Bromopsis inermis* ведущим является фактор 2 – увеличение доли агрегатов с размерами 3–7 мм и уменьшении агрегатов с размерами <0,25–0,5 и >10 мм способствует росту продуктивности фитоценозов. Обратным образом реагирует на такое изменение ассоциация *Melilotus officinalis*. Кроме того, эта ассоциация чувствительна к действию фактора 1 – увеличение мелких фракций (менее 1 мм) за счет уменьшения фракций более 10 мм способствует росту продукции ассоциаций *Melilotus officinalis*. Таким образом, две доминирующие растительные ассоциации отличаются четкими предпочтениями агрегатного состояния техноземов.

Изменчивость кислотности водной вытяжки в пределах экспериментального участка, а также концентрация в почвенном растворе ионов хлора и сульфат-иона не являются существенными факторами, которые влияют на продуктивность фитоценозов. Концентрация ионов кальция и магния позитивно отражается на продукции ассоциации *Melilotus officinalis*. На продукцию ассоциации *Bromopsis inermis* кальций не влияет, а магний угнетает биомассу растений. Гидрокарбонат имеет обратное влияние: его увеличение связано с ростом биомассы растительных сообществ *Bromopsis inermis* и уменьшением биомассы сообществ *Melilotus officinalis*. Одновалентные ионы (сумма калия и натрия) не влияют на *Melilotus officinalis* и негативно сказываются на биомассе *Bromopsis inermis*.

3.3. РАСТИТЕЛЬНЫЙ ОПАД (МОРТМАССА)

В ноябре 2009 года на экспериментальном участке была собрана информация о растительном опаде (табл. 9). Опад был собран на участках размером 0,25 м² и взвешен до и после высушивания до воздушно-сухого состояния.

Распределение растительного опада в ассоциациях *Bromopsis inermis* и *Melilotus officinalis* описывается лог-нормальным законом (тест Колмогорова–Смирнова $d = 0,106$; $p = 0,10$ и $d = 0,099$; $p = n.s.$ соответственно) – рис. 8. Установлено, что между сухой и влажной массой опада существует зависимость вида: $Onad_{сух.} = 0,40 \cdot Onad_{влаж.}$ ($r^2 = 0,97$).

Между опадом и фитомассой – прямая зависимость (рис. 9). Эта зависимость (г/0,25 м²) может быть выражена уравнением: $Onad = 83,99 + 0,37 \cdot \text{Фитомасса}$ ($r^2 = 0,14$). Тест Мантеля под-

Таблица 9. Статистические характеристики растительного опада на экспериментальном участке рекультивации земель (25 ноября 2009 г.), г/0,25 м²

| Ассоциация | Среднее | Доверительный интервал | | Число проб | Ст. отклонение | Ст. ошибка | Коэффициент вариации, % |
|------------------------------|---------|------------------------|--------|------------|----------------|------------|-------------------------|
| | | -95 % | +95 % | | | | |
| <i>Bromopsis inermis</i> | 130,79 | 118,84 | 142,73 | 134 | 69,91 | 6,04 | 53,45 |
| <i>Melilotus officinalis</i> | 187,88 | 129,80 | 245,96 | 26 | 143,80 | 28,20 | 76,54 |
| В целом по участку | 140,06 | 126,29 | 153,84 | 160 | 88,24 | 6,98 | 63,00 |

тверждает корреляционную связь между матрицами расстояний по фитомассе и опаду – $r = 0,18$; $p = 0,00$. Частный тест Мантеля ($r = 0,18$; $p = 0,00$) показывает, что связь между опадом и фитомассой является функциональной, а не опосредованная пространственным градиентом. Суммарный опад по всей территории экспериментального участка составляет 92,78 % фитомассы. Очевидно, что происходит перераспределение биомассы растительности после её отмирания в горизонтальной плоскости, вследствие чего на некоторых участках может наблюдаться превышение массы опада над массой живого растительного вещества.

Общая закономерность пространственного распределения опада (рис. 10) повторяет картину в пространстве фитомассы с тем отличием, что перераспределение вещества приводит к её более выровнен-

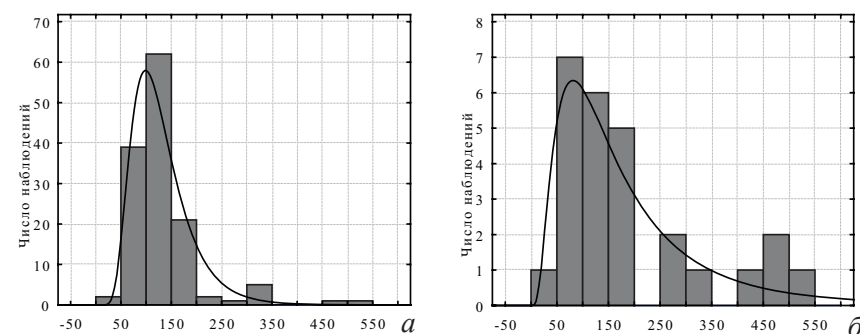


Рис. 8. Гистограмма распределения растительного опада: а – ассоциация *Bromopsis inermis*; б – *Melilotus officinalis*

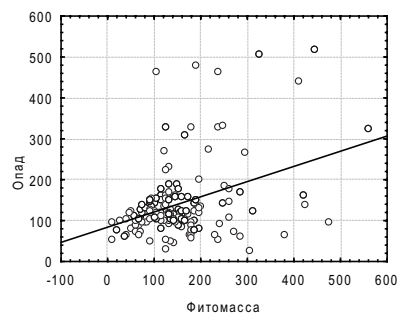


Рис. 9. Зависимость между фитомассой растительного покрова и опадом

ному характеру, о чем свидетельствуют данные табл. 10. Фитомасса и опад были разделены на классы с интервалом 50 г/м^2 , после чего вычислены занимаемые ими площади в пределах экспериментального участка (% от всей суммы). Для фитомассы характерно гораздо более агрегированное пространственное распределение, чем для опада. Около половины территории участка занимают участки наименьшего класса обилия – $0–50 \text{ г/м}^2$. Аналогичный класс опада занимает только 33,33 %. Для фитомассы характерно малое покрытие территории размерным классом $50–100 \text{ г/м}^2$ (3,99 %), в то время как следующий класс занимает второе положение по покрытию (26,56 %). Таким образом формируется своего рода провал в распределении обилия фитомассы, чего не наблюдается для опада.

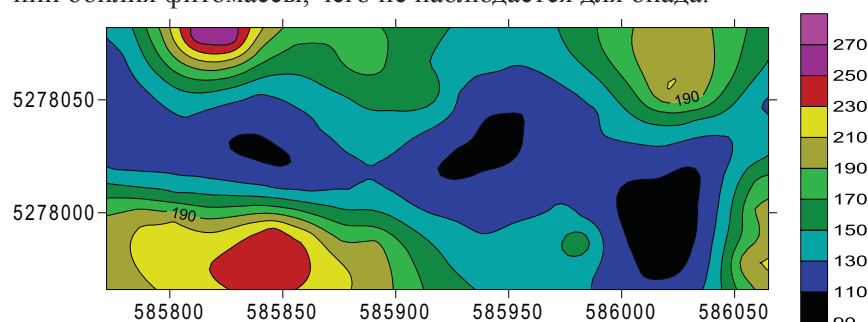


Рис. 10. Пространственное распределение опада в пределах экспериментального участка, $2/0,25 \text{ м}^2$

Отдельные точки отбора проб представляют собой выборку из генеральной совокупности и в некоторой степени могут быть использованы для оценки свойств генеральной совокупности по законам статистики. Статистические предположения строятся на основании однородности генеральной совокупности. Пространственные взаимоотношения могут накладывать дополнительные требования на характер связи между элементами выборки.

Таблица 10. Занимаемые площади классов уровней фитомассы и опада

| Классы | Значение, г/м^2 | | Фитомасса, % | Опад, % |
|--------|--------------------------|--------------|--------------|---------|
| | минимальное | максимальное | | |
| 0 | 0 | 50 | 50,00 | 33,33 |
| 1 | 50 | 100 | 3,99 | 33,33 |
| 2 | 100 | 150 | 26,56 | 26,30 |
| 3 | 150 | 200 | 10,47 | 4,70 |
| 4 | 200 | 250 | 5,31 | 1,01 |
| 5 | 250 | 300 | 2,32 | 0,60 |
| 6 | 300 | 350 | 0,88 | 0,39 |
| 7 | 350 | 400 | 0,41 | 0,25 |
| 8 | 400 | 450 | 0,05 | 0,07 |

Конфигурация точек в пространстве приводит к возможности построения пространственной модели данных – карты распределения изучаемого явления, где пробелы между точками отбора проб заполняются по некоторым алгоритмам. Таким способом производится оценка элементов генеральной совокупности. Одинаковые элементы выборочной совокупности в зависимости от особенностей взаимного размещения могут давать совершенно различные оценки генеральной совокупности. Эти различия будут иметь пространственную, а не статистическую природу.

На рис. 11 представлены гистограммы распределения фитомассы и органического опада с учетом пространственной компоненты изменчивости.

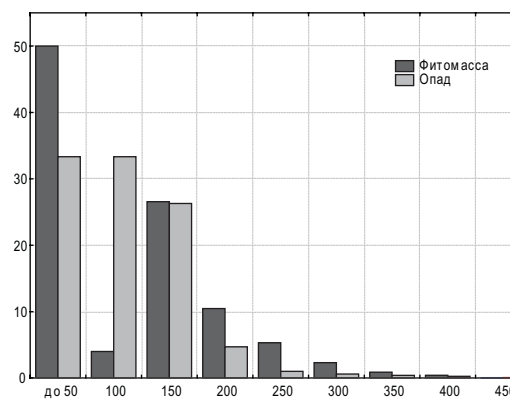


Рис. 11. Гистограмма распределения фитомассы и растительного опада с учетом занимаемой классами площади (по оси ординат – доля площади класса от всей поверхности экспериментального участка, %)

Сравнение гистограмм распределения статистических выборочных величин (фитомассы и опада) – рис. 8 и гистограмм, построенных с учетом пространственной компоненты изменчивости признаков (рис. 11), дает возможность выявить существенные различия между ними.

Прежде всего, распределение данных с учетом пространственной изменчивости не может быть описано нормальным либо лог-нормальным распределением. Кроме того, для распределения фитомассы характерен эксцесс (двувершинность), чего нет на распределении исходных данных.

3.4. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ЛЕССОВИДНЫХ СУГЛИНКАХ

Доступность и гетерогенность ресурсов оказывают влияние на состав и структуру растительного сообщества, а также на распределение видов в естественных экосистемах (Tilman, 1984, 1987). В ряде работ показана позитивная зависимость между гетерогенностью почвенных ресурсов и видовым разнообразием травянистых растительных сообществ (Inouye, Tilman 1995; Rusch, Fernandez-Palacios, 1995; Steinauer, Collins 1995). В свою очередь, пространственная изменчивость почвенных ресурсов находится в зависимости от обилия и состава растительного сообщества (Milchunas, Lauenroth 1995; Vinton, Burke 1995).

Изучение распределения почвенных свойств на различных масштабных уровнях необходимо для совершенствования сельскохозяйственной практики и для оценки влияния сельского хозяйства на окружающую среду (Cambardella, 1994). Изменчивость почвенных свойств в пределах поля часто описывается с помощью классических статистических методов, которые основываются на предположении о том, что изменчивость свойств является случайной в пределах картографических единиц. Вариабельность почвенных свойств является результатом множества процессов, действующих и взаимодействующих в континууме пространственных и временных диапазонов, и масштабно-зависимой (Parkin, 1993). Кроме того, почвенные свойства часто демонстрируют пространственную зависимость. Это значит, что образцы, собранные вблизи друг от друга, характеризуются подобными свойствами, в сравнении с теми образ-

цами, которые удалены на большее расстояние. Поэтому параметрическая статистика оказывается неадекватной для описания пространственно зависимых переменных, так как она основывается на предположении о независимости измеренных величин от того места, где они расположены в пространстве (Hamlett et. al., 1986).

В процессе рекультивации земель, нарушенных в результате добычи полезных ископаемых, растительность выступает в качестве важного почвообразующего фактора. М. Т. Масюк (1974) выделяет три стадии в процессе восстановления растительности на отвалах, рекультивируемых по технологии без нанесения черноземного слоя: стадия пионерного сообщества, стадия простого сообщества и стадия сложного сообщества. Использование растительности для индикации позволяет достаточно точно оценить качественные изменения, которые происходят в литоземах в процессе их биологического освоения (Шемавнев и др., 2005).

Данные о пространственной изменчивости фитомассы получены на экспериментальном участке, который охватывает такие типы литоземов, как почвы, сформированные на лессовидных суглинках, красно-бурых глинах и серо-зеленых глинах, а также педоземы с насыпным слоем чернозема (Жуков и др., 2010; Жуков, Лядская, 2010). Исследования проведены по регулярной сетке с размером ячейки 15 м. На этом же масштабном уровне оценена пространственная изменчивость электрической проводности техноземов (Жуков, Кунах, 2010), агрегатного состава техноземов (Демидов и др., 2010) и их целлюлозолитической активности (Жуков, Лядская, 2009), а также проведена комплексная оценка организации агробиогеоценоза в экологическом и географическом пространствах (Кунах, Коляда, 2010; Грицан и др., 2010).

Для исследования пространственной изменчивости фитомассы, проективного покрытия и структуры фитоценоза на дерново-литогенных почвах на лессовидных суглинках нами была заложена регулярная сетка отбора проб с размером ячейки 1,5 м, что позволило установить связь растительности с эдафическими факторами (Бондарь, Жуков, 2011; Бондарь и др., 2011).

Работы проведены на научно-исследовательском стационаре Днепропетровского государственного аграрного университета в г. Орджоникидзе. Отбор проб произведен на варианте техноземов, сформированных на лессовидных суглинках (географические координаты юго-западного угла полигона – 47°38'55.24"С.Ш., 34°08'33.30"В.Д.).

На участке с 1995 до 2003 года произрастал многолетний бобово-злаковый агрофитоценоз (Шемавнев и др., 2005), после чего начался процесс натурализации растительного покрова.

Полигон представлен 8 трансектами, каждая из которых состоит из 20 точек отбора проб. Трансекты расположены в направлении с запада на восток с интервалом 1,5 м между соседними трансектами. Точки отбора проб также находятся с интервалом 1,5 м. Таким образом, экспериментальный полигон представлял собой регулярную сетку с шириной ячейки 1,5 м. Длина большей стороны полигона равна 28,5 м, меньшей – 10,5 м.

Учет растительности и измерение фитомассы проводился в пределах квадратов с боковой стороной 0,5 м. Сбор материала – в июне 2010 г. Растения срезали под корень в середине дня, между сходом утренней росы и началом образования вечерней, связывали в снопы и доставляли в лабораторию, где их взвешивали (Родин и др., 1968). Было произведено таксономическое определение растений до вида. Количественно обилие растений оценено по числу побегов.

В каждой ячейке полигона определяли общее проективное покрытие травостоя по визуальной шкале с градациями 0, 10, ..., 90, 100 % (Воронов, 1973).

Твердость почв измеряли в полевых условиях с помощью ручного пенетromетра Eijkelkamp на глубину до 50 см с интервалом 5 см. Солевой состав почв определяли методом водной вытяжки с расчетом количества солей в процентах (ГОСТ 26423, ГОСТ 26424, ГОСТ 26425, ГОСТ 26426, ГОСТ 26427, ГОСТ 26428, ДСТУ ISO 10390, ДСТУ ISO 11265).

Статистические расчеты проведены с помощью программы Statistica 7.0, двухмерное картографирование и оценка геостатистических показателей – программы Surfer 8.0, оценка I-статистики Морана – с помощью программы GeoDa 0.9.5-i (<http://geodacenter.asu.edu/>).

Особенности растительного покрова экспериментального участка рассматриваются во взаимосвязи с особенностями дерново-литогенных почв на лесовидных суглинках. Почвы были охарактеризованы с помощью таких показателей, как наблюдаемая электрическая проводимость почв, твердость на глубине до 50 см с интервалом 5 см, агрегатная структура, концентрация гумуса, pH водной вытяжки и её химизм (табл. 11).

Фитомасса на экспериментальном участке составляет 62,08 г/0,25 м².

Таблица 11. Агрофизические и агрохимические свойства дерново-литогенных почв на лесовидных суглинках

| Параметр | Условное сокращение | Среднее | Минимум | Максимум | Ст. откл. | Асимметрия | Экцесс |
|---|--------------------------|---------|---------|----------|-----------|------------|--------|
| | Электропроводность, дС/м | | | | | | |
| | ЕС | 1,48 | 0,77 | 2,13 | 0,27 | 0,17 | -0,48 |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| Твердость почвы на глубине, МПа | | | | | | | |
| 0–5 см | Im_05 | 0,57 | 0,00 | 1,20 | 0,30 | 0,10 | -1,12 |
| 5–10 см | Im_10 | 1,49 | 0,40 | 3,20 | 0,53 | 0,76 | 0,34 |
| 10–15 см | Im_15 | 3,23 | 1,00 | 7,80 | 1,51 | 0,89 | 0,26 |
| 15–20 см | Im_20 | 4,80 | 1,50 | 9,20 | 1,66 | 0,42 | -0,42 |
| 20–25 см | Im_25 | 5,70 | 2,50 | 10,00 | 1,71 | 0,21 | -0,30 |
| 25–30 см | Im_30 | 5,98 | 2,70 | 10,00 | 1,85 | 0,42 | -0,60 |
| 30–35 см | Im_35 | 6,01 | 2,50 | 10,00 | 1,96 | 0,43 | -0,73 |
| 35–40 см | Im_40 | 5,83 | 1,80 | 10,00 | 2,02 | 0,36 | -0,52 |
| 40–45 см | Im_45 | 5,68 | 1,80 | 10,00 | 1,99 | 0,61 | -0,21 |
| 45–50 см | Im_50 | 5,94 | 2,20 | 10,00 | 1,99 | 0,53 | -0,59 |
| Глубина, при которой твердость превышает уровень | | | | | | | |
| 2 МПа, см | D_2МПа | 12,85 | 7,30 | 22,20 | 2,95 | 0,75 | 0,32 |
| 5 МПа, см | D_5МПа | 25,30 | 12,00 | 55,00 | 12,06 | 1,43 | 1,03 |
| Агрегатная структура, % | | | | | | | |
| > 10 мм | Agr_>10 | 39,10 | 13,85 | 66,42 | 11,38 | -0,17 | -0,33 |
| 7–10 мм | Agr_7_10 | 8,49 | 4,34 | 18,40 | 2,61 | 1,36 | 2,18 |
| 5–7 мм | Agr_5_7 | 7,15 | 3,58 | 14,51 | 2,01 | 1,25 | 2,10 |
| 3–5 мм | Agr_3_5 | 10,86 | 5,92 | 19,54 | 2,59 | 0,54 | 0,28 |
| 2–3 мм | Agr_2_3 | 8,37 | 4,24 | 16,45 | 2,40 | 0,93 | 0,99 |
| 1–2 мм | Agr_1_2 | 14,87 | 5,87 | 26,47 | 4,48 | 0,40 | 0,04 |
| 0,5–1 мм | Agr_05_1 | 4,57 | 1,51 | 9,79 | 1,75 | 0,73 | 0,17 |
| 0,25–1 мм | Agr_025_05 | 3,84 | 1,13 | 9,57 | 1,80 | 0,99 | 0,54 |
| < 0,25 мм | Agr_<025 | 2,82 | 0,63 | 7,05 | 1,42 | 1,05 | 0,61 |
| Гумус и химизм водной вытяжки | | | | | | | |
| Гумус, % | Gumus | 11,06 | 8,00 | 13,00 | 1,19 | -0,63 | -0,37 |
| pH | pH | 9,30 | 7,21 | 11,22 | 0,79 | -0,07 | -0,52 |

Окончание табл. 11

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|--------------------------------------|------------------|-------|-------|-------|------|-------|-------|
| Хлориды, % · 10 ⁻³ | Cl | 11,64 | 8,73 | 13,89 | 1,39 | -0,45 | -0,92 |
| Сульфаты, % · 10 ⁻³ | SO ₄ | 4,19 | 3,13 | 5,54 | 0,53 | 0,01 | -0,40 |
| Кальций, % · 10 ⁻³ | Ca | 54,89 | 50,22 | 58,58 | 1,55 | -0,28 | 0,02 |
| Магний, % · 10 ⁻³ | Mg | 10,51 | 4,84 | 17,04 | 2,82 | 0,41 | -0,79 |
| Гидрокарбонаты, % · 10 ⁻³ | HCO ₃ | 74,17 | 66,92 | 82,79 | 3,00 | 0,22 | 0,28 |
| Калий+натрий, % · 10 ⁻³ | K+Na | 77,28 | 71,00 | 85,00 | 2,87 | 0,37 | 0,36 |
| Сумма ионов, % · 10 ⁻³ | Ion | 11,06 | 8,00 | 13,00 | 1,19 | -0,63 | -0,37 |
| Сухой остаток, % · 10 ⁻³ | Rest | 9,30 | 7,21 | 11,22 | 0,79 | -0,07 | -0,52 |

Коэффициент вариации этого показателя равен 32,98 % (табл. 12).

Проективное покрытие растительности находится на уровне

Таблица 12. Статистические и геостатистические характеристики фитомассы и проективного покрытия растительности на экспериментальном участке

| Показатель | Фитомасса, г/0,25 м ² | Проективное покрытие, % |
|--|----------------------------------|-------------------------|
| Среднее | 62,08 | 45,06 |
| Минимум | 12,00 | 10,00 |
| Максимум | 106,00 | 90,00 |
| Ст. откл. | 20,47 | 19,70 |
| Асимметрия | -0,04 | 0,30 |
| Экссесс | -0,33 | -0,73 |
| Тест Колмогорова–Смирнова | 0,06 | 0,11 |
| Значимость теста | n.s. | < 0,05 |
| C ₀ (нагет) | 151,80 | 137,10 |
| C ₁ (частичный порог) | 280,60 | 270,80 |
| C ₀ +C ₁ (порог) | 432,40 | 407,90 |
| SDL, % | 35,11 | 33,61 |
| Радиус влияния, м | 5,51 | 7,20 |
| I-Морана | 0,24 | 0,25 |
| p-уровень | 0,00 | 0,00 |

45,06 %, а коэффициент вариации составляет 43,73 %. Распределение этих показателей описывается нормальным законом, что подтверждается критерием Колмогорова–Смирнова.

Геостатистические параметры позволяют оценить вклад пространственных факторов в изменчивость фитомассы и проективного покрытия. Нагет-эффект указывает на значимость непространственной компоненты изменчивости признака. Совместный учет частичного порога (пространственной компоненты изменчивости) и нагет-эффекта позволяет оценить уровень пространственной зависимости (показатель SDL, или пространственное отношение). Этот показатель изменяется от 0 до 100 %. Если пространственное отношение находится в пределах 0–25 %, то речь идет о сильной пространственной зависимости; если пространственное отношение составляет 25–75 %, то в таком случае пространственная зависимость переменной является умеренной; если пространственное отношение превышает 75 %, то переменная рассматривается как слабо пространственно зависимая (Cambardella, 1994). Фитомасса и проективное покрытие характеризуются умеренной пространственной зависимостью.

На пространственную зависимость переменной указывает также индекс Морана. Этот показатель является коэффициентом корреляции между значением признака в данной точке пространства и усредненным значением этого признака в соседнем окружении данной точки. Степень соседства может быть установлена различными способами. Нами выбран «ферзеобразный» критерий, когда соседями считаются все ячейки, имеющие любой контакт с данной. Уровень значимости установлен при помощи 999 пермутаций. Индекс Морана также указывает на достоверную пространственную компоненту в изменчивости фитомассы и проективного покрытия растительности.

Характер пространственной изменчивости фитомассы и проективного покрытия представлен на рис. 12. Фитомасса и проективное покрытие демонстрируют достоверную позитивную связь ($r = 0,53$; $p = 0,00$). Эта связь существует и в пространственном контексте, о чем свидетельствуют парные индексы Морана (0,12; $p = 0,003$ – для проективного покрытия и пространственной переменной фитомассы и 0,13; $p = 0,002$ – для фитомассы и пространственной компоненты проективного покрытия). Однако картографический анализ пространственной изменчивости этих показателей свидетельствует об их самостоятельной информационной ценности для описания обилия растительного покрова.

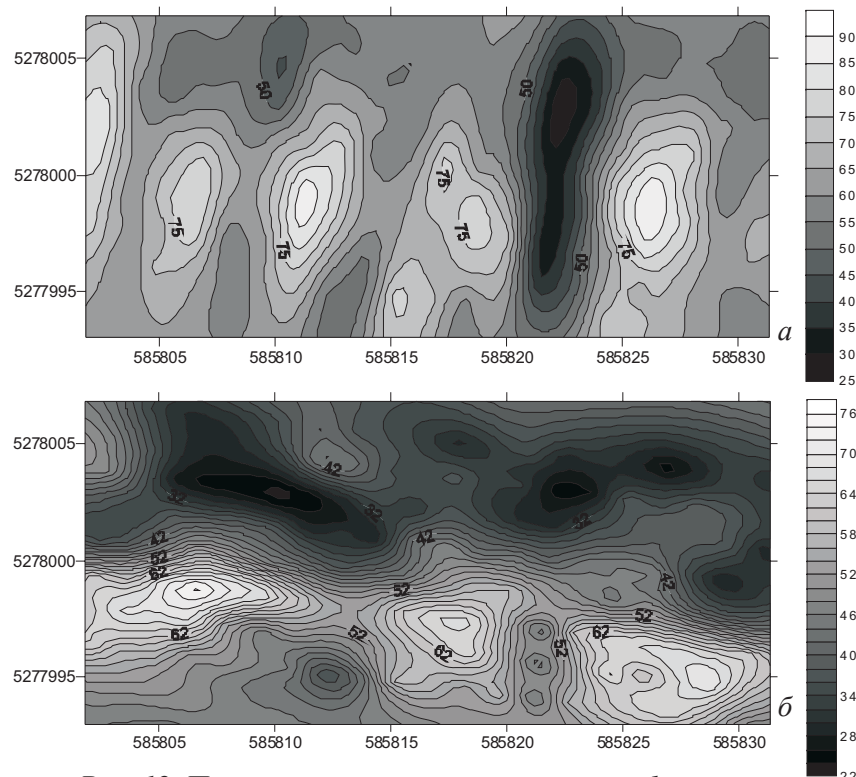


Рис. 12. Пространственная изменчивость фитомассы (а, г/0,25м²) и проективного покрытия (б, %) растительного покрова экспериментального участка

Регрессионный анализ позволил получить количественные подтверждения предположения о том, что фитомасса и проективное покрытие контролируются различными почвенными свойствами (табл. 13).

Установлено, что фитомасса растительного покрова на экспериментальном участке статистически достоверно зависит от электропроводности, твердости на глубине 0–5; 10–15; 15–20 см, доли агрегатных фракций 5–7 и 7–10 мм, количества гумуса и концентрации магния в водной вытяжке. Проективное покрытие растительности зависит от электропроводности, твердости почвы на глубине 30–35 см, доли агрегатов с размерами 0,25–05 и 0,5–1 мм, количества гумуса и концентрации сульфат-иона в водной вытяжке.

Электропроводность следует рассматривать как индикаторный показатель, который тесно связан как с фитомассой, так и с проек-

Таблица 13. Регрессионный анализ влияния эдафических характеристик на фитомассу и проективное покрытие растительности

| Показатель | Фитомасса, $R^2 = 0,46$ | | | Проективное покрытие, $R^2 = 0,58$ | | |
|------------------|-------------------------|--------------------|--------------|------------------------------------|--------------------|--------------|
| | $Beta^*$ | Ст. ошиб. $Beta^*$ | p -уровень | $Beta^*$ | Ст. ошиб. $Beta^*$ | p -уровень |
| ЕС | 0,20 | 0,08 | 0,01 | 0,44 | 0,07 | 0,00 |
| Im_05 | 0,21 | 0,09 | 0,03 | -0,11 | 0,08 | 0,17 |
| Im_10 | -0,08 | 0,13 | 0,55 | 0,14 | 0,11 | 0,22 |
| Im_15 | -0,47 | 0,14 | 0,00 | -0,10 | 0,12 | 0,42 |
| Im_20 | 0,31 | 0,15 | 0,04 | 0,06 | 0,13 | 0,63 |
| Im_25 | -0,16 | 0,14 | 0,28 | -0,05 | 0,13 | 0,69 |
| Im_30 | -0,03 | 0,15 | 0,86 | 0,01 | 0,13 | 0,97 |
| Im_35 | -0,24 | 0,17 | 0,16 | -0,31 | 0,15 | 0,04 |
| Im_40 | 0,13 | 0,18 | 0,48 | 0,24 | 0,16 | 0,13 |
| Im_45 | -0,04 | 0,19 | 0,83 | -0,02 | 0,16 | 0,91 |
| Im_50 | 0,27 | 0,14 | 0,06 | 0,25 | 0,13 | 0,06 |
| Agr >10 | 0,24 | 0,40 | 0,55 | -0,52 | 0,35 | 0,14 |
| Agr_7_10 | 0,38 | 0,14 | 0,01 | -0,02 | 0,12 | 0,86 |
| Agr_5_7 | -0,59 | 0,18 | 0,00 | -0,18 | 0,16 | 0,27 |
| Agr_3_5 | 0,27 | 0,15 | 0,09 | -0,12 | 0,13 | 0,37 |
| Agr_2_3 | 0,19 | 0,13 | 0,17 | -0,03 | 0,12 | 0,80 |
| Agr_1_2 | -0,10 | 0,22 | 0,65 | -0,50 | 0,19 | 0,01 |
| Agr_05_1 | 0,22 | 0,15 | 0,14 | 0,28 | 0,13 | 0,03 |
| Agr_025_05 | -0,21 | 0,17 | 0,22 | -0,48 | 0,15 | 0,00 |
| Gumus | 0,30 | 0,08 | 0,00 | 0,15 | 0,07 | 0,03 |
| pH | -0,20 | 0,19 | 0,29 | 0,20 | 0,17 | 0,23 |
| Cl | 0,04 | 0,10 | 0,69 | -0,01 | 0,09 | 0,92 |
| SO ₄ | 0,04 | 0,09 | 0,63 | -0,16 | 0,08 | 0,04 |
| Ca | -0,18 | 0,19 | 0,35 | -0,02 | 0,17 | 0,92 |
| Mg | -0,27 | 0,14 | 0,05 | -0,05 | 0,12 | 0,68 |
| HCO ₃ | 0,24 | 0,19 | 0,21 | -0,23 | 0,17 | 0,18 |
| K+Na | -0,02 | 0,32 | 0,96 | 0,16 | 0,28 | 0,58 |
| Rest | -0,21 | 0,13 | 0,11 | -0,04 | 0,11 | 0,75 |

Условные обозначения – см. табл. 11

тивным покрытием растительности. Можно также предполагать то, что причиной связи обилия растительного покрова и электропроводности почвы является влияние пертинентное влияние растительности на почву, что приводит к увеличению влажности почвы в местах с более обильной фитомассой и проективным покрытием растений, что отражается в увеличении электропроводности в сравнении с окружающими участками.

Нельзя исключать возможности влияния электропроводности на обилие растительности. Такая зависимость может иметь большое практическое значение для оценки потенциала плодородия техноземов.

Количество гумуса в почве является свойством, которое влияет как на проективное покрытие, так и на фитомассу. Прочие показатели являются специфическими факторами влияния на фитомассу и проективное покрытие растительности на экспериментальном участке.

На экспериментальном участке был обнаружен 31 вид травянистых растений (табл. 14). Доминирующим видом являлся костер растопыренный (*Bromus squarrosus*). Часто встречались скерда кровельная (*Crepis tectorum*), сурепка обыкновенная (*Barbarea vulgaris*), люцерна хмелевидная (*Medicago lupulina*) и вьюнок полевой (*Convolvulus arvensis*). Необходимо отметить, что в местах встреч высокой плотности достигают погоны пырея ползучего (*Elytrigia repens*) и мышиного горошка (*Vicia cracca*).

Ординация растительного сообщества с помощью детрендового анализа соответствий позволила выделить растительные ассоциации – рис. 13, а анализ соответствий – соотнести экологические особенности видов растений и экологические характеристики среды. На рисунке представлены только те из исследованных почвенных свойств, которые достоверно связаны с особенностями композиции растительности на изученном участке.

Ординация растительного сообщества, которое возникло в результате самозаращения дерново-литогенных почв на лёсовидных суглинках, свидетельствует о том, что агрегатный состав почвы является важным структурирующим фактором. Агротомически ценная фракция в своем влиянии на растительность не является однородной. Ординационная ось DCA 1 характеризуется противоположной динамикой таких фракций, как 3–5; 5–7 и 7–10 мм, с одной стороны, и 0,25–0,5; 0,5–1 и 1–2 мм – с другой. Таким образом, агрегатная структура технозема значительно влияет на его экологические свойства для растений.

Таблица 14. Обилие, видовой состав и экологические характеристики растительности дерново-литогенных почв на лёсовидных суглинках

| Вид | Сокращение | Ценоморфы | Трофоморфы | Гигроморфы | Число сайтов | Среднее число погонов | Доля в сообществе, % от числа погонов |
|--|---------------|-----------|------------|------------|--------------|-----------------------|---------------------------------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| <i>Achillea nobilis</i> L. | A_nobilis | RuSt | MsTr | KsMs | 6 | 3,00 | 0,36 |
| <i>Acroptilon repens</i> (L.) | A_repens | StRu | (Alk)MsTr | Ks | 4 | 1,00 | 0,18 |
| <i>Adonis vernalis</i> L. | A_vernalis | St | MgTr | MsKs | 4 | 1,50 | 0,18 |
| <i>Ajuga chia</i> Schreb. | A_chia | RuSt | MsTr | Ks | 5 | 1,20 | 0,21 |
| <i>Alyssum desertorum</i> Stapf. | A_desertorum | RuSt | MsTr | MsKs | 8 | 1,00 | 0,29 |
| <i>Anisantha tectorum</i> (L.) Nevski | A_tectorum | Ru | MgTr | KsMs | 21 | 1,86 | 1,44 |
| <i>Artemisia absinthium</i> L. | A_absinthium | Ru | MsTr | KsMs | 18 | 2,39 | 1,29 |
| <i>Artemisia austriaca</i> Jacq. | A_austriaca | RuSt | MsTr | KsMs | 13 | 1,85 | 0,74 |
| <i>Barbarea vulgaris</i> R. Br. | B_vulgaris | Ru | MsTr | MsKs | 39 | 4,41 | 5,17 |
| <i>Bromus squarrosus</i> L. | B_squarrosus | StRu | MgTr | MsKs | 143 | 19,79 | 64,01 |
| <i>Carduus acanthoides</i> L. | C_acanthoides | SilRu | MsTr | KsMs | 9 | 1,44 | 0,45 |
| <i>Centaurea aemulans</i> Klokov | C_aemulans | StRu | MsTr | Ks | 3 | 1,00 | 0,12 |
| <i>Cichorium intybus</i> L. | C_intybus | (Ru)StPr | MsTr | MsKs | 2 | 1,00 | 0,04 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> L. | C_arvensis | Ru | MsTr | MsKs | 34 | 1,59 | 3,07 |
| <i>Crepis tectorum</i> L. | C_tectorum | StRu | MsTr | MsKs | 49 | 5,16 | 6,37 |
| <i>Delphinium cuneatum</i> Steven ex DC. | D_cuneatum | SilPr | OgTr | MsKs | 13 | 1,31 | 0,45 |
| <i>Elytrigia repens</i> (L.) Nevski | E_repens | StPrRu | MsTr | KsMs | 8 | 20,63 | 3,51 |
| <i>Falcaria vulgaris</i> Bernh | F_vulgaris | StRu | MgTr | KsMs | 6 | 1,00 | 0,13 |
| <i>Fumaria officinalis</i> L. | F_officinalis | Ru | MsTr | KsMs | 9 | 1,11 | 0,30 |
| <i>Lactuca serriola</i> L. | L_serriola | Ru | MsTr | KsMs | 11 | 1,73 | 0,64 |
| <i>Lappula barbata</i> (M. Beib.) Guerke | L_barbata | RuSt | MsTr | KsMs | 29 | 1,69 | 1,46 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|---|---------------|-----------|------|------|----|------|------|
| <i>Lepidium perfoliatum</i> L. | L_perfoliatum | RuSt | MsTr | MsKs | 4 | 1,75 | 0,31 |
| <i>Medicago lupulina</i> L. | M_lupulina | StPr | MsTr | KsMs | 37 | 2,68 | 2,44 |
| <i>Medicago sativa</i> L. | M_sativa | StPr | MgTr | KsMs | 6 | 1,17 | 0,29 |
| <i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall. | M_officinalis | (Ru)StPr | MsTr | KsMs | 5 | 3,80 | 0,53 |
| <i>Rumex confertus</i> Willd. | R_confertus | RuPr | MsTr | KsMs | 5 | 1,00 | 0,24 |
| <i>Seseli campestre</i> Besser | S_campestre | St | MgTr | MsKs | 13 | 3,31 | 1,21 |
| <i>Sonchus arvensis</i> L. | S_arvensis | Ru | MgTr | KsMs | 25 | 1,56 | 1,07 |
| <i>Taraxacum officinale</i> Wigg. | T_officinale | RuPr | MsTr | KsMs | 30 | 1,30 | 1,34 |
| <i>Tragopogon major</i> Jacq. | T_major | (Ru)SilSt | MsTr | MsKs | 23 | 1,70 | 1,16 |
| <i>Vicia cracca</i> L. | V_cracca | PalPr | MsTr | HgMs | 6 | 5,33 | 0,98 |

Ординационная ось DCA 2 отражает изменчивость растительного сообщества в градиенте условий засоления. Эта ось противопоставляет засоление почвы и её электропроводность. Необходимо подчеркнуть, что электропроводность зависит от количества электролитов в почве. Если количество электролитов (засоление) обратно связано с электропроводностью, то можно предположить, что засоление негативно сказывается на другом важном условии проведения электрического тока – влажности. Как видим, засоление ухудшает режим влажности почвы, что приводит к уменьшению её электропроводности.

Ассоциация, представленная *E. repens*, *R. confertus*, *L. barbata*, *T. officinale*, *C. tectorum* и *S. arvensis*, предпочитает условия, которые маркируются увеличенной долей агрегатных фракций размером 5–7 и 7–10 мм, а также твердость почвы на глубине 40–45 см.

Люцерна хмелевидная (*M. lupulina*) и дьямянка лекарственная (*F. officinalis*) тесно связаны с участками, в которых установлено относительно более высокая концентрация кальция в водной почвенной вытяжке.

Ассоциация *A. nobilis*, *C. intybus* и *C. aemulans* индицирует высокие значения электропроводности почвы.

Чертополох акантовидный (*Carduus acanthoides*) индицирует повышенную твердость почвы на глубине 45–50 см, что в наибольшей степени может быть следствием хлоридного засоления.

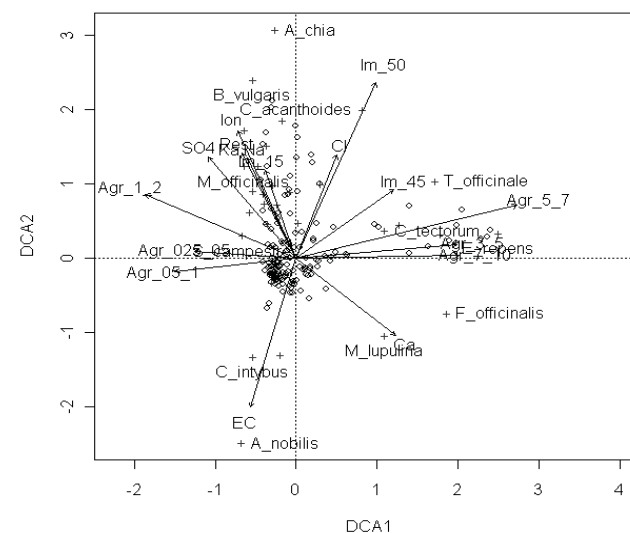


Рис. 13. Детрендный анализ соответствий между почвенными свойствами и структурой растительности на дерново-литогенных почвах на лессовидных суглинках: кружки – сайты отбора проб; крестики – виды растений (другие обозначения – см. табл. 11)

Разнообразную ассоциацию составляют виды, которые тесно связаны с уровнем засоления почвы. Сульфатное засоление в пределах изучаемого участка индицируется такими видами, как *A. vernalis*, *M. officinalis*, *B. vulgaris*, *V. cracca* и *A. austriaca*.

Нами была исследована роль отдельных почвенных показателей в организации растительного покрова (рис. 14). Как видно из полученных данных, количество гумуса в почве (рис. 14,а) и сульфатное засоление (рис. 14,з) – два противоположно действующих фактора.

Необходимо отметить, что зона в экологическом пространстве, занимаемая растениями, имеет форму треугольника. Одно из оснований этого треугольника обращено в сторону наибольших значений количества гумуса в почве. Таким образом, режим питания, который обеспечивается гумусом в почве, способствует созданию условий, благоприятных для широкого разнообразия форм растений. Напротив, увеличение засоления и уменьшение количества гумуса приводит к уменьшению экологического пространства растительного сообщества. Однако именно в области повышенного засоления сосредоточено основное разнообразие сообщества, представленного на исследуемой территории.

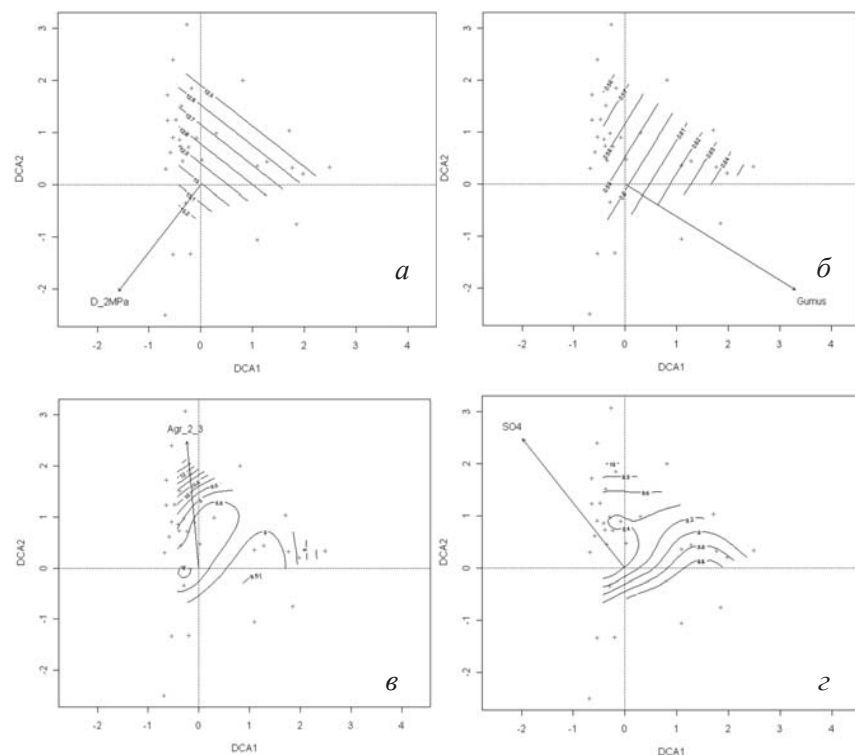


Рис. 14. Векторы гумуса (а), глубины возникновения твердости почвы 2 МПа (б), доли агрегатной фракции 2–3 мм (в) и сульфатного засоления (г) в ординационном пространстве

В результате проведенной работы установлено, что большая глубина возникновения предельной твердости почвы (более 2 МПа) в сочетании с высоким количеством гумуса в почве и низкой засоленностью формирует участок экологического пространства с наибольшими продукционными характеристиками (левый нижний квадрант на ординационной диаграмме). Приближение пороговой твердости к поверхности почвы расширяет экологическое пространство изучаемого растительного сообщества. Это свидетельствует о том, что в условиях дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках преимущества имеют те виды растений, которые наряду с солейностью приспособлены к жизни на относительно плотных (твердых) почвах.

4. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ЦЕЛЛЮЛОЗОЛИТИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ПОЧВ

Процесс разложения органического вещества является составной частью круговорота питательных веществ и во многом определяет плодородие почв. Целлюлоза является важным компонентом органического вещества, поэтому скорость разложения целлюлозы влияет на скорость разложения органики в целом (Swift, 1979). Скорость разложения целлюлозы предложено рассматривать как индекс (количественную меру) почвенного плодородия (Latter, Harrison, 1988). Предполагается, что стандартизированный тип чистой целлюлозы может рассматриваться как модельный субстрат для разложения, на фоне которого можно отделить действие факторов внешней среды от эффектов, связанных с качественными свойствами подстилки (Berg et al., 1975).

Аппликационный метод определения целлюлозолитической активности почв («cotton strip assay») широко применяется в агроэкологических исследованиях. При изучении урожайности озимых зерновых культур в зависимости от основных агроприемов возделывания было установлено, что наиболее высокий процент разложения целлюлозного субстрата после сидерального пара, несколько ниже – после занятого пара и бобовых предшественников, минимальный – после овса. Применяемые минеральные удобрения усиливали целлюлозолитическую способность почвы (Смелый, 2009). Установлено, что применение агрохимических средств положительно влияет на развитие ценных в агрономическом отношении групп микроорганизмов (аммонифицирующих, нитрифицирующих, азотфиксирующих, целлюлозоразлагающих) и их биологическую активность. Анализ суммарной биологической активности почвы аппликационным методом показал, что комплексное использование всех изучаемых средств повышает мобильность азота на 55,2–68,0 %, ускоряет степень разрушения клетчатки на 38,1–38,5 % (Супрун, 2008).

Установлено, что скорость разложения целлюлозы и скорость роста растений позитивно и достоверно коррелированы в 76 исследованных почвах, однако этой связью описывается менее 35 % дисперсии (Latter, Harrison, 1988).

При изучении динамики деструкционного процесса аппликационным методом при промышленном загрязнении почв было отмечено

возрастание пространственной неоднородности целлюлозолитической активности в более загрязненных участках. В качестве механизмов увеличения пространственной неоднородности рассматриваются снижения продукции спор почвенными грибами и снижение численности почвенной фауны как возможных переносчиков грибов (Воробейчик, 2002)

Целлюлозолитическая активность достоверно коррелирует с рядом физических и химических свойств почв. Скорость деструкции целлюлозы отрицательно коррелирует с содержанием органического вещества в почве и позитивно – с рН, общим фосфором, железом, экстрагируемым кальцием и калием (Latter, Harrison, 1988).

В результате исследований проф. И.Х. Узбека обнаружено, что свежееотсыпанные вскрышные породы практически не заселены микроорганизмами, в том числе целлюлозоразрушающими. Показано, что интенсивность процесса разложения целлюлозы колеблется в широких пределах как в течение одного вегетационного периода, так и в разные годы. Однако основное разложение клетчатки в почве во все годы наблюдается после появления растительной массы. В условиях степной зоны Украины в толще эдафотопов техногенных ландшафтов оптимальные температуры для разложения клетчатки микроорганизмами составляют 26–28 °С и наступают в летний и позднелетний периоды (июль–август) (Узбек и др., 2010).

Результаты изучения целлюлозолитической активности техноземов представлены в табл. 15.

Таблица 15. Статистические характеристики целлюлозолитической активности почв на экспериментальном участке по рекультивации земель (5 июля–5 августа 2009 г.), %

| Ассоциация | Среднее | Доверительный интервал | | Число проб | Ст. отклонение | Ст. ошибка | Коэффициент вариации, % |
|------------------------------|---------|------------------------|-------|------------|----------------|------------|-------------------------|
| | | -95 % | +95 % | | | | |
| <i>Bromopsis inermis</i> | 46,87 | 42,42 | 51,31 | 134 | 26,02 | 2,25 | 55,53 |
| <i>Melilotus officinalis</i> | 33,27 | 25,29 | 41,25 | 26 | 19,75 | 3,87 | 59,37 |
| В целом по участку | 44,66 | 40,67 | 48,65 | 160 | 25,56 | 2,02 | 57,23 |

В целом по участку за период экспозиции активность составила 44,66 %. Коэффициент вариации этого показателя находится на уровне 57,23 %.

Целлюлозолитическая активность почв в ассоциациях *Bromopsis inermis* выше, чем в ассоциациях *Melilotus officinalis* (46,87 и 33,27 % соответственно, $F = 6,37$; $p = 0,01$). Уровень варьирования этих признаков практически одинаков в обеих ассоциациях растительности.

Вариабельность целлюлозолитической активности может быть описана гамма-распределением (тест Колмогорова–Смирнова $d = 0,095$; $p < 0,20$ для ассоциации *Bromopsis inermis* и $d = 0,084$; $p = n.s.$ – для *Melilotus officinalis*) – рис. 15.

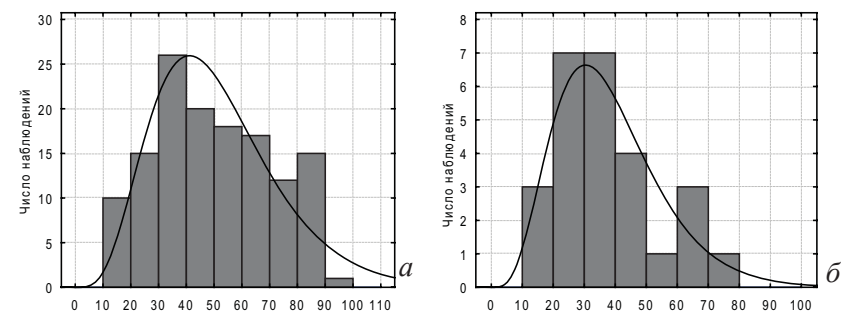


Рис. 15. Гистограмма распределения целлюлозолитической активности почв: а – ассоциация *Bromopsis inermis*; б – *Melilotus officinalis*

Характер пространственного размещения целлюлозолитической активности характеризуют коррелограммы Морана и Джерри (рис. 16).

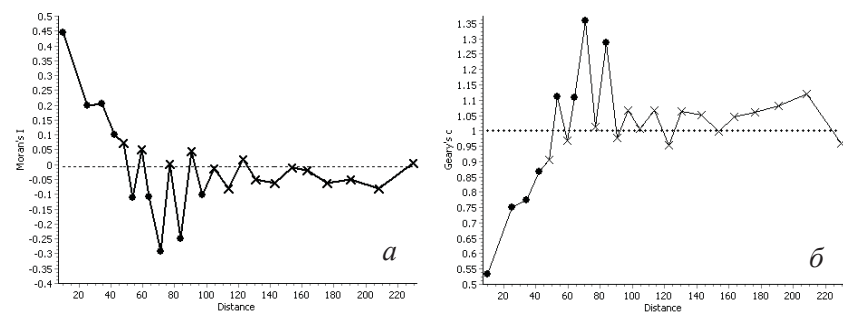


Рис. 16. Коррелограмма целлюлозолитической активности техноземов: а – индекс Морана; б – индекс Джерри; кружки – достоверные индексы, крестики – достоверно от нуля не отличаются

Анализ приведенных данных свидетельствует о том, что в диапазоне 0–40 м наблюдается позитивная пространственная автокорреляция целлюлозолитической активности в пределах изучаемого полигона. В диапазоне 50–100 м – отрицательная автокорреляция. Полученные результаты свидетельствуют о высокой пространственной структурированности данного показателя.

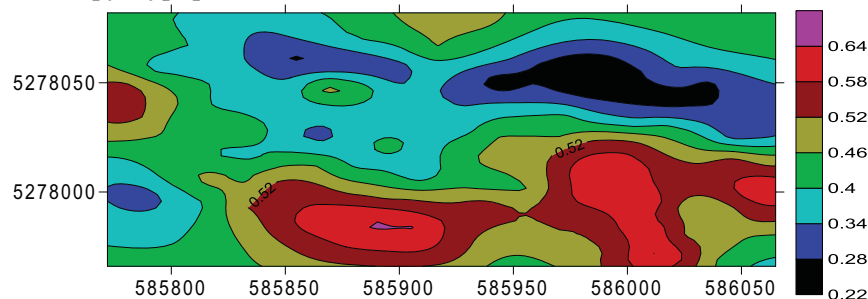


Рис. 17. Пространственное распределение целлюлозолитической активности почв в пределах экспериментального участка, %

Пространственное распределение целлюлозолитической активности почв показано на рис. 17. Основная часть территории участка (36,05 %) характеризуется целлюлозолитической активностью, равной 40–50 % разложившегося субстрата за период экспозиции 30 суток (рис. 18). Несколько меньшая площадь (28,14 %) характеризуется активностью 50–60 %. Встречаются участки почвы с очень высокой (80–100 %) или очень низкой (0–30 %) целлюлозолитической активностью, но они имеют очень малую площадь (соответственно 0,85 и 2,89 %).

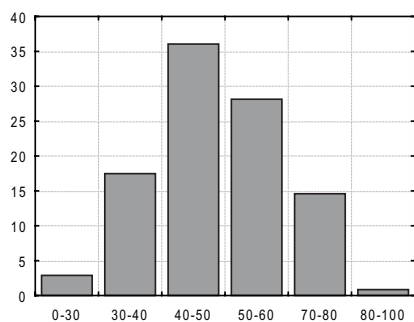


Рис. 18. Распределение целлюлозолитической активности почв по занимаемой площади: ось абсцисс – классы активности, % от исходного количества субстрата; ось ординат – занимаемая доля площади, % от всей поверхности участка

Зависимость целлюлозолитической активности от фитомассы различна в растительных ассоциациях. Так, в ассоциациях *Melilotus officinalis* наблюдается статистически достоверная обратная зависи-

мость между целлюлозолитической активностью почвы и фитомассой ($r = -0,49$; $p = 0,01$) – рис. 19. Она может быть описана уравнением вида

$$CelAct = 55,98 - 0,07 \cdot FM,$$

где *CelAct* – целлюлозолитическая активность; *FM* – фитомасса.

Между фитомассой и целлюлозолитической активностью в ассоциациях *Bromopsis inermis* линейной связи не установлено ($r = 0,1$; $p = 0,96$).

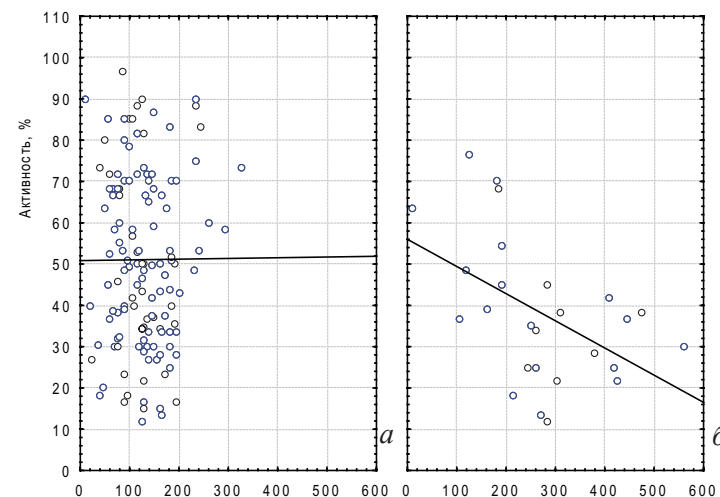


Рис. 19. Зависимость между целлюлозолитической активностью и фитомассой растительных группировок: а – ассоциация *Bromopsis inermis*; б – *Melilotus officinalis*; ось абсцисс – фитомасса, г/м²; ось ординат – целлюлозолитическая активность, % разложения субстрата за 30 суток

Обращает на себя внимание тот факт, что абсолютное значение фитомассы, а значит и средопреобразующий эффект, в ассоциации *Melilotus officinalis* значительно выше, чем в ассоциации *Bromopsis inermis*. Полученная зависимость может быть объяснена на основании результатов, полученных проф. И.Х. Узбеком. В работах показано, что целлюлозолитическая активность технозёмов позитивно реагирует на повышение температуры почвы с оптимумом 26–28 °С (Узбек и др., 2010). Очевидно, что в результате средопреобразующего влияния растительности температура почвы уменьшается в зависимости от фитомассы и проективного покрытия. В ассоциациях

Melilotus officinalis этот эффект достигает уровня, который регулирует целлюлозолитическую активность.

Нами проведен статистический анализ связи целлюлозолитической активности технозёмов с эдафическими свойствами (табл. 16).

Коэффициент корреляции Пирсона свидетельствует о наличии статистически достоверной связи между целлюлозолитической активностью технозёмов и такими эдафическими свойствами, как концентрация гумуса, электрическая проводность почвы, доля в структуре агрегатов размером <0,25; 0,25–0,5; 0,5–1; 3–5; 5–7; 7–10 мм, рН_{водн.}, концентрация в водной вытяжке сульфат-иона, гидрокарбонат-иона и одновалентных ионов (калий и натрий). SADIE-тест подтверждает этот результат, а также устанавливает связь целлю-

Таблица 16. Связь целлюлозолитической активности и эдафических показателей технозёмов

| Эдафические показатели | r-Пирсона | p-уровень | SADIE | p-уровень | Тест Мантеля | p-уровень | Частный тест | p-уровень |
|---------------------------------|-----------|-----------|-------|-----------|--------------|-----------|--------------|-----------|
| Гумус, % | 0,25 | 0,00 | 0,21 | 0,01 | 0,11 | 0,00 | 0,10 | 0,01 |
| ЕС _a | -0,18 | 0,02 | -0,16 | 0,97 | 0,00 | 0,98 | 0,00 | 0,98 |
| >10 мм | -0,05 | 0,56 | 0,06 | 0,23 | -0,04 | 0,09 | -0,03 | 0,12 |
| 7–10 мм | 0,17 | 0,04 | 0,15 | 0,03 | -0,01 | 0,67 | -0,01 | 0,67 |
| 5–7 мм | 0,38 | 0,00 | 0,25 | 0,00 | 0,02 | 0,33 | 0,02 | 0,33 |
| 3–5 мм | 0,21 | 0,00 | 0,08 | 0,16 | -0,04 | 0,14 | -0,04 | 0,10 |
| 1–3 мм | 0,08 | 0,21 | 0,09 | 0,13 | -0,01 | 0,63 | -0,01 | 0,63 |
| 0,5–1 мм | -0,19 | 0,02 | -0,12 | 0,92 | 0,01 | 0,72 | 0,01 | 0,72 |
| 0,25–0,5 мм | -0,21 | 0,01 | -0,23 | 0,99 | -0,02 | 0,37 | -0,02 | 0,35 |
| <0,25 мм | -0,36 | 0,01 | -0,32 | 0,99 | 0,13 | 0,00 | 0,13 | 0,00 |
| рН _{водн.} | 0,32 | 0,00 | 0,45 | 0,00 | 0,14 | 0,00 | 0,14 | 0,00 |
| Cl ⁻ | -0,09 | 0,23 | -0,04 | 0,66 | 0,01 | 0,60 | 0,01 | 0,60 |
| SO ₄ ²⁻ | 0,18 | 0,02 | -0,04 | 0,66 | -0,03 | 0,26 | -0,03 | 0,26 |
| Ca ²⁺ | -0,11 | 0,16 | -0,12 | 0,92 | -0,01 | 0,78 | -0,01 | 0,78 |
| Mg ²⁺ | 0,06 | 0,43 | 0,18 | 0,02 | 0,01 | 0,83 | 0,01 | 0,83 |
| HCO ₃ ³⁻ | 0,21 | 0,01 | 0,17 | 0,02 | 0,09 | 0,00 | 0,09 | 0,00 |
| K ⁺ +Na ⁺ | 0,24 | 0,00 | 0,23 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,10 | 0,00 |

лозолитической активности с концентрацией иона магния в водной вытяжке. Частный тест Мантеля свидетельствует о том, что гумус непосредственно влияет на целлюлозолитическую активность, а не опосредованно через пространственный фактор. То же самое можно сказать относительно агрегатов размером менее 0,25 мм, рН водной вытяжки, гидрокарбонатов и сумме одновалентных ионов.

Для более детального исследования характера взаимосвязи между изученными показателями был проведен многомерный факторный анализ. Вероятно, что линейные взаимодействия не являются единственно возможными, которые могут быть использованы для описания поведения изучаемой системы. Для учета нелинейных эффектов были учтены вторые и третьи степени исходных переменных.

Новая переменная, которая получена путем возведения исходной во вторую степень, может быть содержательно интерпретирована как оценка самовлияния переменной (конкуренция либо облегчение). Переменные, полученные путем произведения исходных переменных, отражают характер взаимосвязи между ними. Так, произведение фитомассы и целлюлозолитической активности – $Mass \cdot Cell$ – описывает взаимодействие между ними. Если предположить, что характер взаимодействия признака (например $Mass^2$), изменяется в зависимости от уровня фитомассы, то возникают эффекты третьей степени ($Mass^2 \cdot Mass = Mass^3$). Аналогично переменная вида $Mass \cdot Cell^2$ может быть интерпретирована как влияние фитомассы ($Mass$) на взаимодействие целлюлозолитической активности ($Mass \cdot Cell^2$). Смысл переменной $Grass \cdot Mass \cdot Cell$ состоит в количественном описании влияния типа растительной ассоциации ($Grass$) на взаимодействие между фитомассой и целлюлозолитической активностью почвы ($Mass \cdot Cell$). Результаты факторного анализа приведены в табл. 17.

Переменная, которая отражает количество опада, в анализе была использована только в натуральном виде, так как она отражает состояние системы в период после оценки показателей фитомассы и целлюлозолитической активности почвы. Таким образом, опад не мог участвовать во взаимодействиях между показателями, но мог быть его результирующей функцией.

В результате анализа выделены три фактора (критерий отбора факторов – собственное число превышает 1). Фактор 1 (42 % суммарной дисперсии) отражает изменчивость фитомассы растительных группировок. С этим фактором в явном виде не связана целлюлозолитичес-

Таблица 17. Многомерный факторный анализ изменчивости продуктивности растительного покрова и целлюлозолитической активности*

| Переменная | Фактор | | |
|--------------------------------------|--------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 |
| Опад | 0,58 | - | 0,37 |
| Фитомасса, MASS | 0,94 | - | - |
| MASS ² | 0,93 | - | - |
| MASS ³ | 0,87 | - | - |
| Ассоциация (Grass) | 0,53 | - | -0,74 |
| Целлюлозолитическая активность, Cell | - | 0,97 | - |
| Cell ² | - | 0,98 | - |
| Cell ³ | - | 0,95 | - |
| Mass · Cell | 0,78 | 0,54 | - |
| Mass ² · Cell | 0,97 | - | - |
| Mass · Cell ² | 0,49 | 0,78 | - |
| Grass · Mass | - | -0,43 | -0,34 |
| Grass · Cell | - | 0,86 | -0,40 |
| Grass · Mass · Cell | 0,89 | 0,31 | - |
| Доля от общей дисперсии | 0,42 | 0,35 | 0,09 |

*Варимакс-вращение, показаны факторные нагрузки, превышающие по модулю 0,3.

кая активность, что свидетельствует о некоторой независимости этих показателей. Переменные, которые отражают взаимодействие фитомассы и целлюлозолитической активности (Mass · Cell, Mass² · Cell, Mass · Cell²), характеризуются высокими весами на фактор 1. Тип растительной ассоциации также влияет на продуктивность сообщества, однако это влияние не является решающим (вес – 0,53).

Фактор 2 описывает 35 % дисперсии, связан с целлюлозолитической активностью, взаимодействием фитомассы и целлюлозолитической активности, различиями в фитомассе различных типов растительных ассоциаций и свидетельствует о влиянии типа растительной ассоциации на целлюлозолитическую активность.

Фактор 3 описывает 9 % дисперсии и в большей степени – различия растительных ассоциаций по мортмассе.

Таким образом, многомерный факторный анализ указывает на то, что причины, определяющие формирование фитомассы и пространственной изменчивости целлюлозолитической активности технозёмов, различны. Очевидно, эдафическая обстановка на участке рекультивации по-разному воспринимается растительным покровом, микробиоценозом и пулом экстрацеллюлярных почвенных ферментов. Установлено, что гумус, количество питательных веществ в почве, химизм водной вытяжки, pH, агрегатная структура технозёмов оказывают влияние как на фитомассу, так и на целлюлозолитическую активность.

Целлюлозолитическая активность как индикатор процессов минерализации в технозёмах тесно связана с процессами обеспечения растений минеральным питанием. Поэтому этот показатель можно рассматривать как показатель пространственной изменчивости факторов, которые благоприятствуют формированию устойчивого плодородия в долгосрочной перспективе.

Растительный покров в краткосрочной перспективе оказывает управляющее воздействие на целлюлозолитическую активность. Механизм управления включается при достижении фитомассы и проективного покрытия некоторого порогового уровня. Вполне вероятно, что важную роль играет также архитектура растительного покрова как соотношение наземных биогеогоризонтов. Можно предположить, что температура почвы (технозема) является важным фактором, который влияет на общий уровень деструкционных процессов, в том числе и целлюлозолитическую активность. Напочвенная фитомасса оказывает мощное пертинентное (средообразующее) воздействие, в результате чего трансформируется микроклимат растительных группировок. Снижение температуры почвы под пологом растительности можно рассматривать как механизм, который приводит к уменьшению целлюлозолитической активности в почве при увеличении фитомассы.

Таким образом, целлюлозолитическая активность является важным показателем интенсивности деструкционных процессов в почве. Это свойство определяется типом технозёмов. Растительность оказывает регулирующее воздействие на интенсивность разложения целлюлозы.

5. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ЭДАФИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ТЕХНОЗЁМОВ

5.1. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ АГРЕГАТНОГО СОСТАВА ПОЧВ

В ходе рекультивации земель целенаправленно создаются почвоподобные тела, называемые иногда почвами (Герасимова и др., 2003). По классификации, предложенной Л.В. Етеревской и др. (2008), все почвы, сформированные в результате действия антропогенного фактора, объединяются в класс антропогенных почв. В этом классе выделяется ряд рекультивированных, или техногенных почв. В ряду «техногенные почвы» выделяются генетические типы по строению техногенного профиля: педоземы и литоземы, дерново-литогенные. Профиль педоземов состоит из двух горизонтов – верхнего насыпного гумусированного слоя почвы и нижнего, который состоит из переотложенных пород или отвальной смеси горных пород. Литоземы с поверхности сложены горными породами, их профиль состоит из одного горизонта. Дерново-литогенные техноземы формируются на литоземах и по мере развития под воздействием биологического фактора почвообразования они приобретают зональные особенности. Профиль этих почв представлен двумя горизонтами: верхним гумусово-аккумулятивным маломощным, отражающим развитие процессов почвообразования на начальной стадии, и нижним, сформированным горными породами (Етеревська та ін., 2008).

На территориях, измененных добычей полезных ископаемых, встречаются «не-почвы», к которым относятся материалы, образовавшиеся в результате хозяйственной или промышленной деятельности (золы, шлаки, шламы). В состав почвенного покрова техногенно измененных территорий входят естественные почвы, молодые почвы на техногенных грунтах (эмбриоземы), природно-техногенные почвы (хемопочвы, технопочвы), почвоподобные тела и почвы (хемоземы и техноземы), природные и неприродные грунты (Герасимова и др., 2003).

Традиционная система земледелия ориентирована на однородное восприятие поля, игнорируя естественным образом присущую изменчивость почвенных условий между и в пределах поля. Без при-

менения системы глобального позиционирования (GPS) и оборудования для точного измерения урожайности было трудно установить и задокументировать изменчивость в пространстве урожайности сельскохозяйственных культур и почвенных свойств. В последние годы получены убедительные свидетельства того, что пространственная изменчивость в пределах поля очень велика и достигает уровня 2–4 раз или более для урожайности (Birrel et al., 1995; Kaffka et al., 2005; Verhagen et al., 1995) и более чем порядка величин для почвенных свойств (Corwin et al., 2003; Jury, 1986).

Пространственная вариабельность урожайности является результатом комплексного взаимодействия биологических (вредители, дождевые черви, микроорганизмы), эдафических (соленость, органическое вещество, питательные вещества, почвенная структура), антропогенных (уплотнение почвы сельхозорудиями), топографических (наклон, высота рельефа) и климатических (относительная влажность, температура, осадки) факторов.

Фундаментальным компонентом оценки *качества почвы* на масштабном уровне поля является установление пространственного распределения почвенных свойств, которые влияют на важные цели управления (максимизация сельскохозяйственной продуктивности, минимизации воздействия на окружающую среду, максимизацию повторного использования отходов) и производные функции (био-разнообразие, фильтрация и буферные свойства почвы, круговорот питательных веществ, физическая стабильность, резистентность и эластичность) (Jury, 1986). Недостаточно сделать отдельное измерение в пределах поля для характеристики почвенного качества. Напротив, необходимое число измерений должно быть проведено в *особых точках* для репрезентативной характеристики пространственного распределения существующих почвенных кондиций, которые влияют на сельскохозяйственную деятельность, обусловленную почвенными свойствами (Corwin et al., 2003).

Таким образом, оценка качества почвы требует количественных данных по каждому индикаторному свойству, связанному с почвенным качеством, и информации о пространственной вариабельности этих индикаторных свойств (Verhagen et al., 1995).

Важной задачей является изучение пространственной изменчивости агрегатного состава техноземов, как важнейшего индикатора качества почв, и интенсивности процесса рекультивации (Волох, Трухов, 1987; Волох, Узбек, 2010; Шемавнев и др., 2005).

При рекультивации следует различать представление о структуре морфологической и агрономической. В морфологическом понимании структура – это размер и форма отдельностей (агрегатов): кубовидная, призмовидная и плитовидная. Агрономически ценной является структура водопрочная с высокой порозностью (Кобец и др., 2012).

Агрегатный анализ методом Н.И. Саввинова показал, что в образцах пород, отобранных с борта карьера, количество глыбистых агрегатов увеличивается с глубиной: лессовидные суглинки 22,5–54,4 %, красно-бурая глина 70,0 %, серо-зелёная глина 78,7 % (Вадюнина, Корчагина, 1986). Количество микроагрегатов у этих пород незначительное (1,1–3,5 %). У красно-бурой и серо-зелёной глин макроструктура представлена крупноореховатыми округлыми и плитчатыми агрегатами. Коэффициент структурности по результатам сухого просеивания пород у лессовидных суглинков составил 2,2, красно-бурой и серо-зелёной глин 1,2 и 1,0 соответственно (Кобец и др., 2012).

У субстратов, сложенных мезоструктурными агрегатами (10–0,25 мм), которые под действием воды не размокают или частично распадаются на мелкие агрегаты, формируются хорошие водно-физические условия. Бесструктурные породы заплывают при их интенсивном увлажнении, в эдафотопе ухудшается аэрация, а при высыхании на поверхности образуется корка.

Водопрочность вскрышных пород следует учитывать при формировании отвалов (особенно внешних) и рекультивации. Установлено, что породы имеют различную водопрочность: лессы, лессовидные суглинки обладают неводопрочной структурой, а красно-бурые и серо-зелёные глины характеризуются высоким показателем водопрочности (Кобец и др., 2012).

Среднее количество водопрочных агрегатов (метод Н.Е. Бекаревича) у лессовидных суглинков, в зависимости от размеров микроагрегатов, составляло 0,9–4,1 %, красно-бурой и серо-зелёной глин 64,6–79,8 и 68,3–88,1 % соответственно. Высокая водопрочность вскрышных пород неогеновой системы обусловлена плотной упаковкой микрочастиц, наличием очень тонких некапиллярных пор, что уменьшает проникание воды внутрь макроструктурных отдельностей.

Оценку водопрочности вскрышных пород при формировании техногенных ландшафтов и их рекультивации, а также имеющих различную породу прочности агрегатов (стойкое химическое и физико-

химическое закрепление коллоидов, неводопроницаемость в виду наличия в основном тонких некапиллярных пор) следует проводить по количеству водопрочных комков во фракции сухого просеивания 0,5–0,25 мм (Кобец и др., 2012).

Установлено, что средняя водопрочность такой фракции у лессовидных суглинков составляет 1,1–2,8 %, красно-бурых суглинков 20,1–24,9 %, красно-бурой глины 61,4–64,6 %, серо-зелёной глины 62,3–67,4 %, насыпного плодородного слоя почвы (чернозём обыкновенный) – 7,6–26,9 %.

Таким образом, при разработке карьеров и рекультивации сложных техноэкосистем понятие, сущность и показатель гранулометрического состава и структуры вскрышных пород и плодородного слоя почвы имеют полифункциональное значение – генетическое, агрономическое, мелиоративное и экологическое. Кроме того, при селективной транспортно-отвальной системе вскрышных работ появляется техническая возможность коренным образом изменить (улучшить) тяжелые породы методом «пескования», «лессования», а легких, наоборот, «глинованием». В экологизированных горнотехнических проектах рекультивации такие приёмы будут способствовать формированию контролируемых некоторых физических параметров восстановленных эдафотопов (Кобец и др., 2012).

В пределах экспериментального участка представлены четыре основных типа техноземов: серо-зеленые глины, лессы, красно-бурые глины и насыпной слой чернозема. Наряду с типовыми модельными пробными площадками в пределах экспериментального участка представлено большое количество переходных вариантов. На основании изучения совокупности свойств техноземов была предложена карта почвенных ареалов в пределах изучаемой территории (Кунах, Коляда, 2010).

При анализе агрегатного состава почв мы исходим из нуль-гипотезы – типы техноземов, представленные в пределах экспериментального участка, не различаются по количественному соотношению различных размерных групп почвенных агрегатов. Обратное свидетельствует о специфике процессов образования агрегатной структуры в различных типах (Яшна, Жуков, 2012).

Анализ полученных данных показывает, что преобладающей фракцией являются агрегаты с размерами 1–3 мм (29,69 %) и более 10 мм (25,95 %) – табл. 18. Несколько уступают по относительной доле фракции размером 3–5 мм, прочие фракции характеризуются

Таблица 18. Статистические характеристики агрегатного состава техноземов

| Фракция, мм | Среднее | Доверительный интервал | |
|---|---------|------------------------|-------|
| | | -95 % | +95 % |
| 1 | 2 | 3 | 4 |
| В целом по участку (N = 160) | | | |
| > 10 | 25,95 | 24,53 | 27,37 |
| 7-10 | 7,42 | 7,16 | 7,68 |
| 5-7 | 6,73 | 6,48 | 6,98 |
| 3-5 | 12,78 | 12,23 | 13,34 |
| 1-3 | 29,69 | 29,02 | 30,36 |
| 0,5-1 | 6,73 | 6,42 | 7,03 |
| 0,25-1 | 6,88 | 6,45 | 7,30 |
| < 0,25 | 3,83 | 3,56 | 4,11 |
| Насыпной слой чернозема (N = 18) | | | |
| > 10 | 26,30 | 22,04 | 30,55 |
| 7-10 | 6,42 | 5,73 | 7,11 |
| 5-7 | 5,21 | 4,70 | 5,71 |
| 3-5 | 9,11 | 7,64 | 10,58 |
| 1-3 | 30,31 | 27,87 | 32,74 |
| 0,5-1 | 8,47 | 7,42 | 9,52 |
| 0,25-1 | 9,98 | 8,63 | 11,33 |
| < 0,25 | 4,21 | 3,44 | 4,97 |
| Красно-бурые глины (N = 31) | | | |
| > 10 | 33,42 | 30,59 | 36,24 |
| 7-10 | 6,32 | 5,82 | 6,82 |
| 5-7 | 5,80 | 5,33 | 6,26 |
| 3-5 | 9,97 | 9,08 | 10,85 |
| 1-3 | 27,24 | 26,02 | 28,45 |
| 0,5-1 | 6,95 | 6,37 | 7,53 |
| 0,25-1 | 7,04 | 6,17 | 7,91 |
| < 0,25 | 3,27 | 2,71 | 3,83 |
| Лессы (N = 46) | | | |
| > 10 | 22,77 | 20,63 | 24,92 |

Окончание табл. 18

| 1 | 2 | 3 | 4 |
|--|-------|-------|-------|
| 7-10 | 7,84 | 7,40 | 8,28 |
| 5-7 | 7,26 | 6,81 | 7,72 |
| 3-5 | 14,34 | 13,62 | 15,06 |
| 1-3 | 29,82 | 28,69 | 30,96 |
| 0,5-1 | 6,50 | 5,92 | 7,07 |
| 0,25-1 | 6,65 | 5,91 | 7,38 |
| < 0,25 | 4,82 | 4,38 | 5,26 |
| Лессы с содовым засолением (N = 27) | | | |
| > 10 | 21,08 | 17,08 | 25,07 |
| 7-10 | 8,24 | 7,50 | 8,98 |
| 5-7 | 7,60 | 6,99 | 8,21 |
| 3-5 | 15,76 | 14,27 | 17,24 |
| 1-3 | 30,77 | 29,10 | 32,43 |
| 0,5-1 | 6,20 | 5,55 | 6,84 |
| 0,25-1 | 5,82 | 4,91 | 6,74 |
| < 0,25 | 4,54 | 3,80 | 5,27 |
| Серо-зеленые глины (N = 38) | | | |
| > 10 | 26,99 | 24,46 | 29,53 |
| 7-10 | 7,70 | 7,26 | 8,14 |
| 5-7 | 6,93 | 6,48 | 7,39 |
| 3-5 | 12,82 | 12,00 | 13,64 |
| 1-3 | 30,46 | 28,90 | 32,03 |
| 0,5-1 | 6,37 | 5,69 | 7,06 |
| 0,25-1 | 6,30 | 5,45 | 7,15 |
| < 0,25 | 2,42 | 2,00 | 2,84 |

участием в агрегатной структуре на уровне 3,83–7,42% (Демидов и др., 2010).

Полученные данные свидетельствуют также о том, что типы техноземов существенно отличаются агрегатной структурой. Эти различия являются следствием особенностей почвообразования и соотношения процессов агрегатообразования и разрушения агрегатов в различных типах техноземов.

Необходимо отметить также значительный уровень изменчивос-

ти показателей агрегатной структуры в пределах отдельных типов техноземов. Для исследования возможности дифференциации типов техноземов по их агрегатной структуре и выяснения вопроса о достоверности этих различий был проведен дискриминантный анализ. Агрегатная структура выражается в процентах и в сумме составляет 100 %, поэтому показатель по каждой фракции нельзя считать независимым. Следовательно, классический дискриминантный анализ для такого типа данных неприменим, и мы использовали общую модель факторного анализа (табл. 19).

Таблица 19. Коэффициенты корреляции дискриминантных функций и показателей агрегатной структуры (сигма-ограниченная параметризация)

| Фракция | Функция | | | |
|-----------------------------|---------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Агрегатная структура | | | | |
| > 10 мм | -0,37 | 0,06 | 0,82 | -0,02 |
| 7–10 мм | 0,35 | 0,36 | -0,33 | -0,30 |
| 5–7 мм | 0,43 | 0,42 | 0,05 | -0,58 |
| 3–5 мм | 0,65 | 0,40 | -0,09 | 0,16 |
| 1–3 мм | 0,12 | 0,16 | -0,76 | 0,25 |
| 0,5–1 мм | -0,19 | -0,40 | -0,45 | 0,29 |
| 0,25–1 мм | -0,24 | -0,54 | -0,71 | -0,23 |
| < 0,25 мм | 0,33 | -0,88 | -0,16 | -0,03 |
| Статистики | | | | |
| Собственное число | 1,81 | 0,36 | 0,05 | 0,01 |
| Каноническая R | 0,80 | 0,51 | 0,22 | 0,08 |
| Лямбда Уилкса | 0,25 | 0,70 | 0,95 | 0,99 |
| Хи-квадрат | 213,87 | 55,56 | 8,53 | 1,05 |
| Степени свободы | 28,00 | 18,00 | 10,00 | 4,00 |
| p-уровень | 0,00 | 0,00 | 0,58 | 0,90 |

Первые две дискриминантные функции несут основные различительные (дискриминантные) способности агрегатной структуры для дифференциации типов техноземов. Первая дискриминантная функция отражает противоположную динамику изменчивости агрегатных фракций более 10 мм, с одной стороны (коэффициент корреляции с функцией 1 этого показателя –0,37), и фракция 3–10 мм – с другой (коэффициенты 0,65; 0,43 и 0,35 соответственно для фракций 3–5; 5–7 и 7–10 мм). Вторая дискриминантная функция описывает противоположную изменчивость доли в агрегатной структуре мелких фракций (менее 0,25 мм – 1 мм), с одной стороны, и крупных (3–10 мм, но не более 10 мм) – с другой.

Центроиды определяются как наиболее типичные точки для техноземов в дискриминантном пространстве, а ареалы формируются как полигоны Вороного, т.е. в пределах каждого полигона любая точка наиболее близка к конкретному центроиду (рис. 20).

Центроиды определяются как наиболее типичные точки для техноземов в дискриминантном пространстве, а ареалы формируются как полигоны Вороного, т.е. в пределах каждого полигона любая точка наиболее близка к конкретному центроиду (рис. 20).

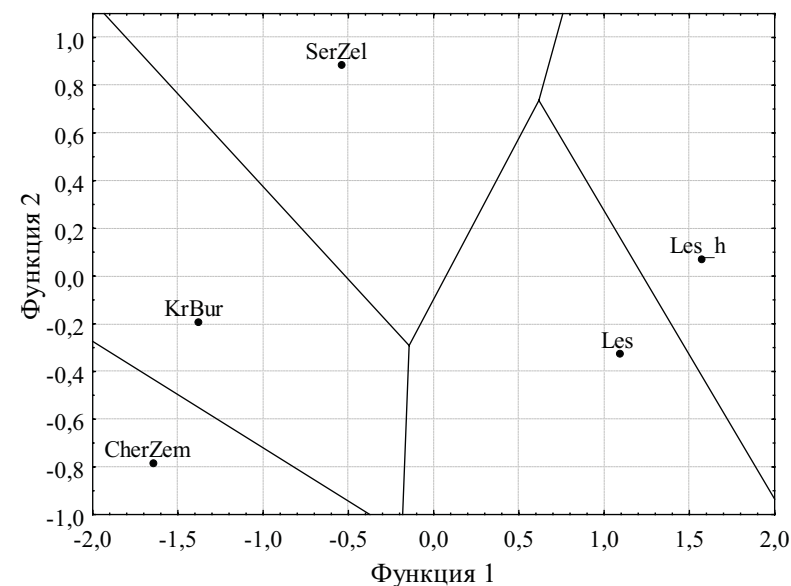


Рис. 20. Ареалы техноземов в пространстве первых двух дискриминантных функций: Les_h – лессы с засолением; Les – лессы; SerZel – серо-зеленые глины; CherZem – насыпной слой чернозема; KrBur – красно-бурые глины (здесь и далее)

Близость точки, соответствующей конкретному образцу технозема, к центроиду класса (тип технозема) является критерием диагностики данного образца как принадлежащего к определенному типу технозема.

Дискриминантная функция 1 разделяет лессы, с одной стороны, а красно-бурые глины и насыпной слой чернозема – с другой стороны. Серо-зеленые глины занимают промежуточное положение по

этой функции. Таким образом, можно утверждать, что лессы по агрегатной структуре характеризуются преобладанием фракций 3–5 и 5–7 мм (и отчасти менее 0,25 и 7–10 мм) в сравнении с насыпным слоем чернозема и красно-бурими глинами, для которых характерно преобладание крупных агрегатных отдельностей (более 10 мм) и мелких агрегатов 0,25–1 мм.

Дискриминантная функция 2 дифференцирует серо-зеленые глины и насыпной слой чернозема, красно-бурые глины и лессы занимают промежуточное положение. Следовательно, характерной особенностью серо-зеленых глин является преобладание агрегатных фракций 3–10 мм, а особенностью насыпного слоя чернозема – повышенное содержание мелких фракций (менее 0,25–1 мм).

В пространстве первых двух дискриминантных функций насыпной слой чернозема и красно-бурые глины близко расположены друг к другу, что свидетельствует о высоком сходстве агрегатной структуры этих образований. Дискриминантная функция 3 позволяет их дифференцировать. Красно-бурые глины отличаются повышенной долей фракции агрегатов размером более 10 мм, а для насыпного слоя чернозема характерна большая доля мелких и средних фракций от менее 0,25 до 3 мм.

Важное значение имеет подтверждение статистической достоверности различий между агрегатными структурами, характерными для техноземов. Для решения этой задачи был проведен *F*-тест различий квадратов расстояния Махаланобиса между центроидами техноземов в дискриминантном пространстве (табл. 20).

Для всех типов техноземов различия в их агрегатной структуре достоверны. Варианты лёссов с различным уровнем засоления по своей агрегатной структуре статистически не различаются.

Таблица 20. Тест значимости различий квадратов расстояний Махаланобиса для центроидов ареалов техноземов*

| Тип технозема | CherZem | | KrBur | | SerZel | | Les | | Les_h | |
|---------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>F</i> | <i>p</i> | <i>F</i> | <i>p</i> |
| CherZem | - | - | 2,69 | 0,01 | 7,10 | 0,00 | 14,48 | 0,00 | 16,97 | 0,00 |
| KrBur | 2,69 | 0,01 | - | - | 5,44 | 0,00 | 16,22 | 0,00 | 18,03 | 0,00 |
| SerZel | 7,10 | 0,00 | 5,44 | 0,00 | - | - | 11,93 | 0,00 | 11,21 | 0,00 |
| Les | 14,48 | 0,00 | 16,22 | 0,00 | 11,93 | 0,00 | - | - | 1,03 | 0,42 |
| Les_h | 16,97 | 0,00 | 18,03 | 0,00 | 11,21 | 0,00 | 1,03 | 0,42 | - | - |

**F*-тест для 7 и 149 степеней свободы, сигма-ограниченная параметризация.

Несмотря на статистическую достоверность различий в агрегатной структуре между типами техноземов, агрегатная структура почвенного покрова в пределах изучаемой территории представляет собой континуальный переход между характерными типами, из-за чего результативность диагностики типов черноземов только на основании агрегатной структуры невысока (табл. 21).

Точность классификации типов техноземов варьирует от 47,06 % для насыпного слоя чернозема до 72,97 % для серо-зеленых глин. Такой результат свидетельствует о градиентных, а не дискретных в пределах данного масштабного уровня переходах между типами техноземов в отношении их агрегатной структуры. Это позволяет в дальнейшей части работы применять континуальные методы геостатистического анализа для всего экспериментального полигона в целом.

Пространственная изменчивость агрегатных фракций в пределах изучаемого полигона показана на рис. 21. Для каждого пространственного паттерна были рассчитаны коррелограммы Морана.

Как видно из представленных данных (рис. 22,а), в диапазоне расстояний 0–75 м наблюдается статистически достоверная автокорреляция (несколько ниже достоверного уровня диапазон 50–66 м), для дистанций 88–157 м – отрицательная. Такой тип коррелограмм описывает пространственную структуру «*sharp step*» – крутой уступ, тренд с резким переходом от одного уровня к другому (Legendre, Fortin, 1986). Это предположение подтверждается при анализе карты распределения фракции более 10 мм по территории участка (рис. 21,а).

Таблица 21. Классификационная матрица*

| Тип технозема | % правильной классификации | CherZem | KrBur | SerZel | Les | Les_h |
|---------------|----------------------------|---------|-------|--------|-------|-------|
| CherZem | 47,06 | 8,00 | 8,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 |
| KrBur | 60,61 | 2,00 | 20,00 | 9,00 | 2,00 | 0,00 |
| SerZel | 72,97 | 1,00 | 4,00 | 27,00 | 3,00 | 2,00 |
| Les | 61,90 | 2,00 | 1,00 | 4,00 | 26,00 | 9,00 |
| Les_h | 41,94 | 0,00 | 1,00 | 5,00 | 12,00 | 13,00 |
| Всего | 58,75 | 13,00 | 34,00 | 45,00 | 44,00 | 24,00 |

*Строки – наблюдаемая классификация, столбцы – предсказанная на основании агрегатной структуры.

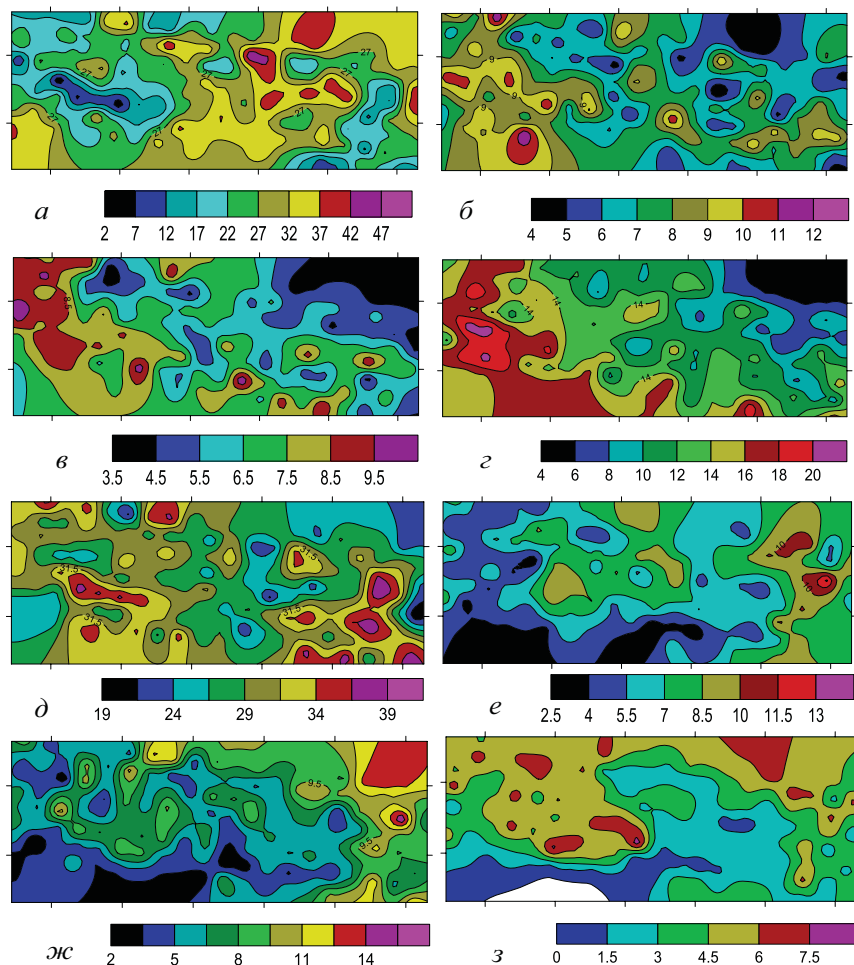


Рис. 21. Пространственное распределение агрегатов и размер их фракций: *a* – > 10 мм; *б* – 7–10 мм; *в* – 5–7 мм; *г* – 3–5 мм; *д* – 1–3 мм; *е* – 0,5–1 мм; *ж* – 0,25–1 мм; *з* – < 0,25 мм

Четко прослеживается область в диагональном направлении, где отмечена высокая доля фракции агрегатов размером более 10 мм, которая и формирует «крутой уступ» с достаточно четко обозначенными границами перехода к зоне с меньшей долей этой фракции.

Для агрегатов размером 7–10 мм отмечена тенденция к асимметричному распределению, однако коэффициент асимметрии этого показателя (0,19) значимо не отличается от нуля. Статистический закон этой величины может быть описан нормальным законом (тест Кол-

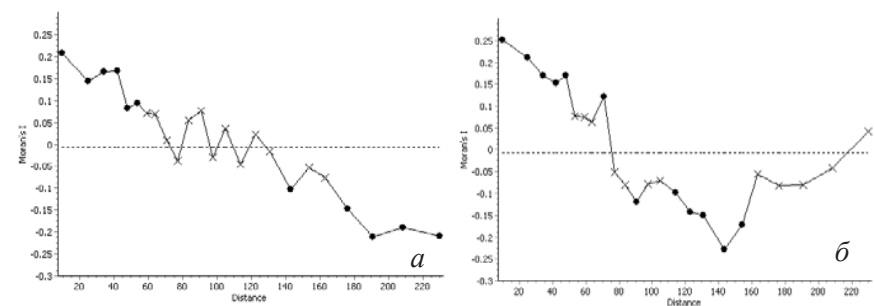


Рис. 22. Correlogramma пространственной изменчивости (индекс Морана) агрегатной фракции: *a* – размер более 10 мм техноземов; *б* – 7–10 мм; кружки – достоверные индексы; крестики – достоверно от нуля не отличаются

могорова–Смирнова – $d = 0,049$). Форма correlogramмы соответствует градиентной пространственной структуре (Legendre, Fortin, 1989) – рис. 22,б.

Градиентный характер изменения агрегатной фракции 7–10 мм в пределах участка четко прослеживается при изучении карты этого показателя (рис. 21,б). Восточная часть экспериментального участка характеризуется более высокой долей фракции 7–10 мм (9–14 %) и в западном направлении постепенно (градиентно) переходит в область с небольшой долей этой фракции (2–5 %).

Распределение агрегатов размерами 5–7 мм характеризуется значимо отличными от нуля асимметрией (0,83) и эксцессом (0,58). Такие статистические свойства характерны для двувоспешных распределений. Correlogramma (рис. 23,а) соответствует градиентному изменению в пространстве признака (Legendre, Fortin, 1989).

Пространственное поведение доли фракций 5–7 мм показано на рис. 21,в. Как и в случае с фракцией 7–10 мм, общий градиент изменчивости доли фракции от большего к меньшему направлен с востока на запад.

Фракции размерами 0,5–1; 1–3 и 3–5 мм характеризуются нормальным распределением. Изменчивость этих показателей в пространстве представлена на рис. 21,г,д,е. Correlogramma пространственной изменчивости агрегатов фракции 3–5 мм описывает градиентное изменение признака, однотипна графикам для фракций 5–7 и 7–10 мм, поэтому здесь не приводится.

Correlogramma пространственной изменчивости фракции 1–3 мм отличается от ранее рассмотренных (рис. 23,б). Для неё характерна

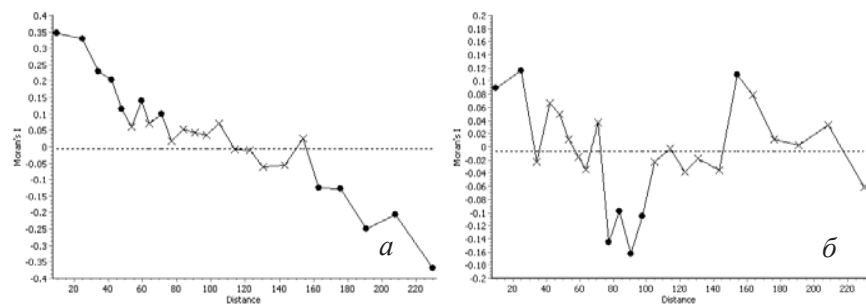


Рис. 23. Коррелограмма пространственной изменчивости (индекс Морана) агрегатной фракции: а – 5–7 мм; б – 1–3 мм; кружки – достоверные индексы; крестики – достоверно от нуля не отличаются

положительная автокорреляция на малых дистанциях (до 30 м), отрицательная автокорреляция в диапазоне 75–102 м и положительная автокорреляция между точками отбора проб на расстоянии 150–157 м. Такая форма коррелограммы описывает пространственную структуру «*single thin bump*» – локальное поднятие (Legendre, Fortin, 1989), т.е. ограниченная область с более высоким уровнем признака.

Такая область прослеживается на карте распределения фракции 1–3 мм, которая расположена на юго-западном участке экспериментального полигона (рис. 21, д).

Коррелограмма пространственной изменчивости агрегатов фракции 0,5–1 мм описывает процесс, который можно назвать «колебательный градиент» (рис. 24, а). Как и для типичного градиентного процесса, наблюдается положительная автокорреляция при малых расстояниях между точками отбора проб и отрицательная автокорреляция – при больших. Однако область статистически достоверных отрицательных автокорреляция прерывается в диапазоне 150–217 м.

На карте «колебание» градиента выглядит как отдельная область в центре участка с повышенной долей фракции 0,5–1 мм, которая возникает на фоне закономерного уменьшения доли этой фракции в направлении с юго-востока на северо-запад (рис. 24, б).

Агрегаты размерами 0,25–1 мм и менее 0,25 мм характеризуются асимметричным распределением, которое может быть в большей степени описано гамма-законом.

Необходимо отметить, что карты формируют закономерную последовательность (рис. 21, а, б, д, е). Фракция 1–3 мм характеризуется градиентным изменением в направлении юго-восток–северо-запад,

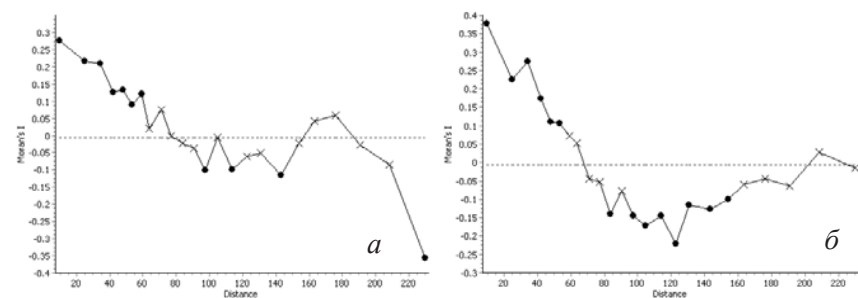


Рис. 24. Коррелограмма пространственной изменчивости (индекс Морана) агрегатной фракции: а – 0,5–1 мм; б – менее 0,25 мм; кружки – достоверные индексы; крестики – достоверно от нуля не отличаются

для фракций 0,5–1 и 0,25–0,5 мм этот градиент нарушается и превращается в «колебательный» градиент (коррелограмма фракции 0,25–0,5 мм однотипна фракции 0,5–1 мм, поэтому не показана) со сдвигом зоны максимумов соответствующих фракций в северном направлении.

Пространственная картина для фракции агрегатов размером менее 0,25 мм находится в тесной связи с пространственными свойствами фракций больших размеров, но при этом характеризуется особыми свойствами.

Коррелограмма описывает пространственный паттерн «*wide wave*» – широкая волна (Legendre, Fortin, 1989).

Типы техноземов, изученные в настоящем исследовании, характеризуются специфичной агрегатной структурой, что подтверждается статистически. Формирование мозаичного почвенного покрова возникло в результате особенностей закладки экспериментального участка (технический этап рекультивации) и многолетней сельскохозяйственной рекультивации.

Сложный и многовекторный характер процессов почвообразования в техноземах на участке рекультивации проявляет себя в том, что агрегатные фракции характеризуются специфичными особенностями своего пространственного распределения в пределах изучаемой территории.

Анализ агрегатной структуры имеет большое информационное значение в оценке качества сельскохозяйственных земель. Простота и дешевизна процедуры позволяют получать достаточное количество информации для геостатистического анализа. Этот подход можно

рекомендовать для оценки пестроты почвенного покрова и выделения единиц управления в системе точного земледелия для рекультивируемых земель.

5.2. ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ГУМУСА В ТЕХНОЗЕМАХ

Снятие и рациональное использование плодородного слоя почвы, мощность снимаемого плодородного и потенциально плодородного слоев почв, оценка уровня плодородия почв и отдельных генетических горизонтов почвенного профиля основных типов и подтипов почв, хранение плодородного слоя почвы регламентирует ГОСТ 17.4.3.02-85 (Кобец и др, 2012). Однако настоящий стандарт не обеспечивает адекватную агрохимическую оценку и технологические требования к охране плодородного слоя почвы в процессе его селективной разработки. ГОСТ имеет неточности (плодородный слой почвы использовать при биологической рекультивации) и ошибки (уровень плодородия снимаемого горизонта или его части приравнивается к уровню плодородия малопродуктивных угодий; последнее определение в агрономической литературе отсутствует, не нормируется).

Следовательно, стабильный во времени ресурсный потенциал зональных почв в виде природно-эффективного плодородия антропогенно и очень быстро эволюционирует в результате техногенеза. Эколого-экономическое состояние главного национального богатства в виде черноземов приобретает новый статус – плодородный слой почвы. Генетически и эволюционно сформированный элементарный почвенный ареал (часть педосферы) фосилизируется во временных буртах. Почва теряет способность выполнять функции воспроизводства ресурсов и среды, а также базового компонента биосферы.

Экологические функции почв (биоэнергетические, биогеохимические, гидрологические, газозоологические и биогеоценотические) коренным образом изменились в техногенных буртах плодородного слоя почвы.

Плодородие селективно сформированного плодородного слоя зональных почв характеризуется не столько определенным набором их агрохимических свойств (содержание и запас гумуса, запасы питательных веществ, гранулометрический и минералогический состав,

сложение почвы и структурное состояние, биологическая активность), сколько временем его хранения в буртах и методами «оживления техноземов» в фитомелиоративный период, новыми почвенными режимами, непосредственно влияющими на рост и развитие растений. Итоговым показателем качества рекультивированных земель являются их производительность, которая характеризуется урожайностью и качеством культур, а также экологическая устойчивость восстановленного агроландшафта (Кобец и др., 2012).

Плодородие искусственных почвенно-экологических систем, формируемых при техногенной трансформации (селективная разработка плодородного слоя зональных почв) чернозёмов, мы изучали путём определения плодородия почвенных масс каждого генетического горизонта чернозёмов в отдельности и в различных сочетаниях их смешивания. Критериями оценки был запас валового гумуса, вегетативная и генеративная продуктивность ярового ячменя, гороха, кукурузы на зерно в вегетативных и лабораторно-полевых опытах.

Сопоставление плодородия селективно разрабатываемого плодородного слоя почвы, сформированного различным долевым участием генетических горизонтов зональных почв, с плодородием Н, НР и РН_к горизонтов позволяет установить размер этих изменений и на этой основе определить мощность снимаемой почвы, рациональные схемы разработок чернозёмов фронтом работы карьера, провести моделирование и прогнозирование техногенных эдафических систем.

В результате опытов, проведенных академиком Н.Т. Масюком (1984), было установлено:

1. Потенциальное плодородие гумусового горизонта чернозёма южного тяжелосуглинистого по запасам валового гумуса в два раза выше горизонта НР и в 4 раза выше горизонта РН_к. Конкретизация и уточнение этого показателя должны проводиться на уровне отдельных родов, фаций, видов, разновидностей, разрядов и вариантов зональных почв.

2. Смешивание гумусового горизонта с первым переходным (Н+НР) приводит к разубоживанию зонального содержания гумуса и формированию плодородного слоя почвы, содержащего валового гумуса в 1,25 раза меньше, чем в горизонте Н, и в 1,2 раза больше, чем в НР.

3. От смешивания всех трех генетических горизонтов (Н+НР+РН_к) получается плодородный слой почвы со средним содержанием гумуса 3,1 %, что почти в 2 раза больше, чем в РН_к; в 1,1 раза больше, чем в НР; в 1,3 раза меньше, чем в Н.

4. Плодородие отдельных генетических горизонтов чернозема южного, выраженное запасами гумуса, составляет: Н – 100 %; НР – 71 %; РН_к – 46 % и Р_к – 18 %. При смешивании генетических горизонтов Н+НР – 87 %, двух переходных (НР+РН_к) – 60 % и всех трех (Н+НР+РН_к) – 78 %. Потенциальное плодородие плодородного слоя чернозема южного (Н+НР) в районе Керченского ЖРБ составляет в среднем 90 % от гумусово-аккумулятивного, а эффективное плодородие, оцененное по продуктивности мезотрофов – 79 %.

5. Экологический ряд, отражающий степень проявления эффективного плодородия отдельных генетических горизонтов чернозема южного и их смесей, по отношению к вегетативной и генеративной продуктивности ярового ячменя, имеет такую последовательность: Н→Н+НР→Н+НР+РН_к→НР→РН_к→Р_к.

Значение этого ряда распространяется на все мегатрофные растения – озимую пшеницу, озимую рожь, тритикале, овес, просо, сорго.

Вместе с тем, следует отметить некоторую условность приводимого экологического ряда, так как под влиянием факторов, повышающих эффективное плодородие (внесение органических, минеральных и бактериальных удобрений, фитомелиорация), различие между эффективным плодородием генетических горизонтов, их смесей и даже почвообразующей материнской породы может быть выровнено до уровня почвенной массы гумусового горизонта чернозема обыкновенного и чернозема южного.

Агрофизические показатели черноземов при селективной разработке, складировании в бурты и формировании двухъярусных эдафотопов (техноземов) значительно изменяются за счет деструктуризации, увеличения глыбистости, уплотнения структуры, снижения пористости и водопроницаемости, влагообеспечения и биологической активности. Селективно разработанный плодородный слой почвы в полях карьера – это антропогенная органо-минеральная смесь Н+НР или Н+Нр(і) горизонтов черноземных почв, которая при формировании рекультивированных эдафотопов (техноземов) имеет другие энергоаккумулирующие количественные и качественные показатели (Кобец и др., 2012).

Статистические характеристики содержания гумуса в техноземах. Вынесенные в отвалы горные породы третичных и четвертичных отложений формируют эдафотопы, которым нет аналогов в природе. Они характеризуются большой гетерогенностью, изменчи-

выми физико-химическими свойствами и незначительным содержанием элементов питания, особенно азота (Узбек, Галаган, 2004).

В результате наших исследований установлено, что содержание гумуса в техноземах подчиняется гамма-распределению (тест Колмогорова–Смирнова $d = 0,07$; $p = n.s.$; хи-квадрат тест 18,56; $p = 0,05$) – рис. 25. Линией показано ожидаемое гамма-распределение.

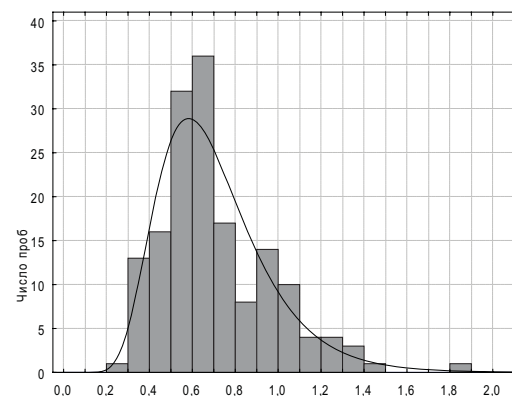


Рис. 25. Гистограмма распределения содержания гумуса в техноземах, %

Максимальным уровнем содержания гумуса характеризуется насыпной слой чернозема (в среднем – 0,84 %, только в процентах проб этот показатель превышает уровень 0,92 %) – табл. 22. В работе И.Х. Узбека и Т.И. Галаган (2004) для этого субстрата указано значение содержания гумуса, равное 1,96 %, в верхнем слое почвы 20 см. Очевидно, в цитируемом материале рассматривается наиболее типичный участок почвенного субстрата. В нашем исследовании приводятся данные для всего диапазона почвенного покрова, который можно отнести к насыпному слою чернозема. Переходные участки к другим типам техноземов характеризуются меньшим количеством гумуса, что, несомненно, сказывается на результирующей статистике. Анализ пространственного распределения гумуса по территории экспериментального участка показал, что локалитеты с высоким содержанием гумуса имеют очень ограниченное распространение. Для участка в целом характерны переходные зоны с высоким градиентом содержания гумуса и нерегулярностью границ.

Таким образом, мозаичность почвенного покрова рекультивируемых участков делает необходимым учет большего числа проб для статистически достоверной картины изучаемого явления.

Лессы и лессовидные суглинки характеризуются содержанием гумуса 0,70 % (95 % доверительный интервал – 0,65–0,75 %). Содер-

Таблица 22. Статистические характеристики содержания гумуса в техноземах экспериментального участка по рекультивации земель, %

| Тип технозема | Среднее | Доверительный интервал | | Число проб | Ст. отклонение | Ст. ошибка | CV, % |
|------------------------------|---------|------------------------|-------|------------|----------------|------------|-------|
| | | -95 % | +95 % | | | | |
| Серо-зеленые глины | 0,69 | 0,62 | 0,76 | 38 | 0,21 | 0,04 | 30,29 |
| Педозем | 0,84 | 0,76 | 0,92 | 37 | 0,24 | 0,06 | 28,22 |
| Красно-бурые глины | 0,54 | 0,49 | 0,59 | 43 | 0,15 | 0,02 | 28,42 |
| Лессы и лессовидные суглинки | 0,70 | 0,65 | 0,75 | 42 | 0,16 | 0,03 | 22,82 |

жание гумуса в лессовидных отложениях в местах их естественного залегания составляет 0,27–0,39 % (Бекаревич, 1971). Сразу после планирования поверхности при создании экспериментального участка в лессовидных суглинках количество гумуса составляло 0,45 % в верхнем слое 20 см (Горобец, 1975). После 15-летнего периода биологической рекультивации в лессовидном суглинке гумус находился на уровне 1,52 % (Бекаревич и др., 1989 – цит. по Тарика, 2006). Через 30 лет сельскохозяйственного использования количество гумуса в этом субстрате составило 1,05 % (Тарика, 2006). В работе И.Х. Узбека и Т.И. Галаган (2004) для содержания гумуса в лессовидном суглинке приводится значение 0,95 %. Причины существенных различий в количественных оценках состоят в статистической природе изучаемого параметра и особенностей его пространственного распределения.

Наши результаты свидетельствуют о том, что изучаемый признак имеет асимметричное распределение, поэтому средняя арифметическая как оценка математического ожидания случайной величины не является состоятельной, а даёт систематически завышенные значения.

Таким образом, для более корректной количественной оценки почвенных свойств, в том числе и содержания гумуса, необходимо учитывать статистические особенности изучаемого параметра и закономерности его пространственного распределения.

Серо-зеленые глины содержат гумуса несколько меньше, чем лессовидные отложения (0,69 %). Наименьшее количество гумуса отмечено для красно-бурых глин (0,54 %).

Пространственная автокорреляция количества гумуса. Пространственная структурированность характерна для большинства экологических переменных, поэтому при их количественном описании необходимо принимать во внимание пространственную автокорреляцию. О переменной говорят как об автокоррелированной, если возможно предсказать значение этой переменной в некоторой точке пространства (или времени) по известной величине этой переменной из другой точки, положение которой в пространстве (или во времени) известно (Legendre, Fortin, 1989).

Автокорреляция – это корреляция переменной самой с собой в пространстве. Если наблюдается превышение значений некоторой переменной выше уровня, который можно предполагать с точки зрения случайного распределения, то речь идет о положительной автокорреляции. Напротив, если значения переменной ниже случайного уровня, то это отрицательная автокорреляция. Автокорреляция не является одинаковой во всех интервалах расстояний между точками. Наиболее часто для экологических данных наблюдается положительная автокорреляция на малых интервалах между точками, т.е. пространственно близкие точки характеризуются подобными значениями экологических характеристик. В условиях градиента положительная автокорреляция сочетается с негативной для более длинных дистанций, т.е. удаленные точки различаются по своим экологическим показателям (Legendre, Fortin, 1989). Агрегированная структура, которая повторяется с некоторым интервалом, будет показывать положительную автокорреляцию для дистанций, соответствующих промежуткам между центрами пятен агрегаций. Отрицательная автокорреляция для малых дистанций отражает либо явление избегания (что наблюдается для регулярно размещенных растений либо одиночных животных), либо тот факт, что шаг отбора проб (интервал) слишком велик в сравнении с размером пятен. Так что любое данное агрегационное пятно представлено не более чем одной пробой, поэтому следующая проба всегда попадает в промежуток между пятнами. И если автокорреляция, заметим, не обнаружена для данного масштаба, то это не значит, что её нет для иного масштабного уровня (Legendre, Fortin, 1989).

Пространственная автокорреляция приводит к нарушению предположений, на основе которых строится применение классических статистических методов выявления связи между переменными. В случае пространственно коррелированных данных, выявление кор-

реляции не всегда свидетельствует о реальном её наличии. Корреляция может быть следствием общего градиента, который влияет на две изучаемые величины (Rossi, 1996).

Для выявления автокорреляции используют коэффициенты Морана (Moran, 1950) и Джери (Geary, 1954). Данные группируются в классы расстояний d , таким образом y_i и y_j находятся на расстоянии d . Параметр w_{ij} является весовой функцией, которая принимает значения 1, если точки принадлежат к одному классу дистанций и 0 – в обратном случае. Параметр W является суммой w_{ij} , т.е. представляет число пар, на основании которых рассчитывается коэффициент для интервала d . Положительные значения индекса Морана и значения меньше 1 для индекса Джери соответствуют положительной автокорреляции.

График коэффициентов автокорреляции против классов расстояний называется коррелограммой. Каждый коэффициент может быть протестирован на статистическую значимость. Форма коррелограммы дает информацию о пространственной структуре изучаемого показателя. Характерные формы коррелограмм связаны с определенными типами пространственного распределения признаков (Legendre, Fortin, 1989). Однако в целом эта связь неоднозначна, поэтому изучение коррелограммы должно быть проведено с картографическим отображением признака.

Коррелограммы количества гумуса на экспериментальном участке рекультивации земель представлены на рис. 26.

Индекс Морана и Джери дают сходные сведения о пространственной изменчивости количества гумуса. Позитивная автокорреля-

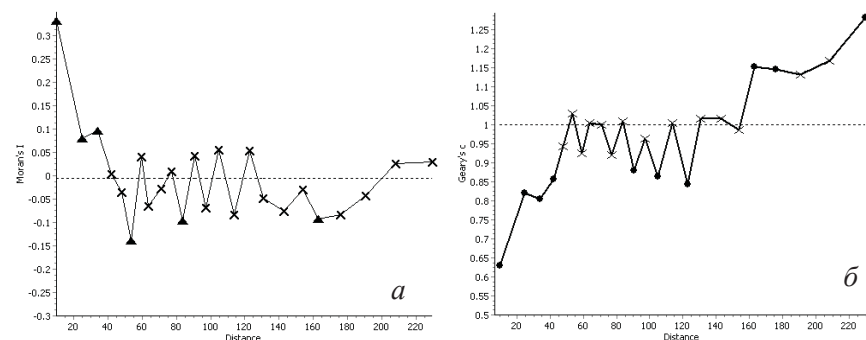


Рис. 26. Коррелограмма количества гумуса: а – индекс Морана; б – индекс Джерри; треугольники – достоверные индексы; крестики – достоверно от нуля не отличаются

ция наблюдается в диапазоне от 0 до 38 м (индекс Морана) и от 0 до 46 м (индекс Джери). Это свидетельствует о том, что шаг отбора проб меньше, чем естественная пятнистость пространственного распределения гумуса. Первый минимум коррелограммы соответствует дистанции 49–57 м, что можно рассматривать как расстояние между пиками и впадинами пространственного распределения гумуса.

Изучение карты пространственного распределения гумуса по территории экспериментального участка (рис. 27) показывает, что действительно размеры зон максимумов и минимумов количества гумуса в технозомах составляют около 40–50 м, а расстояние между максимумами и минимумами – 50–70 м, что полностью соответствует данным, полученным при анализе коррелограмм.

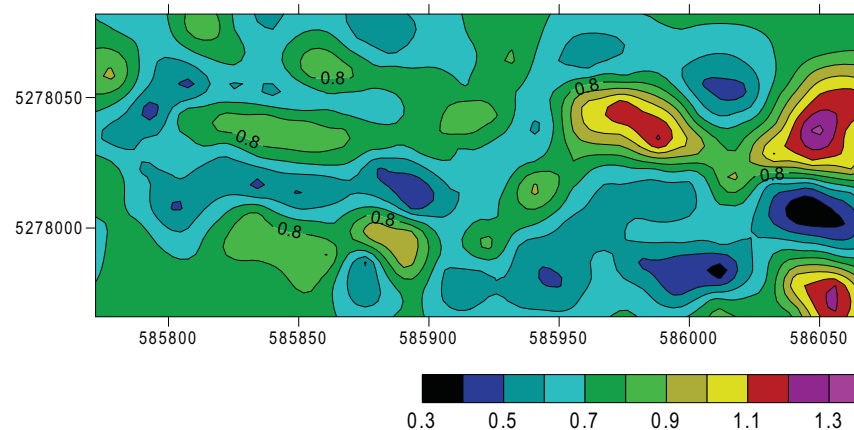


Рис. 27. Пространственное распределение гумуса, %

Оценка отношений между переменными обычно проводится на основании коэффициента корреляции. Такой подход основывается на предположении о взаимной независимости измерений в выборке. Пространственная автокорреляция данных нарушает предположение о независимости измерений в выборке. В геостатистике взаимоотношения между автокоррелированными переменными оценивают с помощью кроссвариограммы. Кроме вариограммы для этих целей может быть применена статистика Мантеля (Mantel, 1967).

Тест Мантеля позволяет найти коэффициент корреляции между двумя матрицами подобия либо различия (дистанций). В качестве мер подобия–различия могут применяться различные меры, матрицы могут формироваться для многомерных либо одномерных данных. Матрицы могут быть сформированы из данных по географич-

ческим расстояниям и из данных по расстояниям в экологическом (в общем смысле этого понятия) пространстве. Если в изменчивости экологического пространства присутствует географическая компонента, то будет наблюдаться корреляционная зависимость между этими матрицами. Необходимо отметить, что статистика Мантеля является мерой корреляции между матрицами, а это не тождественно корреляции между переменными, на основании которых эти матрицы построены.

Коэффициент корреляции Мантеля матрицы расстояний количества гумуса и массы растительного сообщества между точками отбора проб равен 0,13 ($p = 0,01$). Высокий уровень значимости меры связи отображает факт зависимости пространственной изменчивости фитомассы от количества гумуса в технозомах.

Между количеством гумуса и цветовыми характеристиками техноземов (матрица построена на основании трех переменных – цветовых каналов R, G, B) существует сильная достоверная зависимость ($r = 0,32$; $p = 0,00$). Это свидетельствует о том, что цвет техноземов зависит от количества гумуса, что в свою очередь может быть использовано для экспресс-оценки этого важного свойства почв.

Пространственная изменчивость количества гумуса сопряжена с изменением агрегатного состояния техноземов ($r = 0,08$; $p = 0,04$).

Количество гумуса и целлюлозолитическая активность техноземов не проявляют линейной зависимости (тест Мантеля $r = 0,02$; $p = 0,56$). Нет корреляции и между количеством гумуса и изменчивостью в пространстве электрической проводности ($r = 0,00$; $p = 0,98$), химизмом водной вытяжки ($r = 0,02$; $p = 0,66$; матрица мер расстояний в пространстве рН, общего количества солей, концентрации ионов хлора, кальция, магния, натрия, калия, сульфат-иона, гидрокарбонатов).

Корреляционная связь между двумя переменными оставляет открытым вопрос, являются ли на самом деле величины взаимозависимыми, либо эта связь есть результат подобной реакции на пространственный или временной тренд. Иначе говоря, возможен ли третий фактор, который влияет на первых два, в результате чего и возникает корреляционная зависимость. Эта задача решается путем выделения частных корреляций, связанных с пространственной компонентой. Для выделения частной компоненты корреляции двух матриц A и B , которая контролируется третьей матрицей C (для выделения пространственной компоненты матрица C – матрица географический расстояний), был разработан вычислительный метод (Smouse et al.,

1986). Производится вычисление теста Мантеля для матриц A' и B' , которые представляют собой остатки линейной регрессии A и B от C . Если как между матрицами A и B , так и между матрицами A' и B' ; наблюдается достоверная корреляция, то между матрицами A и B существует реальная связь. Если между матрицами A и B наблюдается достоверная корреляция, а между матрицами A' и B' корреляции нет, то причиной корреляционной связи между A и B есть свойство, описываемое матрицей C (если матрица C – матрица географических расстояний, то причиной является пространственный тренд).

Частный коэффициент корреляции Мантеля для фитомассы и количества гумуса для матрицы географических расстояний равен $r = 0,12$ ($p = 0,009$). Таким образом, можно утверждать, что количество гумуса оказывает прямое влияние на продуктивность растительных сообществ на участке рекультивации.

Частный коэффициент корреляции между количеством гумуса и цветовыми характеристиками почвы также указывает на прямой характер этой связи, не опосредованный пространственным трендом ($r = 0,31$; $p = 0,00$).

В свою очередь, отмеченная ранее связь между количеством гумуса и агрегатным составом техноземов является результатом сопряженной изменчивости этих показателей в ответ на пространственный тренд (частный коэффициент корреляции с учетом влияния матрицы географического расстояния $r = 0,06$; $p = 0,17$).

Классификация единиц почвенного покрова по количеству гумуса и агрегатному составу. Количество гумуса в технозомах и их агрегатный состав может лечь в основу проведения кластерного анализа с целью классификации почвенных образцов и дальнейшего картографирования техноземов в пределах экспериментального участка (рис. 28).

Известно, что в пределах экспериментального участка присутствуют четыре основных типа насыпных почвогрунтов: лессы и лессовидные суглинки, серо-зеленые глины, красно-бурые глины и насыпной слой чернозема. Дендрограмма, которая получена в результате кластерного анализа по данным о содержании гумуса и агрегатном составе, демонстрирует наличие четырех четко обособленных групп (кластеров), а также позволяет установить соотношение близости / различия между этими типами.

Для интерпретации выделенных кластеров на рис. 29 показаны

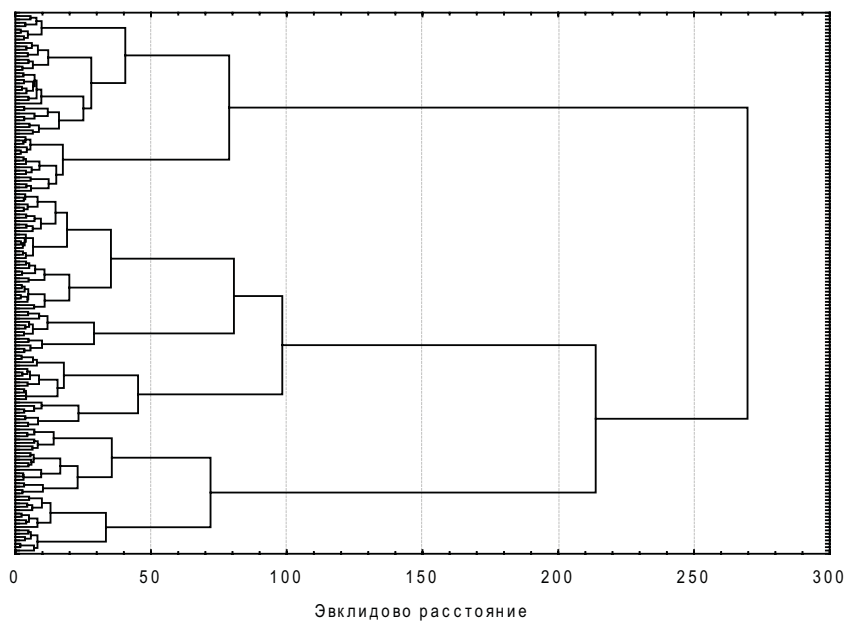


Рис. 28. Кластерный анализ почвенных образцов по их агрегатному составу и количеству гумуса (Эвклидово расстояние, метод Уорда)

статистические характеристики количества гумуса в соответствующих кластерах.

Кластер 2 четко отделяется от всех остальных групп техноземов и характеризуется наибольшим количеством гумуса, поэтому можно предполагать, что он характеризует агрегатную структуру насыпного слоя чернозема. Несколько особняком находится кластер 3 и характеризуется наименьшим содержанием гумуса. Вероятно, что

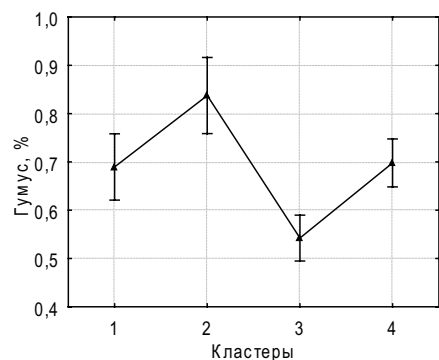
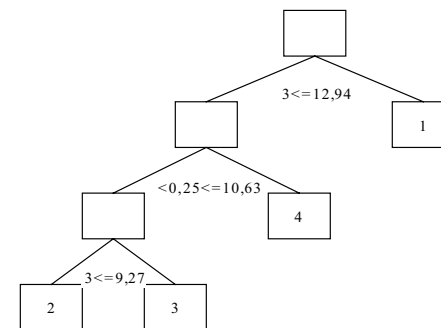


Рис. 29. Статистические характеристики количества гумуса в кластерах

Рис. 30. Классификационное дерево типов техноземов по агрегатному составу в качестве предикторов



этот кластер соотносится с красно-бурыми глинами. Кластеры 1 и 4 нельзя различить по содержанию гумуса, поэтому для их дифференциации необходима информация об агрегатном составе.

На основании структуры классификационного дерева (рис. 30) можно утверждать, что кластер 1 отличается от всех остальных типов техноземов участка наибольшим количеством фракции 3–5 мм (более 12,94 %). Если количество фракции 3–5 мм меньше 12,94 % (образец не относится к кластеру 1), но количество фракции почвенных частиц размером меньше 0,25 мм превышает 10,63 %, то эти образцы могут быть отнесены к кластеру 4. Кластеры 2 и 3, к которым относятся образцы, не удовлетворяющие приведенным условиям, различаются между собой по количеству фракции 3–5 мм. Если этот показатель превышает 9,27 %, то такой образец мы отнесем к кластеру 3; в обратном случае это будет кластер 2.

Классификационное дерево не дает необходимого уровня точности дифференциации типов техноземов при относительно простой структуре самого дерева классификаций. Безусловно, с помощью классификационного дерева можно получить сколь угодно точную степень классификации образцов, но взамен этого структура дерева будет слишком сложной для практического применения и для анализа изучаемого явления. Поэтому в дальнейшем анализе в качестве процедуры классификации с обучением нами выбран дискриминантный метод.

Анализ значимости дискриминантных корней показал необходимость применения первых трех для достаточного уровня дифференциации техноземов на экспериментальном участке (табл. 23).

Необходимо отметить, что дискриминантные функции могут рассматриваться как математические образы, которые отражают реальные физические процессы наибольшей дифференцирующей (дискриминантной) направленности.

Таблица 23. Хи-квадрат тест для информационно важных дискриминантных корней

| Удаленные корни | Собственное число | Каноническое R | Лямбда Вилкса | Хи-квадрат | df (степень свободы) | p-уровень |
|-----------------|-------------------|----------------|---------------|------------|----------------------|-----------|
| 0 | 1,40 | 0,76 | 0,26 | 207,14 | 27 | 0,00 |
| 1 | 0,41 | 0,54 | 0,62 | 73,44 | 16 | 0,00 |
| 2 | 0,15 | 0,36 | 0,87 | 21,31 | 7 | 0,01 |

Корень 1 определяется изменчивостью содержания в техноземах крупного и мелкого хряща (агрегаты размерами от 3 до 10 мм – Вильямс, 1947). Таким образом, изменчивость количества хряща в техноземах является важным дифференцирующим свойством.

Корень 2 преимущественно зависит от изменчивости количества гумуса в техноземах. На уровне агрегатной организации дифференцирующие свойства корня 2 обусловлены разнонаправленными изменениями содержания фракций 1–3 мм и 3–5 мм, с одной стороны, и агрегатами размерами менее 0,25 – с другой. Более высокое содержание гумуса в техноземах связано с увеличением агрегатов размерами менее 0,25 мм и уменьшением фракций 1–5 мм. Можно предположить, что в процессе почвообразования накопление гумуса сопряжено с разрушением более крупных фракций (3–5 мм) и превращением их в мелкие почвенные агрегаты.

Для выявления природы этих процессов необходимо рассмотреть структурную матрицу, в которой находятся коэффициенты корреляции

Таблица 24. Структурная матрица (коэффициенты корреляции) дискриминантных функций и переменных

| Переменная | Корень 1 | Корень 2 | Корень 3 |
|----------------------|----------|----------|----------|
| Агрегаты 7–10 мм | –0,33 | –0,07 | 0,43 |
| Агрегаты 5–7 мм | –0,45 | 0,13 | 0,51 |
| Агрегаты 3–5 мм | –0,73 | 0,24 | 0,58 |
| Агрегаты 1–3 мм | –0,04 | 0,27 | –0,24 |
| Агрегаты 0,5–1 мм | 0,29 | 0,14 | –0,16 |
| Агрегаты 0,25–0,5 мм | 0,22 | 0,08 | –0,34 |
| Агрегаты <0,25 мм | –0,16 | –0,19 | –0,75 |
| K_{st} | –0,15 | 0,30 | 0,10 |
| Гумус, % | 0,07 | –0,86 | 0,15 |

между физическими переменными-предикторами и дискриминантными корнями (табл. 24). Физические переменные могут быть измерены, а дискриминантные функции, которые количественно характеризуются соответствующими корнями, обладают наибольшей в пределах данной структуры данных дискриминирующей способностью.

Корень 3 отражает противоположную динамику изменчивости агрегатов размерами более 3 мм, с одной стороны (хрящ), и более мелких – с другой.

Подчеркнем, что коэффициент агрегатной структуры не является дифференцирующим показателем для выделения особенностей почвенного покрова в пределах нашего участка исследований. Очевидно, что большей информационной значимостью обладает показатель, который отражает соотношение между агрегатами размерами более 3 мм и менее 3,

$$K_{st-2} = \log (Agr_{3-10} / Agr_{<3}),$$

где Agr_{3-10} – сумма агрегатов размерами от 3 до 10 мм; $Agr_{<3}$ – сумма агрегатов размерами менее 3 мм.

Таким образом, наибольшими дискриминантными способностями для различения типов насыпных почвогрунтов обладают такие показатели, как количество фракций размером 3–5 мм, гумус и индекс K_{st-2} . Если от исходного множества переменных (модель 1, табл. 25) перейти к меньшему числу переменных-предикторов (модель 2, табл. 23), то при значительном упрощении модели (9 переменных против 3) мы получим несущественное снижение её дискриминантных свойств (67,5 % точности против 60,62 %).

Необходимо отметить, что переменная-предиктор количество гумуса уступает второе место интегральному показателю K_{st-2} . При этом в модели 1 коэффициент агрегатной структуры K_{st} не имел существенного дискриминантного значения.

Информационная ценность показателя K_{st-2} в сравнении с K_{st} объясняется более предпочтительными статистическими свойствами пред-

Таблица 25. Структурная матрица (коэффициенты корреляции) дискриминантных функций и переменных

| Переменная | Корень 1 | Корень 2 | Корень 3 |
|-----------------|----------|----------|----------|
| Агрегаты 3–5 мм | 0,99 | –0,11 | –0,09 |
| Гумус, % | 0,55 | –0,23 | –0,80 |
| K_{st-2} | –0,20 | –0,94 | 0,26 |

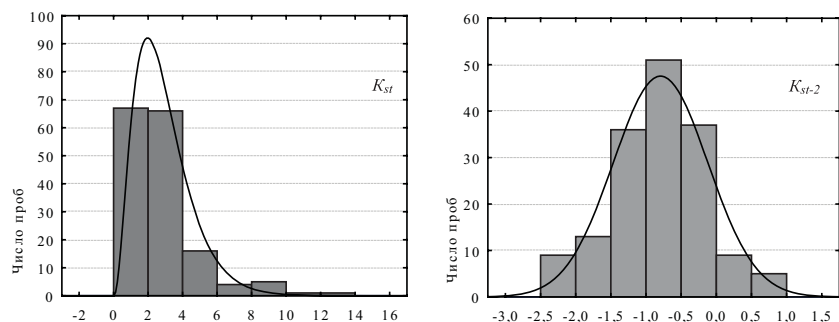


Рис. 31. Распределение коэффициентов агрегатной структуры

ложенного показателя в сравнении с классическим. Так, коэффициент агрегатной структуры K_{st} описывается лог-нормальным распределением (рис. 31, тест Колмогорова–Смирнова $d = 0,09$; $p < 0,20$), поэтому перед применением этого индекса в статистических анализах его необходимо предварительно логарифмировать для того, чтобы привести распределение к нормальному закону, так как большинство статистических процедур предполагает следование случайных величин именно этому распределению. В формуле коэффициента K_{st-2} изначально предложено произвести логарифмирование, поэтому этот показатель имеет нормальное распределение.

Коэффициент корреляции между индексами K_{st} (в логарифмированном виде) и K_{st-2} значительно не отличается от нуля ($r = -0,11$; $p = 0,18$). Таким образом, информационно важный коэффициент K_{st-2} статистически независим от K_{st} , который в пределах изучаемой территории характеризуется информационной ценностью, эквивалентной информационному шуму.

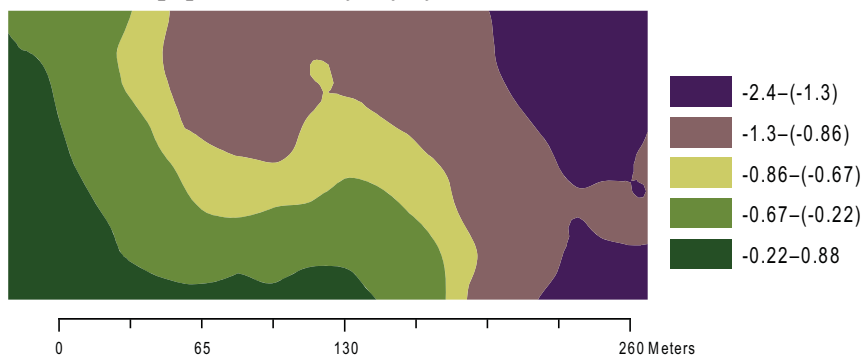


Рис. 32. Пространственное распределение коэффициента агрегатной структуры K_{st-2}

Пространственное распределение коэффициента агрегатной структуры K_{st-2} показано на рис. 32.

Каждый кластер характеризуется наиболее типичным местом – центроидом – в пространстве, которое задается дискриминантными функциями. Расстояние от конкретной точки до центроида кластера может быть измерено с помощью расстояния Махаланобиса. Ближайшее расстояние Махаланобиса до центроида определяет принадлежность точки к тому или иному классу (кластеру).

Расстояния Махаланобиса вычисляются для каждой точки в результате дискриминантного анализа и представляют в виде карт дистанций до соответствующих кластеров (рис. 33).

Наложение приведенных на рис. 33 слоев может дать пространственное расположение кластеров, которое по существу является картой почвенных типов в пределах экспериментального участка (рис. 34).

Ареалом типа технозема является такая область пространства, в пределах которой совокупность свойств почвы, на основании которых производится диагностика, наиболее близка к характерному количественному значению в терминах пространственной метрики Махаланобиса.

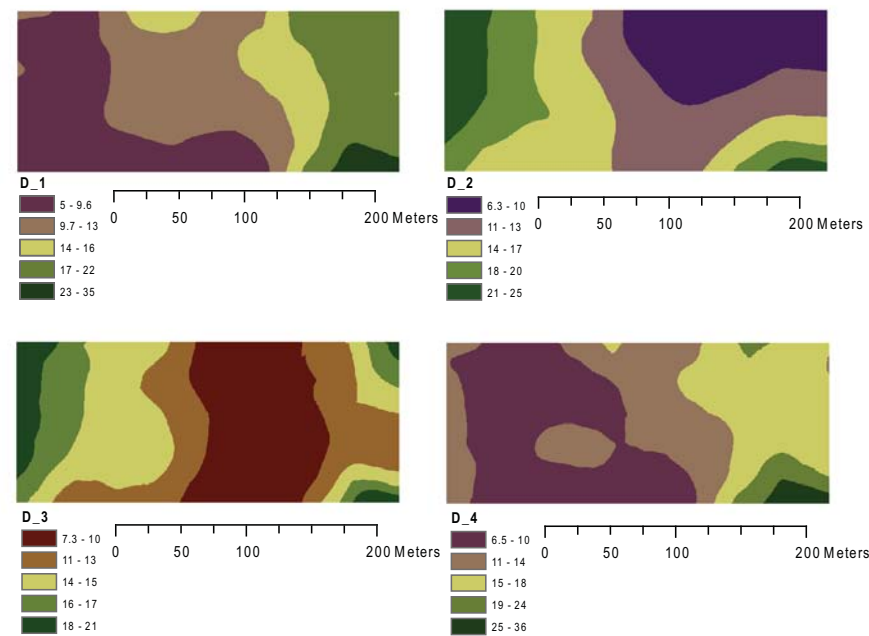


Рис. 33. Пространственное расположение расстояний Махаланобиса от центроидов кластеров 1–4

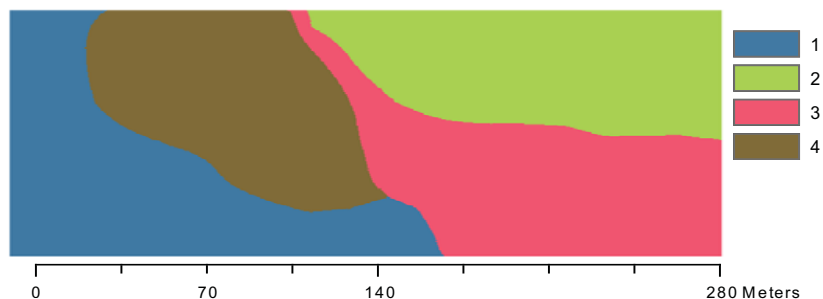


Рис. 34. Ареалы 4-х кластеров (групп) агрегатной структуры техноземов в пределах экспериментального участка

Сравнение данных, приведенных на рис. 33 и 34, позволяет более четко понять картину пространственного распределения почвенных особенностей экспериментального участка и его мозаичность. Типы техноземов в пределах своего ареала не являются однородными и представляют собой сложную композицию почвенных элементов различного происхождения. Пространственное расположение дискриминантных функций свидетельствует о взаимном проникновении особенностей того или иного типа технозема в пределы соседних ареалов. Переменные-предикторы, которые маркируют дискриминантные функции, указывают на то, благодаря изменчивости каких почвенных свойств происходит проникновение одного типа технозема в другой.

Взаимные переходы между типами техноземов формируют мозаичную структуру почвенного покрова рекультивируемых территорий. Высокий уровень мозаичности почвенного покрова следует рассматривать как характерную особенность рекультивируемых почв.

5.3. АНАЛИЗ ЦИФРОВЫХ ИЗОБРАЖЕНИЙ ПОВЕРХНОСТИ ПОЧВЫ

Вертикальный аспект изменчивости цветовых свойств. Работы по сельскохозяйственной рекультивации нарушенных земель в степной зоне Украины были начаты в 1962 г. на отработанных отвалах Александрийского карьера Орджоникидзевского ГОК под руководством проф. Н.Е. Бекаревича. За 50-летний период в ДГАУ создана научная школа рекультивации техногенно нарушенных земель (Демидов и др., 2012; Панас, 2011). Установлена азональность техногенных территорий и зональный тип почвообразовательного

процесса, определены ассортименты растений для хозяйственного использования в разных регионах и роль многолетних бобовых трав в биологизации горных пород. Однако специфика почвогенеза техногенных ландшафтов постоянно нуждается во внимании в их посттехногенную фазу развития для выяснения закономерностей естественного почвообразования во времени и просторные (Балюк и др., 2012; Травлеев, Білова, 2012). Именно это и стало целью наших исследований.

Выполненная работа базируется на полевых морфологических исследованиях, камеральных обработках образцов по общепринятым методикам в почвоведении и на методе статистического анализа цифровых значений, полученного от виртуального компьютерного сканирования оцифрованных снимков (Башев и др., 2012; Зайцева, 2012; Суховая, Сыроватко, 2012; Сыроватко, Жученко, 2008). Согласно методу цифровых значений:

1. На снимке, воспроизведенном по специально разработанной для исследований оригинальной программе, выбирали виртуальный трек по всей глубине разреза. По результатам сканирования трека сформировали двумерную матрицу значений, которая численно равняется коэффициентам отражения в соответствующем месте снимка. Общее количество цифровых значений представляло $\sim 4,5 \cdot 10^4$.

2. Цифровую матрицу нормировали к максимальному значению (чтобы исключить влияние условий освещения в дальнейшем сравнении снимков), после чего максимальный коэффициент соответствовал единице.

3. Горизонтальные цифровые значения полученной матрицы усреднялись с целью формирования профильного графического изображения распределения. Для интегрального сглаживания полученной кривой использовали сингулярный (векторный) анализ с выделением и дальнейшей интеграцией основных гармоник, после чего распределение имело вид сглаженной кривой.

4. Детальный характер распределения в разрезе основных и образовавшихся структур проводили путем построения интегральной кривой распределения плотности вероятности появления того или иного (нормированного) значения коэффициента светового отражения в двумерной матрице. Весь интервал от 0 до 1 разбивали на сто подинтервалов.

5. Используя свойство нормального распределения (распределения Гаусса) иметь в логарифмическом представлении квадратичную

зависимость, разработали процедуру поэтапного выделения составляющих, которые входят в интегральную кривую распределения плотности вероятности признака:

$$P(x) = A \exp \left[-\frac{(x-\bar{x})^2}{2\delta^2} \right]; \quad (5.1)$$

$$\ln p(x) = \frac{-x^2}{2\delta^2} + \frac{\bar{x}}{\delta^2} \cdot x + \left[\ln A - \frac{\bar{x}^2}{2\delta^2} \right],$$

где $P(x)$ – плотность вероятности признака x ; A – амплитуда распределения Гаусса; \bar{x} – среднее значение признака; δ – среднеквадратичное отклонение признака x от среднего \bar{x} .

6. Используя квадратичную регрессию к уравнению (5.1), где коэффициент для сменной второго порядка представляет $\frac{1}{2}\delta^2$, сменной первого порядка $-x/\delta^2$, свободный член $-(\ln A - x^2/2\delta^2)$, определяли все параметры нормального распределения предельного участка интегральной кривой. Последовательное изъятие выделенных гауссиан разрешило воссоздать все составляющие интегрального распределения. Каждая компонента имеет свой максимум, который отвечает среднему значению, и площадь (нормированную к единице), которая в процентном выражении отражает суммарный компартмент того или иного компонента почвы, который содержится в насыпке.

7. Выделенные интегральные распределения разрешили сделать ряд выводов о равновесности структур, рассмотренных в конкретном разрезе в количественном выражении – функции статистического веса, т.е. энтропии.

Если предположить наличие связи между организацией той или иной групповой компоненты, которая присутствует в разрезе, и формированием нормального распределения коэффициента, то, используя известную формулу (Ландау, Лифшиц, 2002; Ландау, Лифшиц, 2002; Сыроватко, Жученко, 2008), запишем

$$\omega(x) = \text{const} e^{S'(x)},$$

где ω – вероятность появления признака; $S'(x)$ – значение энтропии системы (подсистемы) в целом в состоянии x . Поскольку энтропия достигает своего максимума с достижением системой усредненных значений, то разложение $S(x)$ в ряд до второго члена имеет вид

$$S'(x) = S'(\bar{x}) + \frac{\partial S(x)}{\partial x} \Big|_{x=\bar{x}} (x-\bar{x}) + \frac{1}{2} \cdot \frac{\partial^2 S(x)}{\partial x^2} \Big|_{x=\bar{x}} (x-\bar{x})^2. \quad (5.2)$$

Производная первого порядка в точке $x = \bar{x}$ равняется нулю, поскольку $S(\bar{x})$ достигает максимума. Тогда

$$\omega(x) = \text{const} e^{\frac{(x-\bar{x})^2}{2}} \cdot \beta, \quad (5.3)$$

где $\beta = \partial^2 S(\bar{x}) / \partial x^2 < 0$.

Используя условие нормирования $\int_{-\infty}^{\infty} \omega(x) dx = 1$ и рассчитав среднеквадратичное отклонение δ из соотношения

$$(x-\bar{x})^2 = \int_{-\infty}^{\infty} (x-\bar{x})^2 \omega(x) dx,$$

получим известное соотношение для нормального распределения

$$\omega(x) = \frac{L}{\sqrt{2\pi\delta^2}} e^{-\frac{(x-\bar{x})^2}{2\delta^2}},$$

где L – процент соответствующей составляющей в интегральном распределении.

Учитывая соотношения (5.2) и (5.3), можно записать разложение в ряд с точностью до второй производной значения энтропии соответствующей компоненты (подсистемы в структурной организации насыпки)

$$S(x) = \ln \left[\frac{L}{\sqrt{2\pi\delta^2}} \right] - \frac{(x-\bar{x})^2}{2\delta^2}. \quad (5.4)$$

Эта характеристика разрешит оценить направление дальнейшего развития системы и выполнить сравнительный анализ между естественными и модельными (экспериментальными) разрезами. Поскольку энтропия в этом случае связана со статистическим весом соотношением $S(x) = \ln \Delta\Gamma$, где $\Delta\Gamma$ – статистический вес реализации системы, она представляется как безразмерная величина. Энтропия всегда положительная, поэтому в приближении (5.4) имеет значение только та часть перевернутой параболы, которая находится над осью абсцисс. Энтропия равняется площади соответствующего участка параболы.

Почвенный разрез на близлежащих сельскохозяйственных угодьях. На сельскохозяйственных угодьях продолжительной (свыше 50 лет) эксплуатации проведена идентификация пространственной локализации выделенных компонентов с соответствующим процентным распределением в целом по разрезу (рис. 35–37). Именно образование выделенных подгрупп связано с изменениями гранулометрического состава почвообразующей породы, содержащим

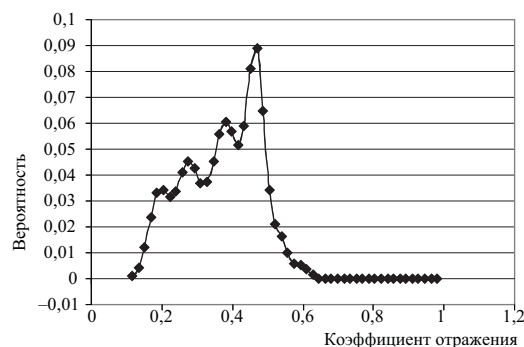


Рис. 35. Распределение плотности вероятности значений нормированных коэффициентов отражения света по плотности в эталонном разрезе

органического вещества, карбонатов, поглощенных оснований, распределением катионов и анионов по профилю разреза. Данная аргументация хорошо подтверждается результатами агрохимического анализа (табл. 26) и анализа водной вытяжки, образцов, отобранных на разных глубинах (табл. 27).

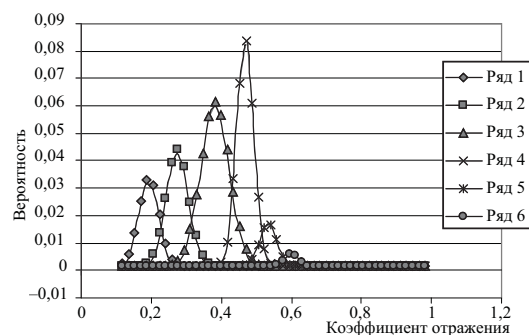


Рис. 36. Выделенные компоненты нормальных распределений из интегральной кривой плотности вероятности: 1 – 13,3 %; 2 – 20,0 %; 3 – 35,4 %; 4 – 28,3 %; 5 – 0,55 %; 6 – 1,3 %

Отметим, что данные образования реализуются через специфические почвенные агрегаты разных размеров и значений водостойкости.

Пространственное преимущество определенных физико-химических структур, реализованных в упомянутых почвенных агрегатах, формирует выделенные составляющие интегрального распределения.

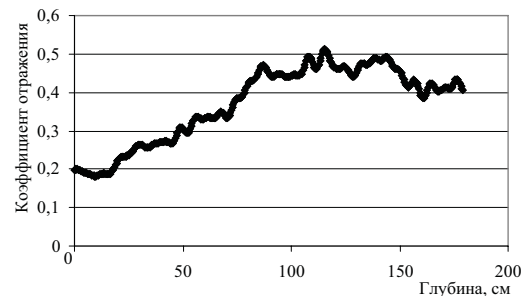


Рис. 37. Сглаженная трендовая кривая распределения коэффициентов отражения по профилю разреза

Таблица 26. Агрохимические показатели почвенных эталонного и модельного образцов по профилю разреза

| № образца | Глубина, см | Фактическое значение показателя | | | | | |
|--|-------------------------------|---------------------------------|---|--------------------------|------------------|----------------|----------------|
| | | рН водное | гидролитическая кислотн., ммоль/100 г почвы | органическое вещество, % | мг/кг почвы | | |
| N-NO ₃ б/к | P ₂ O ₅ | | | | K ₂ O | | |
| Эталонный разрез | | | | | | | |
| 1 | 0–25 | 6,7 | 1,37 | 1,97 | 6,9 | 120 | 135 |
| 2 | 25–50 | 7,7 | 0,45 | 1,31 | < 3,0 | 130 | 37 |
| 3 | 50–81 | 8,7 | 0,08 | 0,47 | < 3,0 | 102 | 37 |
| 4 | 81–200 | 8,8 | 0,06 | 0,35 | < 3,0 | 89 | 43 |
| Нормативные документы на использованные методы | | ГОСТ 26423–85 | ГОСТ 26212–91 | ДСТУ 4289:2004 | ГОСТ 26951–86 | ДСТУ 4115:2002 | ДСТУ 4115:2002 |
| Модельный разрез | | | | | | | |
| 1 | 0–5 | 8,3 | 0,17 | 1,83 | 5,5 | 214 | 554 |
| 2 | 5–10 | 8,4 | 0,15 | 1,18 | < 3,0 | 134 | 324 |
| 3 | 10–15 | 8,6 | 0,10 | 0,60 | < 3,0 | 124 | 151 |
| 4 | 15–20 | 8,7 | 0,08 | 0,60 | < 3,0 | 134 | 65 |
| 5 | 20–25 | 8,7 | 0,08 | 0,60 | 3,5 | 169 | 57 |
| 6 | 25–30 | 8,7 | 0,08 | 0,47 | 6,9 | 240 | 58 |
| 7 | 30–35 | 8,7 | 0,08 | 0,22 | 6,6 | 101 | 47 |
| 8 | 35–40 | 8,6 | 0,11 | 0,10 | 6,8 | 93 | 51 |
| 9 | 40–50 | 8,4 | 0,15 | 0,10 | 4,0 | 100 | 60 |
| 10 | 50–60 | 8,6 | 0,10 | 0,05 | < 3,0 | 98 | 59 |
| 11 | 60–115 | 7,9 | 0,37 | 0,10 | < 3,0 | 95 | 134 |
| 12 | 115–195 | 8,3 | 0,17 | 1,06 | 3,3 | 42 | 45 |
| 13 | 195–255 | 8,3 | 0,17 | 0,95 | < 3,0 | 114 | 77 |

Следует также подчеркнуть, что имеет место пространственное взаимопроникновение данных паттернов, т.е. переходные зоны. Предложенный статистический анализ разрешает выделить их в обособленности, сгруппированные вблизи соответствующих средних значений нормированных коэффициентов отражения.

Сопоставляя средние значения выделенных компонент с распределением значений коэффициентов отражения по профилю разреза, можно установить соответствие компонент участкам разреза (рис. 37).

1. Первая компонента: $X = 0,187$; 13,3 % – сосредоточена в верх-

Таблица 27. Агрохимический анализ почвенных образцов эталонного и модельного разрезов на засоление и осолонцевание

| Глубина отбора, см | Емкость поглощения | Поглощенные основания | | | Гидролитическая кислотность | pH водное | Плотный остаток, % | Состав водной вытяжки, ммоль/100 г почвы | | | | | | Карбонатность, % (CO ₂) | | |
|-------------------------|--------------------|-----------------------|------|------|-----------------------------|-----------|--------------------|--|-----------------|-------------------------------|------------------|------------------|-----------------|-------------------------------------|----------------|-----|
| | | Ca | Mg | Na | | | | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | | K ⁺ | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | % |
| Эталонный разрез | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0–25 | 22,19 | 16,5 | 3,5 | 0,32 | 1,37 | 6,7 | 0,034 | 0,20 | 0,15 | 0,12 | 0,12 | 0,25 | 0,12 | 0,08 | 0,02 | н/в |
| 25–50 | 23,07 | 18,0 | 4,0 | 0,12 | 0,45 | 7,7 | 0,050 | 0,60 | 0,15 | 0,09 | 0,09 | 0,50 | 0,25 | 0,08 | 0,01 | н/в |
| 50–81 | 29,50 | 25,0 | 3,6 | 0,32 | 0,08 | 8,7 | 0,056 | 0,65 | 0,20 | 0,12 | 0,50 | 0,38 | 0,08 | 0,01 | 3,0 | |
| 81–200 | 33,88 | 28,0 | 5,0 | 0,32 | 0,06 | 8,8 | 0,058 | 0,65 | 0,15 | 0,16 | 0,50 | 0,38 | 0,08 | 0,01 | 4,7 | |
| Модельный разрез | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 0–5 | 29,29 | 28,0 | 0,50 | 0,12 | 0,17 | 8,3 | 0,078 | 0,75 | 0,30 | 0,20 | 0,75 | 0,25 | 0,08 | 0,17 | 0–5 | |
| 25–30 | 34,5 | 31,0 | 2,80 | 0,12 | 0,08 | 8,7 | 0,060 | 0,60 | 0,25 | 0,12 | 0,50 | 0,38 | 0,08 | 0,01 | 25–30 | |
| 50–60 | 28,37 | 25,0 | 2,70 | 0,06 | 0,11 | 8,6 | 0,062 | 0,55 | 0,20 | 0,26 | 0,62 | 0,25 | 0,14 | 0 | 50–60 | |
| 195–255 | 34,3 | 28,7 | 3,33 | 1,60 | 0,17 | 8,3 | 0,356 | 0,55 | 0,45 | 4,30 | 1,62 | 0,75 | 2,90 | 0,03 | 195–255 | |

нем горизонте ~ 20 см. Содержит наибольший процент органики (гумуса) ~ 1,8–2,2 %; pH 6,7; HCO₃ – 0,20 ммоль/100 г. Имеет наиболее темную окраску.

2. Вторая компонента: X = 0,270; 20 %; гумус ~ 1,10–1,30 %; pH 7,7; HCO₃ – 0,6 ммоль/100 г. Отвечает глубине 30–50 см.

3. Третья компонента: X = 0,387; 35,4 %; pH 8,7; гумус ~ 0,30–0,40 %; HCO₃ – 0,65 ммоль/100 г.; карбонатность – 3,0 %. Отвечает глубине 120 см.

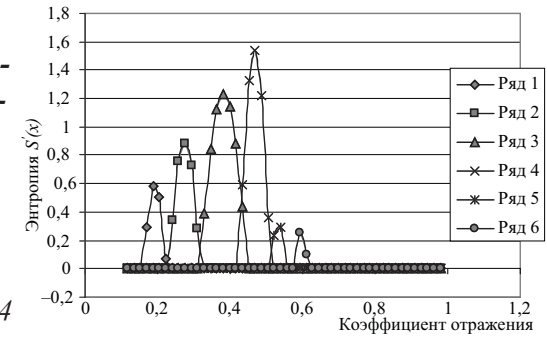
4. Четвертая компонента: X = 0,49; 28,3 %; pH 8,8; гумус ~ 0,20–0,35 %; HCO₃ – 0,65 ммоль/100 г.; карбонатность – 4,7 %. Распределяется по глубине 120–190 см.

5. Пятая компонента: X = 0,54; 5,5 %. Отвечает включениям лесовидных суглинков, не содержит органического вещества.

6. Шестая компонента – наиболее светлая: X = 0,610; 1,3 %. Отвечает включениям белоглазки.

В пользу изменения гранулометрического состава прежде всего свидетельствует рост pH с глубиной. Это свойственно повышению процентного состава физической глины, которая в свою очередь отображается на процентном соотношении плотного остатка и распределения анионов и катионов (табл. 25). Расчетные значения статистической энтропии употребляются в сравнительном анализе экспериментального разреза (рис. 38).

Рис. 38. Распределение значений статистической энтропии по компонентам интегральной кривой вероятности: 1 – 1,45; 2 – 2,99; 3 – 6,05; 4 – 5,04; 5 – 0,52; 6 – 0,35; суммарная по системе – 16,4



Используя графическую интерпретацию восстановленной (сглаженной) из основных гармоник кривой коэффициентов отражения света по профилю разреза, считаем возможным выполнить полезные модельные построения для получения интегральных характеристик процесса почвообразования в эталонном разрезе, лишь бы сделать сравнительный анализ относительно модельных объектов.

В случае сопоставления значений процентного содержания органического вещества на соответствующей глубине с обратными зна-

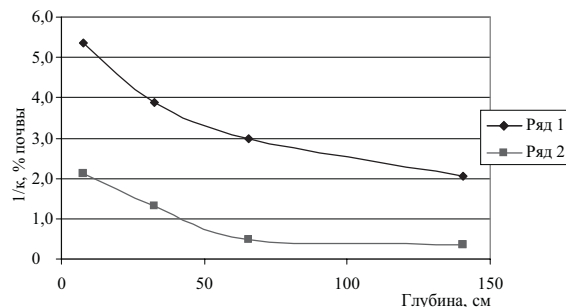


Рис. 39. Изменения обратной величины по глубине разреза:
1 – коэффициента отражения;
2 – содержания гумуса

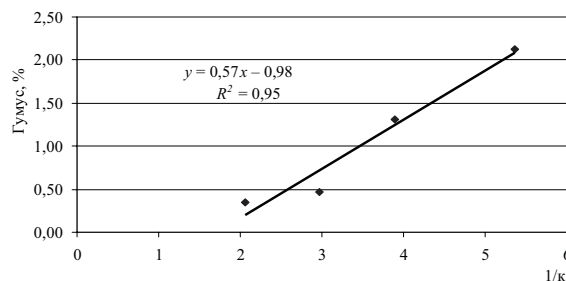


Рис. 40. Линейная корреляционная связь содержания гумуса в объеме и обратном значении коэффициента отражения

чениями нормированных коэффициентов светоотражения отмечается хорошо выраженная корреляционная (близкая к линейной) связь $R^2 = 0,96$ (рис. 39, 40).

Используя коэффициенты линейной регрессии, можно восстановить кривую распределения органического вещества по всему профилю разреза (рис. 41). Данные полученного распределения органического вещества (гумуса) по профилю разреза хорошо согласуются с экспериментальными значениями и с основными закономерностями диффузионно-конвективных процессов в пористых субстратах. Отмечаются четко выраженные зоны вымывания (в верхних и нижних слоях), близкий к экспонентному ниспадающий профиль, незначительная осцилляция вокруг трендовой кривой.

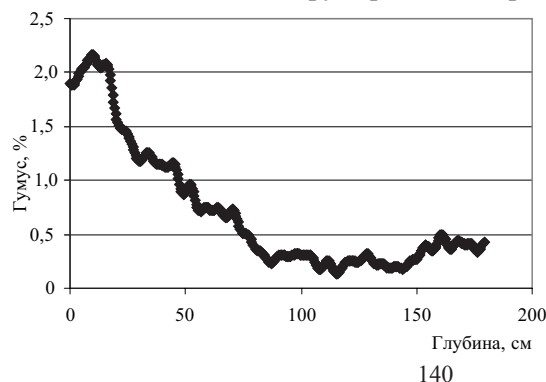


Рис. 41. Рассчитанное распределение содержания гумуса по профилю разреза

Процессы конвективной диффузии в пористых субстратах, в присутствии распределенных источников образования анализируемого соединения, хорошо описываются уравнениями баланса в частных производных параболического типа

$$\alpha \frac{\partial^2 v(x,t)}{\partial x^2} + \beta \frac{\partial v(x,t)}{\partial x} + \gamma v(x,t) = \frac{\partial v(x,t)}{\partial t}, \quad (5.5)$$

где $v(x,t)$ – функция концентрации вещества (гумуса), которая зависит от линейной координаты и времени; α – коэффициент диффузии; β – коэффициент, который отражает скорость усредненных за временем конвективных потоков (промывание осадками); γ – коэффициент, который отражает процесс автокатализа формирования гумуса из растительных остатков, масса образования которых пропорциональна концентрации локализованного в данной точке органического вещества.

Используя подстановку $v(x,t) = e^{\alpha x + \lambda t} u(x,t)$; $\mu = -\beta / 2\alpha$; $\lambda = \gamma - (\beta^2 / 4\alpha)$ в уравнение (5.5), получим

$$\alpha \frac{\partial^2 U(x,t)}{\partial x^2} = \frac{\partial U(x,t)}{\partial t}. \quad (5.6)$$

Решение выражения (5.6) ищем за нулевыми предельными условиями по профилю разреза и в присутствии начального распределения, которое в целом формализуется записью:

$$\begin{aligned} U(0,t) &= 0; \\ U(L,t) &= 0; \\ U(x,0) &= \varphi(x), \end{aligned} \quad (5.7)$$

где L – глубина разреза; $L \sim 200$ см; $\varphi(x)$ – начальное распределение органики в профиле почвообразующей породы – пусть даже незначительное и практически все сосредоточенное в верхнем пласте.

Решением уравнения (5.6) с учетом равенства (5.7) есть функция

$$U(x,t) = \sum_{n=1}^{\infty} C_n e^{-a \left(\frac{\pi n}{L}\right)^2 t} \sin \frac{\pi n}{L} x, \quad (5.8)$$

$$\text{где } C_n = \frac{1}{L} \int_0^L \varphi(\xi) \sin \frac{\pi n}{L} \xi d\xi.$$

Значения коэффициентов быстро уменьшаются с увеличением порядкового номера ряда n . Поэтому в ряде (5.8) можно оставить не больше трех первых членов, которые в целом и свидетельствуют о тех

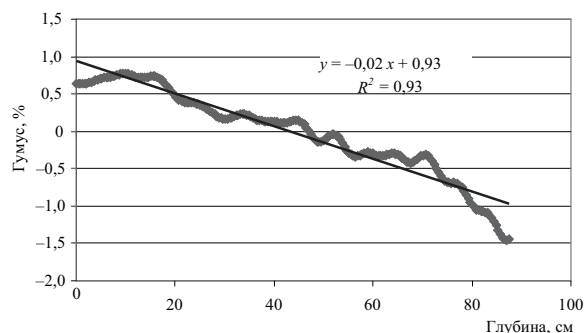


Рис. 42. Логарифмическое изображение рассчитанной кривой распределения гумуса в метровом пласте эталонного разреза

незначительных осцилляциях вокруг трендовой кривой (рис. 42).

В целом через малые значения коэффициентов $C_n \sim 0,1-0,3$ составляющая $U(x,t)$ общей функции $V(x,t)$ может быть опущена из дальнейших оценок величин, которые характеризуют процесс почвообразования.

Остаточный компонент

$$V(x,t) \approx e^{\mu x + \lambda t} \quad (5.9)$$

хорошо описывает сформированное распределение в метровом слое. Предположим, что за тот продолжительный период процесса почвообразования черноземов южных сложился некоторый, пусть даже квазиустойчивый, баланс, поскольку процессы хотя и медленно, но идут в сторону деградации черноземов, то в логарифмическом представлении остаточный компонент (5.9) должен иметь вид

$$\ln V(x,t) = \mu x + \lambda t.$$

И если прологарифмировать значение содержимого гумуса в метровом пласте (практически весь запас) – рис. 41, то наблюдается линейная зависимость с высокой степенью значимости: $R^2 \sim 0,93$ (рис. 42). Здесь комплексные коэффициенты регрессии отвечают: $\mu = -0,0217 = -\beta / 2\alpha$; $\lambda t = 0,9323 = (\gamma - (\beta^2 / 4\alpha)) \cdot t$. Анализируя эти соотношения и, если принять во внимание огромное значение t – время образования черноземов южных, близость к единице самого произведения λt , то следует действительно признать практическую стационарность в данном эдафотопе, поскольку разность $\gamma - (\beta^2 / 4\alpha) \ll 1$. Т.е. разность между образованием гумусовых соединений, которая обусловлена коэффициентом γ и комплексным выносом (включая диффузию и вымывание $\sim \beta^2 / 4\alpha$), является величиной малого порядка, намного меньшей единицы.

Полученные в результате линейной регрессии значения комплексных коэффициентов значимы, как эталонные показатели, для

сравнительного анализа и оценки динамических показателей в модельных системах, когда процессы почвообразования далеки от достижения стационарного состояния.

В целом, анализируя систему эталонного разреза, его следует рассматривать как хорошо стабилизированную систему, которая находится на значительном расстоянии в динамическом фазовом пространстве от начала бифуркации. О стационарном состоянии свидетельствует и профильное распределение анионов и катионов (табл. 25), что целиком укладывается в понимание сорбционно-обменных процессов конвективной диффузии. Распределения кислоторастворимых форм микроэлементов и токсичных металлов отвечают нормам кларкового распределения (табл. 28).

Таблица 28. Распределение подвижных форм микроэлементов и токсичных металлов по эталонному и модельному разрезам, мг/кг

| Глубина, см | Co | Mn | Cu | Zn | Cd | Pb |
|----------------------------------|------|--------|------|------|------|-------|
| Эталонный профиль разреза | | | | | | |
| 0–25 | 0,03 | 18,65 | 0,10 | 0,37 | 0,11 | 8,28 |
| 25–50 | 0,18 | 7,9 | 0,04 | 1,19 | 0,09 | 7,20 |
| 50–81 | 1,82 | 12,61 | 0,54 | 0,53 | 0,41 | 10,13 |
| 81–200 | 2,33 | 12,28 | 0,71 | 0,69 | 0,52 | 12,28 |
| Модельный профиль разреза | | | | | | |
| 0–10 | 0,89 | 31,37 | 0,66 | 1,04 | 0,53 | 12,45 |
| 10–40 | 2,09 | 23,68 | 0,89 | 1,12 | 0,62 | 12,81 |
| 40–115 | 2,63 | 14,56 | 0,96 | 1,49 | 0,86 | 14,77 |
| 115–195 | 0,03 | 10,50 | 0,08 | 0,68 | 0,35 | 9,54 |
| 195–255 | 2,58 | 133,62 | 0,55 | 1,14 | 0,72 | 12,56 |

Используя логарифмическую интерпретацию распределения гумуса в профиле разреза (рис. 42), можно сделать вывод о природе поступления органического вещества в соответствующий слой. Так, регрессионная прямая пересекает ось абсцисс при значении ~ 43 см и приобретает отрицательный знак, т.е. ниже органическое вещество в основном поступает с фильтрационными потоками осадков и протекают незначительные процессы разложения остатков корневой системы (преимущественно стержневой), но в общем балансе они не играют ведущей роли.

Исследуемая модель с насыпкой лессовидного суглинка. Интегральная кривая распределения плотности вероятности нормированных к единице коэффициентов отражения света в плоскости разреза приведена на рис. 43. По результатам исследований построены и представлены соответствующие компоненты интегрального распределения, графический расчет значений статистических (рис. 44, 45), трендовая кривая распределения коэффициентов отражения по профилю разреза (рис. 46).

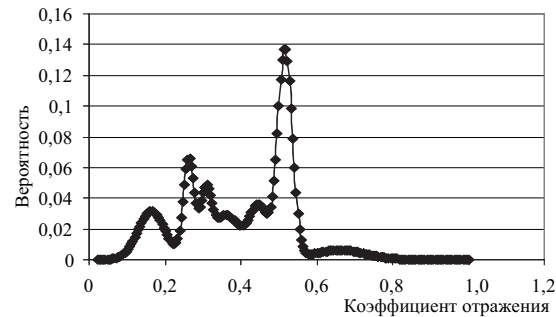


Рис. 43. Распределение плотности вероятности значений коэффициентов отражения модельного разреза (лессовидный суглинок)

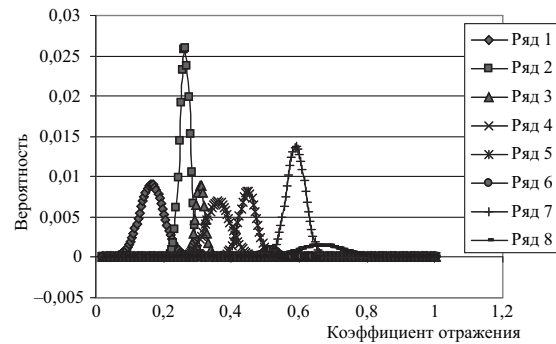


Рис. 44. Выделенные компоненты нормальных распределений с интегральной кривой плотности вероятности

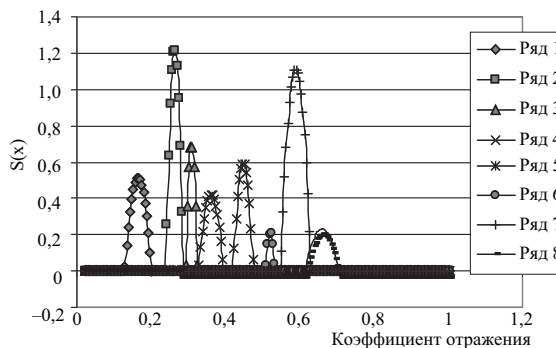


Рис. 45. Распределение значений статистической энтропии по компонентам интегральной кривой: 1 – 5,5; 2 – 8,44; 3 – 3,28; 4 – 4,18; 5 – 4,75; 6 – 0,78; 7 – 13,64; 8 – 3,12; суммарный – 43,70

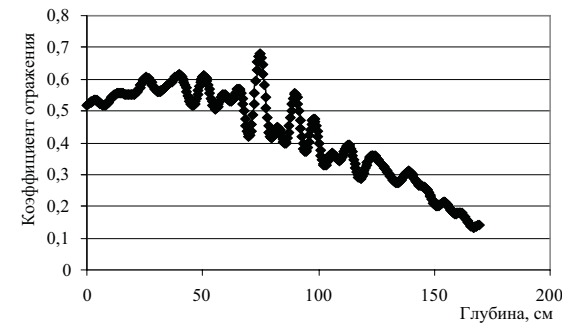


Рис. 46. Сглаженная трендовая кривая распределения коэффициентов отражения света по профилю модельного разреза (лессовидный суглинок)

При сопоставлении средних значений выделенных компонент и распределении их по профилю разреза проведена соответствующая пространственная идентификация:

- компоненты со средним значением коэффициентов отражения 0,175 и 0,265 отвечают нижним – темным границам разреза, суммарная процентная составляющая которых 39,5 %;
- компоненты со средними значениями 0,311 отвечают переходному участку и в процентном отношении равняются 6,9 %;
- 0,370 и 14,1 % – насыпному слою красно-бурой глины;
- 0,456 и 11,3 % – насыпному слою от темно-коричневой до красно-бурой глины;
- 0,596 и 21,3 % – насыпному слою лессовидных суглинков;
- 0,523 и крайне малым процентом (1,2 %) – образованной гумусированной части лессовидных суглинков;
- наиболее яркая компонента со средним значением 0,391 и про-

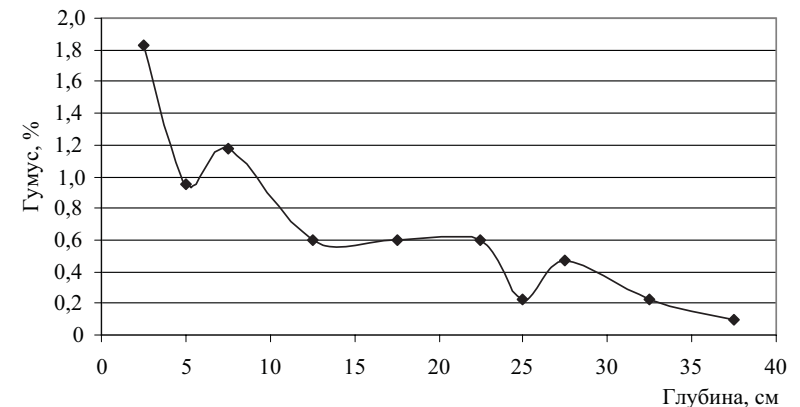


Рис. 47. Распределение содержания органического вещества в лессовидном суглинке

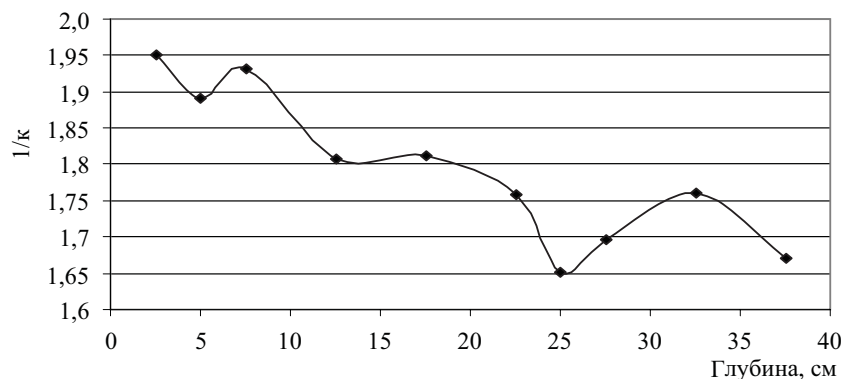


Рис. 48. Распределение обратных значений коэффициентов отражения по профилю лессовидного суглинка

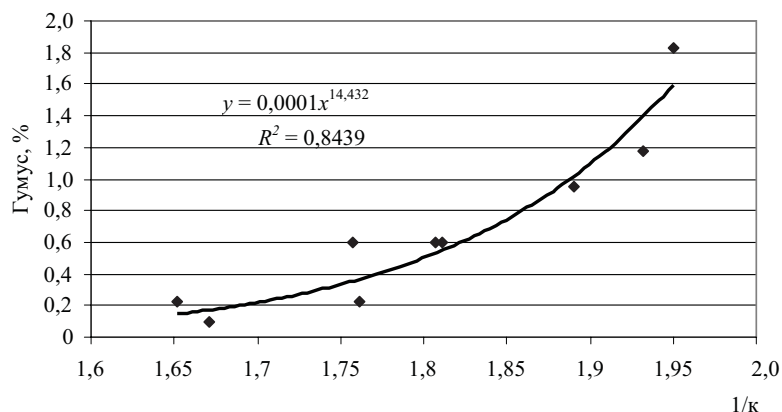


Рис. 49. Регрессионная зависимость распределения гумуса от 1/k

центным содержанием 5,6 % отвечает включениям белоглазки.

В нижних слоях соединения углерода безусловно присутствуют, вероятно с момента формирования. Распределение органического вещества в верхнем слое лессовидного суглинка хорошо коррелирует с обратными значениями коэффициентов отражения (рис. 47, 48). Такая зависимость отличается от линейной регрессии в эталонном разрезе, но довольно хорошо описывается степенной функцией (рис. 49).

С использованием коэффициентов степенной регрессии был восстановлен профиль распределения органического вещества в слое лессовидного суглинка (рис. 50). Полученная зависимость очень хорошо согласуется с решением модельного уравнения конвективной диффузии гумуса, которое учитывает процессы гумификации орга-

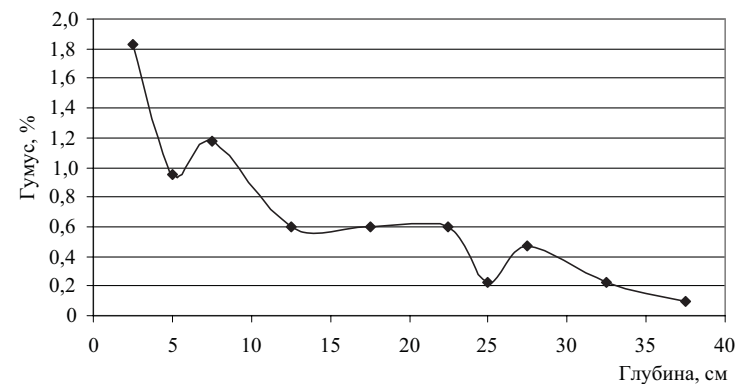


Рис. 47. Распределение содержимого органического вещества в лессовидном суглинке

нических остатков, т.е. синтеза гумусовых веществ. Такое решение имеет вид:

$$V(x,t) = e^{\mu x + \lambda t} \cdot \sum_{n=1}^{\infty} C_n e^{-\alpha \left(\frac{\pi n}{L}\right)^2 t} \sin \frac{\pi n}{L} x; \quad (10)$$

$$\mu = \beta / 2\alpha; \quad \lambda = \gamma - (\beta^2 / 4\alpha),$$

где β – обобщенная скорость конвективного вымывания осадками; α – коэффициент диффузии гумусовых соединений; C_n – коэффициент за n -ой гармоники; L – толщина пласта лессовидного суглинка.

Удалив из распределения трендовую составную $e^{\mu x + \lambda t}$ (рис. 50), получим осциллирующий остаток (рис. 51). Поскольку наблюдается строгая периодичность в положении максимума осциллирующего остатка $\sim 11,6$ см, сделаем вывод: можно оставить только один (первый) член бесконечного ряда в выражении (5.10):

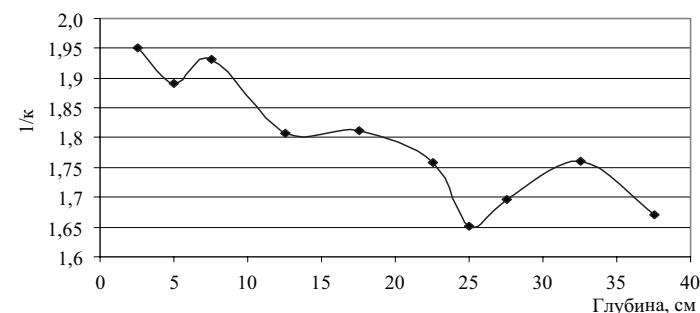


Рис. 48. Распределение обратных значений коэффициентов отражения по профилю лессовидного суглинка

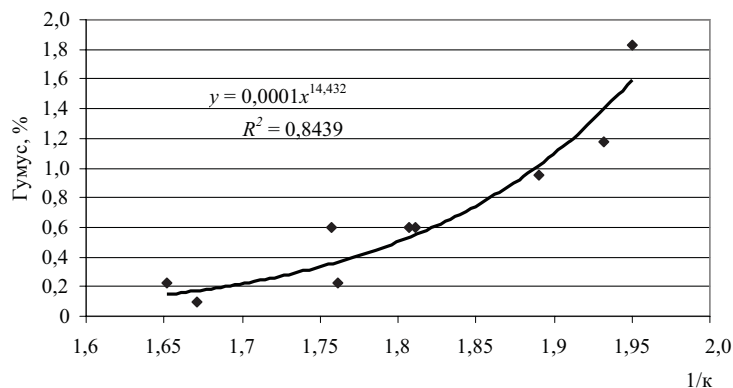


Рис. 49. Регрессионная зависимость распределения гумуса от $1/k$

$$N(x,t) \cdot C_1 e^{-\alpha \left(\frac{\pi}{L}\right)^2 t} \sin(\pi / L)x.$$

Значение π/L ($\sim 3,14/40$ см = 0,078) сыграет роль частоты в уравнении и очень близкое к полученному в эксперименте: $\sim 1/t = 1/11,6$ см = 0,086. Такой результат свидетельствует о приемлемости тех положений, которые заложены в основу математической модели.

Используя значение максимумов в осцилирующем остатке (рис. 51), можно оценить и сам показатель в экспонентном члене $\alpha(\pi/L)^2 t = -0,0695$, где α – коэффициент диффузии; t – время с начала эксперимента (~ 35 лет). Коэффициент диффузии компонентов гумусовых соединений в среде лесовидного суглинка будет составлять $3,67 \cdot 10^{-5}$ см²/ч.

Из представления трендовой компоненты $e^{ux+\lambda t}$ в логарифмическом

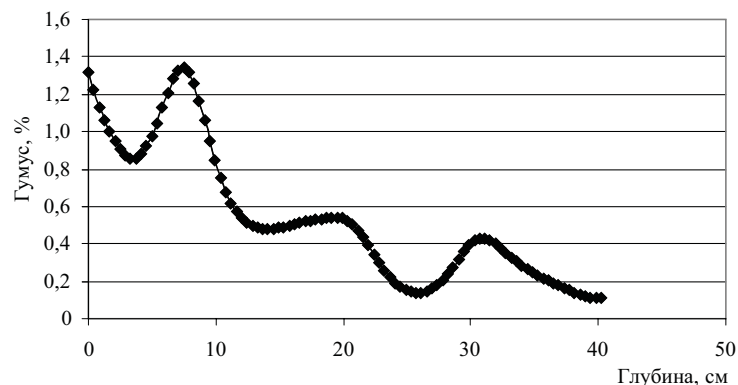


Рис. 50. Расчетное распределение содержания гумуса в профиле лесовидного суглинка

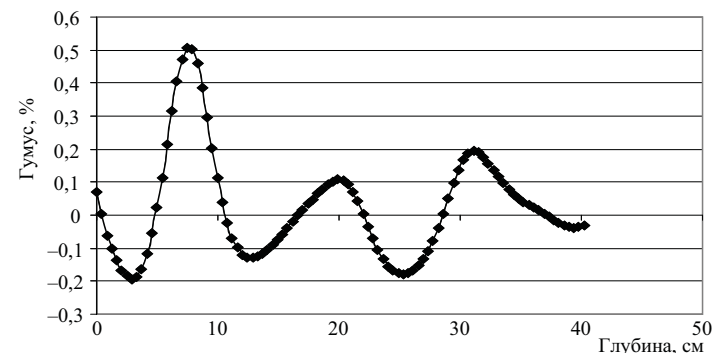


Рис. 51.

Распределение гумуса в профиле лесовидного суглинка после выделения экспоненциального тренда

виде (рис. 52) можно сделать вывод: основной процесс образования гумусовых соединений сосредоточен в поверхностном слое (5–8 см).

Полученные оценки разрешают сделать ряд прогнозов (рис. 53) о том, каким будет со временем распределение гумуса в насыпке лесовидного суглинка, а именно: общее количество гумуса возрастет в 1,7 раза (в среднем 0,92 % в слое 40 см через десять лет против 0,54 % на данный момент).

Суммарная энтропия такой гетерогенной системы, которой является анализируемый разрез, в 2,66 раза больше соответствующего значения эталонного разреза. Это обусловлено аддитивностью такого показателя, как энтропия. И поскольку структура модельного разреза содержит больше компонент, то и суммарная энтропия бу-

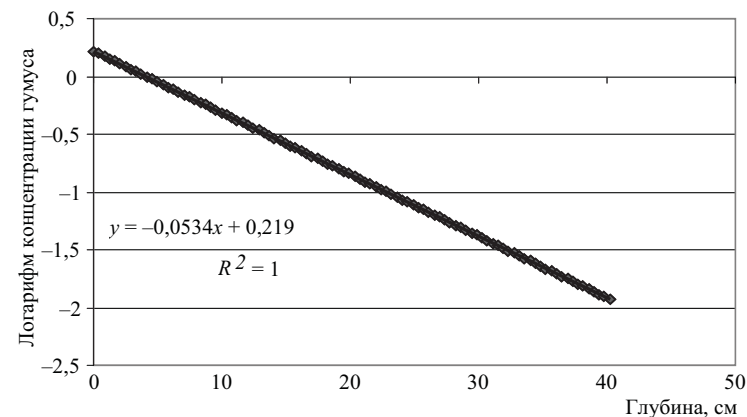


Рис. 52. Экспоненциальный тренд распределения гумуса в профиле лесовидного суглинка

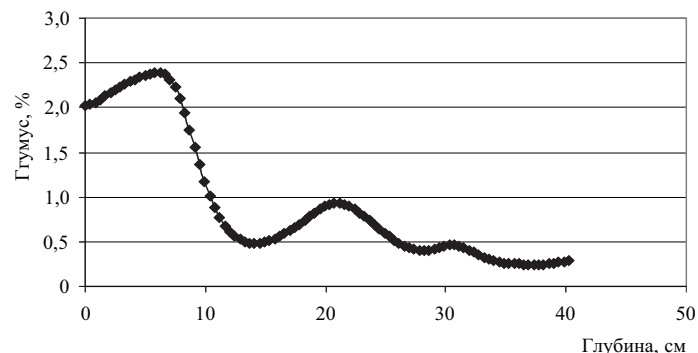


Рис. 53. Прогнозируемое через 10 лет содержание и распределение гумуса в насыпке лессовидного суглинка

дет большей. Но в целом этого недостаточно для обоснования выясненных расхождений. Поэтому следует признать тот факт, что анализируемый модельный разрез является системой, которая менее упорядочена, чем эталонная, а процесс упорядочения структуры приближает модельные системы к исходным экотопам.

Как считают исследователи (Балюк и др., 2012; Масюк, 1982; Травлєєв, Білова, 2012), профиль рекультоземов неадекватен современным условиям почвообразования, они сохраняют в себе свойства, приобретенные на предыдущих этапах развития. При этом большое значение имеют установление возраста почвенного профиля, оценки географического и экологического соответствия вида почвообразования условиям. И вдобавок возникает вопрос о формировании и положении насыпки на траектории филоценогенеза данной экосистемы.

Сегодня, когда расширяются работы по рекультивации нарушенных земель, представления об экологической сущности процессов почвообразования является неотъемлемой частью рекультивации – важного раздела экологии.

Горизонтальный аспект изменчивости цветовых свойств. Образцы техноземов, высушенные до воздушно-сухого состояния, фотографировали с помощью цифрового фотоаппарата. Для этого почва слоем равномерно была распределена на горизонтальной поверхности. Снимки хранятся в формате jpg, размер изображений составляет 3008×2000 пикселей. Информация о цвете – в RGB-формате. Обработку цифровых изображений проводили с помощью программы ImageJ (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>).

Цифровое изображение представлено с помощью аддитивной цветовой модели RGB, которая является одним из способов синтеза цвета для цветовоспроизведения. Аддитивной она называется потому, что цвета получаются путём добавления к черному. Значения координат r, g и b можно считать принадлежащими отрезку [0,1], что представляет пространство RGB в виде куба 1×1×1. Таким образом, цветовая модель RGB позволяет манипулировать характеристиками цвета, как с числами по математическим законам.

Каждый из цветовых каналов изображения характеризуется гистограммой яркостей (рис. 54). По оси абсцисс – яркость канала (0–255); по оси ординат – число пикселей. Соотношение яркостей различных каналов формирует определенный цвет.

Как статистическая гистограмма, гистограмма яркостей может быть описана с помощью некоторых характеристик. Среднее значение яркости и её дисперсия являются такими интегральными свойствами гистограммы яркостей. Так, изображение на рис. 54, имеет такие характеристики: красный канал (средняя яркость) – 107,9, стандартное отклонение – 34,73; зеленый канал (средняя яркость) – 97,64, стандартное отклонение – 33,20; синий канал (средняя яркость) – 91,74, стандартное отклонение – 31,84. Форма распределения яркости может быть описана нормальным законом, но часто характер распределения может быть совершенно иным. Поэтому статистическая средняя величина является далеко не полной мерой, которая характеризует свойства изображения. Однако можно предположить, что весьма существенные свойства почвенного образца, которые проявляют себя через его цветовые характеристики, могут быть описаны в терминах средних уровней яркости изображения.

В модели RGB цвет изображения определяется как результат смешения трех цветовых каналов. Равномерное увеличение яркости по

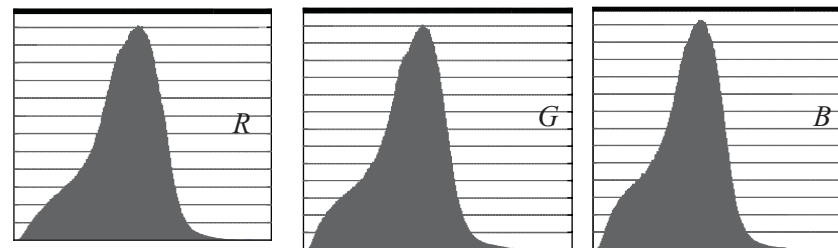


Рис. 54. Цветовая гистограмма изображения серо-зеленой глины: цветовые каналы R – красный; G – зеленый; B – синий

всем каналам будет увеличивать яркость изображения без изменения цвета. Неравное изменение яркости приводит к изменению передачи цвета. Математически цветовые особенности можно отобразить с помощью относительных индексов: $R/(G+B)$; $G/(B+R)$; $B/(R+G)$.

Наиболее часто с цветовыми особенностями почвы в видимом диапазоне сопоставляют такие её свойства, как влажность и количество гумуса. В нашем случае почва приведена к воздушно-сыхому состоянию, поэтому гумус является той переменной, которая вполне может влиять на цвет почвы. Мы поставили цель изучить характер этой связи.

Таблица 29. Факторный анализ цветовых характеристик изображений техноземов и содержания гумуса

| Переменная | Фактор 1 | Фактор 2 | Фактор 3 |
|----------------|----------|----------|----------|
| Гумус | 0,62 | 0,13 | -0,42 |
| R | 0,70 | 0,69 | 0,12 |
| G | 0,87 | 0,43 | -0,03 |
| B | 0,95 | 0,06 | 0,20 |
| $R/(G+B)$ | 0,18 | 0,97 | 0,16 |
| $G/(R+B)$ | -0,14 | -0,05 | -0,93 |
| $B/(R+G)$ | -0,15 | -0,98 | 0,13 |
| Доля дисперсии | 0,37 | 0,37 | 0,16 |

Таким образом, каждое изображение почвы представлено в виде ряда чисел: R, G, B (яркость изображения), $R/(G+B)$; $G/(B+R)$; $B/(R+G)$ (соотношение каналов – цветовые особенности). Была получена матрица размером 7 (6 – число переменных + показатель количества гумуса) \times 160 (число образцов), которая была обработана средствами многомерного факторного анализа (табл. 29). Матрица цветовых характеристик изображений почвы и содержания гумуса может быть представлена с помощью трех многомерных факторов. Фактор 1 представляет собой яркость (интенсивность по трем цветовым каналам) окраски почвенных образцов и связанное с яркостью количество гумуса. Изменения яркости цвета почвы синхронизированы с количеством гумуса в разных типах техноземов (рис. 55).

Наибольшим значением фактора 1 характеризуется насыпной слой чернозема, где наблюдается максимальное количество гумуса. Наименьшим значением фактора 1 характеризуются серо-зеленые

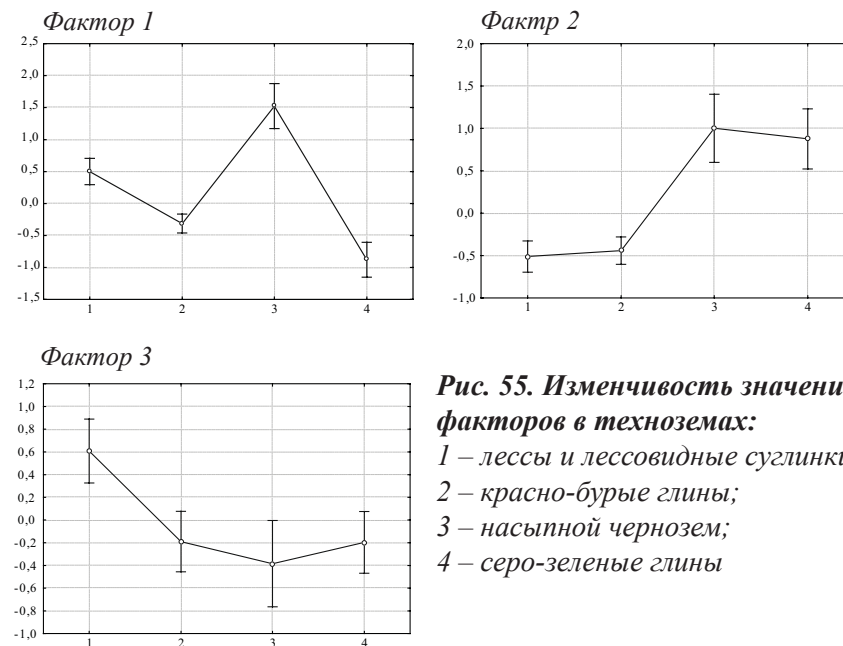


Рис. 55. Изменчивость значений факторов в техноземах:

- 1 – лессы и лессовидные суглинки;
- 2 – красно-бурые глины;
- 3 – насыпной чернозем;
- 4 – серо-зеленые глины

глины, где количество гумуса минимальное. Таким образом, фактор 1 – это степень интенсивности окраски изображения, обусловленная гумусированностью почвенного образца.

Цветовой фактор 2 не связан с изменчивостью количества гумуса в техноземах. Эта латентная величина определяется показателями R и $R/(G+B)$ – яркостью красного канала по отношению к двум другим. Переменная $B/(R+G)$ также имеет отрицательный коэффициент корреляции с фактором 2, но поскольку переменная B не имеет связи с этим фактором, то причиной отрицательной корреляции между фактором 2 и переменной $B/(R+G)$ является изменчивость переменной G, которая включена в сумму в знаменателе.

Значения фактора 2 дифференцируют техноземы на две группы: лессовидные суглинки и красно-бурые глины – с одной стороны, и насыпной слой чернозема и серо-зеленые глины – с другой. Цветовые различия этих грунтов очевидны: первая группа отличается преобладанием красных и желтых оттенков, а вторая – серых и зеленоватых. Эти различия описываются показателем $R/(G+B)$, который и характеризует фактор 2

Очевидно, что фактор 3 – это изменчивость специфических цветовых особенностей лессовидных суглинков, которые также отража-

ют изменчивость количества гумуса в этом типе техноземов.

Таким образом, из цветовых характеристик изображений техноземов наиболее информативными для индикации количества гумуса являются яркость синего канала B и индекс $G/(R+B)$. Результаты регрессионного анализа влияния указанных переменных на количество гумуса в почве представлены в табл. 30.

Таблица 30. Регрессионная модель зависимости количества гумуса от цветовых свойств техноземов*

| Переменные | $Beta^*$ | Ст. ошибка $Beta^*$ | B | Ст. ошибка B | $t(126)$ | p -уровень |
|-------------------|----------|---------------------|-------|----------------|----------|--------------|
| Свободный член | - | - | -0,05 | 0,16 | -0,30 | 0,76 |
| R (красный канал) | 0,35 | 0,16 | 0,01 | 0,00 | 2,12 | 0,04 |
| G (зеленый канал) | 0,62 | 0,23 | 0,01 | 0,00 | 2,68 | 0,01 |
| B (синий канал) | -0,40 | 0,14 | -0,01 | 0,00 | -2,78 | 0,01 |

* $R = 0,41$; $F(3, 156) = 35,93$; $p < 0,00$.

Модель в состоянии объяснить 41 % изменчивости гумуса в техноземах экспериментального участка. Необходимо отметить, что диапазон концентраций гумуса в пределах изучаемой территории находится в довольно узких пределах (0,25–1,39 %), что объясняет умеренные предсказательные способности модели. Однако регрессионные коэффициенты, которые описывают характер зависимости концентрации гумуса от цветовых характеристик, статистически достоверны. Модель свидетельствует: чем выше интенсивность окраски образцов в красном и зеленом диапазоне, тем выше содержание гумуса в техноземе. Относительно синего канала наблюдается обратная зависимость.

Цветовые характеристики почвенных образцов могут быть использованы для их классификации (рис. 56).

Как видно из классификационной дендрограммы, цветовые характеристики позволяют выделить четыре четко обособленных кластера почвенных образцов. Однако вполне возможно выделение и большего числа дискретных групп (на рисунке показаны уровни для четырех или пяти кластеров). Критерием для выделения числа дискретных групп может быть их поведение в сравнении с классификационными

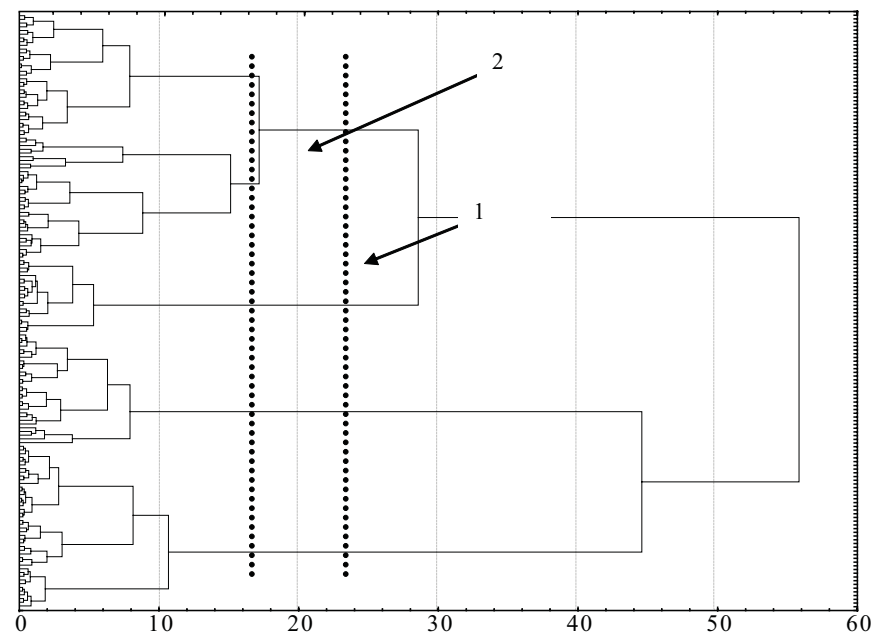


Рис. 56. Классификация почвенных образцов по их цветовым характеристикам. Эвклидово расстояние, метод Уорда:
1 – уровень выделения четырех кластеров; 2 – пяти кластеров

единицами, выделенными по другим признакам. Например, можно сравнить результаты классификации образцов по агрегатной структуре с результатами классификации по цветовым свойствам.

Дискретные единицы (классы или кластеры) можно сравнить с помощью анализа соответствий. На рис. 57,а представлен результат анализа соответствий между разбиением почвенных образцов на четыре группы по агрегатному составу и на четыре группы по цветовым характеристикам. Как видно на рисунке, существует соответствие между классификационными единицами, выделенными по агрегатному составу и по цветовым характеристикам. Определенная независимость наблюдается между категорией Aggregate 1 (в наибольшей степени охватывает серо-зеленые глины) и категорией Color 1.

Можно предположить, что категория Color 1 имеет сложный характер, поэтому был предпринят анализ соответствий между классификационными единицами, выделенными на основании агрегатной структуры и между пятью кластерами, которые выделены на основании цветовых свойств образцов техноземов (рис. 57,б).

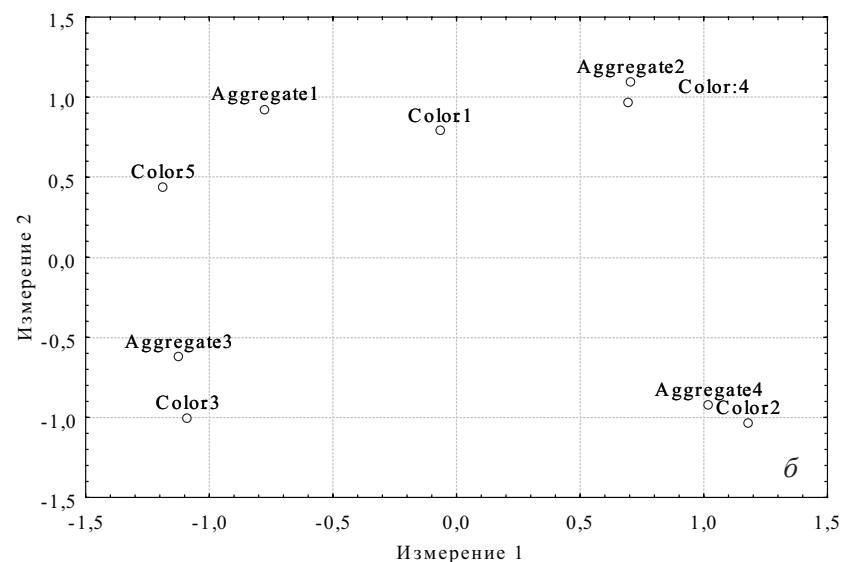
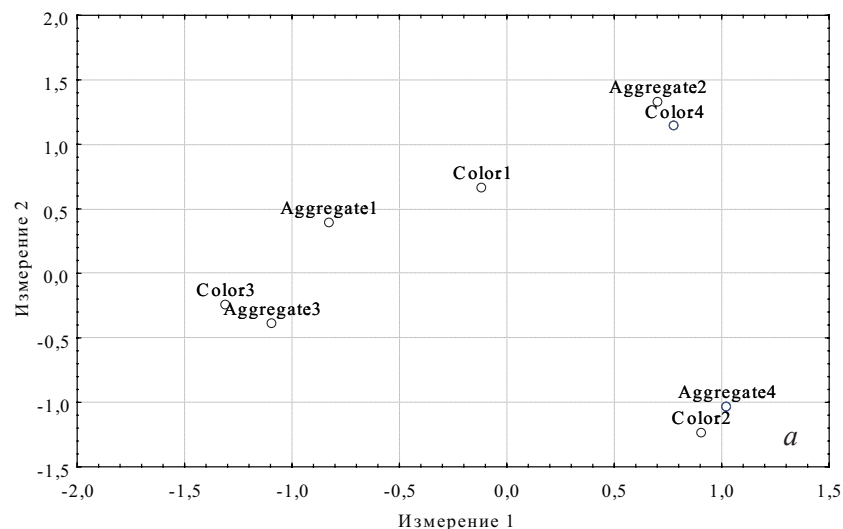


Рис. 57. Анализ соответствий классификации почвенных образцов по агрегатному составу: а – категории Aggregate 1–4 и цветовые характеристики (Color 1–4); б – категории Aggregate 1–4 и цветовые характеристики (Color 1–5)

Кластер Aggregate 1 соответствует двум цветовым кластерам – Color 1 и 2. Кластер Color 1 указывает на переход по цветовым характеристикам между агрегатными кластерами Aggregate 1 (серо-зе-

ленные глины) и Aggregate 2 (насыпной слой чернозема). Положение кластера Color 2 указывает на переход по цвету между кластером Aggregate 1 и кластером Aggregate 3 (красно-бурые глины).

Необходимо отметить, что данные переходы возникают как результат мозаичности почвенного покрова экспериментального участка и являются результатом особенностей технического этапа рекультивации и последующего взаимного проникновения между типами техноземов в результате водной и эоловой эрозии.

Таким образом, агрегатный состав, цветовые характеристики и количество гумуса в комплексе могут позволить диагностировать типы техноземов и установить границы их расположения в пределах экспериментального участка.

Для классификации почвенных образцов была предпринята итеративная процедура. Как показали предварительные численные эксперименты, стандартные кластерные процедуры не дают интерпретируемых результатов. Классификационные единицы более высокого порядка не имеют равной количественной представленности в пределах экспериментального участка (например, насыпной слой чернозема занимает существенно меньшую территорию, чем другие типы техноземов). Кроме того, в пределах одного типа техноземов наблюдается существенная вариабельность некоторых свойств, что приводит в кластерном решении к инверсии иерархических уровней: более высокие классификационные уровни в результате кластерного анализа могут быть существенно ниже, чем внутриклассовые группировки.

Кластерный анализ предлагает наиболее оптимальное классификационное решение с точки зрения некоторых условий и для конкретного набора данных. Условия данной кластерной процедуры могут не соответствовать структурообразующим механизмам реальных объектов. Кроме того, формализм статистической процедуры (кластерного анализа) преломляется через субъективизм в подборе экспериментальных данных для анализа.

Первый этап итерационной процедуры включает формирование обучающей выборки из наиболее типичных с экспертной точки зрения образцов для конкретного типа техноземов. Обучающая выборка соразмерна, т.к. все типы техноземов, предположительно присутствующие на территории экспериментального участка, в выборке представлены в примерно равных соотношениях (8–10 образцов). На основании переменных предикторов (агрегатный состав, наиболее информационно ценные цветовые характеристики R, B,

G/(R+B), а также количество гумуса) был проведен дискриминантный анализ обучающей выборки и получены классификационные правила. Они были применены для всей выборки в целом. В результате первого этапа были получены классификационные оценки для всех образцов в выборке.

На втором этапе был проведен снова дискриминантный анализ, но уже для всей выборки после её предварительной классификации. Учет всех образцов в выборке изменяет геометрию дискриминантного пространства, поэтому классификационные решения могут меняться. При визуальном контроле структуры дискриминантного пространства наиболее удаленные от центроида кластера неверные классификации перемещались в другой кластер, куда наиболее вероятно его можно отнести по результатам анализа. Так повторялось несколько итераций до конечного решения (табл. 31, рис. 58).

Выделенные кластеры визуально имеют достаточно компактную структуру, они хорошо дифференцируются друг от друга. Полученное дискриминантное решение позволяет различить 100 % образцов. Для дискриминации необходимо применение трех дискриминантных функций. Их свойства приведены в табл. 31.

Таблица 31. Дискриминантный анализ почвенных образцов по агрегатному составу и цветовым свойствам

| Переменная | Корень | | |
|----------------------|--------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 |
| Агрегаты 7–10 мм | -0,18 | 0,18 | -0,07 |
| Агрегаты 5–7 мм | -0,24 | 0,11 | -0,17 |
| Агрегаты 3–5 мм | -0,39 | 0,19 | -0,29 |
| Агрегаты 1–3 мм | 0,04 | -0,20 | -0,02 |
| Агрегаты 0,5–1 мм | 0,22 | -0,41 | 0,11 |
| Агрегаты 0,25–0,5 мм | 0,12 | -0,38 | 0,17 |
| Агрегаты <0,25 мм | -0,23 | -0,37 | 0,30 |
| Гумус, % | 0,02 | -0,07 | 0,50 |
| Kst_2 | -0,22 | 0,40 | -0,24 |
| R | 0,20 | 0,10 | 0,75 |
| B | 0,05 | -0,31 | 0,55 |
| G/(R+B) | -0,06 | 0,03 | 0,20 |

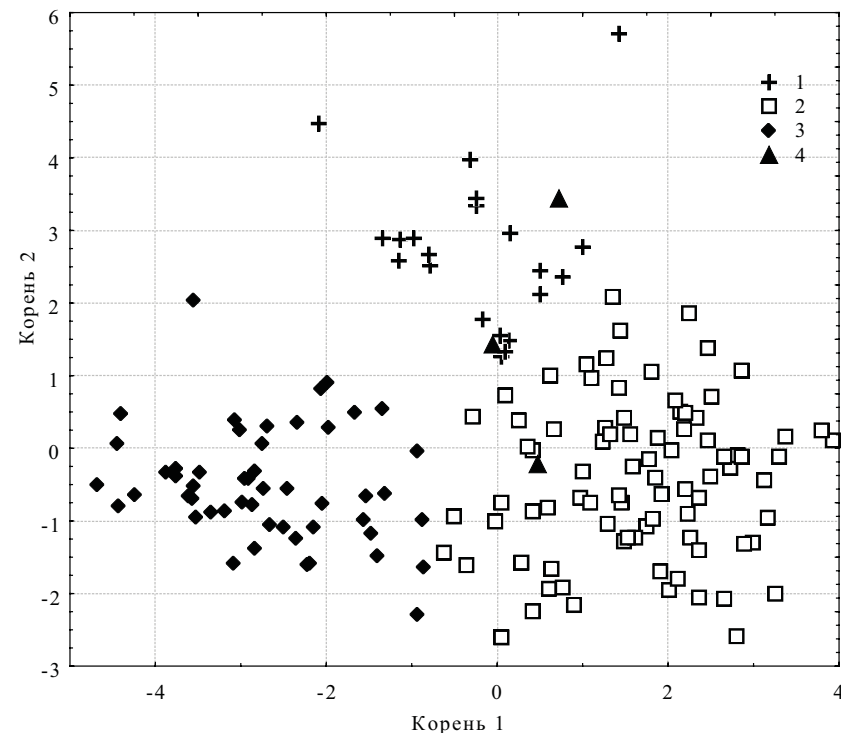


Рис. 58. Расположение почвенных образцов в пространстве дискриминантных функций: 1 – серо-зеленые глины; 2 – красно-бурые глины; 3 – лессовидные суглинки; 4 – насыпной слой чернозема

Дискриминантный корень 1 определяется, прежде всего, агрегатными свойствами техноземов. С этой дискриминантной переменной связана также интенсивность изображений почвенных образцов в красном канале спектра. Интерпретация этой дискриминантной функции очевидна: она преимущественно дифференцирует красно-бурые глины (облако точек справа рисунка) и лессовидные суглинки (облако слева). Эти техноземы отличаются агрегатным составом и цветовыми свойствами (оттенками красного), но не отличаются количеством гумуса.

Корень 2 отражает различия техноземов по такому свойству, как количество агрегатных фракций, размеры частиц которых меньше 1 мм, а также изменчивость цвета в синей части спектра. Этот корень отличает серо-зеленые глины от красно-бурых глин и лессовидных суглинков. Можно утверждать, что для серо-зеленых глин характер-

ны агрегаты более крупных размеров, чем это наблюдается для красно-бурых глин и лессовидных суглинков.

Корень 3 дифференцирует насыпной слой чернозема от прочих техноземов экспериментального участка. Количество гумуса и интенсивность цвета во всех каналах (черный цвет) являются важными дифференцирующими свойствами черноземов. Что касается агрегатного состава, то насыпной слой чернозема отличается относительно более высоким содержанием агрегатов с размерами частиц менее 0,25 мм и относительно меньшим содержанием частиц с размерами 3–5 мм.

Возможность отнести конкретный образец к тому или иному классу в дискриминантном анализе определяется его расстоянием от наиболее типичной для каждого кластера точки – его центроида. Это расстояние вычисляется по метрике Махаланобиса. Таким образом, точка может относиться к различным кластерам, но категоричный вопрос «или-или» в дискриминантном анализе имеет ответ как результат измерения расстояний Махаланобиса от искомой точки до центроидов кластеров. Дискриминантное решение и его пространственная проекция – занимаемая техноземом территория – являются статическими характеристиками (рис. 59).

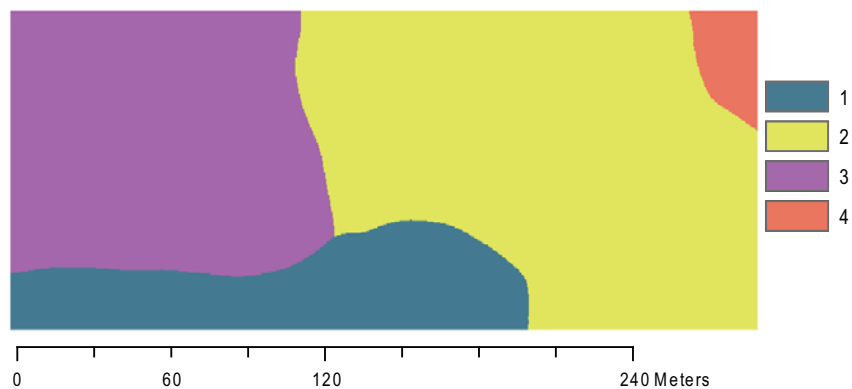


Рис. 59. Расположение ареалов типов техноземов в пределах экспериментального участка: 1 – серо-зеленые глины; 2 – красно-бурые глины; 3 – лессовидные суглинки; 4 – насыпной слой чернозема

Проекция дискриминантных функций в географическое пространство отражают динамический характер взаимодействия между дискретными типами и особенности их взаимного проникновения (рис. 60).

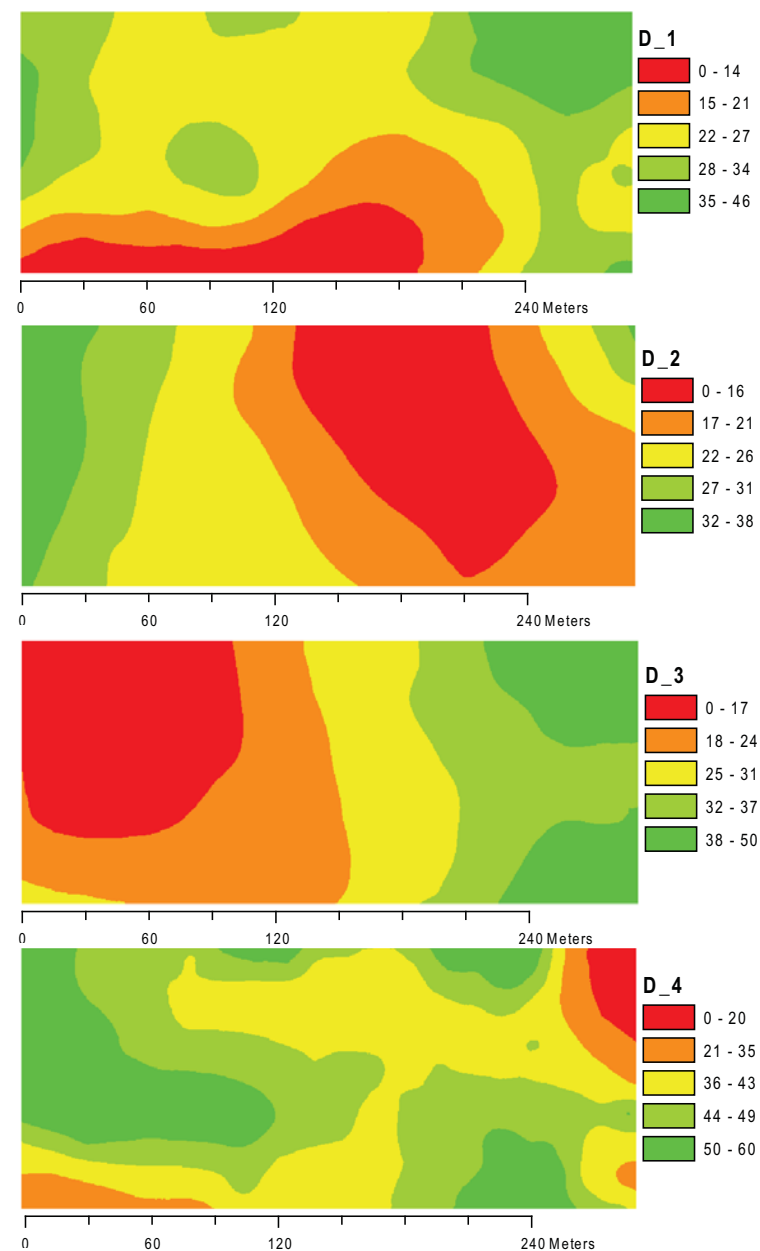


Рис. 60. Проекция дискриминантных функций в географическое пространство: а – D_1; б – D_2; в – D_3; г – D_4

Так, сопоставление рис. 60,а и 60,б позволяет понять, что ареал серо-зеленых глин соседствует с красно-бурыми глинами и лессовидными суглинками (статика, рис. 60,а), однако проникновение серо-зеленых глин происходит только в пределы ареала красно-бурых глин (динамика, рис. 60,б).

Ареал красно-бурых глин (рис. 59) и география дискриминантной функции 2 (рис. 60,б) практически полностью совпадают. Ареал как результат суперпозиции различных действующих сил имеет неправильную форму, тогда как форма минимума дискриминантной функции 2 (наиболее вероятная зона расположения красно-бурых глин) имеет форму, близкую к прямоугольной. Вполне возможно, что эта область соответствует месту первичной отсыпки горной породы, после чего она была спланирована по поверхности участка.

Форма географической области минимума дискриминантной функции 3 (рис. 60,в) также напоминает территорию первичной отсыпки грунта. Анализируя этот рисунок, мы приходим к выводу, что практически весь ареал серо-зеленых находится под сильным влиянием лессовидных суглинков.

Сложную геометрию имеет дискриминантная функция 4 (рис. 60,г). Последовательность создания системы насыпных грунтов отражена в выявленной форме расположения дискриминантных функций. В ходе создания стационара изначально на геологические породы, которые покрывали рудоносные горизонты, был нанесен слой чернозема (1969 г.). Затем в начале 70-х были созданы насыпные слои из серо-зеленых, красно-бурых глин и лессовидных суглинков. При создании экспериментального участка происходило смешивание техноземов. Поэтому сложную геометрию насыпного слоя чернозема следует рассматривать как результат его «проступания» как породы, более ранее нанесенной на полигон.

После технологического этапа рекультивации нарушенных земель возникают техноземы, которые по ряду причин характеризуются значительным разнообразием свойств (Масюк, Бекаревич, 1976). Биологический этап рекультивации сопряжен с процессами достижения почвенным покровом стабильного энергетического состояния. Траектория восстановления устойчивости почвенным покровом как динамической системы может быть весьма сложной, что также приводит к увеличению разнообразия и пестроты почвенного покрова рекультивируемых территорий (Грицан и др., 2009). Учет неоднородности почвенного покрова в сельскохозяйственной практике нашел свое отражение в таком

направлении, как точное земледелие (Медведев, 2007). Применение такого метода для решения вопросов ускорения рекультивации нарушенных земель представляется нам весьма перспективным.

Из априорной информации известен качественный состав почвенного покрова (лессовидные суглинки, серо-зеленые и красно-бурые глины, насыпной слой чернозема) и наиболее характерные локалитеты этих типов техноземов (модельные пробные площади) на территории стационара. Рекогносцировка на местности показала, что границы между типами техноземов нечеткие и имеют неправильную конфигурацию. Задачей исследования было выявить неоднородность и пестроту почвенного покрова экспериментального участка путем установления границ между типами техноземов.

Таблица 32. Статистические характеристики почвенных показателей техноземов экспериментального участка (слой 0–10 см)

| Показатель | Среднее | Ст. отклонение | Минимум | Максимум |
|--|---------|----------------|---------|----------|
| Агрегатный состав | | | | |
| 7–10 мм | 7,45 | 2,22 | 2,05 | 13,40 |
| 5–7 мм | 6,98 | 2,36 | 2,80 | 13,86 |
| 3–5 мм | 12,75 | 3,73 | 4,13 | 22,58 |
| 1–3 мм | 29,10 | 5,12 | 17,65 | 43,40 |
| 0,5–1 мм | 6,72 | 2,16 | 2,42 | 12,26 |
| 0,25–0,5 мм | 6,87 | 2,98 | 1,57 | 15,08 |
| <0,25 мм | 3,99 | 2,17 | 0,31 | 9,90 |
| Количество гумуса | | | | |
| Гумус, % | 0,71 | 0,24 | 0,25 | 1,36 |
| Цветовые характеристики | | | | |
| Красный цвет (R) | 84,60 | 14,14 | 57,76 | 126,74 |
| Зеленый цвет (G) | 110,59 | 12,30 | 88,43 | 147,49 |
| Голубой цвет (B) | 137,42 | 13,23 | 107,55 | 173,92 |
| Характеристики формы почвенных частиц | | | | |
| Ось формы 1 | 0,03 | 0,32 | –0,76 | 0,94 |
| Ось формы 2 | 0,03 | 0,46 | –1,09 | 1,91 |
| Ось формы 3 | –0,04 | 0,67 | –1,58 | 2,78 |

Статистические характеристики почвенных свойств экспериментального участка приведены в табл. 32.

Как показало исследование, в агрегатной структуре техноземов экспериментального участка преобладают почвенные частицы размером 1–3 мм (29,10 %) и 3–5 мм (12,75 %). Агрегатная структура демонстрирует высокую степень изменчивости: коэффициент вариации этого признака изменяется от 17,59 % (агрегаты 1–3 мм) до 54,39 % (агрегаты <0,25 мм). Между средней долей агрегатов и коэффициентом вариации есть достоверная отрицательная корреляционная связь $r = -0,77$.

Установлено, что в пределах экспериментального участка среднее количество гумуса находится на уровне 0,71 % (диапазон колебаний – 0,25–1,36). Коэффициент вариации этого показателя составляет 33,8 %.

Цветовые характеристики почвы являются важным диагностическим признаком. Применение цифровых технологий обработки изображений дало возможность помимо экспертной оценки окраски почвы (что отражено в названиях типов техноземов) использовать объективные количественные характеристики цвета в статистическом анализе изменчивости почвенных параметров в пространстве. Цветовые свойства техноземов отличаются вариабельностью: коэффициент вариации красного канала составляет 16,71, зеленого – 11,12, красного – 9,63 %.

В настоящем исследовании для выделения границ техноземов нами использованы количественные параметры формы почвенных частиц: ось формы 1 (гладкость–шероховатость поверхности почвенных частиц); ось формы 2 (округлость–вытянутость); ось 3 (однородность формы).

Полученные характеристики почвенных образцов могут дать основу для выделения однородных участков поверхности – единиц управления (*management units*) в терминологии точного земледелия. Для этой задачи была применена процедура нечеткой классификации с заданным числом кластеров. В качестве меры расстояния была выбрана метрика Махаланобиса. Программа FuzMe позволяет рассчитывать критерии качества классификации для каждого из выбранного диапазона числа кластеров – MPE (*Modified Partition Entropies*) и FPI (*Fuzzy Partitioning Index*). Минимум этих индексов позволяет обосновать объективный уровень разбиения целого на части (кластеры).

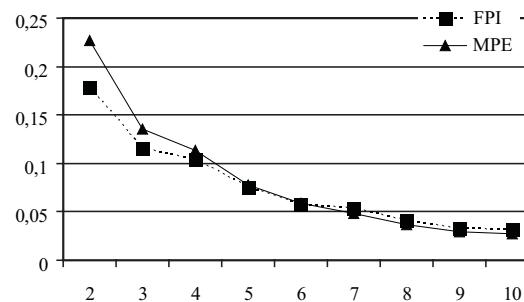


Рис. 61. Статистики качества нечеткой классификации

Показатели качества нечеткой классификации почвенных образцов экспериментального участка представлены на рис. 61.

С увеличением числа кластеров индексы качества классификации монотонно уменьшаются, при этом нет экстремального (минимального) значения. Такой результат свидетельствует о том, что по выбранным характеристикам в пределах изучаемой территории между типами техноземов нет четкой границы. Переходы между типами техноземов в выбранном нами масштабе имеют континуальный, а не дискретный характер.

Если остановиться на числе кластеров, равном числу типов технозема, известному априори (4), то оказалось, что в результате анализа в одном из кластеров были образцы разных типов технозема, которые объединены на основе лишь одного признака (равное содержание гумуса в образцах разных техноземов). Мы остановились на 7 кластерах, при этом некоторые типы техноземов представлены одним–тремя кластерами. Расположение кластеров (почвенных единиц) в пространстве экспериментального участка показано на рис. 62.

Анализ пространственного расположения кластеров вскрывает



Рис. 62. Расположение ареалов почвенных единиц в пределах экспериментального участка

существенную мозаичность почвенного покрова и сложный, и динамичный характер взаимосвязи между различными типами техноземов. Сопоставление полученного расположения кластеров и априорной информации об ареалах техноземов позволяет сделать вывод: кластеры 1 и 6 соответствуют лессовидным суглинкам; 2, 4 и 7 – красно-бурым глинам; 3 – насыпному слою чернозема; 5 – серозеленым глинам.

Дискриминантный анализ дает возможность получить количественные правила для выявления принадлежности образца к тому или иному кластеру. Для отображения исходного объема данных достаточно трех осей (табл. 33).

Таблица 33. Тесты значимости осей (корней) канонического анализа

| Ось (корень) | Собственное значение | Каноническая корреляция (R) | Лямбда Вилкса | Хи-квадрат | Число степеней свободы | p-уровень |
|--------------|----------------------|-----------------------------|---------------|------------|------------------------|-----------|
| 0 | 2,43 | 0,84 | 0,00 | 804,08 | 84 | 0,000 |
| 1 | 2,03 | 0,82 | 0,02 | 621,08 | 65 | 0,000 |
| 2 | 1,65 | 0,79 | 0,05 | 456,61 | 48 | 0,000 |
| 3 | 1,27 | 0,75 | 0,12 | 312,04 | 33 | 0,000 |
| 4 | 1,00 | 0,71 | 0,28 | 190,24 | 20 | 0,000 |
| 5 | 0,80 | 0,67 | 0,56 | 87,27 | 9 | 0,000 |

Оси, или дискриминантные корни, представляют собой линейные комбинации исходных переменных, в пространстве которых кластеры различаются в наибольшей степени. Таким образом, для отображения отношений различия между семью кластерами достаточно трех синтетических переменных (осей). Свойства этих осей позволяет установить канонический анализ (табл. 34).

Анализ данных табл. 34 целесообразно совместить с рассмотрением расположения кластеров в пространстве дискриминантных функций (корней) (рис. 63).

Корень 1, прежде всего, определяется различием цвета почвенных образцов в зеленом и голубом диапазоне, что сопровождается противоположной динамикой агрегатов <0,25 и 3–7 мм, с одной стороны, и 0,25–1 мм и 7–10 мм – с другой. Корень 1 четко дифферен-

Таблица 34. Стандартизированные коэффициенты чувствительности видов к ортогональным корням канонического анализа

| Переменная | Корень | | | |
|--------------------------|--------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| 7–10 мм | –0,17 | –0,15 | 0,16 | –0,16 |
| 5–7 мм | 0,28 | 0,49 | –0,24 | –0,64 |
| 3–5 мм | 0,24 | 0,30 | –0,18 | 0,04 |
| 1–3 мм | 0,00 | –0,27 | 0,03 | –0,39 |
| 0,5–1 мм | –0,32 | 0,04 | 0,35 | 0,12 |
| 0,25–0,5 мм | –0,28 | 0,35 | –0,54 | –0,34 |
| <0,25 мм | 0,32 | –0,52 | –0,27 | –0,33 |
| Гумус, % | –0,57 | 1,09 | –0,50 | –0,20 |
| Красный цвет (R) | 0,44 | 0,27 | –3,17 | 1,51 |
| Зеленый цвет (G) | –2,71 | –1,50 | 4,31 | –2,96 |
| Голубой цвет (B) | 2,66 | 0,29 | –1,61 | 0,96 |
| Ось формы 1 | –0,27 | 0,20 | 0,16 | –0,23 |
| Ось формы 2 | 0,38 | –0,24 | –0,16 | –0,33 |
| Ось формы 3 | 0,32 | 0,24 | –0,01 | –0,14 |
| Собственное число | 2,43 | 2,03 | 1,65 | 1,27 |
| Накопленная доля влияния | 0,26 | 0,49 | 0,67 | 0,80 |

цирует кластер 4 (красно-бурые глины) и кластер 6 (лессовидные суглинки).

Корень 2 отражает дифференциацию типов техноземов по количеству гумуса. Отметим, что этот показатель не является специфическим и играет важную роль для всех существенных дискриминантных функций.

Дискриминантный корень 2 также связан с изменениями цветовых свойств почв в зеленом диапазоне, с динамикой агрегатного состава и формы почвенных частиц (табл. 34).

Дискриминантный корень 3 отражает различия в цветовых особенностях техноземов в красном и зеленом диапазонах, а также в различной динамике составляющих агрегатной структуры.

Таким образом, изученные почвенные свойства позволяют дифференцировать техноземы и выявить отношения различия / подобия

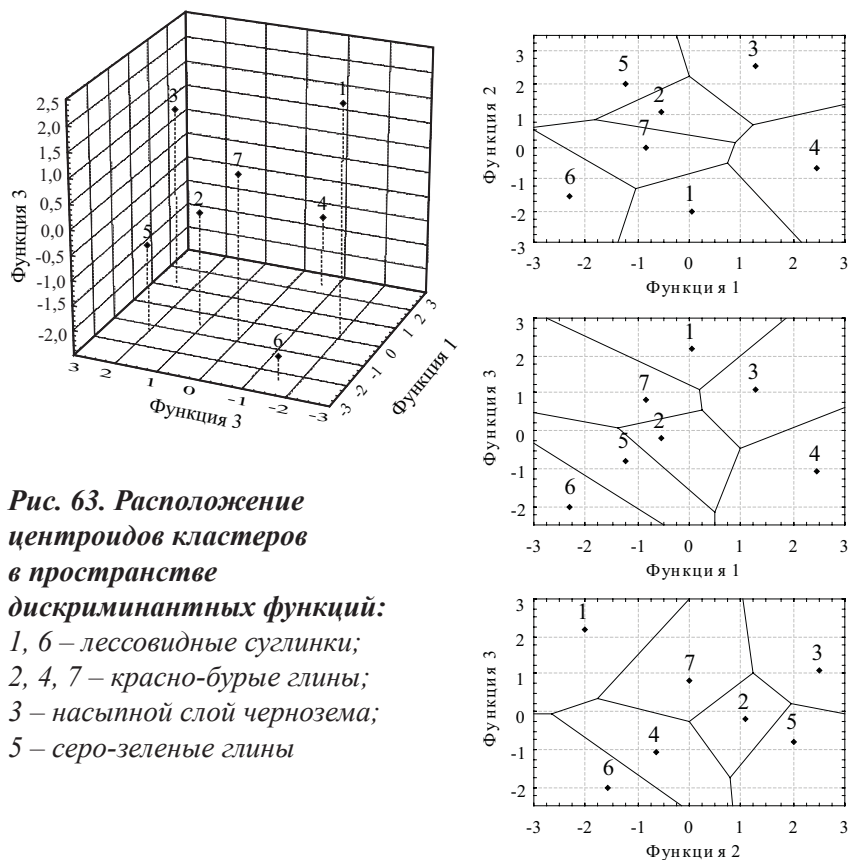


Рис. 63. Расположение центроидов кластеров в пространстве дискриминантных функций:
 1, 6 – лессовидные суглинки;
 2, 4, 7 – красно-бурые глины;
 3 – насыпной слой чернозема;
 5 – серо-зеленые глины

между ними. Изначальная неоднородность техноземов и сложный характер динамики почвообразовательного процесса привели к вы-



Рис. 64. Ареалы техноземов в пределах экспериментального участка: 1 – лессовидные суглинки; 2 – красно-бурые глины; 3 – насыпной слой чернозема; 4 – серо-зеленые глины

сокому разнообразию экологических условий на участке рекультивации. Итоговая конфигурация ареалов техноземов, которая получена в результате исследования, представлена на рис. 64.

Проведенное исследование показало высокую аналитическую ценность отображения исследуемых объектов (почвенных образцов) в географическом пространстве (рис. 64) и экологическом пространстве почвенных свойств (рис. 63).

Для выявления динамической составляющей взаимодействия между типами техноземов, которая возникает в процессе биологического этапа рекультивации, в качестве методического приема была проведена более дробная классификация почвенного покрова. Эта процедура позволила в рамках линейного подхода для статистического анализа данных отобразить нелинейный по своей природе процесс взаимодействия почвенных образований.

5.4. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ЭЛЕКТРОПРОВОДНОСТИ ТЕХНОЗЕМОВ

Точное земледелие является примером существенного изменения технологии индустрии, однако адаптация этой технологии относительно медленная. Одним из ключевых барьеров является анализ пространственных данных. Брешь между анализом данных и сайт-специфичными рекомендациями делают трудным определение того, как внесение семян, пестицидов или удобрений должно изменяться в пространстве для получения максимального экономического результата и минимизации негативного воздействия на окружающую среду.

Классическая статистика, применяемая в агрономической практике и в полевых экспериментах, основывается на предположении о том, что наблюдения являются независимыми. Однако в случае ситуации с точным земледелием эти данные не являются независимыми. Так, мониторинг урожайности сельскохозяйственных культур свидетельствует о корреляции наблюдений, полученных с соседних участков.

Наиболее часто для анализа данных по урожайности сельскохозяйственных культур и влияющих на этот показатель факторов используется регрессия по методу наименьших квадратов либо подобные статистические средства. Однако точность функции ответа урожайности, которая основывается на методе наименьших квадратов, может быть искажена вследствие пространственной автокорреляции данных. Сле-

довательно, полевая гетерогенность недооценивается, а оценка ответа урожайности на применение удобрений будет несостоятельной и смещенной. Низкая точность статистической модели может привести к неверным заключениям целесообразности применения дифференциального внесения удобрений либо других агротехнических средств в сравнении с классическим однородным способом их внесения.

В целом, при игнорировании пространственной гетерогенности свойств агроэкосистемы, экономическая целесообразность технологии переменного внесения может быть весьма невелика. Ключевым шагом в превращении точного земледелия в высокоэкономичный и практически реализуемый инструмент является разработка последовательной

В природе живые организмы обычно характеризуются не случайным и не однородным распределением. Наиболее типичным является агрегация в скопления или плавное изменение обилия, возможны также другие типы пространственной структуры (Legendre, Fortin, 1989). Важность пространственной гетерогенности обусловлена ключевым значением этого феномена в экологических теориях и практической ролью в методике количественного учета численности популяций. Целый ряд экологических теорий или моделей предполагают, что элементы экосистем, которые ближе расположены в пространстве или во времени, наиболее вероятно подвержены воздействию подобных процессов. Это предположение включено в модели эпидемических процессов или прочих катастрофических явлений, теории конкуренции, сукцессии, эволюции и адаптации, поддержания видового разнообразия, паразитизма, популяционной генетики, популяционного роста, отношений хищник–жертва и социального поведения. Другие теории предполагают что разделение гомогенных зон является важным фактором в структурировании экосистем (сукцессии, отношения вид–окружающая среда) или для динамики экосистем (Legendre, Demers, 1985).

Некоторые экологические модели с целью упрощения предполагают, что организмы и контролирующие их факторы распределены в природе случайно либо однородно (простые модели популяционной динамики, некоторые модели эксплуатации лесных и рыбных ресурсов или модели продуктивности экосистем). Это предположение далеко от реальности, так как пространственно-временное структурирование физической среды приводит к изменению организации экологических процессов как в пространстве, так и во времени.

Электрическая проводимость почвы. Существует множество методов для потенциальной характеристики почвенной пространственной изменчивости, включая георадар (*ground penetrating radar* – GPR), аэрофотографии, мульти- и гиперспектральные космические снимки, динамический рефлектометр (*time domain reflectometry* – TDR) и наблюдаемая электрическая проводимость почвы (*apparent soil electrical conductivity* – EC_a). Однако, ни один из указанных подходов не был так интенсивно изучен, как применение EC_a (Corwin, Lesch, 2005).

Так как электрическая проводимость почв легко может быть применена в сельском хозяйстве для измерения засоления почв, то применение EC_a было вовлечено для установления пространственной вариабельности некоторых физико-химических свойств, которые влияют на этот показатель (Corwin, Lesch, 2003). Геопроостранственное измерение EC_a очень хорошо подходит для характеристики пространственной изменчивости по ряду причин. Этот признак надежный, легко и быстро может быть выполнен. Оборудование для проведения измерений EC_a не громоздко и имеет доступную цену. Наконец, что весьма важно, EC_a подвержена влиянию множества почвенных свойств, благодаря этому пространственная изменчивость этих свойств может быть охарактеризована с помощью электрической проводимости.

Традиционная система земледелия ориентирована на однородное восприятие поля, игнорируя естественным образом присущую изменчивость почвенных условий между и в пределах поля. Без применения системы глобального позиционирования (GPS) и оборудования для точного измерения урожайности было трудно установить и задокументировать изменчивость в пространстве урожайности сельскохозяйственных культур и почвенных свойств. В последние годы получены убедительные свидетельства того, что пространственная изменчивость в пределах поля очень велика и достигает уровня 2–4 раз или более для урожайности (Birrel et al., 1995; Verhagen et al., 1995; Kaffka et al., 2005) и более чем порядка величин для почвенных свойств (Jury, 1986; Corwin et al., 2003a).

Пространственная вариабельность урожайности является результатом комплексного взаимодействия биологических (вредители, дождевые черви, микроорганизмы), эдафических (соленость, органическое вещество, питательные вещества, почвенная структура), антропогенных (уплотнение почвы сельхозорудиями), топографи-

ческих (наклон, высота рельефа) и климатических (относительная влажность, температура, осадки) факторов.

Фундаментальным компонентом оценки *качества почвы* на масштабном уровне поля является установление пространственного распределения почвенных свойств, которые влияют на важные цели управления (максимизация сельскохозяйственной продуктивности, минимизации воздействия на окружающую среду, максимизацию повторного использования отходов) и производные функции (био-разнообразие, фильтрация и буферные свойства почвы, круговорот питательных веществ, физическая стабильность, резистентность и эластичность). Недостаточно сделать отдельное измерение в пределах поля для характеристики почвенного качества. Напротив, необходимое число измерений должно быть проведено в *особых точках* для репрезентативной характеристики пространственного распределения существующих почвенных кондиций, которые влияют на сельскохозяйственную деятельность, обусловленную почвенными свойствами.

Таким образом, оценка качества почвы требует количественных данных по каждому индикаторному свойству, связанному с почвенным качеством, и информации о пространственной вариабельности этих индикаторных свойств.

Геопространственное измерение EC_a успешно используется в целях:

- идентификации почвенных физико-химических свойств, которые влияют на урожайность и почвенные условия;
- установления пространственной вариации этих почвенных свойств.

Влияние эдафических факторов на наблюдаемую электрическую проводимость почвы. Первое применение геофизических измерений EC_a в почвоведении было связано с определением засоленности в пределах почвенного профиля в почвах аридной зоны (Halvorson, Rhoades, 1976). Однако стало очевидным, что измерение EC_a в полевых условиях для оценки почвенной засоленности является более сложным, чем предполагалось изначально, в виду сложности путей движения электрического тока, что является следствием пространственной гетерогенности свойств, которые влияют на токодвижение в почве.

Существуют три пути, по которым возникает движение электрического тока в почве (рис. 65):

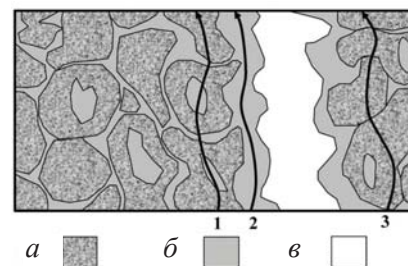


Рис. 65. Пути электрической проводимости (по Rhoades et al., 1989): 1 – твердо-жидкофазный ток; 2 – жидкофазный ток; 3 – твердофазный ток; а – твердая фаза; б – жидкая фаза; в – воздух

– в жидкой фазе – через растворенные вещества, содержащиеся в почвенной воде, которая занимает большие поры;

– в твердо-жидкой фазе – электрический ток осуществляется прежде всего с помощью обменных катионов, связанных с глинистыми минералами;

– в твердой фазе – ток проходит через почвенные частицы, которые находятся в непосредственном контакте между собой (Rhoades et al., 1999).

Из этих трех путей твердофазный является пренебрежительно малым, в результате чего можно говорить о двойственной параллельной системе, проводящей электрический ток в почве.

Была предложена модель электрической проводимости, которая описывает три пути проведения электрического тока (Rhoades et al., 1989),

$$EC_a = \left[\frac{(\theta_s + \theta_{ws})^2 \cdot EC_{ws} \cdot EC_s}{\theta_s \cdot EC_{ws} + \theta_{ws} \cdot EC_s} \right] + (\theta_{ws} \cdot EC_{wc}),$$

где θ_{ws} и θ_{wc} – объемная влажность почвы в почвенно-водном пути и в протяженном водном пути соответственно, $см^3 \cdot см^{-3}$; θ_s – объемное содержание твердой фазы в почве, $см^3 \cdot см^{-3}$; EC_{ws} и EC_{wc} – специфические электрические проводимости почвенно-водного пути и протяженного водного пути соответственно, $дС \cdot м^{-1}$; EC_s – электрическая проводимость твердых почвенных частиц, $дС \cdot м^{-1}$.

Уравнение можно представить в следующем виде:

$$EC_a = \left[\frac{(\theta_w + \theta_{ws})^2 \cdot EC_{ws} \cdot EC_s}{\theta_s \cdot EC_{ws} + \theta_{ws} \cdot EC_s} \right] + (\theta_w - \theta_{ws}) \cdot EC_w,$$

где $\theta_w = \theta_{ws} + \theta_{wc}$ – общая объемная влажность почвы, $см^3 \cdot см^{-3}$; EC_w – средняя электрическая проводимость почвенной воды в условиях равновесия, т.е. $EC_w = EC_{ws} = EC_{wc}$. Известны такие аппроксимирующие зависимости:

$$\theta_w = \frac{PW \cdot \rho_b}{100};$$

$$\theta_{ws} = 0,639 \cdot \theta_w + 0,011,$$

$$\theta_{ss} = \rho_b / 2,65;$$

$$EC_{ss} = 0,019 \cdot SP - 0,434;$$

$$EC_w = \frac{EC_e \cdot \rho_b \cdot SP}{100 \cdot \theta_w},$$

где PW – гравиметрическая влажность почвы; ρ_b – плотность почвы, $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$; SP – общая влагоемкость почвы (saturation percentage), %; EC_e – электрическая проводимость насыщенного экстракта почвы, $\text{дС} \cdot \text{м}^{-1}$.

Ввиду разнообразия путей проводимости электрического тока в почве показатель EC_a подвержен влиянию комплекса взаимодействий почвенных свойств, включая соленость, SP , влажность и ρ_b . Такие показатели, как SP и ρ_b непосредственно зависят от содержания глины и органического вещества в почве. Кроме того, обменная поверхность на глине и органическое вещество обеспечивают жидкофазный путь электрического тока преимущественно через обменные катионы. Следовательно, тип глины и её содержание, катионная обменная способность и органическое вещество необходимо рассматривать как дополнительные факторы, влияющие на EC_a . Количественные оценки EC_a должны быть интерпретированы с учетом перечисленных действующих факторов.

Еще одним фактором, который влияет на электропроводность, является температура. Электролитическая проводимость увеличивается со скоростью примерно 1,9 % на градус температуры. Обычно для получения сравнимых данных EC выражают для стандартной температуры 25 °С. Электропроводность EC_p , измеренная для конкретной температуры t , может быть переведена к сравнимому показателю для температуры 25 °С EC_{25} по формуле

$$EC_{25} = f_t EC_p,$$

где f_t – температурный коэффициент. Он может быть найден по формуле (Sheets, Hendrickx, 1995)

$$f_t = 0,4470 + 1,4034 e^{-t/26,815}.$$

Оборудование для мобильного измерения EC_a . Характеристика пространственной изменчивости почвенной электрической провод-

ности EC_a дается с помощью использования мобильных приборов для измерения электрического сопротивления (ER) или электромагнитной индукции (EMI). Пространственная привязка измерений производится с помощью системы глобального позиционирования (GPS). Разработка мобильного оборудования для измерения EC_a сделала возможным создание карт этого признака с точностью нескольких метров.

Мобильное оборудование для измерения EC_a было разработано как для геофизического подхода ER, так и для подхода IMI. В случае с подходом ER четыре электрода из нержавеющей стали вводятся в почву на одинаковом расстоянии и соединяются с прибором для измерения электрического сопротивления. Напряжение подается на два крайних электрода, а измерения производятся по двум внутренним электродам. Закрепление электродов на жесткой рамке существенно экономит время для их установки при измерении. Такая конструкция может быть установлена на тракторе в соединении с GPS-логгером (рис. 66). Компанией Veris Technologies (<http://www.veristech.com>) разработана коммерческая мобильная система для измерения EC_a , в которой используется принцип ER.

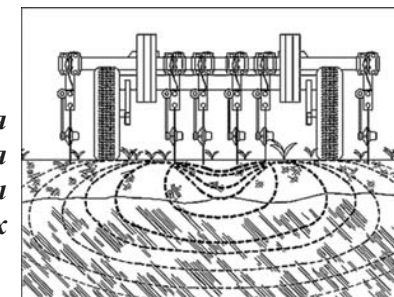


Рис. 66. Схема размещения электродов для измерения электропроводности почвы в полевых условиях

На принципе IMI работает измерительный прибор EM-38, изготовленный компанией Geonics. Этот прибор можно укрепить на движущемся сельхозагрегате над поверхностью земли. Возможно при измерении варьировать высоту прибора над поверхностью почвы, а также угол его наклона.

Организация отбора почвенных образцов на основании данных об электрической проводимости почвы. Применяются различные подходы для выявления и картирования почвенных условий, которые влияют на пространственную изменчивость продуктивности сельскохозяйственных культур. Для выполнения этой задачи может

быть использована интенсивная стратегия отбора почвенных образцов в ячейках регулярной сетки. Такой подход позволил (R. Lark, 1997) выявить семь картографических единиц (интервал сетки в исследовании составил 20 м, площадь поля – 6 га). Установлены значительные различия между картографическими единицами для ряда показателей, влияющих на урожай, таких как влажность и органическое вещество почвы, минеральный азот, рН. Однако этот тип интенсивного сбора данных по ячейкам регулярной сетки является трудозатратным и дорогим, что делает такой подход непрактичным для применения в реальных производственных условиях. В работе Francis, Schepers (1997) был применен метод выборочного сбора почвенных образцов для определения границ зон применения удобрений. Определение места отбора проб производилось на основе сведений о цвете почвы, текстуре, угле наклона поверхности, об эрозионных характеристиках. В пределах выделенных зон наблюдалось достоверное различие в содержании таких питательных веществ, как калий и фосфор, а также цинк. Однако такого рода исследования недооценивают необходимость экономичной технологии для выявления пространственной изменчивости эдафических свойств.

Ввиду того что эдафические свойства влияют на $ЕС_a$, то пространственное распределение этого показателя в пределах поля обеспечивает потенциальную возможность картирования пространственной изменчивости эдафических свойств, основываясь на отборе почвенных проб, место отбора которых определяется по $ЕС_a$. Характеристика пространственной изменчивости с помощью *ЕС_a-направленной системы сбора проб* основывается на гипотезе: если $ЕС_a$ коррелирует с почвенными свойствами либо свойством, то пространственная информация об $ЕС_a$ может быть использована для идентификации сайтов, которые отражают диапазон и изменчивость свойств либо свойства.

В случае, когда $ЕС_a$ коррелирует с определенным почвенным свойством, то $ЕС_a$ -направленная система сбора образцов позволит установить пространственное распределение этого свойства, а также оптимальное количество и места положения отбора проб для характеристики изменчивости при минимизации трудозатрат (Cogwin et al., 2003). К тому же, если $ЕС_a$ коррелирует с урожайностью, то $ЕС_a$ -направленная система отбора образцов может быть использована для идентификации почвенных свойств, которые влияют на изменчивость урожайности (Cogwin et al., 2003).

Базовыми элементами изучения $ЕС_a$ на уровне сельскохозяйственного поля для характеристики пространственной изменчивости являются:

- план изучения $ЕС_a$;
- сбор пространственно определенных данных о почвенном $ЕС_a$;
- план отбора почвенных образцов для агрохимического анализа, разработанный на основе пространственно определенных данных об $ЕС_a$;
- сбор почвенных образцов;
- пространственный статистический анализ;
- определение главных почвенных свойств, которые влияют на $ЕС_a$ в пределах изучаемого участка;
- ГИС-реализация (создание базы пространственных данных, визуализация пространственного распределения почвенных свойств).

Важно отметить, что геопространственные измерения $ЕС_a$ сами по себе не могут прямо характеризовать пространственную изменчивость почвенных свойств. В действительности, измерение $ЕС_a$ дают ограниченную прямую информацию о физико-химических свойствах почвы, которые влияют на урожай, воздействуют на транспорт растворенных веществ или определяют качество почвы. Однако наблюдения за изменением в пространстве $ЕС_a$ обеспечивают информацией, необходимой для организации сбора агрохимических образцов. Такой подход является экономичным средством для оптимизации сбора данных о почве.

$ЕС_a$ -направленный сбор данных может позволить пространственно охарактеризовать почвенные свойства, которые коррелируют с $ЕС_a$. Эта корреляция может возникать вследствие прямого или косвенного влияния свойств почвы на $ЕС_a$ либо может быть артефактом. Существует сложная связь между $ЕС_a$ и почвенными свойствами. Наблюдаемая электрическая проводимость почвы является сложным показателем, интерпретация которого требует знаний и опыта. Непосредственный отбор агрохимических образцов в поле дает возможность понимания и интерпретации данных по $ЕС_a$, так как часто наблюдения за изменением $ЕС_a$ не имеют самостоятельного значения.

Геопространственные измерения $ЕС_a$ не заменяют сбор агрохимических данных, но могут существенно минимизировать их число, необходимое для характеристики пространственной изменчивости. Единственным способом установить, какое из почвенных свойств влияет на $ЕС_a$ в условиях конкретного поля, является отбор агрохи-

мических проб и проведение статистического анализа. Таким образом, каждое измерение электрической проводности почвы в пределах поля должно сопровождаться отбором агрохимических данных в точках, которые определяются сообразно пространственной изменчивости $ЕС_a$. Отбор агрохимических анализов должен проводиться как минимум в 8–16 точках. Места расположения точек отбора проб и их число могут быть определены на основании таких программных продуктов, как, например, ESAP (Lesch et al., 2000).

Стабильность $ЕС_a$ во времени может быть предметом особого интереса, поскольку этот показатель является результатом взаимодействия как статических, так и динамических факторов. Временной аспект добавляет сложности в рассмотрение и интерпретацию пространственной изменчивости $ЕС_a$. Особое значение аспект времени приобретает в том случае, если среди факторов, которые влияют на электропроводность, преобладают динамические.

Изменения значений $ЕС_a$ являются результатом действия статических и динамических факторов, таких как соленость, содержание глины, минералогические особенности, содержание воды, плотность почвы и температура (Johnson et al., 2003). В общем величина и пространственная гетерогенность $ЕС_a$ в поле подвержены влиянию одного или двух из этих факторов, перечень которых может изменяться от одного поля к другому, делая интерпретацию измерений $ЕС_a$ существенно сайт-специфичной. В ситуации, когда динамические почвенные свойства (соленость, содержание влаги, температура) преобладают в воздействии на $ЕС_a$, изменения пространственного распределения этого показателя во времени будут очень существенными по сравнению с теми системами, когда преобладающими являются статические факторы (текстура). В текстуроопределяемых системах характер пространственного распределения электропроводности почвы остается стабильным, так как изменения динамических почвенных свойств влияют только на величину $ЕС_a$ (Johnson et al., 2003). Исходя из этих соображений, Johnson et al. (2003) приходят к заключению, что карты $ЕС_a$ для статически-определяемых систем несут весьма отличную информацию от карт $ЕС_a$ для динамически-определяемых систем.

В настоящее время применяется два подхода для проведения $ЕС_a$ -направленного сбора почвенных образцов:

- дизайн-основанный;
- модель-основанный с.

Первый подход состоит в применении неконтролируемой классификации (Johnson et al., 2001), а второй подход направлен на оптимизацию поверхности пространственного отклика (*spatial response surface* – SRS) плана сбора данных (Corwin, Lesch, 2005).

При выполнении дизайн-основанного отбора проб производится картографическое отображение пространственной изменчивости электропроводности (Johnson et al., 2001) – рис. 67. Вариации интенсивности окраски, от темной к светлой, соответствуют увеличению электропроводности. Кружками обозначены места отбора проб.

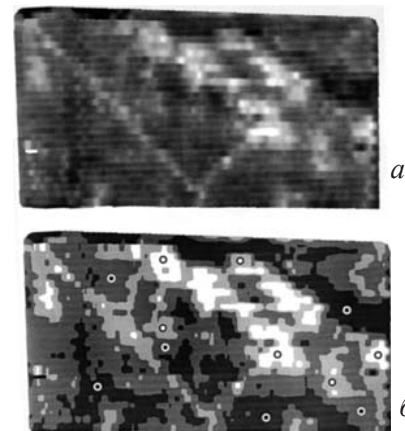


Рис. 67. Карта электрической проводимости почвы:

а – в пределах поля;
б – после перекодировки значений в четыре класса электропроводности

Карта электропроводности может быть реклассифицирована в категории по уровню электропроводности. Так, в работе Johnson et al. (2001) таких классов выбрано четыре. Выбор этого числа был достаточно субъективным, в качестве аргументов приводится практичность (ограничение сверху) и возможность охватить изучаемую территорию (ограничение снизу).

В пределах каждого класса электропроводности пробы были отобраны в трех точках. Точки располагались в четко обособленных областях классов с тем, чтобы максимально охватить изучаемую территорию. Точки отбора были центрированы в пределах пространственной области класса для того, чтобы избежать переходных зон. Несмотря на то, что важный этап определения расположения точек отбора проб можно формализовать (очевидно, что точками отбора проб являются центры тяжести трех максимальных по площади полигонов, соответствующие каждому классу), в обсуждаемой работе этого сделано не было и в процедуре определения имеет место субъективная компонента.

В целом, дизайн-основанный отбор образцов превосходит по информационной ценности классический случайный способ отбора проб, т. к. учитывает пространственную неоднородность почвенного покрова, кроме того, средние по полю значения почвенных параметров, основанные на этом подходе, имеют меньшую стандартную ошибку, чем при случайном отборе проб (Johnson et al., 2001).

Оптимальная схема отбора проб на участке рекультивации для изучения пространственной изменчивости эдафических свойств. Отбор проб произведен в пределах поля, которое охватывает такие варианты техноземов, как дерново-литогенные почвы на лессовидных суглинках, на серо-зеленых глинах, на красно-бурых глинах и педоземы с насыпным слоем чернозема мощностью 0,5 м на технической смеси глин (географические координаты юго-западного угла полигона – 47°38'55.24"С.Ш., 34°08'33.30"В.Д.).

На участке с 1995 до 2003 год произрастал многолетний бобово-злаковый агрофитоценоз (Шемавнев и др., 2005), после чего начался процесс натурализации растительного покрова.

Полигон представлен 8 трансектами, каждая из которых состоит из 20 точек отбора проб. Трансекты расположены в направлении с запада на восток с интервалом 15 м между соседними трансектами. Точки отбора проб находятся с таким же интервалом. Следовательно, экспериментальный полигон представляет собой регулярную сетку с шириной ячейки 15 м. Длина сторон полигона равна 285 и 105 м. Фитомассу измеряли в пределах квадратов с боковой стороной 0,5 м. Сбор материала проведен в июне 2009 г. Растения срезали под корень в середине дня, между сходом утренней росы и началом образования вечерней, связывали в снопы и доставляли в лабораторию, где их взвешивали (Жуков и др., 2012).

Для выполнения модель-основанного подхода, чтобы определить место расположения точек отбора проб на поле при изучении пространственной изменчивости почвенных свойств, используется специализированное программное обеспечение, например ESAP, (<http://www.ars.usda.gov/services/software/>). План отбора проб для этой программы основан на пространственной модели поверхности отклика (spatial response surface sampling – SRSS). Алгоритм SRSS позволяет определить место расположения минимального количества точек отбора почвенных проб на основании информации о пространственном изменении величины электропроводности почвы.

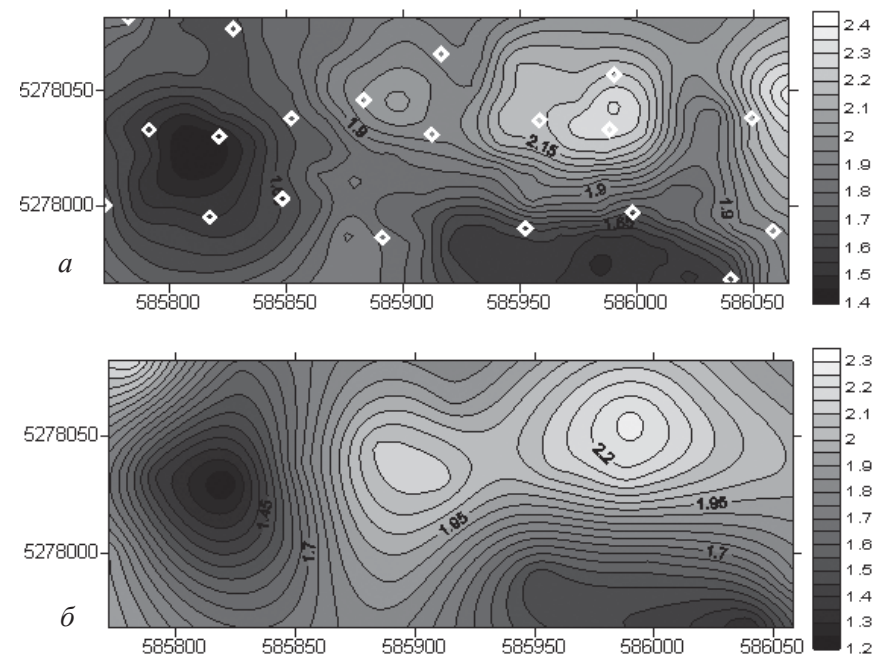


Рис. 68. Пространственная изменчивость электрической проводимости техноземов: а – 160 измерений по регулярной сетке 15 м; б – 20 измерений в точках по алгоритму SRSS (ромбы)

Пространственная изменчивость электропроводности техноземов исследованного участка представлена на рис. 68.

На карте четко выделяются две области с пониженной электропроводностью, которые географически соответствуют участкам залегания дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках и педоземов с насыпным слоем чернозема. Область с повышенной электропроводностью маркирует дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах. Промежуточными значениями характеризуются дерново-литогенные почвы на серо-зеленых глинах.

Вариограмма электропроводности техноземов имеет радиус влияния 93 м и значение индекса SDL 46,15 %, что позволяет оценить степень пространственной зависимости электропроводности как умеренную (табл. 35).

С помощью алгоритма SRSS на основании данных о пространственной изменчивости электропроводности определено оптимальное положение 20 точек отбора почвенных проб для отображения пространственной изменчивости агрохимических свойств.

Таблица 35. Статистические и геостатистические характеристики электропроводности рекультивируемых почв

| Показатель | EC ₁₆₀ | EC ₂₀ | Гумус ₁₆₀ | Гумус ₂₀ | Ca ²⁺ ₁₆₀ | Ca ²⁺ ₂₀ | pH ₁₆₀ | pH ₂₀ | K ⁺ +Na ⁺ ₁₆₀ | K ⁺ +Na ⁺ ₂₀ |
|--|-------------------|------------------|----------------------|---------------------|---------------------------------|--------------------------------|-------------------|------------------|--|---|
| N | 160 | 20 | 160 | 20 | 160 | 20 | 160 | 20 | 160 | 20 |
| Среднее | 1,83 | 1,79 | 0,77 | 0,71 | 0,014 | 0,014 | 7,51 | 7,49 | 0,035 | 0,035 |
| Медиана | 1,82 | 1,83 | 0,68 | 0,66 | 0,014 | 0,014 | 7,49 | 7,48 | 0,035 | 0,035 |
| Ст. отклонение | 0,35 | 0,35 | 0,23 | 0,22 | 0,003 | 0,003 | 0,19 | 0,13 | 0,004 | 0,004 |
| CV, % | 19,13 | 19,59 | 29,65 | 30,46 | 19,72 | 20,52 | 2,56 | 1,72 | 10,72 | 10,06 |
| C ₀ (наггет) | 0,06 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,28 | 0,19 | 0,015 | 0,001 | 0,11 | 0,02 |
| C ₁ (частичный порог) | 0,07 | 0,13 | 0,03 | 0,05 | 0,51 | 0,99 | 0,021 | 0,019 | 0,04 | 0,12 |
| C ₀ +C ₁ (порог) | 0,13 | 0,14 | 0,04 | 0,06 | 0,78 | 1,19 | 0,036 | 0,020 | 0,15 | 0,14 |
| SDL****, % | 46,15 | 7,14 | 25,00 | 16,67 | 35,29 | 16,33 | 41,18 | 5,00 | 71,43 | 15,40 |
| Радиус влияния, м | 93 | 93 | 35 | 75 | 22 | 55 | 25 | 55 | 51,84 | 51,43 |

Здесь и далее: ****SDL – уровень пространственной зависимости ($100 \cdot C_0 / (C_0 + C_1)$).

Далее нами построены карты изменчивости эдафических свойств техноземов по методу кригинга по 160 точкам отбора проб, заложенным в регулярной сетке, и по 20 точкам, определенным с помощью алгоритма SRSS.

В 160 точках предсказаны значения электрической проводности техноземов по пространственной модели, построенной методом кригинга по 20 и 160 точкам, после чего они были сравнены со значениями, непосредственно измеренными в этих точках. Коэффициент корреляции прогноза по 160 точкам с непосредственными измерениями составил $r = 0,81$; $p = 0,00$, а по 20 точкам – $r = 0,58$; $p = 0,00$. Корреляция между двумя способами прогноза равна $r = 0,81$; $p = 0,00$. Таким образом, значительное снижение числа измерений электропроводности позволяет получить адекватную картину пространственного распределения признака.

Характер пространственной изменчивости электропроводности почвы указывает на особенности пространственной неоднородности других почвенных свойств, результатом которых является свойство почвы проводить электрический ток. Для оценки взаимосвязи электропроводности с эдафическими характеристиками был проведен многомерный факторный анализ (табл. 36). Выделены 4 фактора, собственные числа которых превышают 1. Факторные веса электропроводности для факторов 2–4 значительно превышают 0,3

Таблица 36. Факторный анализ изменчивости содержания гумуса, электрической проводности и химизма водной вытяжки техноземов (представлены веса, превышающие 0,3 по модулю)

| Показатели | Фактор | | | |
|---------------------------------|--------|-------|-------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Гумус | - | - | - | 0,93 |
| pH | - | -0,93 | - | - |
| Cl ⁻ | 0,47 | 0,34 | 0,43 | - |
| SO ₄ ²⁻ | 0,73 | - | - | - |
| Ca ²⁺ | 0,92 | - | - | - |
| Mg ²⁺ | -0,82 | - | -0,38 | - |
| HCO ₃ ⁻ | - | -0,96 | - | - |
| K ⁺ +Na ⁺ | 0,32 | -0,55 | 0,73 | - |
| Сухой остаток | 0,64 | -0,66 | - | - |
| ЕС | - | 0,4 | 0,49 | 0,56 |
| Объясненная дисперсия | 2,87 | 2,89 | 2,10 | 1,36 |
| Объясненная доля | 0,26 | 0,26 | 0,19 | 0,12 |

(условную границу отсева факторных весов), что свидетельствует о сложном механизме формирования явления электропроводности техноземов в пределах изучаемого полигона. Переменные, связанные с фактором 1, в меньшей степени влияют на электропроводность. Речь идет об общей минерализации почвенного раствора (сухой остаток), обратной корреляции между концентрациями ионов кальция и магния, концентрации ионов хлора и сульфат-иона. Хорошим индикатором этого фактора как комплексной тенденции изменчивости химизма водной вытяжки является концентрация иона кальция.

Фактор 2, как упоминалось ранее, тесно связан с электропроводностью, описывает уровень минерализации почвенного раствора, связанного с концентрацией гидрокарбоната и одновалентных катионов. Индикатором этого фактора является pH водной вытяжки.

Фактор 3 описывает изменчивость концентрации ионов натрия и калия и иона хлора, которые отрицательно коррелируют с концентрацией двухвалентных ионов кальция и магния. Важную роль в изменчивости фактора 3 играет электропроводность техноземов.

Фактор 4 отражает изменчивость количества гумуса и корреляционную связь гумуса с электропроводностью техноземов.

Проведенный многомерный факторный анализ для дальнейшего изучения позволил остановиться на наиболее информативно важных эдафических показателях: концентрация иона кальция, pH водной вытяжки, сумма ионов калия и натрия в водной вытяжке, содержание гумуса.

Пространственная изменчивость концентрации иона кальция в водной вытяжке как индикатора изменчивости комплекса эдафических характеристик, описываемых фактором 1, представлена на рис. 69.

Карта, построенная по 20 точкам отбора проб по алгоритму SRSS на основании данных по электропроводности почвы (рис. 69,б),

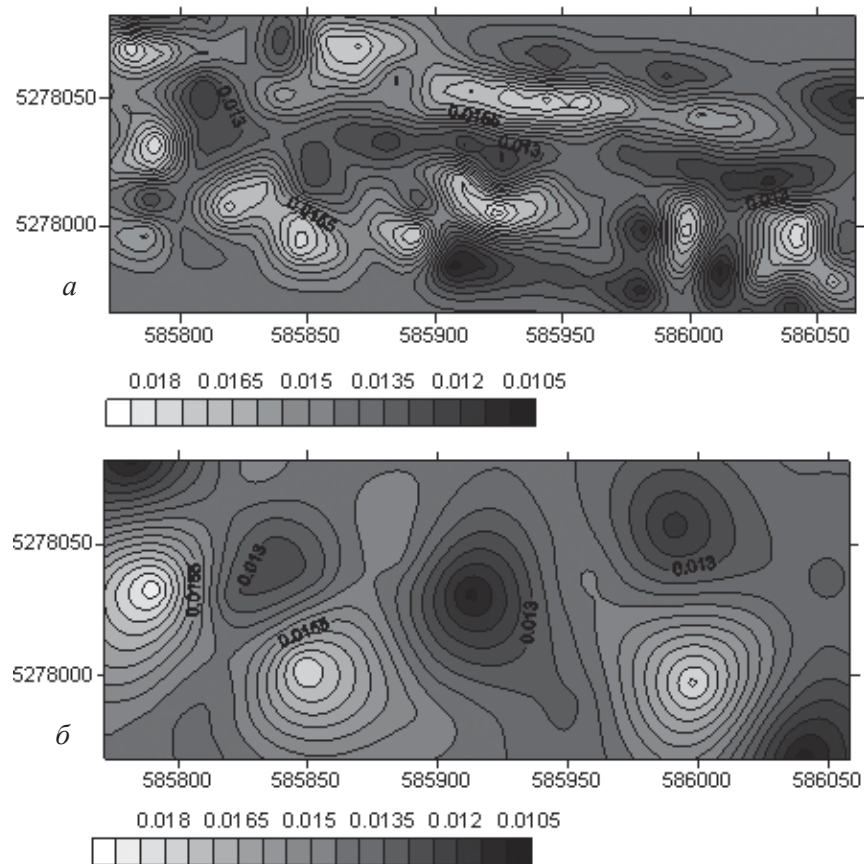


Рис. 69. Пространственная изменчивость содержания кальция в водной вытяжке техноземов: а – 160 измерений по регулярной сетке 15 м; б – 20 измерений в точках по алгоритму SRSS

только в общих чертах отображает особенности пространственной изменчивости концентрации ионов кальция в водной вытяжке, оцененной по регулярной сетке отбора проб из 160 измерений. Радиус влияния полувариограммы, построенной на основании 160 измерений, равен 22 м. При сборе данных по 20 точкам их среднее расстояние в пределах изучаемой территории не позволяет учесть уровень детализации, соизмеримый с расстоянием 22 м. Радиус влияния, установленный по 20 точкам, равен 55 м, это свидетельствует о том, что пространственная модель, построенная по 20 точкам, не в состоянии учесть тонкие особенности пространственной изменчивости этого признака.

Однако следует отметить, что оценки статистических характеристик концентрации кальция в водной вытяжке техноземов близки как при большом объеме выборки (160 проб по регулярной сетке), так и при гораздо меньшем (20 проб по алгоритму). По непараметрическому тесту Манна-Уитни различия не достоверны ($Z = 0,29; p = 0,78$).

Прогноз по 160 точкам сильно коррелирует с наблюдаемыми значениями ($r = 0,86; p = 0,00$). Связь прогноза по 20 точкам с наблюдаемыми значениями гораздо ниже ($r = 0,19; p = 0,02$). Прогнозы по 20 и 160 точкам отбора характеризуются умеренной степенью корреляции ($r = 0,38; p = 0,00$).

Таким образом, организация сбора проб по алгоритму SRSS и данным электропроводности почв не позволяет получить удовлетворительное пространственное отображение изменчивости признаков, которые не коррелируют с электропроводностью. В нашем случае это концентрация кальция в водной вытяжке, а также концентрация ионов магния и сульфат-иона. Однако такая схема отбора проб позволяет получить интегральные статистические оценки параметров распределения, которые при малом объеме выборки достоверно не отличаются от оценок, полученных при большом объеме собранного материала (для магния тест Манна-Уитни $Z = 0,15; p = 0,88$, для сульфат-иона – $Z = 0,29; p = 0,78$).

Индикатором фактора 4 является количество гумуса в техноземах (рис. 72). Оценки среднего уровня гумуса не различаются при двух объемах выборки ($Z = 1,19; p = 0,24$). Оценка радиуса влияния по полувариограмме, построенной на основании выборки 160 проб, составляет 35 м, что в два раза меньше оценки, полученной по выборке 20 проб (75 м). Прогноз значений признака, сделанный по модели кригинга на основании 160 проб коррелирует с наблюдаемыми зна-

чениями: $r = 0,83$; $p = 0,00$. Корреляция наблюдаемых данных с прогнозом на основании 20 проб также является достоверной ($r = 0,23$; $p = 0,00$). Кокригинг по 20 точкам с электропроводностью в качестве копеременной дает прогноз, который гораздо лучше коррелирует с исходными данными: $r = 0,34$; $p = 0,00$. Корреляция между двумя способами прогноза равна: $r = 0,43$, $p = 0,00$.

Полученные данные свидетельствует о том, что технология оптимального размещения точек отбора проб на основании измерения электрической проводности является весьма результативной. Использование эдафической характеристики, измерение которой можно сделать в большом числе, для определения размещения меньшего

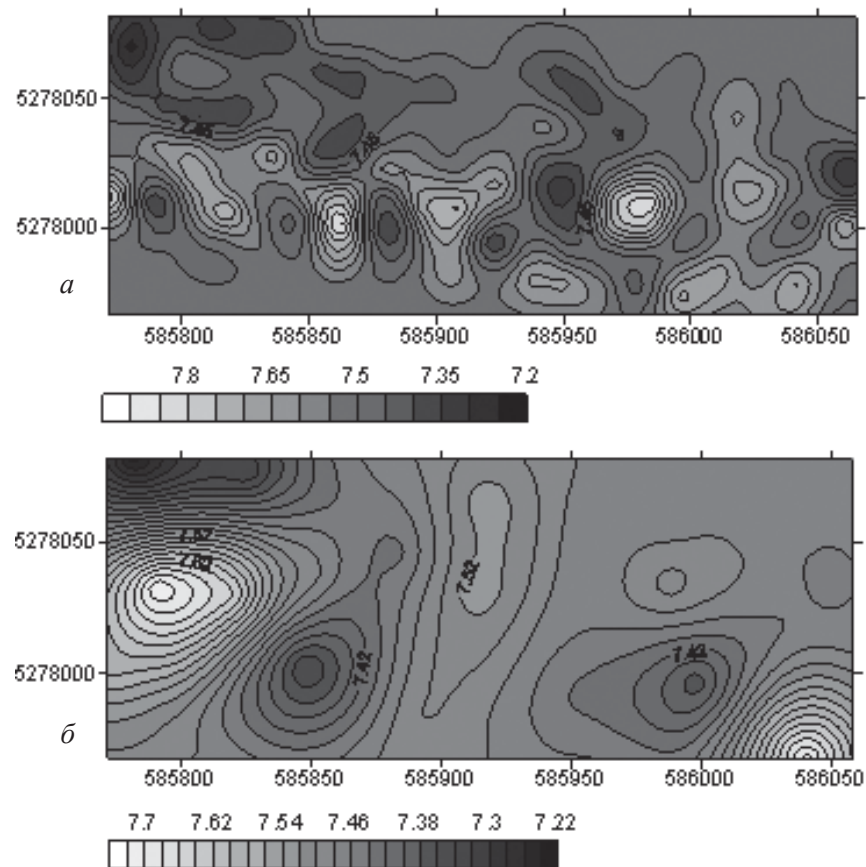


Рис. 70. Пространственная изменчивость рН водной вытяжки в техноземах (ординарный кригинг): а – 160 измерений по регулярной сетке 15 м; б – 20 измерений в точках по алгоритму SRSS

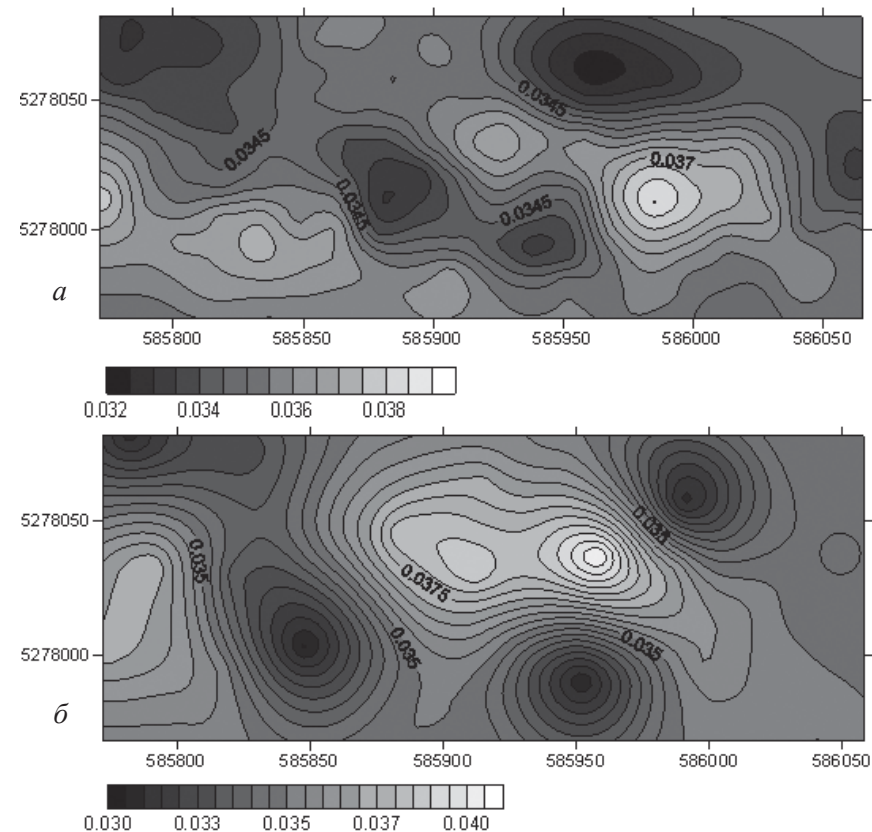


Рис. 71. Пространственная изменчивость содержания суммы калия и натрия в водной вытяжке в техноземах (ординарный кригинг): а – 160 измерений по регулярной сетке 15 м; б – 20 измерений в точках

числа точек отбора более трудоемких проб дает возможность наиболее точного пространственного отображения пространственной структуры важных эдафических свойств. Пространственная картина изменчивости ключевых характеристик почвенного покрова, которые непосредственно определяют продуктивность земель, позволяет осуществить выделение ряда единиц управления в пределах поля, в рамках которых оправдано применять дифференцированную систему агротехнических мероприятий, что является ключевым моментом технологии точного земледелия.

Индикатором фактора 2 является рН водной вытяжки, карта пространственной изменчивости которого представлена на рис. 70.

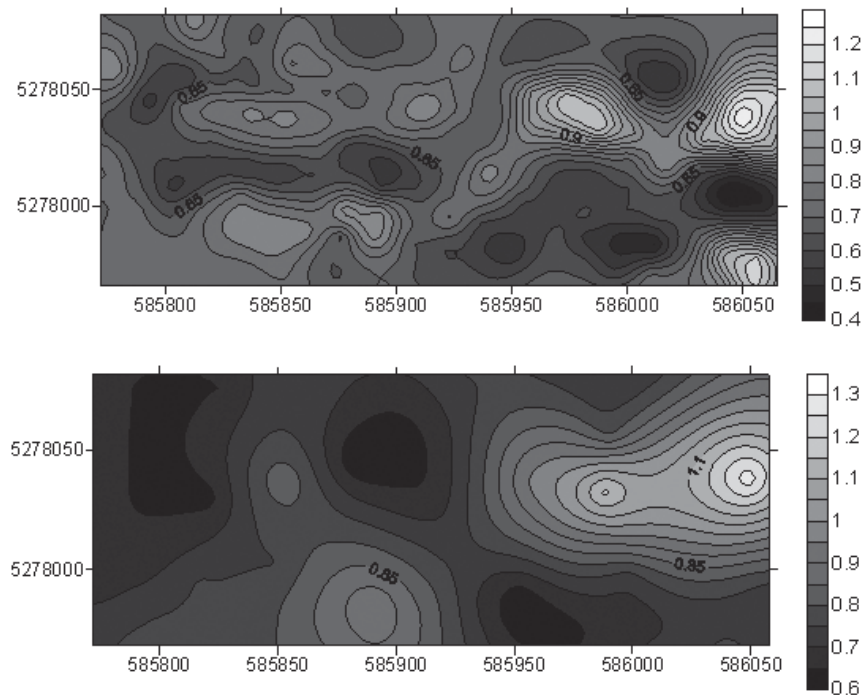


Рис. 72. Пространственная изменчивость содержания гумуса в техноземах (ординарный кригинг):

а – 160 измерений по регулярной сетке 15 м; б – 20 измерений в точках

Оценки среднего значения рН почвенной вытяжки не различаются при двух объемах выборки ($Z = 0,32$; $p = 0,75$). Оценка радиуса влияния по полувариограмме, построенной на основании выборки 160 проб, составляет 25 м, что почти в два раза меньше, чем оценка, полученная по выборке 20 проб. Это свидетельствует о том, что меньший объем проб закономерно не в состоянии отобразить тонкие особенности пространственной изменчивости признака. Прогноз значений признака, сделанный по модели кригинга на основании 160 проб, коррелирует с наблюдаемыми значениями $r = 0,81$; $p = 0,00$, на основании 20 проб $r = 0,21$; $p = 0,01$. Корреляция между двумя способами прогноза равна $r = 0,36$; $p = 0,00$.

Индикатором фактора 3 является сумма одновалентных ионов ($K^+ + Na^+$) – рис. 71. Оценки средней концентрации $K^+ + Na^+$ в почвенной вытяжке не различаются при двух объемах выборки ($Z = 0,11$; $p = 0,91$). Оценка радиуса влияния по полувариограмме, построенной на основании выборки 160 проб, составляет 51,84 м, что практически равно

оценке, полученной по выборке 20 проб (51,43 м). Это свидетельствует о том, что для описания характера пространственной изменчивости концентрации одновалентных ионов вполне достаточно 20 проб в пределах изучаемой территории.

Прогноз значений признака, сделанный по модели кригинга на основании 160 проб, коррелирует с наблюдаемыми значениями: $r = 0,61$; $p = 0,00$. Корреляцию наблюдаемых данных с прогнозом на основании 20 проб нельзя признать достоверной ($r = 0,14$; $p = 0,07$). Корреляция между двумя способами прогноза равна: $r = 0,27$; $p = 0,01$.

Использование большего объема данных по электропроводности в качестве копеременной при кокригинге улучшает качество пространственных моделей для эдафических показателей, большое число которых получить затруднительно.

6. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ТВЕРДОСТИ ТЕХНОЗЕМОВ

Неоднородность состава и свойств почв проявляется в самых разных масштабах пространства, отличающихся друг от друга на многие порядки. Причины возникновения неоднородности могут быть различными, и роль отдельных факторов, ее определяющих, далеко не одинакова. По своей природе факторы, обуславливающие неоднородность, можно разделить на биотические и абиотические, хотя последние по мере развития жизни на Земле сами оказались в существенной степени зависящими от первых, что привело, в частности, к значительному возрастанию разнообразия горных пород, на которых развиваются современные почвы. Наследуемая литологическая неоднородность, проявляющаяся в неоднородности минералогического, химического и гранулометрического составов пород, играет важную роль в неоднородности почв (Дмитриев, 1988).

В почвенном покрове выделяют структурные уровни организации (Воронин, 1979; Розанов, 2004; Hoosbeek, Bryant, 1992). Под структурным уровнем организации того или иного объекта понимается такая группа материальных объектов определенной формы, строения и состава, все индивидуальные представители которой характеризуются принципиально однотипным характером превращения вещества и энергии и однотипными как по направлению, так и по интенсивности взаимодействиями» (Розанов, 2004).

В почве выделяются следующие структурные уровни (Воронин, 1979):

- атомарный;
- кристалло-молекулярный (молекулярно-ионный);
- уровень элементарных почвенных частиц;
- уровень агрегатов;
- генетический горизонт;
- педон;
- почвенный покров территории.

Каждому из этих уровней соответствуют определенные линейные размеры, так что предметная шкала сопровождается размерностной шкалой. Такое разделение является чисто качественным и градации имеют лишь приблизительные линейные размеры. Так, уровень аг-

регатов включает в себя и агрегаты размером менее 1 мм, и агрегаты больше 5 см (Самсонова, 2008).

Э.А. Корнблум рассматривал почву как многоуровневую иерархическую систему, состоящую из морфологических элементов разного уровня (Любимова, Соколова, 2009).

Морфологический элемент – это любое естественное внутрпочвенное тело, отличающееся от соседних с помощью невооруженного глаза и других органов чувств. Морфологическими элементами являются генетические горизонты и литогенные прослойки, педы, кутаны, стяжения, обломки плотных пород, отдельные минеральные зерна, элементы биологического происхождения и др. Место морфологического элемента в иерархической почвенной системе определяется не только пространственными, но и функциональными его отношениями с другими элементами. Пространственный и функциональный аспекты иерархии не всегда соответствуют друг другу. При системном подходе к изучению почв, как и других объектов, их можно рассматривать – в зависимости от научных или прикладных целей – как системы генетические, гидрологические, геохимические (в частности «солевые»), петрографо-минералогические, физико-механические и т. д. Роль и место одних и тех же элементов в каждой из этих систем могут быть далеко не одинаковыми (Корнблум, 1975).

Основываясь на представлении о типах границ, Э.А. Корнблум (1975) даёт следующее определение морфологического элемента: «Почвенный морфологический элемент может быть определен как связанная (единая, цельная) часть почвенного тела (пространства), ограниченная резкостной, дизъюнктивной, условной или комбинаторной внутрпочвенной границей».

Выделяются следующие типы границ, связанных с пространственным распределением значений свойств вещества: резкостные, дизъюнктивные, условные и комбинаторные. Резкостные границы – это поверхности (линии, точки), при переходе через которые отдельные характеристики терпят разрыв непрерывности (например содержание свободной окиси железа при переходе от бурой («ржавой») железистой конкреции к вмещающей ее зеленой силикатной почвенной массе). Дизъюнктивные границы представляют собой поверхности разрыва сплошности пространства (границы твердых морфологических элементов с элементами порового пространства), а условные границы – поверхности (линии, точки), на которых отдельные характеристики принимают фиксированные значения, рав-

ные, например, граничным значениям смежных классов данного свойства согласно принятой классификации. Наконец, комбинаторные границы – это поверхности (линии, точки), представляющие собой сочетание границ перечисленных типов.

Согласно Э.А. Корнблюму (1975), морфологические элементы могут быть простыми и сложными (составными). Простым морфологическим элементом или морфемой (термин предложен Э.А. Корнблюмом) называется почвенный морфологический элемент, внутри которого визуально нельзя обнаружить более мелкие фрагменты. К сложным морфологическим элементам относятся элементы, состоящие из однотипных морфем. Морфемами являются, например, друзы кристаллов (однотипные морфемы) или структурные отдельности (педы), состоящие из более мелких агрегатов с покрывающими их кутанами и включенными в них порами, стяжениями, минеральными зернами, корнями и другими, более мелкими морфологическими элементами (Корнблюм и др., 1982).

Как морфологический элемент более высокого уровня организации Э.А. Корнблюм рассматривал морфоны. К ним относятся сложные (составные) морфологические элементы, сложенные повторяющимися в их пределах морфемами двух или большего числа типов. К морфонам разных уровней организации относятся: генетические горизонты, крупные части горизонтов, а также те морфологические элементы высших уровней организации, которые не имеют формы слоя, а представляют собой замкнутые образования неправильной формы (Любимова, Соколова, 2009). В результате формируется «мозаичный» тип профиля, так как визуально профиль с большим количеством морфонов выглядит как цветная мозаика (Корнблюм и др., 1972).

В случае «нормальных» профилей обычное текстовое описание дает представление не только о свойствах горизонтов, но и об их положении в профиле, тогда как в случае «мозаичных» профилей сколь угодно точного представления о взаимном положении горизонтов при текстовом описании получить нельзя. В связи с этим Э.А. Корнблюмом было предложено при морфологическом описании почв зарисовывать схемы строения подобных профилей почв, индексируя каждый выделенный морфон (Любимова, Соколова, 2009). Структура почвенного покрова в случае мозаичных почв может быть понята как набор и пространственные отношения трехмерных элементарных профилей или как набор и пространственные отношения горизонтов. Методы и результаты исследований в каждом из этих случаев могут значительно

отличаться. Можно предполагать, что при изучении пространственной структуры почв с мозаичным профилем операции с однородными объектами – горизонтами – окажутся более удобными, чем операции со значительно большим числом неоднородных объектов – элементарных профилей (Корнблюм и др., 1972).

Почвенный покров территории считается предметом изучения географии почв, в нем может быть выделено разное число уровней организации (Фридланд, 1986).

Педон, в отличие от ясных дискретов предыдущих уровней и дискретов на более высоких уровнях, представляет собой нечто, выделяемое в непрерывном почвенном пространстве, тот конкретный объем почвы, с которым почвовед непосредственно взаимодействует при исследовании почвенного покрова (Самсонова, 2008).

В 1960 г. почвоведы США в своей классификационной системе «7-го Приближения» ввели понятие «педон» (от греч. *pedon* – почва, грунт), определив его как «тело почвы с тремя измерениями, горизонтальные размеры которого достаточно большие, чтобы допустить изучение форм и соотношений горизонтов». С теоретическим обоснованием концепции педона как почвенного индивидуума на VII Международном конгрессе почвоведов выступили представители школы США Саймонсон и Гарднер (Simonson, Gardner, 1960). Согласно их представлениям, педон – это наименьший объем, который может быть назван «почва» и который во многих отношениях сопоставим с элементарной ячейкой кристалла (Розанов, 2004).

Впоследствии американские почвоведы неоднократно возвращались к теоретическому анализу концепции педона, уточняя и обосновывая ее новыми аргументами (Johnson, 1963; Knox, 1965).

Согласно данной концепции, педон – это реально существующее тело почвы с тремя измерениями, площадь которого колеблется от 1 до 10 м² в зависимости от природы вариабельности горизонтов. В случае прерывистых или волнистых (синусоидальных) горизонтов с длиной «волны» от 2 до 7 м педон включает лишь половину цикла. Если циклы менее 2 м или все горизонты однообразной мощности по простираанию, то педон имеет площадь 1 м².

Согласно «7-му Приближению» (1960), почвенный индивидуум, или «почва», состоит из одного или нескольких непрерывных педонов, ограниченных со всех сторон «непочвой» или педонами иного характера в отношении одного либо нескольких признаков, диагностических для почвенной серии. Джонсон (Johnson, 1963) указывает,

что «педон – это реально существующий естественный объем почвы, достаточно протяженный, чтобы выявить все почвенные горизонты и их соотношения; полипедон, или собственно почвенный индивидуум, – это группа смежных педонов, характеристики которых находятся в пределах одной и той же почвенной серии» (Розанов, 2004).

По мнению Б.Г. Розанова (2004), понятие «полипедон» больше всего соответствует «элементарному почвенному ареалу», под которым В.М. Фридланд понимает объем почвы, относящийся к какой-либо одной классификационной единице наиболее низкого ранга, занимающий пространство, со всех сторон ограниченное другими элементарными почвенными ареалами или непочвенными образованиями (Фридланд, 1965). «Элементарный почвенный ареал (ЭПА) представляет собой единицу, неделимую лишь относительно – только в географии почв. В почвоведении в целом он сложен и делим как на множество почвенных профилей (почвенных индивидуумов), так и на почвенные горизонты, на структурные отдельности и т. д.» (Фридланд, 1972).

Необходимо считать аналогичными (не синонимами, но в принципе соответствующими друг другу) следующие понятия: полипедон (7th Approximation, 1960), элементарный почвенный ареал (Фридланд, 1965), педотоп (Ehwald, 1966; Haase, 1968), женон (Boulaire, 1969). Понятию же почвенного индивидуума в наибольшей степени соответствует концепция педона в ее уточненной форме (Розанов, 2004).

Л.О. Карпачевский рассматривает почвенный индивидуум как компонент биогеоценоза, сопоставляя почвенный компонент парцеллы (парцелла – элементарный ареал растительности в биогеоценозе) с полипедоном или элементарным почвенным ареалом. Соответственно почвенный компонент парцеллы состоит из почвенных индивидуумов – педонов, пространственные размеры которых ограничиваются сферой влияния индивидуальных эдификаторов. Таким образом, согласно концепции Л.О. Карпачевского об «адекватном соответствии почв и растительности», существует прямая однозначная связь между растительностью и почвой, вплоть до единичного организма: индивидуальный эдификатор (единичное дерево, куст и т.п.) → почвенный индивидуум (педон), парцелла (группа деревьев в лесном биогеоценозе и т.п.) → элементарный почвенный ареал (полипедон), биогеоценоз (тип леса и т.п.) → почвенная комбинация (мозаика, комплекс, сочетание и т.п.). Соответственно этому природная неоднородность почвенного покрова определяется влиянием

растительности: «Для каждого биогеоценоза характерен свой набор парцелл, а для каждой парцеллы – свой вид почвы» (Карпачевский, 1972). Разделение полипедона на почвенные индивидуумы – педоны – определяется тем, что парцелла состоит из индивидуальных эдификаторов, дискретно влияющих на среду обитания – почву; внутренняя неоднородность почвенного индивидуума – педона связана с закономерным изменением напряженности фитогенного поля от центра местообитания эдификатора к его периферии (например, от центра дерева к внешней границе проекции его кроны).

Ф.И. Козловский (1970) считает, что почвенный индивидуум определяется как система (точнее подсистема в биогеоценозе), в которой наблюдается взаимное влияние почвенных масс, ведущее к дифференциации процессов превращения и перемещения веществ и возникновению горизонтальной неоднородности свойств почвенной массы. Почвенный индивидуум, определенный путем анализа пространственной изменчивости свойств почвы, он в дальнейшем называет педоном. Для определения горизонтальных (боковых) границ или размеров педона предлагается применять сложный статистический анализ с использованием теории случайных функций, что предполагает большой объем полевых исследований (закладка достаточно представительных длинных траншей со взятием множества образцов через короткие интервалы).

Горизонтальные размеры педона варьируют в широких пределах. По данным Ф.И. Козловского, линейные размеры педона составили для дерново-подзолистой почвы Подмоскovie на покровном суглинке от 1,5 до 6 м, для типичного чернозема Курской области на лесовидном суглинке 6 м, для лугово-каштановой почвы Сарпинской низменности на элювии шоколадных глин – 3 м (Козловский, 1972). Если принять, что форма поверхности педона грубо соответствует гексагональной, что не лишено оснований, имея в виду общие природные закономерности распределения напряжений в литосфере, то площади указанных педонов примерно составили от 1,75 до 28 м², 28 и 7 м² соответственно. При этом нужно иметь в виду, конечно, что реальная форма педона может быть самой разнообразной в зависимости от рельефа, строения и характера горных пород, гидрогеологических условий и т.п. В плане педоны могут быть гексагональными, округлыми, овальными, вытянутыми по какой-либо оси, амебообразными, ветвистыми (Розанов, 2004) – рис. 73.

Существует две противоположные точки зрения на проблему оп-

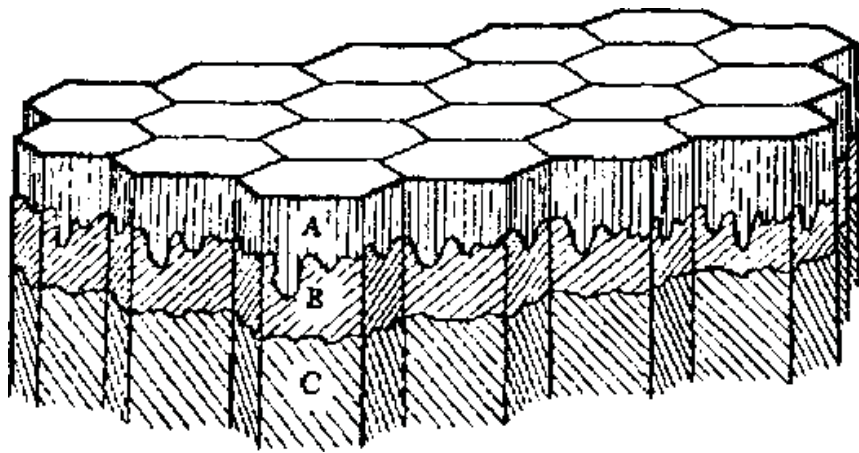


Рис. 73. Расположение почвенных индивидуумов-педонов в пределах элементарного почвенного ареала – полипедона:
 1 – пространственная граница ЭПА; 2 – пространственные границы почвенного индивидуума (Розанов, 2004)

ределения педона: педон как естественное природное тело и педон как объем почвы, внутри которого реализуется определенная доля пространственной variability свойства (Карпачевский, 1977; Козловский, 1970; 1972; Cline, 1963; Jonson, 1963; Knox, 1965). Первое определение кажется естественным для контрастного почвенного покрова, но не вполне понятно, как выделять педон на почвенном покрове с постепенно меняющимися в пространстве признаками. Основные возражения против второго определения сводятся к тому, что (Самсонова, 2008):

- для разных свойств требуется разная площадь для выявления фиксированной доли variability;
- на разных глубинах размеры этой площади будут разными;
- как определить, какие из свойств следует признать важными для выделения педона, а какими можно пренебречь.

И все-таки основной вопрос – существует ли педон в любом почвенном покрове – остается открытым. А именно:

- можно ли предложить некоторую стандартную процедуру, которая в любых условиях позволяла бы выделить педон?
- и даже если такая процедура будет предложена, каковы основания для того, чтобы считать размеры педона именно такими, какими они принимаются в американской классификации (Самсонова, 2008).

В работах Е.А. Дмитриева приводятся доводы в пользу несостоя-

тельности концепции педона (1983, 1991, 1993), основанные на анализе как процедур деления почвенного пространства (почвенного покрова), так и процедур объединения (нижние уровни почвенной иерархии). Рассматривая проблему объекта почвенных классификаций (ОПК), он отмечает, что «...гораздо более подходящими на роль ОПК в американской классификации можно считать педоны, сравнение которых друг с другом позволяет относить их к одному или разным классам нижнего уровня. Но если педон, по определению, представляет собой минимальный объем, обладающий всеми свойствами почвы, то анализироваться должен только этот минимальный объем и не меньше, тем более что он и определен как элемент опробования (Soil Taxonomy, 1975). При площади педонов от 1 до 10 м² задача технически очень сложна и тем не менее своего методического решения она не получила».

Б.Г. Розанов (1983) считает, что понятие «полипедон» больше всего соответствует элементарному почвенному ареалу, под которым В.М. Фридланд понимает объем почвы, относящийся к какой-либо одной классификационной единице наиболее низкого ранга, занимающий пространство, со всех сторон ограниченное другими элементарными почвенными ареалами или непочвенными образованиями (Фридланд, 1972).

Несмотря на спорность определений, в зарубежном почвоведении понятия педон – полипедон широко употребляются для обозначения пространственного уровня в пределах до 10² (педон) и в пределах нескольких гектаров (полипедон). Часто для полипедона используется синоним «уровень поля» (field scale), подчеркивающий пространственные размеры последнего. Следует иметь в виду, что размер поля в Европе не превышает нескольких гектаров (Самсонова, 2008).

Сам почвенный индивидуум (педон) – это сложное тело, что следует из его определения. В вертикальном направлении он делится на генетические почвенные горизонты, а в горизонтальном – на однородные элементы, которые Ф.И. Козловский (1970) по аналогии с органеллами живой клетки назвал педонеллами. В свою очередь элементарные блоки педона, получающиеся при сечении его на горизонты и педонеллы, состоят из структурных отдельностей.

Строение почвенного индивидуума может быть весьма разнообразным в зависимости от условий и истории почвообразования. Педон может быть однородным (мономорфным) или неоднородным (гетероморфным). Неоднородные педоны могут быть симметричны-

ми и асимметричными. Степень неоднородности педона определена и выражена количественно простейшими приемами статистического анализа (Дмитриев, 1972). Для количественной характеристики педонов применимы и методы для характеристики структуры почвенного покрова в целом (Фридланд, 1972).

Под педоном интуитивно понимается пространство, в пределах которого почва может считаться однородной. По-видимому, более точное и стандартизированное определение педона просто невозможно, да и не нужно. Достаточно приблизительно определить верхний предел его размеров, и здесь возможно любое разумное число (Самсонова, 2008).

В процессе развития почв и почвенного покрова происходят изменение, перемещение и новообразование минеральных компонентов, накопление органических веществ разной природы и множество других процессов, приводящих к дифференциации почвенной толщи на горизонты и созданию латеральной изменчивости состава и свойств почв вдоль земной поверхности. Отчасти, а иногда в очень большой мере, создаваемая этими процессами неоднородность оказывается в современных условиях унаследованной от прошлых этапов почвообразования (палингенетическая составляющая неоднородности). Другая часть (ценогенетическая составляющая) неоднородности связана с влиянием современных процессов (Дмитриев, 1988).

Локальность влияния отдельных факторов, провоцирующее действие одних факторов на включение в работу других, развитие процессов современной гетерогенизации на фоне уже существующей неоднородности создает на удивление сложную систему неоднородности в почвах и почвенном покрове, где случайное и закономерное в неоднородности переплетаются подчас самым причудливым образом (Дмитриев, 1988).

Неоднородность как свойство почв и почвенного покрова увеличивается по мере развития почвообразования. Природа, с одной стороны, «не терпит» единообразия и очень быстро его нарушает, если таковое по каким-то причинам возникает (Розанов, 1983). С другой стороны, неоднородность, появившаяся естественным путем или искусственно созданная, всегда в чем-то несоответствующая данным экологическим условиям, трансформируется, переделывается биогеоценозом в направлении «размывания» слишком резких границ или сглаживания пиков экстремумов значений свойств, возрастания дифференцированности гомогенизированных масс почвы и, наобо-

рот, гомогенизации слишком неоднородных (Дмитриев, 1988).

Неоднородность почв и почвенного покрова есть не только результат функционирования БГЦ, но и неперемнное условие его нормального функционирования и устойчивости. Именно неоднородность почвенного покрова во многом определяет наличие разнообразных экологических ниш, а тем самым – многообразие населяющих БГЦ живых организмов (Дмитриев, 1988).

Е.А. Дмитриев (1988) отмечает, что неоднородность почвенного покрова в пределах отдельных сельскохозяйственных угодий во многом определяется естественными причинами. Но даже простая обработка почвы, которая предположительно должна способствовать гомогенизации пахотного слоя, может быть и часто является причиной возрастания его неоднородности. Это возможно связано с варьированием глубины вспашки, а следовательно, с неодинаковым припахиванием в разных частях поля нижележащего горизонта, свойства которого могут заметно отличаться от свойств пахотного слоя, особенно если профиль почв сильно дифференцирован. Но даже когда этого не случается, когда глубина обработки постоянна, а профиль почвы слабо дифференцирован, вспашка может оказаться причиной возникновения заметной неоднородности почвенного покрова, если в момент обработки разные части поля представлены почвами, находящимися в разных состояниях физической спелости. Существенную неоднородность может вызвать внесение извести, гипса, удобрений, пестицидов и других веществ, поступление которых в почву преднамеренно или вопреки нашему желанию никогда не бывает выровненным. Определенную роль играет и неравномерность уплотняющего и рыхляющего действия машин и механизмов. В результате всех подобных воздействий неоднородность почвенного покрова сельскохозяйственных угодий оказывается сплошь и рядом в некоторых отношениях существенно более выраженной, чем почвенного покрова целинных аналогов (Дмитриев, 1988).

А.В. Захарченко и соавт. (2007) считают, что понимание физики процессов, протекающих в почве, требует трехмерного взгляда на почвенное тело, являющееся центральным звеном потребления и распределения влаги. Изучение развития и функционирования этих ячеек лежит на стыке многих наук: физики, морфологии почв, микроморфологии, ландшафтоведения и др. Трехмерное решение задачи влагопереноса в почвах усложняется при учете неоднородности, а точнее, пространственной организованности почвенного тела. Здесь

приобретают значение информационные свойства системы (ИСС) регулирования движения влаги – форма поверхности почвы и горизонтов, наличие вертикальных и горизонтальных морфоструктур и их взаиморасположение, выступающие как перераспределители потоков влаги и тепла. ИСС – система обустройства внутрипочвенной среды, обладающая характерным набором элементов регуляции влагообмена в почве, событийно связанных в пространственном и временном масштабе исследования. Таким образом, форма внутрипочвенных поверхностей, созданная процессами почвообразования, является непосредственным участником её функционирования и фактором её дальнейшей эволюции (Захарченко и др., 2007).

Почвенное тело рассматривается как система пространственно и физически взаимосвязанных морфонов (стратонов, по Корнблюму), участвующих в регуляции потоков вещества и энергии, поступающих в почвенное тело (процессов). Но может быть и иная постановка проблемы – создание морфологии почв как систематического знания, отражающего физическое состояние и процессы (безотносительно к классификации почв), или создание раздела почвоведения, изучающего системную организацию морфоструктур в виде целостного трехмерного физического образования. В этом контексте А.В. Захарченко и соавт. (2007) отходит от понятия почвенного профиля и предлагает исследовать трехмерные морфы и их взаимодействие (Захарченко и др., 2003). Г.М. Миньковский (1995) высказывал подобное мнение, в соответствии с которыми почва представлена как система морфоэлементов различного ранга, каждый из которых имеет свой индивидуальный ареал в физическом пространстве и гиперпространстве факторов, лишь в некоторой степени сопряженный с ареалами других элементов.

Для фиксации изменения положения границ почвенных горизонтов предложен метод последовательных вертикальных срезов (Захарченко, Захарченко, 2006). Показано, что трехмерное изображение морфологических свойств почв можно получить с помощью последовательных вертикальных срезов с фиксированным шагом измерений. Данный метод позволяет проводить измерения положения границы в трех координатах. На вертикальной стенке среза фиксируются границы горизонтов. В пределах горизонта выделяются и очерчиваются области, отличные от остальной части горизонта по морфологическим свойствам. Трехмерная морфометрия дает возможность зафиксировать рисунок поверхности морфы с точностью

до 1 мм, что позволяет перейти от вертикального среза к его горизонтальному отображению в виде карты горизонталей нано-рельефа поверхности почвы и горизонтов. Так как поверхности раздела горизонтов оцифрованы, то это даёт возможность визуализировать «обратную сторону» почвенных горизонтов, пространственно сопоставить визуальные морфоструктуры поверхности горизонтов с другими наблюдаемыми морфами и провести обработку данных методами, принятыми в геодезии, картографии, статистике. При этом часть информации о строении педоморфологической поверхности теряется в срезаемом слое (Захарченко, Захарченко, 2006).

Таким образом, разрешение проблемы изучения структуры почвенного покрова, определения и количественной оценки её элементов различного иерархического уровня лежит в необходимости применения инструментария пространственного анализа и ГИС-технологий. Методики оценки классических характеристик свойств почвы преимущественно весьма трудоёмки, недёшевы и зачастую требуют значительного времени для лабораторных исследований и специализированного лабораторного оборудования. Для пространственного анализа необходимы большие массивы пространственно координированных данных. Поэтому разработка новых или адаптация существующих методов для получения объемных массивов данных способствует решению широкого круга теоретических и практических задач.

Твердость почвы как показатель обладает рядом преимуществ, которые позволяют применять его для оценки пространственного варьирования свойств почвы.

6.1. ТВЕРДОСТЬ ДЕРНОВО-ЛИТОГЕННЫХ ПОЧВ НА ЛЕССОВИДНЫХ СУГЛИНКАХ

Чтобы доказать факт существования порядка и описать порождающие его правила, необходима регулярная схема опробования (Пущаченко и др., 2006). Такая схема опробования подразумевает размещение точек опробования с постоянным шагом на прямой линии, пересекающей территорию (Козловский, 1970).

Уплотнение почвы может возникать в результате антропогенного воздействия (движение технологического транспорта по поверхности почвы) или естественных причин, например в солонцовых почвах

(Faechner et al., 1999). Уплотнение влияет на физическую структуру, плотность сложения, твердость и аэрацию почвы. Все эти свойства влияют на рост растений (Panayiotopoulos et al., 1994). Такие характеристики корневых систем растений, как диаметр, длина и морфология подвержены влиянию уплотнения почвы (Atwell, 1990). Очень важна задача определения масштабов уплотнения почвы в пределах поля. Полезным инструментом для её решения является пенетrometer, с помощью которого можно быстро измерить твердость почвы на сравнительно большой территории. Считается, что твердость почвы, измеренная с помощью пенетromетра, отражает то противодействие, которое испытывает корень растения во время роста (Bengough, Mullins, 1990). Максимальное давление корней на почву находится в диапазоне 0,9–1,3 МПа (Misra et al., 1986). По данным других исследователей, рост корней прекращался при сопротивлении 0,8–5 МПа (Bennie, 1991; Bathke et al., 1992). Таким образом, показания пенетromетра, которые превышают 5 МПа, свидетельствуют об уплотненной почве, которая противодействует росту корней, что влияет на первичную продуктивность растительности (Faechner et al., 1999).

Почва является трехмерным телом, свойства которого могут изменяться в пределах пространственных и временных масштабов в любом направлении (Castrignano et al., 2004). Тем не менее почвы обычно исследуются только в горизонтальном направлении. И если целью исследования является 3-D характеристика пространственной изменчивости, то она описывается как совокупность горизонтальных слоев для различных глубин. Главный недостаток послойного 2-D представления состоит в том, что может появляться несоответствие между этими слоями, когда они размещаются один над другим (Castrignano et al., 2004).

Лёссоподобные суглинки Никопольского марганцеворудного бассейна как предмет освоения и сельскохозяйственного использования стали объектом диссертационного исследования А.Г. Тарики (2006), в соответствии с которым мы приводим характеристику лёссоподобных отложений.

Общая мощность лессовых отложений, которая раскрывается при добыче марганцевой руды в Запорожском карьере Орджоникидзевского горно-обогатительного комбината, составляет 15–20 м, которые расчленяются двумя–тремя прослойками похороненных палеочув, поэтому имеют 3–4 яруса. Общими характерными особенностями этих отложений являются их однородность в пределах яруса, пыле-

ватость, пористость, способность сохранять вертикальную слоистость при горных разработках и размыве водой при эрозии.

Лёссоподобные отложения первого яруса, на которых сформировались современные почвы, занимают почти всю территорию и имеют мощность до 2–2,5 м. Они палево-бурого цвета, пронизанные массой корней, ходами червей, ходами слепышей.

Среди механических элементов преобладают фракции крупной пыли (до 39,7 %) и ила (до 38,87 %). Такой гранулометрический состав обуславливает благоприятные водно-воздушные свойства, формируя высокую влагоёмкость, благоприятное соотношение капиллярной и некапиллярной пористости, удовлетворительную емкость поглощения (Тарика, 2006).

Анализ водной вытяжки показал, что лессы первого яруса незасоленные (сухой остаток не превышает 0,1 %). В минералогическом составе содержатся карбонаты, гидрослюды, полевые шпаты (Горбунов и др., 1971). Карбонатов содержится до 14 %. Низкие запасы органического вещества обусловили незначительное содержание общего азота (0,022 %). Содержание валового фосфора в лессовых породах также незначительно (в среднем 0,022 %), подвижных форм фосфора содержится до 0,4 мг на 100 г породы. Лессы первого яруса хорошо обеспечены обменным калием – до 20,0 мг на 100 г.

Лёссоподобные отложения второго яруса, как и первого, имеют мощность до 2 м. От первого яруса они отделяются прослойкой погребенной почвы. Отложение второго яруса имеют палево-желтый цвет, пористое рыхлое сложение. Следов корней в нем значительно меньше, чем в первом ярусе.

Содержание карбонатов приблизительно в полтора раза больше, чем в первом ярусе. Высокое содержание карбонатов вызывает значительные «потери» при обработке образцов раствором соляной кислоты. В среднем они составляют 18,59 %. Преобладающей фракцией является крупная пыль (50,37 %). Содержание илистой фракции меньше, чем в верхнем ярусе (28,75 %). Емкость поглощения второго яруса составляет 11,47 мг-экв. на 100 г породы, а максимальная гигроскопичность – 6,41 %. Плотность твердой фазы лесса второго яруса составляет 2,70 против 2,58 в первом ярусе. Содержание легкорастворимых солей почти в два раза выше, чем в первом ярусе – 0,19 %.

А.Г. Тарика (2006) отмечает, что переход от второго к третьему ярусу выражен в изменении цвета. Третий ярус имеет более темную окраску, большую плотность, трещиноватость. По трещинам

отмечены отдельные затекания вымытых гумусовых веществ из прослойки погребенной почвы, которая разделяет второй и третий ярусы. От верхних двух ярусов третий отличается, прежде всего, более тяжелым гранулометрическим составом – увеличением части илистой фракции (44,79 %). Содержание крупной пыли составляет 40,49 %. Эти особенности гранулометрического состава обусловили высшую максимальную гигроскопичность – 11,61 % и емкость поглощения – 19,87 мг-экв. на 100 г породы. Плотность твердой фазы ниже, чем во втором ярусе, и составляет 2,64, снижено и содержание карбонатов до 7,5–7,8 %. Лёссоподобные суглинки третьего яруса имеют среднюю степень засоленности – легкорастворимые соли в водной вытяжке составляют 0,34–0,65 %. Тип засоления – хлоридно-сульфатный. Среди анионов преобладают ионы SO_4^{2-} , среди катионов – Ca^{2+} и Mg^{2+} . Как и в верхних ярусах, запасы питательных веществ, за исключением калия, незначительные. Так, содержание гумуса – 0,30 %, общего азота – 0,014 %, валового фосфора – 21,8, а подвижного – 0,37 мг на 100 г породы. Содержание обменного калия – 21,2 мг на 100 г породы.

Четвертый ярус лёссовидных отложений имеет красно-бурый цвет. Переход между третьим и четвертым ярусами постепенный, выраженный изменением бурого цвета в красноватый. Отложения четвертого яруса по внешним признакам напоминают больше красно-бурую глину, чем лёссовидные суглинки верхних ярусов. Они более плотные, трещиноватые, влажные. На поверхности структурных агрегатов просматривается глянec. Гранулометрический состав их приблизительно такой же, как и отложений третьего яруса: преобладает илестая фракция – 58,65 % и крупнопылевая – 39,70 %. Максимальная гигроскопичность и емкость поглощения приблизительно такие же, как и в третьем ярусе – соответственно 12,02 % и 19,87 мг-экв. на 100 г породы. Содержание карбонатов незначительное – лишь 5,9–6,3 %. Содержание азота и фосфора еще ниже, чем в третьем ярусе, однако количество обменного калия повысилось до 24,0 мг на 100 г породы.

Таким образом, по результатам анализов установлена разнокачественность отдельных ярусов лёссовых отложений Запорожского марганцевого карьера, который является типичным по литологическому составу для Никопольского марганцеворудного бассейна. Лучшие едафические характеристики имеют лёссовые отложения первого и второго ярусов: они не засолены, более обеспечены питательны-

ми веществами в сравнении с третьим и четвертым ярусами, имеют лучшие водно-физические и агрохимические характеристики.

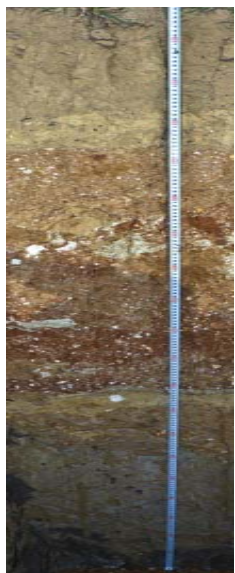
Однако современные особенности технологического процесса раскрытия лёссовой толщи при добыче марганцевой руды не позволяют селективно разрабатывать каждый ярус лёссовых отложений из-за их малой мощности (2–3 м), тогда как роторный комплекс имеет радиус 8 м, который приводит к одновременной разработке толщи не меньше 5–6 м. Поэтому отвалы верхнего уступа формируются из техногенной смеси второго–третьего, а иногда и всех четырех ярусов лёссовой толщи.

Учитывая, что спланированные отвалы лёссовых пород при рекультивации становятся основой для формирования техноземов (как педоземов, так и литоземов), А.Г. Тарика (2006) делает вывод: несмотря на разнокачественность состава разных ярусов (наиболее неблагоприятные характеристики выявлены в третьем и четвертом ярусах лёссовой толщи), их техногенная смесь имеет удовлетворительные едафические свойства.

За 30 лет сельскохозяйственного освоения содержание органического вещества в лёссоподобных суглинках существенным образом повысилось. В верхней части профиля мощностью 0–20 см содержание гумуса увеличилось в 2,3 раза в сравнении с содержанием гумуса после планирования поверхности поля в 1970 году. Отмечено значительное повышение содержания общих и подвижных форм азота и фосфора. Существенные изменения произошли и в солевом режиме лёссоподобных суглинков. Результатом сельскохозяйственного освоения стало значительное опреснение профиля породы. После начала сельскохозяйственного освоения лёссоподобных суглинков произошли изменения и некоторых физических свойств, в частности плотности. Плотность образцов лёссоподобного суглинка из горизонта 0–10 см была идентичной такому показателю на черноземах южных. С глубиной она повышалась до 1,51–1,52 г/см³. Скважность лёссоподобных суглинков в зависимости от глубины колебалась в пределах 47,3–57,2 %. Главной причиной такого значительного повышения плотности лёссоподобных суглинков в сравнении с результатами после завершения планирования поверхности полей являются усадочные процессы в затронутых горных породах, которые интенсивно протекают после проведения рекультивационных работ (Тарика, 2006).

В.В. Медведев (2009) отмечает, что из почвенно-физических фак-

торов, управляющих твердостью почвы, на первое место следует поставить содержание воды в почве и ее энергетическое состояние. Далее из физических факторов – гранулометрический состав, плотность сложения, структурный состав, размер пор и соотношение крупных и тонких пор и другие. Перечисленные факторы решающим образом влияют на показатель силы конуса и способность почвы сжиматься. Сопротивление почвы возрастает с уменьшением ее увлажнения независимо от соотношения глины и песка. Однако такие процессы в почве, как цементация и образование корки, динамика плотности сложения при обработке вносят коррективы в устоявшиеся зависимости. В частности, собраны данные о том, что при одинаковых величинах плотности сложения и увлажнении показатель силы конуса в почвах разного генезиса неодинаков (Медведев, 2009).



Морфологическое описание дерново-литогенных почв на лессах. Зональный тип почвы – чернозем южный. Гранулометрический состав и увлажнение: суглинок тяжелый, карбонатный, суховатый. Тип растительности: бобово-злаковая смесь и разнотравье.

HPt 0–10 см: темно-коричневый суглинок со слабо выраженной пылевато-мелкокомковатой структурой, рыхлый, пронизанный корнями трав. Однородный по окраске и составу по всему профилю. Вскипание интенсивное. Переход слабо заметный по увеличению плотности.

Pht 10–40 см: темно-коричневый суглинок, плотный, бесструктурный, однородный по всему профилю по сложению и цвету, фрагментами незначительные включения гумусованого грунта и белоглазки. Корневых примесей мало (тонкие колосоподобные). Незначительная трещиноватость. Интенсивное вскипание. Переход по изменению цвета.

Pt₁ 40–115 см: красно-бурая глина пылевато-мелкозернистой структуры, несколько рыхлее, чем в предыдущем горизонте. Значительная пестрота обусловлена механическими примесями светло-серой глины, более темной палево-серой бесструктурной глины. Корни толщиной до 4 мм ориентированы вертикально в горизонте от 38 до 140 см. Вскипание интенсивное. Переход четкий по изменению цвета.

Pt₂ 115–190 см: темно-коричневая до красно-бурой глина, плотная, жирная на ощупь, бесструктурная, равномерно окрашенная без выраженной пестроты; в нижней части появляются механические примеси оглеенного гумусированного грунта. Интенсивное вскипание. Переход четкий по изменению цвета. Корней нет.

Ht 190–225 см: оглеенный гумусовый грунт, плотный, пылевато-мелкозернистой структуры, равномерно окрашенный по всему профилю. Корни отсутствуют. Структура слабо выражена. Вскипание незначительное.

Диагноз: дерново-литогенные почвы на двуслойном субстрате из лёссовидных суглинков и красно-бурых глин карбонатные слаборазвитые слабогумусированные тяжелосуглинистые.

Для проведения 3-D геостатистического анализа использовалась программа S-GeMS (<http://sgems.sourceforge.net/>).

3-D вариограмма была представлена двумя вложенными структурами. Первая – анизотропная сферическая вариограмма с наибольшим диапазоном 3,8 м (направлен горизонтально), средним – 2,7 м (направлен горизонтально) и минимальным – 0,4 м (перпендикулярен к первым двум) описывает изменчивость твердости почвы в преимущественно горизонтальном направлении. Вторая – анизотропная сферическая вариограмма с наибольшим диапазоном 0,5 м (перпендикулярен к поверхности почвы) и нулевыми средним и минимальными диапазонами описывает изменчивость твердости почвы в вертикальном направлении (Жуков, Кунах, 2011) – табл. 37.

Среднее значение твердости закономерно увеличивается с глубиной. В верхнем 5-сантиметровом слое твердость находится на уровне 0,57 МПа и увеличивается до 6,01 МПа на глубине 30–35 см. На глубине 40–45 см наблюдается локальный минимум твердости, далее твердость снова увеличивается. Значения твердости в каждом из почвенных горизонтов 0–5; 5–10; 10–15 и 15–20 см статистически достоверно (по t-критерию Стьюдента) отличаются от остальных горизонтов. Послойные различия в твердости в толще почвы 25–50 см статистически недостоверны, поэтому в пределах всего исследуемого участка горизонт 25–50 см следует признать как однородный по критерию твердости почвы.

Верхние почвенные горизонты отличаются большим уровнем вариабельности твердости. Коэффициент вариации твердости почвы на глубине 0–5 см составляет 51,65 %. В почвенной тоще 20–50

Таблица 37. *Описательные статистики твердости дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках*

| Горизонт, см | Среднее, МПа | Медиана, МПа | Ст. отклонение | Асимметрия | Экссесс | CV, % | <i>d</i> *** |
|--------------|--------------|--------------|----------------|------------|---------|-------|---------------|
| 0–5 | 0,57 | 0,60 | 0,30 | 0,10 | –1,12 | 51,65 | 0,19 |
| 5–10 | 1,49 | 1,40 | 0,53 | 0,76 | 0,34 | 35,81 | 0,16 |
| 10–15 | 3,23 | 2,85 | 1,51 | 0,89 | 0,26 | 46,70 | 0,12 |
| 15–20 | 4,80 | 4,55 | 1,66 | 0,42 | –0,42 | 34,53 | 0,08** |
| 20–25 | 5,70 | 5,75 | 1,71 | 0,21 | –0,30 | 30,01 | 0,06** |
| 25–30 | 5,98 | 5,85 | 1,85 | 0,42 | –0,60 | 30,97 | 0,07** |
| 30–35 | 6,01 | 5,75 | 1,96 | 0,43 | –0,73 | 32,62 | 0,09** |
| 35–40 | 5,83 | 5,55 | 2,02 | 0,36 | –0,52 | 34,61 | 0,09** |
| 40–45 | 5,68 | 5,50 | 1,99 | 0,61 | –0,21 | 35,00 | 0,08** |
| 45–50 | 5,94 | 5,40 | 1,99 | 0,53 | –0,59 | 33,50 | 0,12 |

Здесь и далее: ** – 5%-ный уровень значимости;
****d* – статистика Колмогорова–Смирнова для нормального распределения.

см послонный коэффициент вариации находится в пределах 30,01–35,00 %.

Твердость почвы на глубине 0–5 см характеризуется наименьшим значением асимметрии и наибольшим значением эксцесса. Это свидетельствует о явно неоднородном характере распределения этого признака, что также подтверждается достоверным отличием по тесту Колмогорова–Смирнова от нормального закона распределения.

Твердость почвы на глубинах 5–10 и 10–15 см характеризуется наибольшими значениями асимметрии (0,76 и 0,89 соответственно) и позитивным эксцессом (0,34 и 0,26), что отличает характер статистического распределения в этих горизонтах от прочих. Эти распределения не являются нормальными, что подтверждается тестом Колмогорова–Смирнова. Такой характер распределения твердости позволяет предположить наличие действующих факторов, которые приводят к уменьшению твердости. Необходимо отметить, что слой 5–15 см является корнеобитаемым, вероятно с этим связана тенденция к уменьшению твердости.

Для слоев в диапазоне 15–45 см распределения достоверно не

отличаются от нормального. Для идеального нормального распределения асимметрия и эксцесс равны нулю, поэтому наблюдаемые значения этих статистик можно рассматривать как тенденции, отражающие специфику поведения твердости в каждом слое. Эксцесс во всех этих слоях отрицательный, что свидетельствует о тенденции к двувёршинности распределения. Наибольшей степени такая тенденция достигает на глубине 45–50 см, где наблюдается статистически достоверно отклоняющееся от нормального закона асимметричное (0,53) двувёршинное (–0,59) распределение. Такое распределение описывает существование значительной территории на глубине 45–50 см с относительно невысокой твердостью, в пределах которой вкраплены локалитеты с высокой твердостью. Очевидно, что описательные статистики не учитывают пространственную организацию изучаемого явления и могут быть основой для генерирования гипотез о природе количественных изменений твердости почвы.

Что касается геостатистических параметров твердости почв (табл. 38), то наггет-эффект указывает на значимость непространственной компоненты изменчивости признака. Совместный учет

Таблица 38. *Геостатистические параметры твердости дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках*

| Горизонт, см | C_0 (наггет) | C_1 (частичный порог) | $C_0 + C_1$ (порог) | SDL***, % | Радиус влияния, м | <i>I</i> -Морана | <i>p</i> -уровень |
|--------------|----------------|-------------------------|---------------------|-----------|-------------------|------------------|-------------------|
| 0–5 | 0,06 | 0,03 | 0,09 | 64,71 | 17,64 | 0,06 | 0,11 |
| 5–10 | 0,14 | 0,14 | 0,29 | 50,00 | 21,00 | 0,20 | 0,00 |
| 10–15 | 0,81 | 1,40 | 2,20 | 36,57 | 7,35 | 0,11 | 0,01 |
| 15–20 | 0,97 | 1,78 | 2,75 | 35,28 | 4,39 | 0,04 | 0,17 |
| 20–25 | 1,50 | 1,42 | 2,92 | 51,37 | 4,82 | –0,02 | 0,40 |
| 25–30 | 2,49 | 0,91 | 3,40 | 73,16 | 4,84 | 0,03 | 0,21 |
| 30–35 | 2,50 | 1,33 | 3,83 | 65,27 | 5,38 | 0,00 | 0,44 |
| 35–40 | 2,71 | 1,42 | 4,13 | 65,62 | 22,50 | 0,02 | 0,28 |
| 40–45 | 2,84 | 1,62 | 4,46 | 63,68 | 37,20 | 0,12 | 0,02 |
| 45–50 | 2,99 | 1,38 | 4,37 | 68,42 | 36,60 | 0,14 | 0,00 |

частичного порога (пространственной компоненты изменчивости) и наггет-эффекта позволяет оценить уровень пространственной зависимости (показатель *SDL*, или пространственное отношение). Этот показатель изменяется от 0 до 100 %. Если пространственное отношение находится в пределах 0–25 %, то речь идет о сильной пространственной зависимости; если пространственное отношение находится в пределах 25–75 %, то в таком случае пространственная зависимость переменной является умеренной; если пространственное отношение превышает 75 %, то переменная рассматривается как слабо пространственно зависимая (Cambardella et al., 1994). Твердость почвы на различных горизонтах является умеренно пространственно зависимой, так как показатель *SDL* варьирует в пределах от 35,28 до 73,16 %.

Радиус влияния указывает на расстояние, после которого вариограмма перестает увеличиваться. Это расстояние, в пределах которого наблюдается статистически достоверная взаимосвязь между точками пространства по изучаемому признаку. Визуально этот признак связан с размером агрегаций, которые могут быть обнаружены при изучении карт пространственной изменчивости твердости почв на различных глубинах (рис. 74).

Для глубин 0–5 и 5–10 см радиус влияния составляет 17,64 и 21,00 м. На карте наблюдаются области высокой либо низкой твердости протяженностью, соответствующей этим радиусам влияния. На глубинах от 15 до 35 см радиус влияния существенно уменьшается до значений 4,39–7,35 м. На соответствующих глубинах карт твердости наблюдаются мозаичные структуры с размерами однородных участков 4–7 м.

На глубинах 40–50 см радиус влияния находится на уровне 22,5–36,6 м, что позволяет в большей степени говорить о пространственном тренде в изменчивости твердости в масштабах изучаемой территории, а не о мозаичной структуре.

Необходимо учесть, что на глубине 15–50 см статистически однородные распределения соответствуют совершенно различным пространственным структурам. На глубине 15–35 см наблюдается мозаичная структура, в которой сочетаются однородные участки с высокой и низкой твердостью. На большей глубине (35–50 см) регистрируется плавная трендовая тенденция изменчивости твердости почвы.

Индекс Морана позволяет оценить степень пространственной зависимости переменной в зоне, заданной матрицей смежности. Соседи в матрице смежности для данной точки были выбраны по

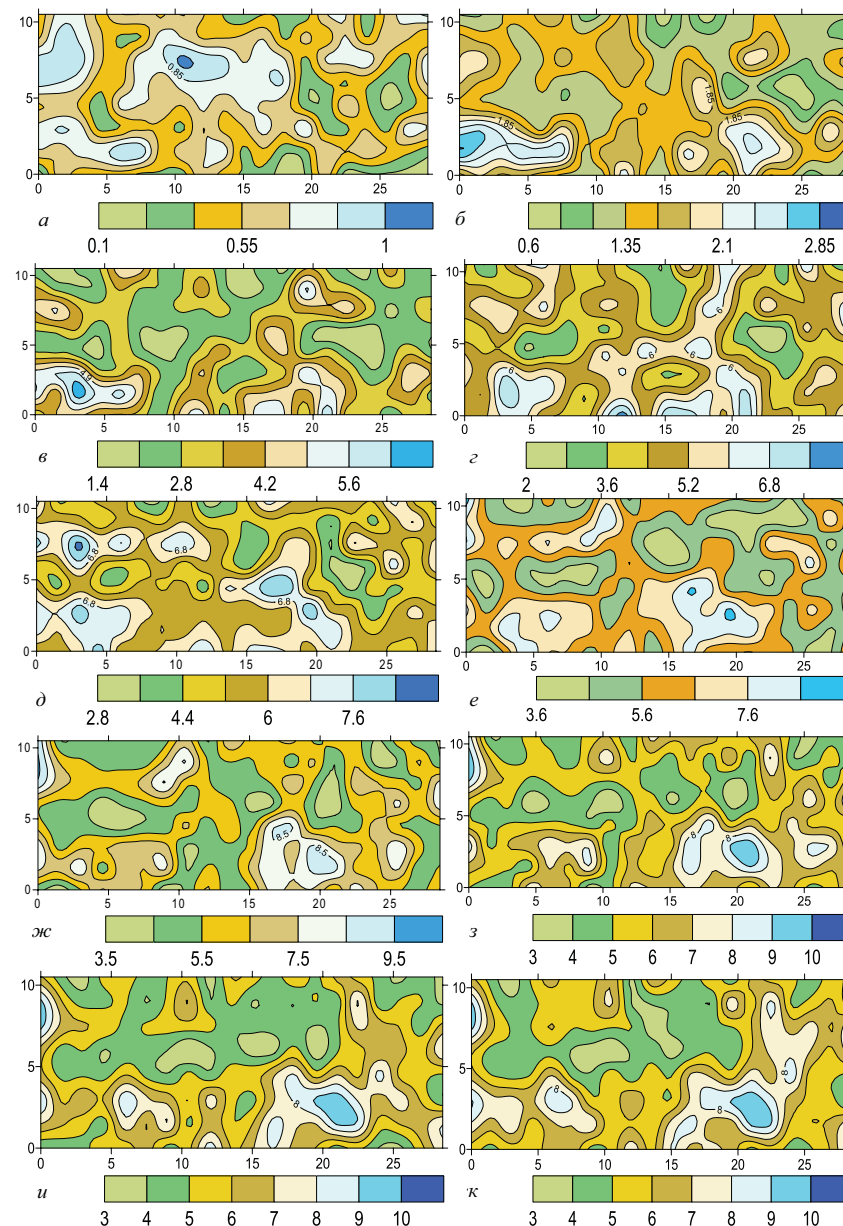


Рис. 74. Пространственная изменчивость твердости дерново-литогенных почв на лёссовидных суглинках, МПА: а – 0–5 см; б – 5–10 см; в – 10–15 см; г – 15–20 см; д – 20–25 см; е – 25–30 см; ж – 30–35 см; з – 35–40 см; и – 40–45 см; к – 45–50 см

правилу «ферзя» – все наиболее близкие к ней точки. Коэффициент корреляции между радиусом влияния и индексом Морана составил 0,61, что свидетельствует о чувствительности индекса Морана к глобальным трендам в большей степени, чем к локальным взаимодействиям. Коэффициент корреляции индекса Морана с пространственным отношением составляет всего –0,14. Эта закономерность также подчеркивает более узкую чувствительность индекса Морана к пространственным зависимостям.

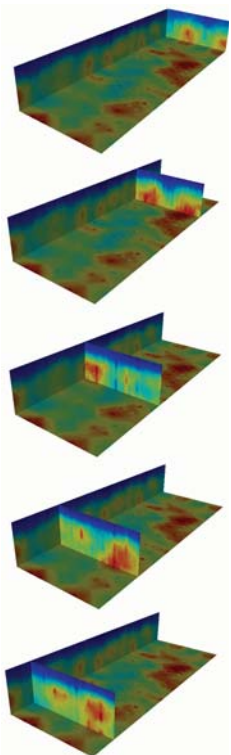


Рис. 75. 3-мерная карта твердости дерново-литогенной почвы на лессовидных суглинках

В результате применения методов 3-мерной геостатистики может быть построена объемная карта участка почвенной толщи мощностью 50 см (Кунах и др., 2011) – рис. 75. Отображение трехмерного объекта в двумерное пространство (лист бумаги либо монитор компьютера) может быть сделано с помощью одновременного представления проекций объекта в трех плоскостях. На рисунке показаны базальная плоскость, которая представляет собой двумерную карту изменчивости твердости почвы на глубине 50 см, и две боковых плоскости. Программа S-GeMS предоставляет возможность изменять положение плоскости среза, что позволяет понять 3-мерную структуру объекта.

Анализ карты свидетельствует о наличии закономерного градиента увеличения твердости почвы от верхних слоев почвы к нижним. Это является естественным следствием влияния массы вышележащих почвенных слоев на нижележащие, в итоге происходит уплотнение почвы с нарастанием глубины. Однако в разных участках этот процесс происходит с разной интенсивностью, в результате формируются участки с повышенной твердостью, которые имеют конфигурацию глыб с размером в горизонтальном направлении 2,5–4 м. Эти глыбы расположены в почвенном материале меньшей твердости. Трехмерный анализ позволяет установить, что многие из глыб с основанием, которое увеличивается по направлению вниз. Некоторые из твердых

тел имеют округлую форму с уменьшающимся вниз основанием. Очевидно, что воздействие вышележащих слоев почвы является не единственным фактором, который определяет твердость почвы.

Расположение почвенных образований с повышенной твердостью создает предпосылки для пестроты экологических условий для существования растений.

Регулярный характер расположения почвенных тел с увеличенной твердостью в среде с меньшей твердостью позволяет обратить внимание на другие эффекты, связанные с твердостью, помимо широко известных (аэрация, водный обмен, противодействие росту растений). Речь идет о геоморфологической устойчивости почвенного покрова. Почвенные тела с широким основанием могут рассматриваться как факторы оползневой и эрозионной стабильности. Такие формы выполняют армирующую роль в механической организации почвенного покрова. Образования с уменьшающимся основанием («шарообразной» формы) в менее твердом субстрате могут приводить к нарушению стабильности почвенного покрова. Вероятность изменения геометрии почвенной поверхности и перемещения почвенной массы очень увеличивается при наличии неустойчивых почвенных тел в менее твердой почвенной массе. Компоненты почвы с различной твердостью обладают различными физико-механическими свойствами. Они по-разному изменяются при набухании, усадке либо расширении. Поэтому динамичность твердого образования, которое не имеет устойчивого основания в менее твердой почвенной массе, может приводить к подвижности почвенного покрова в целом. В горизонтальных позициях эта динамичность проявляет себя в изменении формы поверхности почвы, она становится волнистой. На выраженных геоморфологических склонах увеличивается скорость горизонтального смещения почвенного покрова и наблюдается волнообразное искривление поверхности почвы.

Участки с повышенной твердостью почвы могут рассматриваться как эдафогенные аридускулы, а участки с меньшей твердостью – как эдафогенные потускулы (Бельгард, 1971). По Г.Н. Высоцкому (1962), потускулами являются такие участки почвенного покрова, которые усиленно промачиваются водой в сравнении с окружающими участками. В противоположность потускулам встречаются местообитания, которые не только не получают дополнительного питания, но, наоборот, часть выпадающих осадков стекает или сносится в соседние местообитания (Бельгард, 1971).

По своему генезису потускулы и аридускулы могут быть геоморфогенными, эдафогенными, фитогенными и комбинированными (Бельгард, 1971). При формировании структуры почвенного покрова как комбинации участков с повышенной и пониженной твердостью создаются предпосылки для аридускулярно-потускулярной мозаичности эдафогенного генезиса. Изменения формы почвенного микрорельефа вследствие закономерных различий твердости приводят к усилению контрастности перераспределения влаги между микростациями, что создает условия для геоморфогенного образования потускулов и аридускулов. Таким образом, аридускулярно-потускулярная мозаичная структура покрова дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках имеет геоморфогенно-эдафогенную природу.

Трехмерная визуализация является весьма информативной и наглядной, однако для сравнения с другими данными, которые имеют двумерную размерность, есть необходимость отображения трехмерных данных о твердости почвы в двумерном пространстве без существенной потери информации. Для выполнения этой задачи был проведен кластерный анализ пробных участков по данным о твердости почв.

Иерархический кластерный анализ является классификационной процедурой без обучения. Он позволяет выявить внутреннюю структуру изучаемого явления. Результаты кластерного анализа зависят от

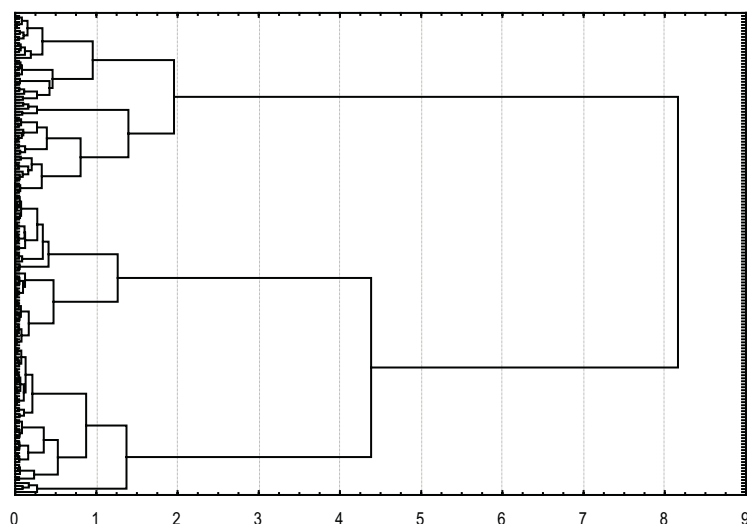


Рис. 76. Иерархическая дендрограмма образцов по данным твердости дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

метода амальгамации и выбранной меры расстояния между объектами. Нами был выбран метод Варда как процедура амальгамации (алгоритм объединения объектов в кластеры) и коэффициент корреляции Пирсона в качестве меры связи между объектами. Коэффициент корреляции Пирсона более чувствителен к форме вектора, который описывает сравниваемые объекты, чем к абсолютным значениям этого вектора. Поэтому он предпочтителен для сравнения объектов временной или пространственной динамики (рис. 76).

Анализ результатов иерархического кластерного анализа позволяет установить существование трех четко обособленных кластеров (А, В, С). Профили твердости почвы, которые характерны для каждого кластера, представлены на рис. 77. Кластер С характеризуется плавным уменьшением твердости почвы с увеличением глубины. Для глубин 35–50 см для кластера С наблюдаются наибольшие твердости почвы в сравнении с другими кластерами. Для глубин 0–30 см для кластера С, напротив, наблюдаются наименьшие значения твердости почвы.

Кластеры А и В разнятся наличием зоны повышенной твердости на глубинах 15–40 см. Особенностью кластера А является максимум твердости почвы на глубине 15–30 см. У кластера В максимум твердости наблюдается на глубине 25–40 см.

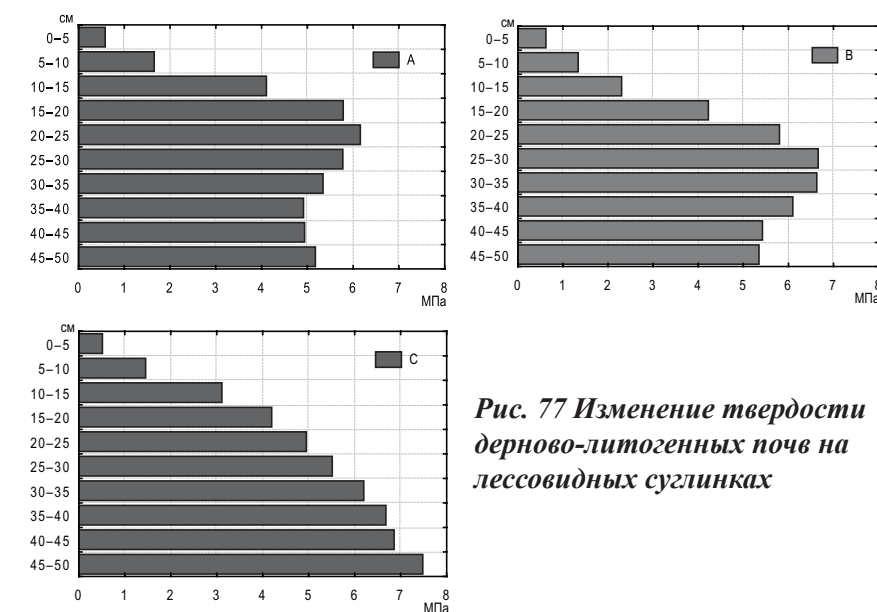


Рис. 77. Изменение твердости дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

Таблица 39. Расстояние Махаланобиса между центроидами кластеров дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках (верхняя полуматрица) и р-уровни значимости различий (нижняя полуматрица) по данным дискриминантного анализа

| Кластер | A | B | C |
|---------|------|-------|-------|
| A | | 18,08 | 23,24 |
| B | 0,00 | | 16,76 |
| C | 0,00 | 0,00 | |

Различия между кластерами статистически достоверны, о чем свидетельствуют результаты дискриминантного анализа (табл. 39).

Расстояния Махаланобиса от каждого образца до центроидов кластеров можно использовать для построения карты расположения кластеров в двумерном пространстве (рис. 78).

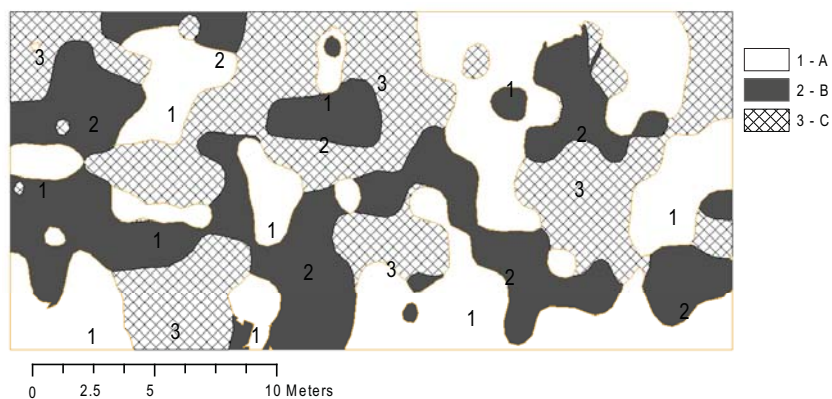


Рис. 78. Кластеры твердости дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

В.М. Фридланд (1970) так определяет элементарный почвенный ареал: «Под названием «элементарный почвенный ареал» (ЭПА) понимаются почвы, относящиеся к какой-либо одной классификационной единице наиболее низкого ранга, занимающие пространство, со всех сторон ограниченное другими элементарными почвенными ареалами или непочвенными образованиями. Это определение характеризует гомогенные ЭПА». Экспериментальные полигоны с отдельными типами технозёмов вполне соответствуют определению

элементарного почвенного ареала. Особенность состоит только в антропогенном происхождении данного типа почвенного покрова.

Наряду с гомогенными элементарными почвенными ареалами выделяются гетерогенные элементарные почвенные ареалы – спорадически-пятнистые и регулярно-циклические (Фридланд, 1970).

Анализ структуры фрагмента дерново-литогенной почвы на лессовидных суглинках, установленной по твердости, позволяет охарактеризовать данный элементарный почвенный ареал как регулярно-циклический. В.М. Фридланд (1970) отмечает, что регулярно-циклические элементарные почвенные ареалы, в отличие от спорадически-пятнистых, не имеют гомогенного фона, на котором разбросаны отдельные пятна иных почв, они образованы обычно сплошной сетью многоугольников, как правило, гексагональных, в пределах каждого из которых осуществляется вся наблюдаемая в границах рассматриваемого регулярно-циклического элементарного почвенного ареала амплитуда изменений почв.

Важно отметить, что механизм возникновения регулярно-циклических ЭПА, который описывает В.М. Фридланд (1970), вполне может приводить к наблюдаемой нами структуре почвенной массы технозёмов по твердости. Автор концепции регулярно-циклических ЭПА указывает, что возникновение этого типа пространственной структуры связано с процессами физического характера, главным образом с набуханием и иссушением, с замерзанием и разморозанием. Эти процессы ведут к ликвидации напряжений, возникающих в почвенно-грунтовой толще; таким образом, они имеют энтропийный характер, приводящий к уменьшению свободной энергии в системе. Регулярно-циклические ЭПА, связанные с процессами замерзания и разморозания, могут образовываться на территориях с почвообразующими породами различного механического состава, а связанные с процессами набухания и сжатия – на территориях с почвообразующими породами тяжелого механического состава.

Кластеры формируют определенную пространственную структуру, для описания которой могут быть использованы количественные методы ландшафтной экологии (Turner, 1989). В качестве метрик, которые описывают кластеры, их форму и взаимное расположение в пространстве, были выбраны занимаемая площадь каждым кластером, число педонов, которые входят в кластер, радиус вращения, индексы формы, проксимальности, контрастно-взвешанной плотности границ, индекс связности (McGarigal, 2002). В результате анализа

Таблица 40. Ландшафтные показатели кластеров дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

| Показатель | Кластер (группа педонов) | | | | | |
|---|--------------------------|--------|---------|--------|---------|--------|
| | А | | В | | С | |
| | среднее | CV, % | среднее | CV, % | среднее | CV, % |
| Площадь, % | 35,35 | | 35,04 | | 29,61 | |
| Число педонов | 15,00 | | 13,00 | | 14,00 | |
| Средняя площадь педона, м ² | 10,00 | 135,15 | 11,00 | 127,09 | 9,00 | 161,09 |
| Радиус вращения (GYRATE) | 1,23 | 96,20 | 1,39 | 89,34 | 1,03 | 117,29 |
| Индекс формы (SHAPE) | 1,53 | 32,85 | 1,51 | 33,43 | 1,51 | 29,66 |
| Индекс проксимальности | 55,40 | 168,49 | 759,03 | 165,71 | 75,07 | 216,23 |
| Контрастно-взвешанная плотность границ (CWED) | 0,49 | | 0,46 | | 0,41 | |
| Индекс связности (CONNECT) | 58,10 | | 65,38 | | 56,04 | |

установлено, что кластеры занимают примерно равные доли территории участка (табл. 40).

Кластер А представлен 15 педонами, кластер В – 13, а кластер С – 14. Средние площади педонов, которые принадлежат различным кластерам, примерно одинаковы (9–11 м²).

Радиус вращения – это метрика, которая описывает протяженность ареала педона. Чем больше ареал, тем больше радиус вращения. Для фиксированной площади более экстенсивный ареал (более протяженный и менее компактный) будет характеризоваться большим значением радиуса вращения. Если учесть, что педоны для всех кластеров имеют примерно одинаковую площадь, то наиболее компактными из них будут педоны, принадлежащие к кластеру С, а наименее компактными – принадлежащие к кластеру В.

Индекс формы основан на соотношении между периметром и площадью ареала педона. Минимальное значение этой меры равно единице. Это значение мера принимает в том случае, когда ареал яв-

ляется максимально компактным либо вся территория занята одним типом ареала. Индекс увеличивается по мере отклонения формы ареала от формы круга. По этому признаку форму ареалов педонов, принадлежащих к разным кластерам, можно признать практически однотипной. Подчеркнем, что форма выделенных объектов зависит от природы объектов и математической процедуры определения их границ. Кроме того, все пространство полностью заполнено изучаемыми объектами, поэтому они являются конгруэнтными. Все эти факторы приводят к подобию формы объектов, что в большей степени можно признать математическим артефактом.

Индекс проксимальности (Gustafson, Parker, 1992) характеризует размеры и степень близости всех ареалов, чьи границы находятся в пределах некоторого заданного расстояния от фокального ареала. Индекс проксимальности количественно оценивает пространственный контекст ареалов в отношении расположения ареалов того же типа. В частности, индекс способен дифференцировать диффузное расположение малых по размеру ареалов от кластерной конфигурации. При прочих равных условиях, если на заданном расстоянии от данного типа ареала находится большее число соседей того же типа, то индекс будет больше. И если ареалы того же типа в пределах заданного расстояния находятся ближе к фокальному ареалу, то индекс будет больше. Таким образом, индекс проксимальности увеличивается при увеличении числа однотипных соседей и их близости.

Наибольшим индексом проксимальности для дистанции 10 м характеризуется кластер В, меньшим – кластер С и минимальным – кластер А. В пределах кластера индексы проксимальности каждого педона показательны сильной изменчивостью, поэтому более наглядно представить их распределение в логарифмическом масштабе (рис. 79).

Распределение индексов проксимальности для всех кластеров является бимодальным. В каждом кластере можно выделить группу педонов, которые образуют группу с высокой проксимальностью (правый пик на гисторграмме) и группу с низкой проксимальностью, в которой педоны окружены в большей мере педонами другого типа (левый пик на гисторграмме).

Контрастно-взвешанная плотность границ (CWED – Contrast-Weighted Edge Density) равна сумме длины границ ареала (м), умноженной на соответствующий вес контрастности и деленной на суммарную площадь ареала (м²). Индекс равен нулю, если в пределах изучаемой территории нет контрастных границ, т.е. вся территория

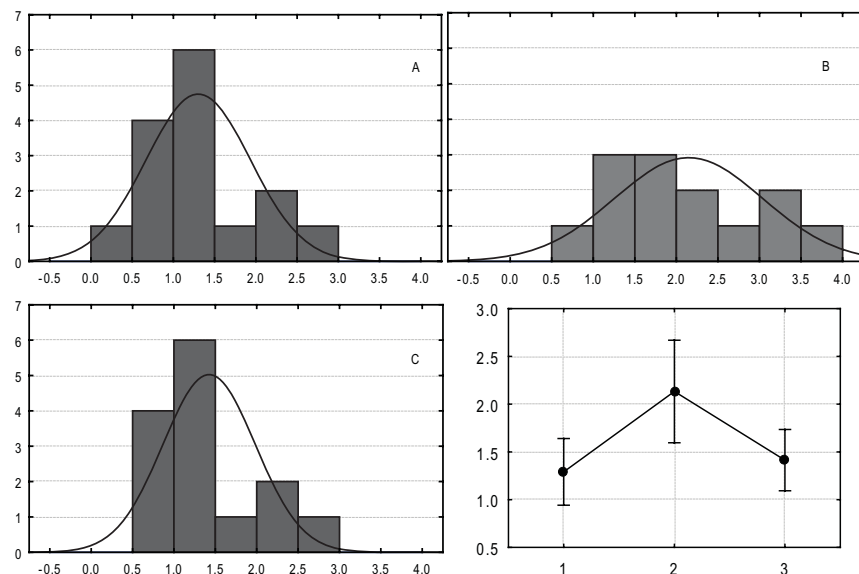


Рис. 79. Распределение индекса проксимальности кластеров дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках (в логарифмическом масштабе)

представлена одним типом ареала. Индекс увеличивается при росте протяженности контрастных границ. Степень контрастности характеризуется соответствующим весом (0 – нет контраста; 1 – наибольший контраст. В качестве матрицы весов контрастов мы использовали матрицу нормированных расстояний Махаланобиса между центроидами кластеров А, В, С (табл. 41). Наиболее контрастными по своим свойствам являются кластеры А и С, а кластер В занимает промежуточное положение между ними.

По показателю CWED наиболее контрастными границами характе-

Таблица 41. Нормированная матрица расстояний Махаланобиса между центроидами кластеров дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

| Кластер | А | В | С |
|---------|------|------|------|
| А | 0,00 | 0,77 | 1,00 |
| В | 0,77 | 0,00 | 0,79 |
| С | 1,00 | 0,79 | 0,00 |

ризуется кластер А, а наименее контрастные границы имеет кластер С.

На уровне отдельного педона может быть вычислен индекс контрастности границ (ECON – Edge Contrast Index). Каждый сегмент периметра педона оценивается по степени контрастности с соседним педоном. Общая длина границы уменьшается пропорционально степени контрастности с окружением и представляется в виде доли в процентах от начального значения, что и есть индекс контрастности границ.

Анализ характера распределения индекса контрастности границ для педонов показал, что для кластеров А и С характерна двувершанная гистограмма, а для кластера 2 наблюдается отчетливая тенденция к высоким значениям контрастности границ 70–80 % (рис. 80).

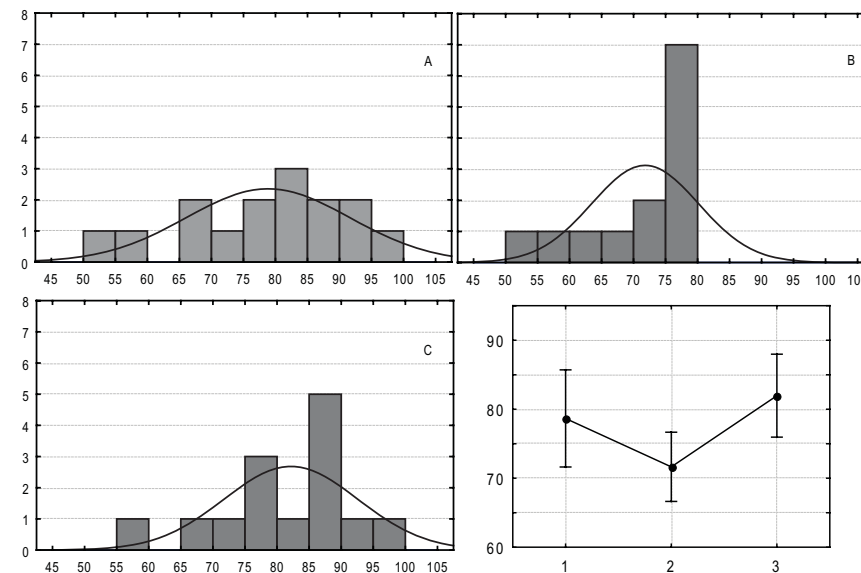


Рис. 80. Распределение индекса контрастности границ кластеров дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

Для кластеров А и С характерны группы педонов, окруженные контрастными соседями (индекс контрастности 80–100 %), и педоны, окруженные менее контрастными соседями (индекс контрастности 50–80 %).

Индекс связности (CONNECT) основан на определении доли (%) педонов того же типа, находящихся в пределах установленного расстояния (в нашем случае 10 м) от фокального педона от числа всех педонов, которые находятся на этом расстоянии. Индекс принимает значение 0, если на установленном расстоянии нет ни одного педона

того же типа; принимает значение 100, если в его окружении только однотипные педоны. В нашем случае индекс связности варьирует в весьма узких пределах – от 56,04 до 65,38 %. Наибольшим индексом связности характеризуется кластер В, что находится в соответствии с показателем проксимальности.

Таким образом, по свойствам твердости почвы нами выделены три кластера педонов. В признаковом пространстве кластеры А и С занимают противоположные позиции, а кластер В – промежуточное. Для кластера А характерен горизонт повышенной твердости на глубине 15–30 см, для кластера С – плавное увеличение твердости с увеличением глубины. Переходный характер кластера В проявляется в наличии у него горизонта с повышенной твердостью на глубине 25–40 см.

В пространстве каждый кластер представлен некоторым числом четко обособленных образований, однородных по свойствам твердости. Эти образования можно идентифицировать как педоны. В физическом пространстве расположение педонов не случайно: при примерно одинаковой площади, которую занимает каждый кластер, зона контактов между ними различна. Протяженность границ (зона контакта) между кластерами А и В в полтора раза продолжительнее, чем между этими кластерами и кластером С.

Экологические характеристики педонов дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках. Твердость – информационно очень емкая характеристика. С ее помощью можно судить о многих свойствах и в целом о плодородии почвы (Медведев, 2009).

Дисперсионный анализ позволил установить статистически достоверные различия между педонами по таким признакам, как фитомасса и проективное покрытие растительности, электропроводность, количество гумуса, количество агрегатов размером 5–7 и 7–10 мм (табл. 42).

Установлено, что педон А отличается наименьшей фитомассой и проективным покрытием растительности (рис. 81). Статистически достоверных различий по фитомассе между педонами В и С не установлено, но педон С характеризуется большим проективным покрытием растительности, чем педон В.

Низкое обилие растительности, выраженное через фитомассу и проективное покрытие, сопряжено с высокой электрической проводностью почвы (педон А), что обусловлено более высоким засолением,

Таблица 42. Дисперсионный анализ влияния типа педонов дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках на почвенно-экологические свойства

| Показатель | Эффект | | | Ошибка | | | F-отношение | p-уровень |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------|-----------|
| | сумма квадратов | степень свободы | средний квадрат | сумма квадратов | степень свободы | средний квадрат | | |
| Экологические свойства | | | | | | | | |
| Фитомасса | 2720,42 | 2 | 1360,21 | 65492,95 | 157 | 417,15 | 3,26 | 0,04 |
| Проективное покрытие | 2669,44 | 2 | 1334,72 | 59505,66 | 157 | 379,02 | 3,52 | 0,03 |
| ЕС | 0,53 | 2 | 0,27 | 11,17 | 157 | 0,07 | 3,75 | 0,03 |
| Гумус | 0,13 | 2 | 0,07 | 2,83 | 157 | 0,02 | 3,70 | 0,03 |
| Агрегатная структура почвы на глубине 0–10 см, мм | | | | | | | | |
| >10 | 141,84 | 2 | 70,92 | 20438,41 | 157 | 130,18 | 0,54 | 0,58 |
| 7–10 | 74,28 | 2 | 37,14 | 1011,72 | 157 | 6,44 | 5,76 | 0,00 |
| 5–7 | 41,19 | 2 | 20,59 | 599,99 | 157 | 3,82 | 5,39 | 0,01 |
| 3–5 | 7,19 | 2 | 3,60 | 1060,28 | 157 | 6,75 | 0,53 | 0,59 |
| 2–3 | 17,96 | 2 | 8,98 | 899,21 | 157 | 5,73 | 1,57 | 0,21 |
| 1–2 | 22,65 | 2 | 11,32 | 3167,03 | 157 | 20,17 | 0,56 | 0,57 |
| 0,5–1 | 1,92 | 2 | 0,96 | 485,95 | 157 | 3,10 | 0,31 | 0,73 |
| 0,25–0,5 | 7,93 | 2 | 3,97 | 507,25 | 157 | 3,23 | 1,23 | 0,30 |
| <0,25 | 5,24 | 2 | 2,62 | 316,46 | 157 | 2,02 | 1,30 | 0,28 |

характерным для этого педона. Отметим, что высокая электропроводность коррелирует с повышенной твердостью почвы на глубине 15–35 см (педон А) и 20–40 см (педон С).

Повышенное количество гумуса в педоне С создает благоприятные условия для формирования более обильной растительности. Для этого педона характерно и более высокое количество агрономически ценных агрегатов размером 5–7 и 7–10 мм.

Таким образом, процессы почвообразования в дерново-литогенных почвах на лессовидных суглинках, которые приводят к формированию педонной организации почвенного покрова рекреативных территорий, являются причиной возникновения экологической неоднородности техноземов как среды обитания в горизонтальном направлении. Вследствие этого продуктивный потенциал рекреативных земель относится к сильно вариабельным на различных масштабных уровнях. Если учесть тот факт, что

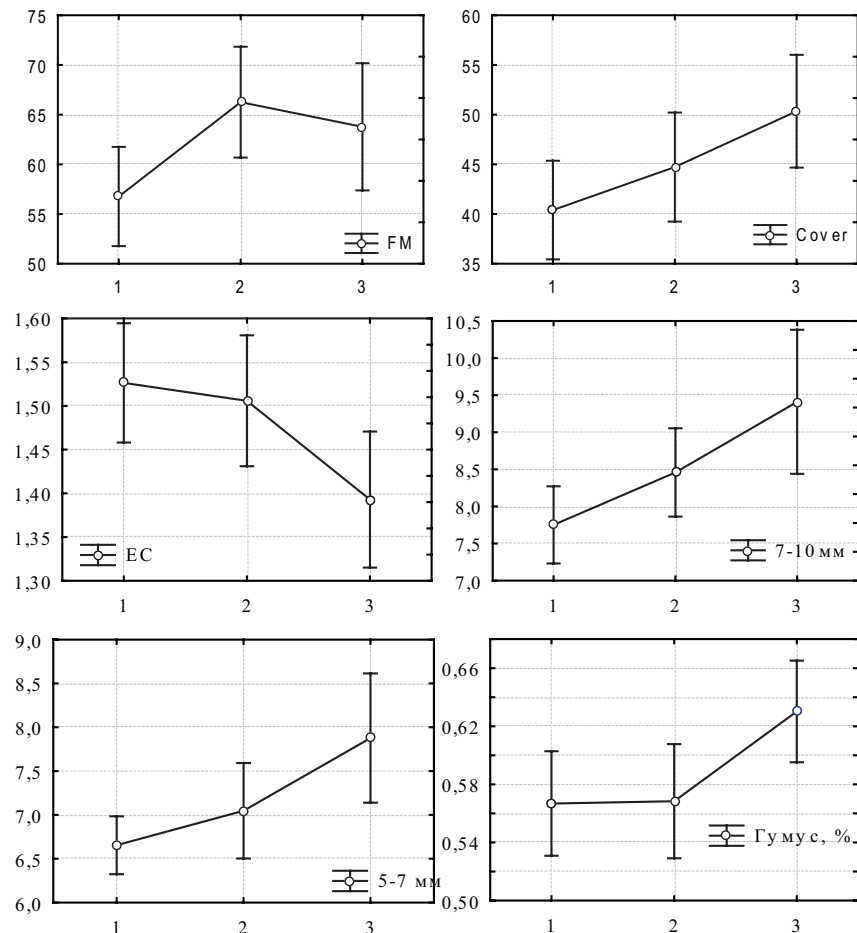


Рис. 81. Статистически значимые различия почвенно-экологических свойств педонов дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках: 1 – педон А; 2 – педон В; 3 – педон С

фитомасса – существенный фактор, который определяет интенсивность биологической рекультивации, то можно утверждать, что по механизму обратной связи с течением времени без адекватных управленческих воздействий неоднородность техноземов будет только увеличиваться. Систему точного земледелия, которая направлена на управление неоднородностью продуктивного потенциала сельскохозяйственных на масштабных уровнях размером меньше поля, можно рассматривать в качестве такого рода управленческого воздействия. Полученные результаты свидетельствуют о необходимости

адаптации инструментов системы точного земледелия к процессам рекультивации земель.

В результате проведенного исследования установлено, что единицы пространственной организации дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках – педоны – обладают статистически различными физическими и биологическими свойствами. Важную роль в формировании педонов дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках играет степень засоления, которая характеризуется электрической проводностью почвы. Педоны формируют различные условия для жизни растений, вследствие чего наблюдается дифференциация в продуктивности растительных сообществ в пределах соответствующих типов педонов.

6.2. ТВЕРДОСТЬ ДЕРНОВО-ЛИТОГЕННЫХ ПОЧВ НА СЕРО-ЗЕЛЕННЫХ ГЛИНАХ

Исследования В.В. Медведева (2008) показали, что наилучшей является педотрансферная модель, которая рассматривает влияние на твердость почвы плотности сложения, влажности и гранулометрического состава. Вместе с тем, совпадение экспериментальных данных с расчетными было признано недостаточным. Поэтому В.В. Медведев считает, что поиск более адекватных моделей следует продолжить.

Динамику твердости почвы следует рассматривать в двух аспектах. С одной стороны, пространственно-временная изменчивость твердости почвы находится под воздействием факторов, определяющих этот показатель, а с другой – его регулирующих. Вода является важнейшим фактором, регулирующим твердость почвы. Вода оказывает существенное влияние на характер межчастичных взаимодействий, что непосредственно отражается на твердости почв. Таким образом, перераспределение влаги в почвенном теле влияет на характер объемной изменчивости твердости почвы.

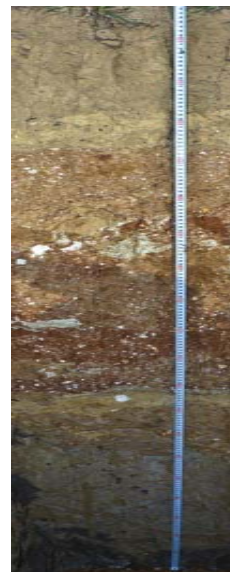
К факторам, определяющим твердость почвы, можно отнести механический состав, плотность сложения, содержание гумуса, минералогический состав твердой фазы, уровень засоления. При наличии водостойкой агрегатной структуры её можно отнести к факторам, определяющим твердость. Нестойкая структура в зависимости от динамики влажности выступает как фактор, регулирующий твердость.

Активность живых организмов существенным образом регулирует

твердость почвы. Характер корневых систем растений и их объемное распределение в почвенной толще во многом определяет пространственные паттерны твердости. Роющие почвенные животные (мезо-, макро- и мегафауна) формируют пустоты (норы) в почве и перемещают почвенную массу, изменяя её агрегатную структуру, что влияет на пространственную организацию почвенного тела. Систему нор и ходов педобионтов можно рассматривать как разветвленную канализационную систему, которая способна эффективно выполнять функцию дренажа, что также сказывается на динамике почвенной твердости.

При количественной оценке пространственных паттернов твердости техноземов мы исходили из необходимости учета их гранулометрической структуры и минералогического состава твердой фазы. В результате исследований Н.Е. Бекаревича и соавт. (1971) установлено, что в серо-зеленых глинах содержание ила составляет 47,46 %, крупной пыли – 29,22 %, средней пыли – 11,69 %. Более изменчив механический состав серо-зеленых мергелистых глин, в которых содержание ила колеблется от 31,70 до 72,20 % и соответственно уменьшено содержание остальных фракций. Минералогическими исследованиями Н.И. Горбунова установлено, что в составе фракции размером <0,001 мм преобладает монтмориллонит и имеются гидрослюда, хлорит, каолинит. Основную массу частиц размером 0,25–0,01 мм представляют минералы легкой фракции: кварц, полевые шпаты, обломки пород, карбонаты, мусковит, глауконит. Серо-зеленые глины часто имеют такое содержание водорастворимых солей, которое позволяет отнести их к диапазону от средnezасоленных почв до солончаков, а состав солей в них указывает на токсичность для растений.

Гранулометрический состав, количество гумуса, поглощенные основания, химизм водной вытяжки оказывают влияние на физико-механические свойства серо-зеленых глин и технозёмов, которые на них формируются. Пространственная изменчивость указанных эдафических свойств, которая является результатом как исходной неоднородности при формировании технозёмов, так и следствием динамики почвообразовательных процессов, отражается на твердости почвы. Твердость почвы является экологически релевантным показателем, который свидетельствует о механических условиях роста корневых систем растений и перемещения почвенных животных. Этот показатель также является информативным индикатором изменчивости однородности почвенного тела в пространстве.



Морфологическое описание дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах. Зональный тип почвы – чернозем южный. Гранулометрический состав и увлажнение: глина тяжелая, суховатый, с глубины 145 см – свежеватый. Тип растительности: бобово-злаковая смесь и разнотравье.

НРt 0–6 см: Серо-бурый, средний по механическому составу суглинок, довольно рыхлый, однородный состав по профилю, пронизанный мелкими корешками трав; по цвету – возможное присутствие гумусовых соединений приблизительно до 1%. Интенсивное вскипание. Переход к следующему горизонту почти не заметный, определяется по повышению плотности и увеличению трещиноватости.

Ph_t 6–20 см: карбонатный суглинок, средний по гранулометрическому составу со значительной примесью белоглазки и механических примесей мелкого камня. Цвет несколько светлей, чем в предыдущем горизонте, гумусированность заметно меньше. Оструктуренность почти отсутствует, на подсохших стенках значительная трещиноватость, вертикальные довольно широкие трещины; местами более выраженная комковатая крупно-зернистая структура, значительное количество тонких корешков трав. Интенсивное вскипание по всему профилю. Переход к следующему горизонту по изменению цвета, четкий.

Pt₁ 20–55 см: насыпной пласт серо-зеленой глины, значительно пестрый по цвету, что обусловлено механическими вкраплениями плотной темно-серой глины, очень плотной ржаво-желтой глины, более светлой, почти белой бесструктурной глины. Значительная трещиноватость на подсохших стенках, по вертикальным трещинам проходят тоненькие корни трав (до глубины 60 см), примеси белоглазки и полное отсутствие агрономически ценной структуры. Бурно вскипает, что свидетельствует о значительном содержимом CaCO₃. Переход к следующему горизонту незаметный, по плотности.

Pt₂ 55–145 см: насыпная порода, довольно пестрая по цвету, представленная тяжелой плотной глиной; в одинаковой мере представлены темно-серые до черного цвета бесструктурные глины с примазками ржавого цвета, а также жирные на ощупь серые глины, в

меньшей степени представлены оливково-зеленые с примазками палево-серой глины. Корни изредка до глубины 125 см. Трещиноватость на подсохших стенках, глины образуют отдельные монолитные агрегаты, плотные и бесструктурные. Интенсивное вскипание, переход к следующему горизонту по увеличению плотности и по более выраженной трещиноватости.

Pt₃ 145–240 см: плотная глина, довольно пестрая с преобладанием светло-серой желтоватой, очень плотной глины, бесструктурный, трещиноватость практически не выражена, некоторые корни встречаются до глубины 155 см. Вскипание незначительное (меньше карбонатов), фрагментарное, а на конгломератах светло-серой глины – интенсивное.

Диагноз: дерново-литогенные почвы на серо-зеленых глинах карбонатные слабообразованные слабогумусированные глинистые.

Среднее значение твердости закономерно увеличивается с глубиной (табл. 43). В верхнем 5-сантиметровом слое твердость находится на уровне 0,57 МПа и увеличивается до 6,01 МПа на глубине 30–35 см (рис. 82). На глубине 40–45 см наблюдается локальный минимум твердости со значением 5,68 МПа. На глубине 45–50 см твердость снова увеличивается до уровня 5,91 МПа. Значения твердо-

Таблица 43. *Описательные статистики твердости почвы дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах*

| Горизонт, см | Среднее, МПа | Медиана, МПа | Ст. отклонение | Асимметрия | Эксцесс | CV, % | d*** |
|--------------|--------------|--------------|----------------|------------|---------|-------|---------------|
| 0–5 | 0,57 | 0,60 | 0,28 | 0,00 | -1,40 | 48,52 | 0,21 |
| 5–10 | 1,50 | 1,40 | 0,53 | 0,69 | -0,04 | 35,06 | 0,16 |
| 10–15 | 3,20 | 2,95 | 1,42 | 0,69 | -0,33 | 44,55 | 0,11 |
| 15–20 | 4,78 | 4,55 | 1,62 | 0,34 | -0,61 | 33,94 | 0,07** |
| 20–25 | 5,66 | 5,65 | 1,70 | 0,21 | -0,32 | 30,11 | 0,06** |
| 25–30 | 5,98 | 5,85 | 1,85 | 0,42 | -0,60 | 30,97 | 0,07** |
| 30–35 | 6,01 | 5,75 | 1,96 | 0,43 | -0,73 | 32,62 | 0,09 |
| 35–40 | 5,82 | 5,55 | 2,00 | 0,33 | -0,56 | 34,29 | 0,09 |
| 40–45 | 5,68 | 5,50 | 1,98 | 0,60 | -0,22 | 34,90 | 0,08** |
| 45–50 | 5,91 | 5,40 | 1,93 | 0,50 | -0,63 | 32,68 | 0,12 |

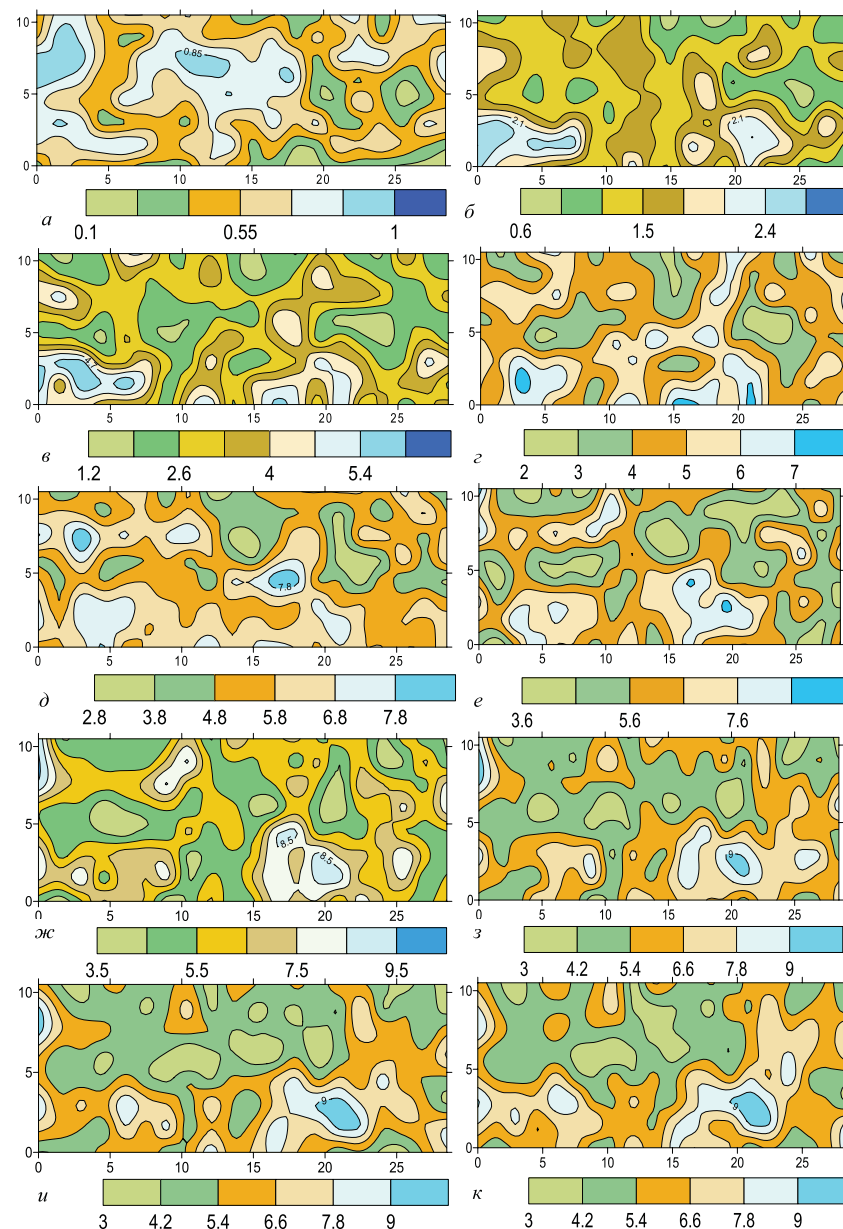


Рис. 82. *Пространственная изменчивость твердости дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах, МПа: а – 0–5 см; б – 5–10 см; в – 10–15 см; г – 15–20 см; д – 20–25 см; е – 25–30 см; ж – 30–35 см; з – 35–40 см; и – 40–45 см; к – 45–50 см*

сти в каждом из почвенных горизонтов 0–5; 5–10; 10–15 и 15–20 см статистически достоверно (по t-критерию Стьюдента) отличаются от остальных горизонтов. Послойные различия в твердости в толще почвы 25–50 см статистически недостоверны, поэтому в пределах всего исследуемого участка горизонт 25–50 см следует признать как однородный по критерию твердости почвы.

Коэффициент вариации демонстрирует три локальных максимума: горизонт 0–5 см (48,52 %); 10–15 см (44,55 %) и 35–45 см (34,29–34,90 %).

Высокий коэффициент вариации на глубине 0–5 см связан с нулевой асимметрией и высоким отрицательным эксцессом, что свидетельствует о симметричном двувёршинном распределении. Такой тип распределения не является нормальным, что подтверждается тестом Колмогорова-Смирнова. Изменчивость твердости имеет пространственную компоненту, о чем свидетельствует достоверный индекс Морана (табл. 44).

По SDL-показателю уровень пространственной зависимости твердости почвы на глубине 0–5 см следует признать как умеренный (32,25 %).

Таблица 44. Геостатистические параметры твердости дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах

| Горизонт, см | C_0 (нагет) | C_1 (частичный порог) | C_0+C_1 (порог) | SDL****, % | Радиус влияния, м | I-Морана | p-уровень |
|--------------|---------------|-------------------------|-------------------|------------|-------------------|----------|-----------|
| 0–5 | 0,02 | 0,05 | 0,07 | 32,25 | 2,70 | 0,11 | 0,02 |
| 5–10 | 0,05 | 0,20 | 0,25 | 21,56 | 3,42 | 0,27 | 0,00 |
| 10–15 | 0,62 | 1,30 | 1,92 | 32,13 | 2,48 | 0,13 | 0,00 |
| 15–20 | 2,10 | 0,61 | 2,71 | 77,55 | 5,48 | 0,04 | 0,15 |
| 20–25 | 1,90 | 0,68 | 2,58 | 73,75 | 4,40 | 0,01 | 0,35 |
| 25–30 | 2,86 | 0,52 | 3,39 | 84,55 | 4,40 | 0,04 | 0,17 |
| 30–35 | 3,03 | 0,80 | 3,83 | 79,08 | 4,10 | 0,00 | 0,43 |
| 35–40 | 3,10 | 1,05 | 4,15 | 74,70 | 4,80 | 0,03 | 0,21 |
| 40–45 | 1,00 | 2,98 | 3,98 | 25,21 | 5,05 | 0,13 | 0,05 |
| 45–50 | 1,11 | 2,90 | 4,01 | 27,59 | 6,83 | 0,16 | 0,00 |

ренный (32,25 %). Радиус влияния равен 2,7 м. Статистические и геостатические характеристики описывают мозаичную структуру твердости почвы в верхнем горизонте, которая представлена локусами размером около 2,7 м, сильно отличающимися друг от друга по твердости.

Высокий уровень асимметричности характерен для распределения показателей твердости почвы на глубине 5–10 и 10–15 см, которые статистически достоверно отличаются от нормального закона. Необходимо отметить, что эти распределения могут быть описаны гамма-законом (статистика Колмогорова-Смирнова: $d = 0,11$; $p < 0,05$ для горизонта 5–10 см и $d = 0,07$; $p = n.s.$ для горизонта 10–15 см). По SDL-показателю уровень пространственной зависимости

твердости почвы на глубине 5–10 см следует признать как высокий (21,56 %), а на глубине 10–15 см – как умеренный (32,13 %). Радиус влияния равен 3,42 м для глубины 5–10 см и 2,48 – для 10–15 см. Тест Морана подтверждает пространственную зависимость изменчивости твердости почвы на глубине 5–10 и 10–15 см (0,27 и 0,13 соответственно, достоверны на уровне значимости $< 0,001$).

Распределение твердости на глубинах 15–30 см описывается нормальным распределением, о чем свидетельствуют тесты Колмогорова-Смирнова. Отметим также относительно низкий уровень варьирования этого признака – коэффициент вариации находится в пределах 30,97–33,94 %. По SDL-показателю уровень пространственной зависимости твердости почвы на глубинах 15–30 см следует признать как низкий (73,75–84,55 %). Тест Морана не достоверен. Радиус влияния составляет 4,40–5,48 м.

Горизонтальные проекции изменчивости твердости почвы могут быть дополнены другим способом представления 3-мерных данных (рис. 83). 3-мерная карта твердости дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах позволяет установить сложный регу-

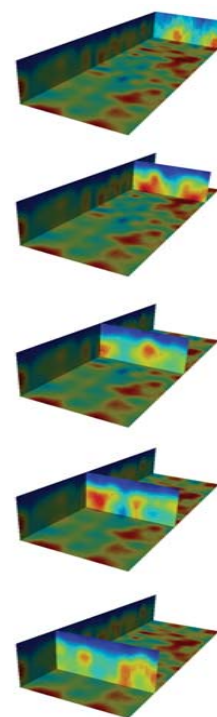


Рис. 83. 3-мерная карта твердости дерново-литогенной почвы на серо-зеленых глинах

лярный характер пространственной организации почвенного тела. В целом по профилю наблюдается вертикальная анизотропия – увеличение твердости почвы с увеличением глубины, что является естественной тенденцией вследствие нарастающего давления вышележащей почвенной массы с увеличением глубины почвенного слоя. Однако в разных участках почвы характер изменчивости твердости почвы с увеличением глубины не одинаков, что создает предпосылки для горизонтальной анизотропии. Кроме того, в некоторых случаях наблюдается снижение твердости почвы на большей глубине, так как в почвенной толще образуются макроглыбы с повышенной твердостью, которые погружены в почвенную массу с относительно меньшей твердостью.

По всей вероятности, такие образования влияют на динамические свойства почвы – перенос тепла, влаги, миграцию питательных веществ, солей, аэрацию почвы. Различная твердость почвы формирует разнообразные условия для жизни растений и почвенных животных. Безусловно, мозаичность твердости почвенного покрова отображает мозаичность комплекса экологических свойств почвы.

Необходимо отметить, что сложный характер структуры почвы с позиций трехмерной организации твердости не ограничивается изученным 50-сантиметровым слоем. Вполне возможно, что макроглыбы, которые на графике представлены с расширяющимися основаниями, в действительности также могут быть самостоятельными образованиями в толще менее твердой почвы.

Очевидно, что макрообразования в почве с отчетливо различающейся твердостью характеризуются различиями в механической динамике при усадке–расширении. Эти процессы во многом зависят от тепловых свойств почвы и миграции влаги, которые, как отмечено, будут различны в неоднородной среде. Наличие динамичных макроглыб приводит к неустойчивой структуре почвенного покрова, что может проявлять себя в изменчивости нано- и микрорельефа, образовании трещин в почвенной толще.

Каждая точка на поверхности почвы может быть охарактеризована вектором данных, описывающим твердость почвы на различных глубинах ниже этой точки. На основании этих векторов может быть проведен кластерный анализ (Задорожна, 2012) – рис 84. При проведении анализа был использован метод Варда и коэффициент корреляции Пирсона, который в качестве меры связи очень чувствителен к форме изменчивости признака, а не его абсолютным значениям. Та-

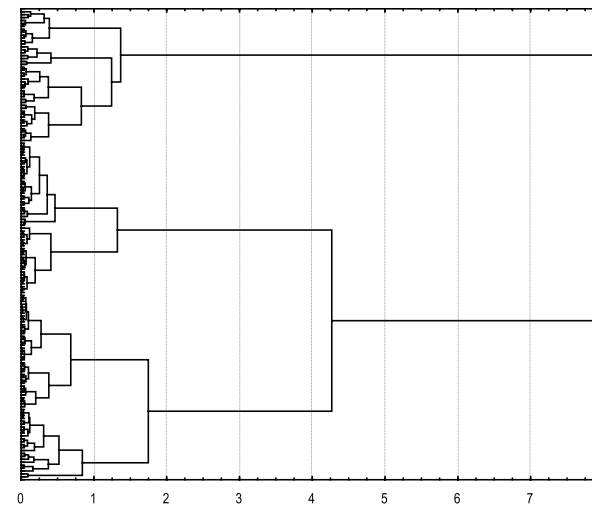


Рис. 84. Иерархическая дендрограмма образцов по данным твердости дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах

ким образом, результаты кластерного анализа позволили выделить три основных группы (кластера) почвенных профилей с однотипным изменением твердости.

Усредненные профили, характерные для каждого кластера, представлены на рис. 85. Для кластеров А и В характерно наличие ло-

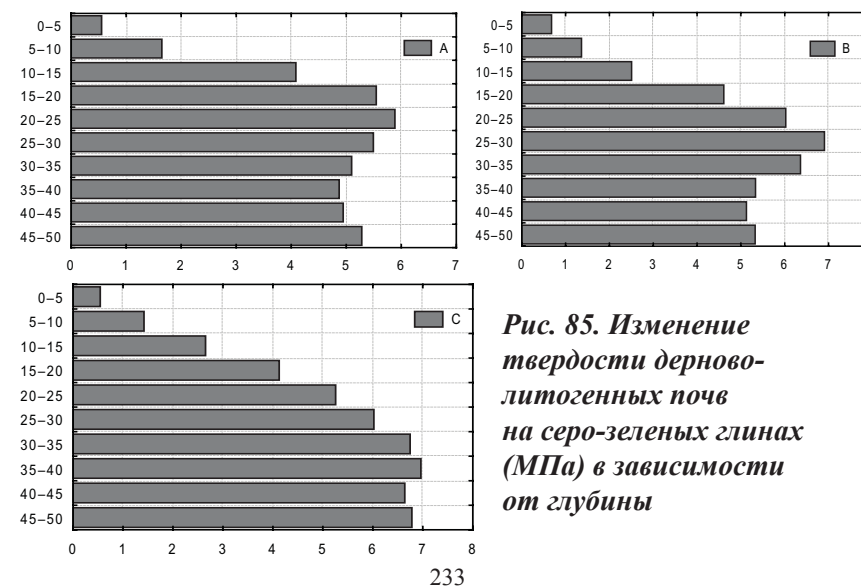


Рис. 85. Изменение твердости дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах (МПа) в зависимости от глубины

кальных максимумов твердости почвы в средних горизонтах. Для кластера А локальный максимум наблюдается в горизонтах 15–30 см, а для кластера В – в горизонтах 25–30 см. Для кластера С максимум достигается на глубине 30–35 см и при дальнейшем увеличении глубины практически не изменяется.

Дискриминантный анализ позволил установить, что показатели твердости четко дифференцируют выделенные кластеры. Взаимное отношение между кластерами было установлено с помощью дистанции Махаланобиса между центроидами кластеров, которая вычислена в результате дискриминантного анализа (табл. 45). Полученные данные свидетельствуют о том, что кластеры В и С по свойствам твердости наиболее близки между собой, тогда как кластер А значительно отличается от кластера С и в меньшей мере – от кластера В. Таким образом, наиболее отличны по свойствам твердости кластеры А и С, а кластер В является переходным между ними. Кластеры как относительно однородные по свойствам образования можно идентифицировать как педоны.

Таблица 45. Расстояние Махаланобиса между центроидами кластеров (верхняя полуматрица) и р-уровни значимости различий (нижняя полуматрица)

| Кластер | А | В | С |
|---------|------|-------|-------|
| А | | 13,81 | 32,33 |
| В | 0,00 | | 9,55 |
| С | 0,00 | 0,00 | |

Педоны в пространстве характеризуются ареалами с характерной формой и размерами (рис. 86).

Для аналитического описания ареалов педонов нами были использованы ландшафтные показатели (табл. 46).

Наибольшую площадь занимают педоны типа А (40,07 %), педоны В и С – примерно равные участки (29,31 и 30,62 % соответственно). Педонов типа А насчитывается на изучаемом участке 15 шт., типа В – 7 и типа С – 14. Средняя площадь педона С – наименьшая (9 м²), а педона В – наибольшая (17 м²). Радиус вращения указывает на большую протяженность педонов типа В в сравнении с прочими. В наибольшей степени отлична от формы круга форма педонов типа В.

Согласно индексу проксимальности наибольшее число одноп-

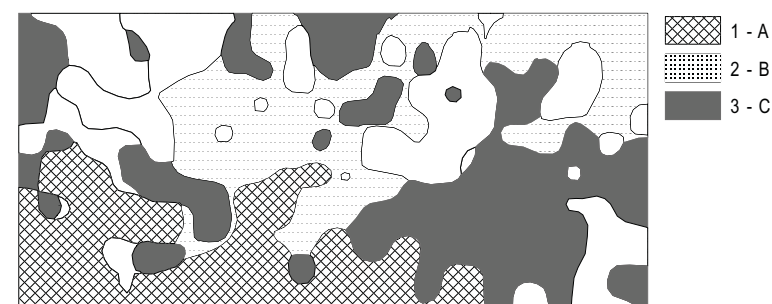


Рис. 86. Кластеры твердости дерново-литогенных почв на серо-зелёных глинах

ных соседей окружает педоны типа В (несколько меньше – для педона А), а наименьшее – у педонов типа С.

Распределение значений индекса проксимальности приведено на рис. 87. Для педонов типа С характерно удаление от педонов того же типа. Для педонов типов А и В наблюдается тенденция к скоплению однотипных педонов, а некоторые из них формируют группировки педонов, вследствие чего распределение индекса

Таблица 46. Ландшафтные показатели кластеров дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах

| Показатель | Кластер (группа педонов) | | | | | |
|---|--------------------------|--------|---------|--------|---------|--------|
| | А | | В | | С | |
| | среднее | CV, % | среднее | CV, % | среднее | CV, % |
| Площадь, % | 40,07 | | 29,31 | | 30,62 | |
| Число педонов | 15,00 | | 7,00 | | 14,00 | |
| Средняя площадь педона, м ² | 11,00 | 195,36 | 17,00 | 188,47 | 9,00 | 201,54 |
| Радиус вращения (GYRATE) | 1,13 | 123,41 | 1,61 | 131,52 | 1,02 | 84,66 |
| Индекс формы (SHAPE) | 1,40 | 33,47 | 1,98 | 58,36 | 1,38 | 25,90 |
| Индекс проксимальности | 88,99 | 157,55 | 99,06 | 125,73 | 19,91 | 59,57 |
| Контрастно-взвешанная плотность границ (CWED) | 0,32 | | 0,32 | | 0,42 | |
| Индекс связности (CONNECT) | 61,54 | | 61,91 | | 67,62 | |

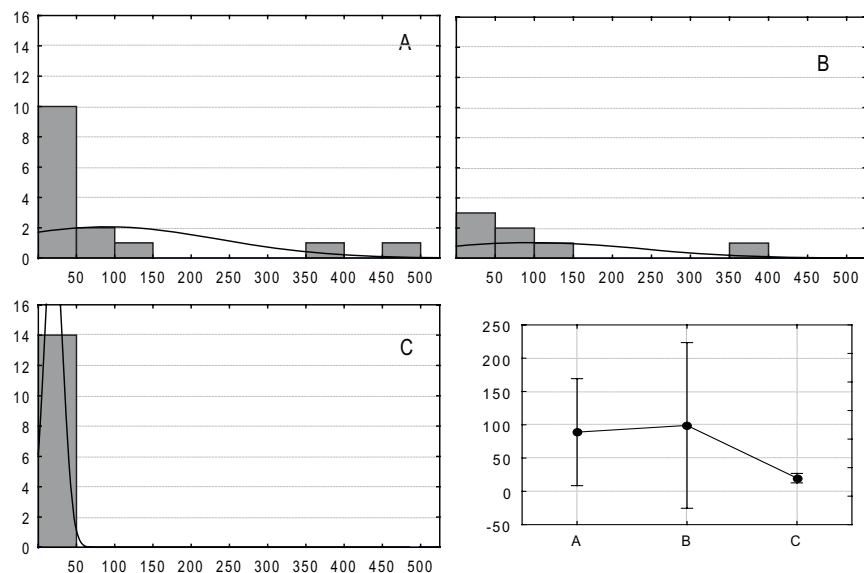


Рис. 87. Распределение индекса проксимальности кластеров дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах (в логарифмическом масштабе)

проксимальности характеризуется значительной асимметрией.

По индексу связности значительных различий между педонами не наблюдается.

Три группы педоны занимают ареалы, форма которых и взаимное расположение которое не являются случайными. Педоны типа С представляют собой устойчивую конфигурацию распределения твердости почвы с тенденцией увеличения твердости с глубиной. Педоны этого типа занимают ареалы округло-амебовидной формы, которые дистанцированы друг от друга. Педоны типа В по своим характеристикам являются переходной формой от А к С. Педоны типа В представлены небольшим количеством ареалов, форма которых удлинена, и больших по площади. Педоны типа А по индексу формы соответствуют ареалам типа С, однако занимают гораздо большую площадь (Задорожная, 2012).

Как считает Г.А. Задорожная (2012), полученные многочисленные геостатистические оценки неоднородности позволяют выявить некоторые закономерности ее проявления в исследованных объектах. Существование неоднородности в пределах малых ареалов является доказательством сложных связей между свойствами грунтов и усло-

виями среды (Михеева, 2005), разнонаправленных действий факторов почвообразования и особенно сложных и противоречивых связей растительности, почвы и климата (Карпачевский, 2001). Считается, что основным естественным фактором дифференциации грунтового покрова есть рельеф и связанное с ним перераспределение влаги и разнообразных соединений в пределах поля из повышенных элементов рельефа в сниженные, или под действием силы тяготения. Рельеф активно корректирует почвообразовательный процесс, усиливая его пространственную неоднородность. В зависимости от разных условий рельефа (точнее мезорельефа), и в соответствии с этим разного увлажнения отдельных участков, развиваются зависимые от последнего процессы уплотнения и разуплотнения, из-за чего изменяется воздушный и микробиологический режимы и в целом формируется неоднородность (Задорожная, 2012).

Таким образом, твердость является показателем, который позволяет установить границы неоднородности почвы и отделить почвенный индивидуум (педон), отличный от окружающих тел по ритмичности пространственного варьирования данного показателя.

Результаты кластерного анализа позволили выделить три кластера педонов: А, В, С. В пространстве каждый кластер представлен некоторым количеством четко отделенных образований, однородных с свойствами твердости. Эти образования можно идентифицировать как педоны. Педоны кластера С занимают ареалы округло-амебовидной формы, которые дистанцированы друг от друга и представляют собой стойкую конфигурацию распределения твердости почвы с тенденцией увеличения твердости с глубиной. Форма педонов кластера А отвечает форме педонов типа С, однако, в отличие от последних, занимают намного большую площадь. По своим характеристикам педоны типа В являются переходной формой от А до С (Задорожная, 2012).

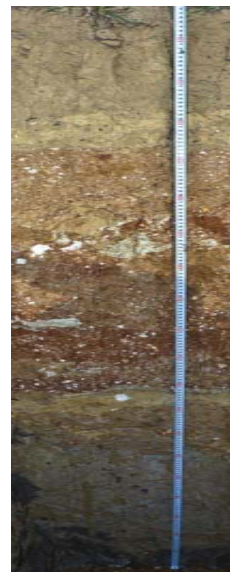
6.3. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ТВЕРДОСТИ ДЕРНОВО-ЛИТОГЕННЫХ ПОЧВ НА КРАСНО-БУРЫХ ГЛИНАХ

Почвенный покров представляет собой непрерывное образование с развитой вертикальной и вдольповерхностной неоднородностью. Неоднородность почвенных свойств была обнаружена в период возникновения почвоведения как науки, но достаточно про-

должительное время считалась результатом погрешности измерения при исследованиях (Самсонова, 2008). Ф.И. Козловский (2003) одним из первых объяснил неоднородность почвы статистически, а не случайным характером варьирования характеристик почвы. Пространственная неоднородность почвенных свойств рассматривается как закономерное изменение свойств почвенного покрова в горизонтальном направлении в пределах масштабов элементарного почвенного ареала или полипедона. Такое понимание неоднородности следует отделить от традиционного взгляда на неоднородность как следствие формирования зональных типов почв под действием различных климатических, литологических и других факторов, а также от неоднородности, которая присуща почве на уровне вертикального профиля (Шеин, Милановский, 2001; Задорожная, 2012).

Попытки изучить закономерности горизонтальной неоднородности почв и их свойств ранее предпринимались неоднократно (Самсонова, 2008). В географии почв развито учение о горизонтальном почвенном профиле (Горячкин, 2006). Исследования, связанные с изучением вертикальной неоднородности, в классическом почвоведении методически очень сложны, потому что предполагают устройство длинных (не менее 30 м) траншей, что достаточно трудоемко (Медведев, 2007; Фридланд, 1972; Задорожная, 2012). Одним из современных методов определения неоднородности почвенных свойств считается измерение твердости почвы пенетрометром, с помощью которого можно быстро измерить твердость почвы на сравнительно большой территории (Задорожная, 2011). Современные компьютерные технологии позволяют представить данные в 3D формате, что дает возможность исследовать структурные почвенные изменения в пределах пространственных и временных масштабов в любом направлении (Castrignano, 2004).

Твердость – мера механической проницаемости почв (Медведев, 2007). Это свойство формируется под воздействием факторов почвообразования. На рекультивационных землях, которые созданы в результате трансформации природных ландшафтов при добыче полезных ископаемых открытым способом, процессы почвообразования характеризуются значительной пространственной неоднородностью (Шемавнев и др., 2005).



Морфологическое описание дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах. Зональный тип почвы – чернозем южный. Гранулометрический состав и увлажнение: глина тяжелая, среднепылевато-илистая; суховатый режим увлажнения. Тип растительности: бобово-злаковая смесь и разнотравье.

Pht 0–8 см: красно-бурый суглинок, равномерный по всему профилю по цвету и составу, довольно рыхлый с примесями зерен белоглазки. Встречаются механические примеси мелких камешков. Густо пронизанный тоненькими корешками трав. Трещиноватость на подсохших стенках. Интенсивное вскипание. Переход к следующему горизонту малозаметный по увеличению плотности.

Pht 8–28 см: красно-бурый суглинок. Более плотный, чем предыдущий горизонт. Слабо выраженная пылевато-зернистая структура. Белоглазка по всему профилю. Выраженная трещиноватость, корней меньше, чем в предыдущем горизонте, много отмерших. Вскипание интенсивное. Переход к следующему горизонту по изменению цвета.

Pt₁ 28–43 см: красно-бурый суглинок, значительно светлей по сравнению с предыдущим горизонтом, со значительным включением светло-серой бесструктурной глины и белоглазки, рассыпчатый, трещиноватый, отдельные агрегаты имеют слабо выраженную комковато-крупнозернистую структуру.

Pt₂ 43–96 см: красно-бурый бесструктурный суглинок, светлей, чем в предыдущем горизонте, с выраженной трещиноватостью. Пестрота незначительная из-за механических примесей светло-серой глины; корней очень мало, большей частью отмершие. Значительная плотность и липкость. Интенсивное вскипание. Переход к следующему горизонту четкий по изменению цвета.

Pt₃ 96–155 см: плотная красно-бурая глина, бесструктурная, однородная по цвету с белоглазкой на стенках, жирная на ощупь, значительно светлее, чем в предыдущем горизонте. Одиночные вертикально ориентированные корни трав до глубины 140 см. Интенсивное вскипание. Переход к следующему горизонту четкий по изменению цвета.

Pt₄ 155–205 см: красно-бурая глина, бесструктурная, жирная, скользкая на ощупь с тяжелым гранулометрическим составом. Выраженная белоглазка, значительные примеси темно-серой плотной глины. Механические примеси гумусированного грунта диаметром 3–4 см. Интенсивное вскипание.

Диагноз: дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах карбонатные слабо развитые слабогумусированные глинистые.

Показатели твердости позволяют установить границы неоднородности почвы и выделить почвенный индивидуум на фоне ритмичности пространственного варьирования этого признака.

В.В. Медведев (2008) отмечает, что оценка физической спелости почв и других технологических характеристик по твердости может быть осуществлена только с учетом влажности почв. Хорошо известно, что физическая спелость означает такое соотношение между твердой и жидкой фазами почвы, при котором почва легче всего поддается крошению, и этот процесс сопровождается наибольшим выходом агрономически ценных комков. В зависимости от содержания тонко дисперсной фракции грансостава, гумусированности и состава обменных катионов каждая почва характеризуется определенным уровнем влажности оптимального крошения. При рыхлении почвы в состоянии физической спелости наблюдаются преимущественно щадящие расклинивающие деформации, фактически не происходит избыточного сдавливания, резания, скручивания почвы и вообще грубого воздействия деформаторов на почву. Вследствие этого не образуются глыбы и пыль. Обычно физическая спелость наступает, когда влажность почвы находится в диапазоне от 0,6 до 0,9 наименьшей влагоемкости, либо когда консистенция почвы близка к нижнему пределу пластичности, либо, наконец, когда сопротивление сдвигу достигает минимальных значений. Зависимость твердости от влажности имеет преимущественно линейный характер, а показатели, определяющие крошение (сдвиг, сцепление и внутреннее трение) подчиняются гиперболической форме связи с минимальным проявлением указанных свойств в точке, соответствующей нижнему пределу Аттерберга. Следовательно, найти простую модель, связывающую твердость с физической спелостью, принципиально возможно, но затруднительно вследствие нелинейности и сложности модели (Медведев, 2008).

Таким образом, твердость – важный показатель, который хорошо

отражает физико-механические свойства почвы, существенно определяющие её характер как среды обитания для живых организмов.

Работы проведены на научно-исследовательском стационаре Днепропетровского государственного аграрного университета в г. Орджоникидзе. Отбор проб произведен на варианте техноземов, сформированных на красно-бурых глинах: географические координаты юго-западного угла полигона – 47°38'55.24"С.Ш., 34°08'33.30"В.Д. (Жуков и др., 2012; Задорожная, 2012).

Полигон представлен 8 трансектами, каждая из которых состоит из 20 точек отбора проб. Трансекты расположены в направлении с запада на восток с интервалом 1,5 м между соседними трансектами. Точки отбора проб – с таким же интервалом. Экспериментальный полигон представляет собой регулярную сетку с шириной ячейки 1,5 м. Длина большей стороны полигона равна 28,5 м, меньшей – 10,5 м (Задорожная, 2012).

Твердость почв измеряли в полевых условиях с помощью ручного пенетromетра Eijkelkamp на глубину до 50 см с интервалом 5 см. Средняя погрешность результатов измерений прибора составляет ±8 %. Измерения производили конусом с размером поперечного сечения 1 см², в пределах каждой ячейки в однократной повторности (22 июня 2011 года).

Статистические расчеты проведены с помощью программы Statistica 7.0, двухмерное картографирование и оценка геостатистических показателей выполнены с помощью программы Surfer 8.0, оценка I-статистики Морана произведена с помощью программы GeoDa 0.9.5-i (<http://geodacenter.asu.edu/>).

Для проведения 3-D геостатистического анализа использовалась программа S-GeMS (<http://sgems.sourceforge.net/>).

3-D вариограмма представлена сферической моделью с наибольшим диапазоном 7,2 м (направлен горизонтально), средним – 2,4 м (горизонтально перпендикулярно главному направлению) и минимальным – 0,4 м (перпендикулярно к первым двум).

Для определения природы количественных изменений пространственной изменчивости твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах (рис. 88, 89) мы применяли описательную статистику. В табл. 47 представлены показатели твердости почвы на разных глубинах исследованного участка. Среднее значение твердости закономерно повышается с глубиной от 1,32 МПа в верхнем 5-сантиметровом слое до 7,40 МПа на глубине 45–50 см. Послойные

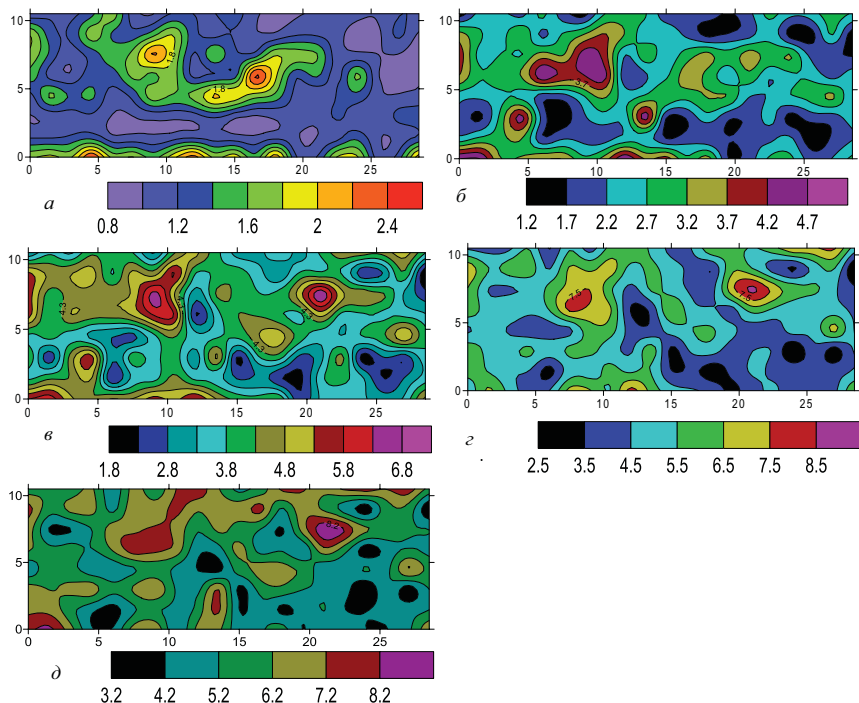


Рис. 88. Пространственная изменчивость твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых, МПа: а – 0–5 см; б – 5–10 см; в – 10–15 см; г – 15–20 см; д – 20–25 см

отличия показателей твердости в горизонтах статистически достоверно отличаются от подобных показателей горизонтов по t-критерию Стьюдента.

Для верхних почвенных горизонтов характерна высокая вариабельность твердости. Самый высокий коэффициент вариации твердости почвы наблюдается на глубине 5–10 см (41,22 %). Сравнительно высокие коэффициенты вариации твердости в слоях 0–5 см (34,09 %); 10–15 см (34,51 %); 15–20 см (33,01 %). В почвенной толще 20–50 см послойный коэффициент вариации находится в пределах 28,68–30,65 %.

Коэффициент эксцесса часто используется для предварительной проверки на нормальность. Эксцесс есть степень крутости эмпирического распределения по отношению к нормальному распределению, так как нормальное распределение имеет нулевой эксцесс. Показатели асимметрии и эксцесса характеризуют непосредственно форму распределения признака в пределах изучаемой совокупности,

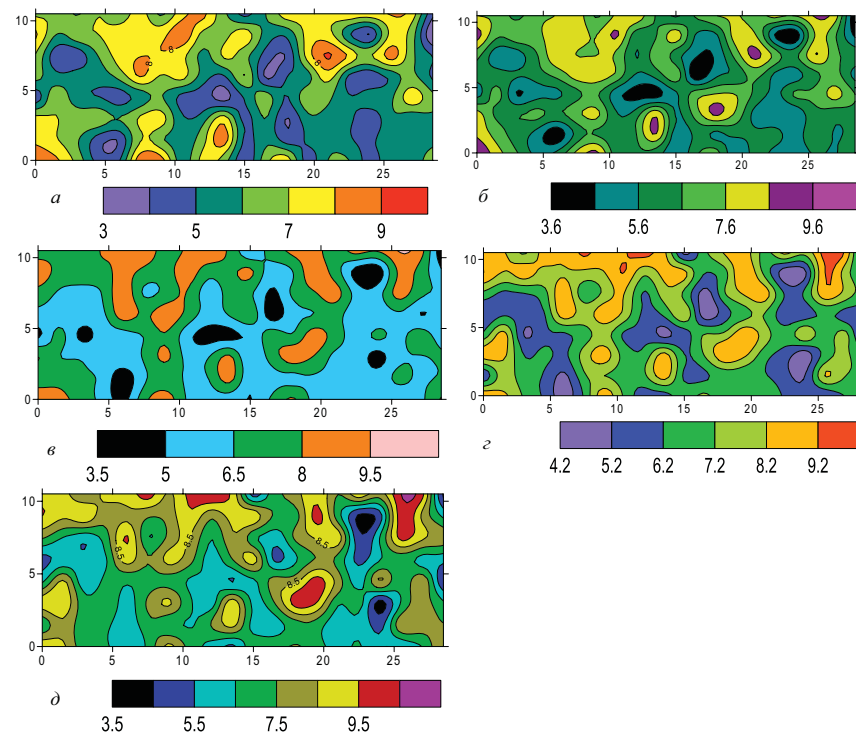


Рис. 89. Пространственная изменчивость твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых, МПа: а – 25–30 см; б – 30–35 см; в – 35–40 см; г – 40–45 см; д – 45–50 см

но их определение имеет не только описательное значение. Появление значительного отрицательного эксцесса может указывать на качественную неоднородность исследуемой совокупности. Вероятность появления асимметричности и эксцесса выборки означает усложнение пространственной структуры свойства.

Твердость почвы на глубине 0–5 см характеризуется наибольшими значениями асимметрии (1,41) и эксцесса (1,51). На глубине 5–10 см эти коэффициенты уменьшаются, но также достаточно высоки (0,73 и 0,39 соответственно). Это свидетельствует о неоднородном характере распределения показателей твердости и подтверждается тестом Колмогорова–Смирнова. В более глубоких слоях почвы показатель асимметрии менее значителен (по модулю), колеблется в пределах от –0,06 до 0,30 и чаще положителен – свидетельство того, что правый хвост распределения в большинстве случаев длиннее левого. Эксцесс же на глубине от 10 до 50 см принимает значения от –0,78

Таблица 47. *Описательные статистики твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах*

| Горизонт, см | Среднее, МПа | Медиана, МПа | Ст. отклонение | Асимметрия | Экцесс | CV, % | d^{***} |
|--------------|--------------|--------------|----------------|------------|--------|-------|---------------|
| 0–5 | 1,32 | 1,20 | 0,45 | 1,41 | 1,51 | 34,09 | 0,26 |
| 5–10 | 2,62 | 2,50 | 1,08 | 0,73 | 0,39 | 41,22 | 0,09 |
| 10–15 | 3,97 | 4,00 | 1,37 | 0,10 | -0,03 | 34,51 | 0,05** |
| 15–20 | 5,09 | 4,90 | 1,68 | 0,30 | -0,09 | 33,01 | 0,08** |
| 20–25 | 5,71 | 5,55 | 1,75 | 0,04 | -0,61 | 30,65 | 0,07** |
| 25–30 | 6,17 | 6,20 | 1,88 | -0,06 | -0,70 | 30,47 | 0,06** |
| 30–35 | 6,51 | 6,40 | 1,82 | -0,04 | -0,41 | 27,96 | 0,05** |
| 35–40 | 6,76 | 6,40 | 1,91 | 0,06 | -0,51 | 28,25 | 0,09 |
| 40–45 | 7,05 | 6,90 | 1,90 | 0,06 | -0,78 | 26,95 | 0,11 |
| 45–50 | 7,40 | 7,20 | 2,13 | 0,07 | -0,68 | 28,78 | 0,10 |

до -0,03 и всегда отрицателен. Принимая во внимание показатели статистики Колмогорова–Смирнова, можно говорить о том, что распределение показателей твердости на глубине 10–35 см достоверно не отличается от нормального, но имеет тенденцию к уплощению кривой распределения. Глубже такая тенденция достигает большей степени, что позволяет говорить о наличии статистически достоверно отклоняющегося от нормального закона асимметричного двувршинного распределения показателей твердости на глубине 35–50 см. Такое распределение отражает существование значительной территории на этой глубине с относительно невысокой твердостью, в пределах которой вкраплены локалитеты с высокой твердостью.

Для описания пространственной организации изучаемого явления установлены геостатистические параметры (табл. 48).

Наггет-эффект указывает на значимость непространственной компоненты изменчивости признака. Совместный учет частичного порога (пространственной компоненты изменчивости) и наггет-эффекта позволяет оценить уровень пространственной зависимости (показатель SDL, или пространственное отношение). Этот показатель изменяется от 0 до 100 %.

Если пространственное отношение находится в пределах 0–25 %, то речь идет о сильной пространственной зависимости; если

Таблица 48. *Геостатистические параметры твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах*

| Горизонт, см | C_0 (наггет) | C_1 (частичный порог) | C_0+C_1 (порог) | SDL ^{***} , % | Радиус влияния, м | I-Морана | P-уровень |
|--------------|----------------|-------------------------|-------------------|------------------------|-------------------|----------|-----------|
| 0–5 | 0,09 | 0,13 | 0,22 | 41,12 | 3,45 | 0,14 | 0,01 |
| 5–10 | 0,45 | 0,70 | 1,15 | 39,34 | 3,15 | 0,13 | 0,02 |
| 10–15 | 1,46 | 0,40 | 1,86 | 78,52 | 3,30 | 0,08 | 0,08 |
| 15–20 | 2,10 | 0,89 | 2,99 | 70,16 | 9,60 | 0,07 | 0,09 |
| 20–25 | 2,63 | 0,45 | 3,08 | 85,50 | 6,20 | 0,08 | 0,08 |
| 25–30 | 2,63 | 1,00 | 3,63 | 72,51 | 6,40 | 0,09 | 0,06 |
| 30–35 | 1,47 | 1,90 | 3,37 | 43,65 | 3,11 | 0,11 | 0,03 |
| 35–40 | 1,59 | 2,10 | 3,69 | 43,12 | 2,50 | 0,08 | 0,08 |
| 40–45 | 1,52 | 1,90 | 3,42 | 44,44 | 2,21 | 0,19 | 0,08 |
| 45–50 | 1,79 | 2,50 | 4,29 | 41,75 | 2,20 | 0,05 | 0,35 |

пространственное отношение находится в пределах 25–75 %, то в таком случае пространственная зависимость переменной является умеренной; когда пространственное отношение превышает 75 %, переменная рассматривается как слабо пространственно зависимая (Cambardella et al., 1994). Твердость почвы на горизонтах 0–10; 15–20 и 25–50 см является умеренно пространственно зависимой, так как показатель SDL варьирует в пределах от 43,12 до 72,51 %.

На глубинах 10–15 и 20–25 см пространственное отношение превышает уровень 75 %. Если учесть то, что находящийся между ними слой почвы (15–20 см) тоже имеет достаточно высокий показатель SDL (70,16 %), а статистическое распределение признака в этих слоях является нормальным, то можно предполагать наличие пласта почвы изученного участка на расстоянии 10–25 см ниже поверхности, где твердость почвы мало зависит от пространственного расположения и носит случайный характер распределения. С другой стороны, именно в этих слоях изученного участка наблюдаются самые высокие значения наггет-эффекта (от 1,46 до 2,63). Пространственные оценки неоднородности, хотя во многом и различны и характеризуют различные стороны этого явления, все же вполне согласуют-

ся между собой. При высокой величине вариабельности вероятность появления наггет-эффекта (неоднородность на расстояниях меньше шага опробования) возрастает. Поэтому есть все основания предполагать, что причиной невыявления использованными приемами статистики пространственной зависимости почвенных структур может быть слишком большой шаг точек отбора проб, который не позволил уловить закономерность изменения изучаемого признака.

Радиус влияния указывает на расстояние, после которого вариограмма выходит на плато. Это расстояние, в пределах которого наблюдается статистически достоверная взаимосвязь между точками пространства по изучаемому признаку. Визуально этот признак связан с размером агрегаций, которые могут быть обнаружены при изучении карт пространственной изменчивости твердости почв на различных глубинах.

Для глубин 0–5; 5–10 и 10–15 см радиус влияния составляет 3,45; 3,15 и 3,30 м. На карте наблюдаются области высокой либо низкой твердости протяженностью, соответствующей этим радиусам влияния, т.е. немногим больше 3 м.

На глубинах от 15 до 35 см радиус влияния существенно увеличивается до значения 9,60 м. Велик данный показатель и на следующих двух горизонтах, где он составляет 6,20 и 6,40 м. При описании характера изменений твердости почвы в этих слоях можно говорить о пространственном тренде в изменчивости изучаемого признака.

В нижележащих слоях статистически достоверная взаимосвязь между точками пространства по изучаемому признаку относительно невелика и колеблется в пределах 2,20–3,11 м. На соответствующих глубинах карт твердости наблюдаются мозаичные структуры с размерами однородных участков около 2–3 м.

Необходимо учесть, что в нашем исследовании статистически однородные распределения соответствуют совершенно различным пространственным структурам почвенных горизонтов. В верхних (0–5 и 5–10 см) и нижних (35–50 см) горизонтах наблюдается мозаичная структура почвенных слоев, в которой сочетаются однородные участки с высокой и низкой твердостью. На глубине от 15 до 30 см наблюдается плавная трендовая тенденция изменчивости твердости почвы.

Индекс Морана позволяет оценить степень пространственной зависимости переменной в зоне, заданной матрицей смежности. Соседи в матрице смежности для данной точки были выбраны по правилу «ферзя» – все наиболее близкие к ней точки.

В результате применения методов 3-мерной геостатистики может быть построена объемная карта участка почвенной толщи мощностью 50 см. Отображение трехмерного объекта в двумерное пространство (лист бумаги либо монитор компьютера) может быть сделано с помощью одновременного представления проекций объекта в трех плоскостях.

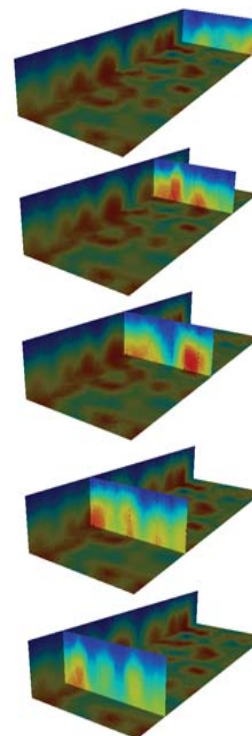


Рис. 90. 3-мерная карта твердости дерново-литогенной почвы на красно-бурых глинах

На рис. 90 показаны базальная плоскость, которая представляет собой двумерную карту изменчивости твердости почвы на глубине 50 см, и две боковых поперечных плоскости. Программа S-GeMS предоставляет возможность изменять положение плоскости среза, что даёт возможность понять трехмерную структуру объекта.

Анализ карты свидетельствует о наличии закономерного градиента увеличения твердости почвы от верхних слоев почвы к нижним. Это является естественным следствием влияния массы вышележащих почвенных слоев на нижележащие, вследствие чего происходит уплотнение почвы с нарастанием глубины. Однако в разных участках этот процесс происходит с разной интенсивностью, вследствие чего формируются участки с повышенной твердостью, которые имеют конфигурацию глыб с размером в горизонтальном направлении 2,5–4 м. Эти глыбы периодически расположены в почвенном материале меньшей твердости.

Трехмерный анализ позволяет установить, что некоторые глыбы имеют округлую форму с уменьшающимся вниз основанием. Другие представляют собой цепь из твердых образований арочной формы. Подобные структуры были описаны при исследовании пространственной организации дерново-литогенных почв на лесовидных суглинках (Жуков, Кунах, 2011). Трехмерный анализ твердости почвы в этом случае позволил установить, что многие глыбы имеют основания, расширяющиеся по направлению вниз, и образования с уменьшающимся основани-

ем («шарообразной» формы). Авторы цитируемой работы предполагают, что тела с широким основанием выполняют армирующую роль в механической организации почвенного покрова и рассматриваются как факторы оползневой и эрозионной стабильности. Речь идет о геоморфологической устойчивости почвенного покрова. Образования с уменьшающимся основанием («шарообразной» формы) в менее твердом субстрате могут приводить к нарушению стабильности почвенного покрова. Компоненты почвы с различной твердостью обладают различными физико-механическими свойствами. Они по-разному изменяются при набухании, усадке либо расширении. Поэтому динамичность твердого образования, которое не имеет устойчивого основания в менее твердой почвенной массе, может приводить к подвижности почвенного покрова в целом и изменению геометрии почвенной поверхности.

Известно, что среди факторов дифференциации почвенного покрова ведущее значение имеет рельеф как перераспределитель влаги, растворимых веществ и тепла (Фридланд, 1972). Последние часто определяют размещение растительности и животного мира, которые в свою очередь тоже являются факторами структурообразования почвенного покрова. Возможно, обнаруженные структурные образования в толще материнских пород, что выносятся на поверхность в технологическом процессе горнодобывающей промышленности, есть причиной перемещения почвенных масс и первопричиной образования рельефа на ранних этапах эволюции почв.

М. Кремер (1970), исследуя развитие неоднородностей почвенного покрова, пришел к заключению о существовании неоднородностей, возникающих без отчетливого дифференцирующего влияния внешней среды, а за счет накопления различий в строении почв, обусловленных внутрпочвенными процессами. Такие процессы формирования почвенных неоднородностей могут быть включены в группу автометаморфоза почвы, наиболее отчетливо представляя в ней процессы самоорганизующихся систем. Самоорганизацией называют процесс упорядочения элементов одного уровня в системе за счёт внутренней динамики (изменение внешних условий может быть стимулирующим воздействием). Результатом есть появление единицы следующего качественного уровня, которыми в нашем случае выступает потускулярно-аридускулярная мозаичная структура покрова дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах. Причинами самоорганизации почвенных структур называются динамические

изменения, имеющие циклический характер (сезонный, многолетний и т.д.) и представляющие собой основу эволюции почв, а вместе с тем и почвенного покрова в целом. При этом наблюдаемая исследователем структура представляет собой стадию общего процесса развития почвенного покрова, которая несет в себе возможности развития различных потенциальных почвенных структур. Реализация этих возможностей определяется как внутренними факторами развития почвенной структуры и степенью ее устойчивости, так и воздействием внешних факторов. Причиной деформационного поведения почв, на наш взгляд, может быть рассасывание внутренних напряжений, возникающих в результате действия таких факторов формирования почвенной неоднородности, как действие грунтовых вод, мерзлотных явлений, неоднородности снежного покрова, пестроты растительного покрова и антропогенная деятельность.

Таким образом, среднее значение твердости почвы исследованного участка закономерно повышается с глубиной от 1,32 МПа в верхнем 5-сантиметровом слое до 7,40 МПа на глубине 45–50 см. Послойные отличия показателей твердости каждые 5 см вглубь статистически достоверно отличаются по t-критерию Стьюдента. В верхних (0–5 и 5–10 см) и нижних (35–50 см) горизонтах изученного объема наблюдается мозаичная структура почвенных слоев, в которой сочетаются однородные участки с высокой и низкой твердостью. На глубине от 15 до 30 см наблюдается плавная трендовая тенденция изменчивости твердости почвы. Характер пространственной организации изученного участка выражается в потускулярно-аридускулярной мозаичной структуре с конфигурацией твердых глыб в горизонтальном направлении размером 2,5–4 м. Некоторые глыбы имеют округлую форму с уменьшающимся вниз основанием, другие представляют собой цепь из твердых образований арочной формы.

Морфологическое строение почвы – это результат превращения исходной горной породы в новое физическое естественно-историческое природное тело – почву, с присущими ей объемом и границами. При определении границ почвы как тела природы наиболее надежным является путь определения почвенного тела как индивидуума, а границы – как поверхности раздела между почвенными индивидуумами. Почвоведы, использовавшие идею о неоднородности и вариативности свойств почвенного тела, неоднократно возвращались к теоретическому анализу концепции почвенного индивидуума, уточняя и обосновывая ее новыми аргументами. Вводились искусствен-

но ограничивающие параметры определенной площади, смешивая воедино представление о почвенном индивидууме как о реальном природном теле, как о единице почвенной классификации и как географической единице почвенного покрова. Ф.И. Козловский (1970) считает, что почвенный индивидуум определяется как подсистема в биогеоценозе, в которой наблюдается взаимное влияние почвенных масс, ведущее к дифференциации процессов превращения и перемещения веществ и возникновению горизонтальной неоднородности свойств (Задорожна, 2011). Горизонтальная неоднородность почвенных свойств рассматривается как закономерное изменение свойств почвенного покрова и четко прослеживается в процессе изучения рекультивационных земель, которые созданы в результате трансформации природных ландшафтов при добыче полезных ископаемых открытым способом (Кремер, 1970).

Ф.И. Козловский (1970; 2003) считает, что почвенный индивидуум, определенный путем анализа пространственной изменчивости свойств почвы, соответствует понятию педон. Для определения горизонтальных (боковых) границ или размеров педона предлагается применять сложный статистический анализ с использованием теории случайных функций, что предполагает большой объем полевых (закладка достаточно представительных длинных траншей со взятием множества образцов через короткие интервалы), аналитических и вычислительных работ, практически неосуществимых в обычных почвенных исследованиях.

Достаточно удобным инструментом для изучения неоднородности строения почвенной массы есть измерение твердости почвы пентрометром, с помощью которого можно быстро получить данные о твердости почвы на сравнительно большой территории (Cambardella et al., 1994). Твердость почвы – это мера ее механической проницаемости. Показатели твердости позволяют установить границы неоднородности почвы и выделить почвенный индивидуум на фоне ритмичности пространственного варьирования этого признака (Задорожная, 2012).

Важной задачей является изучение пространственной организации дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах участка рекультивации по данным об изменчивости их твердости. В задачи исследования входило:

- ♦ собрать и классифицировать данные твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах;

- ♦ определить количественные характеристики педонной организации исследованного почвенного покрова;

- ♦ найти способ установления меры потенциального взаимодействия и взаимного влияния элементов почвенной структурной неоднородности.

В процессе исследования был использован кластерный анализ – многомерная статистическая процедура, собирающая данные, которые содержат информацию о выборке объектов, и упорядочивающая объекты в сравнительно однородные группы (кластеры). Главная цель кластерного анализа – нахождение групп схожих объектов в выборке. В нашем случае кластерный анализ может быть проведен на основании векторов данных, которые описывают твердость почвы в точках на поверхности и ниже на разных глубинах (рис. 91).

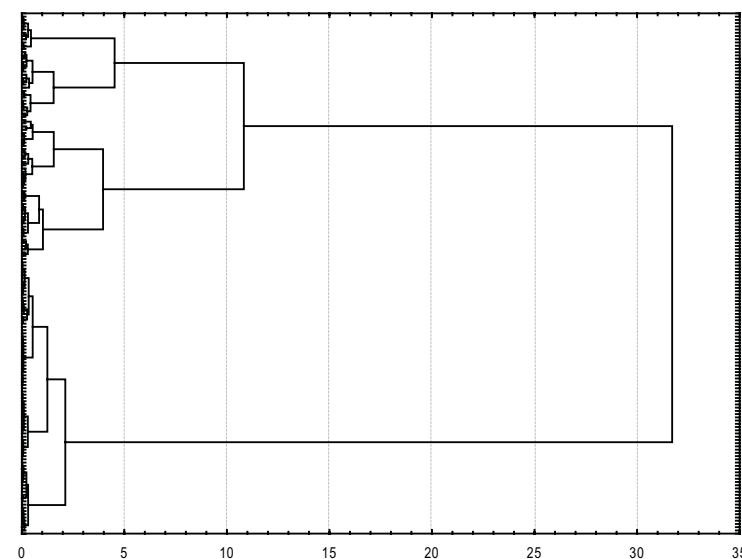


Рис. 91. Иерархическая дендрограмма образцов по данным твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах

При проведении кластерного анализа был использован метод Варда и коэффициент корреляции Пирсона. Коэффициент корреляции Пирсона, как мера связи, очень чувствителен к форме изменчивости признака, а не к его абсолютному значению, поэтому подходит для сравнения объектов временной или пространственной динамики. Результаты кластерного анализа позволили установить группы

почвенных профилей с однотипной сменой твердости. Выделено три основных группы (кластера) почвенных профилей – А, В, С.

Усредненные профили, характерные для каждого кластера, представлены на рис. 92. Как видим, для кластера А характерно увеличение твердости почвы с глубиной, причем до глубины 25 см от уровня почвы нарастание исследуемого показателя идет стремительно, далее – с меньшей интенсивностью (рис. 92,А).

Профиль кластера В характеризуется наличием локального максимума твердости почвы в горизонте 25–35 см. При последующем углублении почва становится менее твердой (рис. 92,В). Для кластера С характерно увеличение показателя твердости почвы вниз по профилю, но это увеличение идет более плавно, чем в профиле кластера А (рис. 92,С).

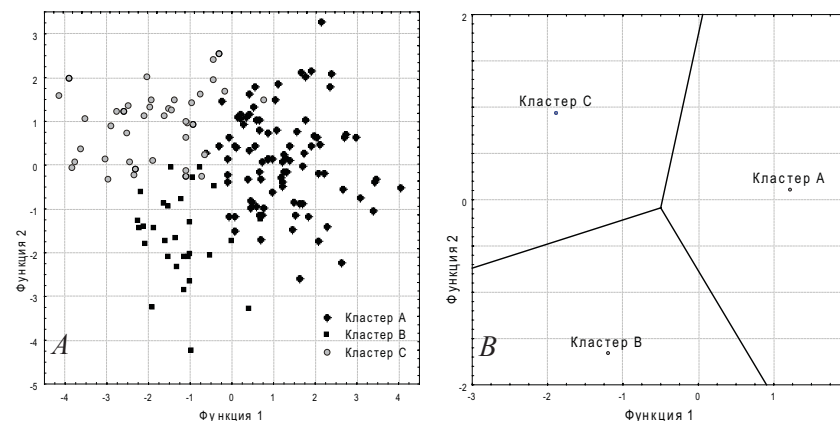
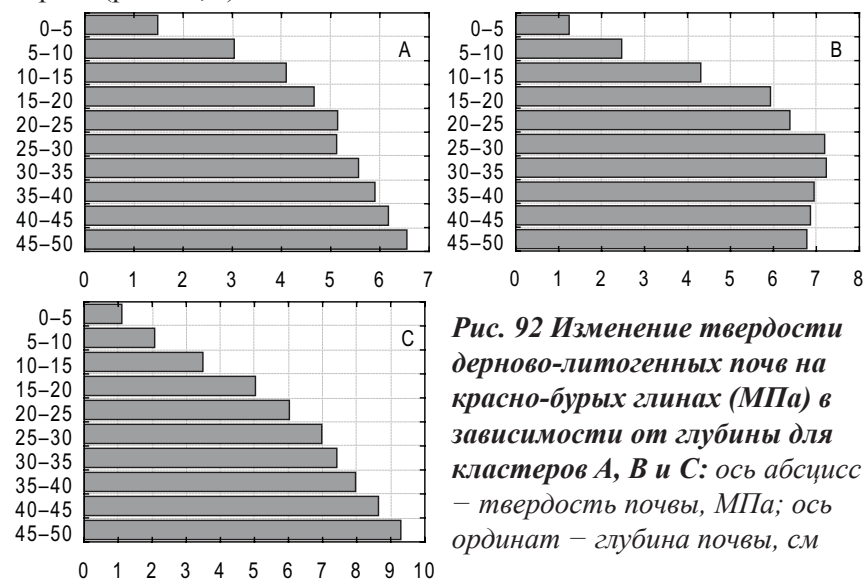


Рис. 93. Расположение кластеров в пространстве первых двух дискриминантных функций: А – экспериментальные точки в пространстве; В – центры кластеров

кластеры. Взглянув на средние функций для всех совокупностей, мы можем определить характер дискриминации для каждой дискриминантной функции, а построив значения, которые принимают обе дискриминантные функции, можно увидеть, как две функции дискриминируют между кластерами (табл. 49). Наибольшее расстояние Махаланобиса – между центроидами кластеров А и С, наименьшее – между В и С. Обнаруженные закономерности подтверждают ре-

Таблица 49. Коэффициенты корреляции значений твердости почвы на различных глубинах и дискриминантных функций

| Горизонт, см | Функция 1 | Функция 2 |
|--------------|-----------|-----------|
| 0–5 | 0,16 | –0,15 |
| 5–10 | 0,18 | –0,12 |
| 10–15 | 0,03 | –0,21 |
| 15–20 | –0,24 | –0,34 |
| 20–25 | –0,25 | –0,11 |
| 25–30 | –0,44 | –0,17 |
| 30–35 | –0,45 | –0,05 |
| 35–40 | –0,41 | 0,18 |
| 40–45 | –0,52 | 0,33 |
| 45–50 | –0,47 | 0,50 |

Для поиска механизма, определяющего упорядоченность системы, нужно представить эту систему в пространстве переменных, взаимоотношения которых определяют данный процесс. Дискриминантный анализ используется для принятия решения о том, какие переменные различают (дискриминируют) две или более возникающие совокупности (группы), а также для классификации наблюдений в различные группы (рис. 93).

Дискриминантный анализ полученных данных позволил установить, что показатели твердости четко дифференцируют выделенные

зультаты анализа факторной структуры дискриминантных функций и свидетельствуют о том, что кластеры В и С наиболее близки по своим свойствам твердости, а кластер А значительно отличается от кластера С и в меньшей степени от кластера В, который является переходной формой между А и С.

Функция 1 обладает наибольшей в пределах данной структуры данных дискриминирующей способностью и в основном дискриминирует между кластером А и объединением кластеров В и С. Наибольшую информационную значимость функция 1 приобретает при анализе значений твердости почвы от 25 до 50 см ниже поверхности почвы. По вертикальной оси (функция 2) заметно смещение точек кластера В вниз относительно центральной линии и точек кластера С. Анализируя ряд значений дискриминирующей функции 2, видим, что кластеры В и С наиболее различны в формировании твердости слоев 15–20 и 40–50 см от поверхности почвы. То есть наиболее отчетливо заметны различия между обнаруженными структурными образованиями в нижних исследованных слоях.

Дистанция Махаланобиса – это расстояние между признаками в гипотетическом многомерном пространстве. Она есть обратной величиной сопряженности – меры потенциального взаимодействия или связи между признаками. С помощью дистанции Махаланобиса между центроидами кластеров может быть установлено их взаимное отношение: чем больше расстояние, тем меньше потенциальное физическое взаимодействие (табл. 50).

Таблица 50. Расстояние Махаланобиса между центроидами кластеров (верхняя полуматрица) и р-уровни значимости различий (нижняя полуматрица)

| Кластер | А | В | С |
|---------|------|------|-------|
| А | | 7,42 | 11,38 |
| В | 0,00 | | 6,21 |
| С | 0,00 | 0,00 | |

Расстояние Махаланобиса от каждого образца до центроидов кластеров используют для построения карты расположения кластеров в двумерном пространстве (рис. 94).

Данные дискриминантного анализа и визуального анализа карты расположения педонов позволяют предполагать, что почвообразова-

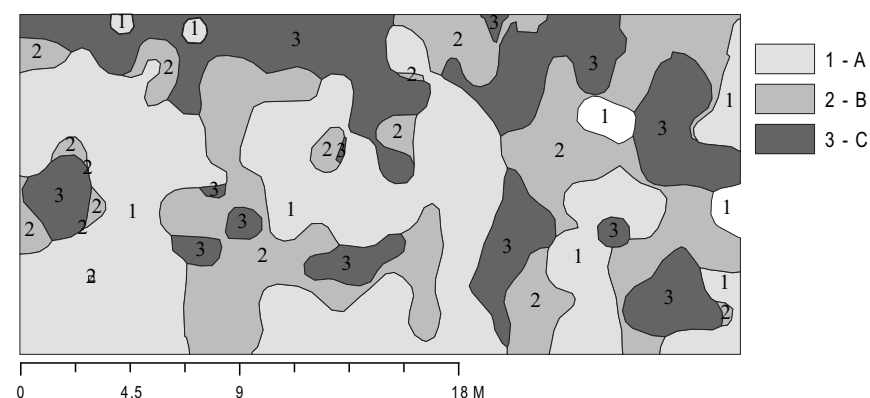


Рис. 94. Расположение педонов дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах в двумерном физическом пространстве

тельный процесс в данном случае идет по пути формирования участков с повышенной твердостью на глубине 25–35 см от поверхности (кластер В). Эти образования переходят в участки с подальшим нарастанием твердости с глубиной (кластер С), приобретая тем самым округлую форму. Описанные образования находятся в почвенном ма-

Таблица 51. Размерные индексы пространственной организации педонной структуры дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах

| Индекс | Условное обозначение | А | | В | | С | |
|--|----------------------|---------|--------|---------|--------|---------|-------|
| | | среднее | CV, % | среднее | CV, % | среднее | CV, % |
| Площадь педонов, м ² | CA | 180,18 | | 119,00 | | 106,83 | |
| Средняя площадь педона | AREA_MN | 20,02 | 141,33 | 8,50 | 176,04 | 8,22 | 20,02 |
| Доля от площади, % | PLAND | 44,38 | | 29,31 | | 26,31 | |
| Число педонов | NP | 9,00 | | 14,00 | | 13,00 | |
| Плотность педонов, шт./10 м ² | PD | 0,22 | | 0,34 | | 0,32 | |
| Индекс наибольшего фрагмента, % | LPI | 18,79 | | 11,39 | | 9,06 | |

териале меньшей твердости (кластер А) и, возможно, являют собой противоэрозионные и противооползневые факторы устойчивости.

Количественные характеристики педонной организации дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах приведены в табл. 51. Наибольший размер имеют педоны типа А, площадь которых составляет 20,02 м². Педоны В и С занимают значительно меньшую площадь. Размеры педонов типа А и В подвержены значительным колебаниям – коэффициент вариации площади одного педона составляет 141,33 и 176,04 % соответственно. Размеры педонов типа С отличаются стабильностью – коэффициент вариации этого показателя составляет 20,02 %.

Размеры педонов обратно пропорциональны их числу: наименьшее число – 9 (следовательно плотность – 0,22/10 м²) характерно для педонов типа А, которые имеют наибольшие размеры. Плотность педонов типа В и С практически не различается.

Индекс наибольшего фрагмента указывает на долю, которую занимает наибольший педон данного типа. Соотношение этих показателей повторяет пропорцию средних размеров педонов.

Индексы формы педонов представлены в табл. 52. Ландшафтный индекс формы представляет собой нормализованное отношение длины границы (периметра) педона к его площади, в котором общая протяженность границы сравнивается со структурой стандарт-

Таблица 52. Индексы формы педонов дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах

| Индекс | Условное обозначение | А | | В | | С | |
|-------------------------------|----------------------|---------|-------|---------|--------|---------|-------|
| | | среднее | CV, % | среднее | CV, % | среднее | CV, % |
| Ландшафтный индекс формы | LSI | 4,57 | | 6,41 | | 5,13 | |
| Радиус вращения, м | GYRATE_MN | 1,65 | 85,04 | 1,09 | 116,45 | 1,16 | 90,35 |
| Отношение периметра к площади | PARA_MN | 2,94 | 49,84 | 5,85 | 76,66 | 4,18 | 89,52 |
| Индекс формы | SHAPE_MN | 1,61 | 33,49 | 1,73 | 40,78 | 1,48 | 29,62 |
| Фрактальная размерность | FRAC_MN | 1,23 | 39,96 | 0,02 | 256,77 | 1,11 | 53,98 |
| Индекс описанной окружности | CIRCLE_MN | 0,50 | 37,54 | 0,60 | 22,91 | 0,52 | 40,34 |

ной (квадратной) формы такой же площади без внутренних границ. Значение индекса, которое превышает единицу, свидетельствует о повышенном уровне внутренних границ и соответствует уменьшающейся агрегации типов педонов. Наибольшим значением этого индекса характеризуется педон В (6,41), далее следует педон С (5,13); ряд заканчивает педон А (4,57).

Радиус вращения – это мера протяженности каждого педона. Он оценивается как среднее расстояние между точками педона. По этому показателю педоны отличаются гораздо меньше, чем по площади.

Показатель отношения периметра к площади зависит как от формы, так и размера объекта. При увеличении размера эта метрика имеет тенденцию к снижению. Индекс формы, как и LSI, представляет собой нормализованное отношение периметра к площади педона по сравнению со стандартной формой той же площади, но в значительно меньшей мере зависит от размера объекта. По этой метрике педоны значительно меньше различаются между собой. Наиболее компактными являются педоны типа С, а наименее – типа В.

Для описания характера границ между элементарными почвенными ареалами В.П. Белобров и В.П. Фридланд (1970) применили показатель характера границ (ПХГ) в долях (%) длины ареала, проходящихся на резкие, ясные и постепенные границы. ПХГ вычисляется следующим образом: границы ареала считают резкими при ширине переходной зоны между двумя почвами не более 3 м; ясными – от 3 до 5 м, постепенными – свыше 5 м. Авторы отмечают, что такое разделение не является общим и применено для данной территории как наиболее удобное для характеристики границ элементарных почвенных ареалов. Для нашего исследования важен принцип, на котором основана методика В.П. Белоброва и В.П. Фридланда, который по существу признаёт факт отсутствия чётких границ между почвенными объектами. Для выделения дискретных объектов, размежеванных чёткой границей в условиях континуума подавляющих почвенных свойств, характеристика переходной приграничной зоны является эффективной моделью.

В условиях абсолютной дискретности существует чёткая граница и может отсутствовать переходная зона. Как следствие – отсутствуют маргинальные эффекты, т.е. комплекс специфических физических, химических, физико-химических и биологических свойств и режимов, которые наблюдаются вблизи границы и затухают по мере удаления от границы.

Маргинальные эффекты могут быть эндогенными и экзогенными. При абсолютной дискретности переходная зона отсутствует либо является результатом эндогенного маргинального эффекта, который не зависит от особенностей соседних образований, а только от внутренних свойств данного объекта.

Экзогенный маргинальный эффект обусловлен внешним окружением и будет зависеть от того, с каким типом соседа граничит данная часть фокального объекта.

Крайнее проявление экзогенного маргинального эффекта – граница в любой части континуального градиента. Очевидно, по мере удаления от такой границы у обоих граничащих объектов будет наблюдаться закономерное изменение свойств, что можно принять как результат маргинального эффекта.

Таким образом, в педоне можно выделить сердцевинную часть (ядро) и периферийную. Ядро обладает наиболее характерными свойствами педона как целостного образования, а периферия испытывает влияние окружения, поэтому в ней проявляются свойства окружающих педонов, и так называемые маргинальные эффекты. Отношение площади ядра педона к площади периферии является интегральным показателем, который зависит от формы и площади педона, а также от интенсивности маргинальных эффектов. При прочих равных условиях усложнение формы педона приводит к уменьшению относительной площади сердцевинной части. Увеличение размеров педона сопряжено с увеличением размеров сердцевинной части, а мощность маргинальных эффектов уменьшает ее относительную площадь.

Количественной характеристикой маргинальности является матрица, в которой указывается, на какую протяженность один педон оказывает влияние на свойства другого педона. Та часть, которая не испытывает влияния, называется сердцевинной частью, или ядром.

В сплошном теле, которым является почва, границы чаще всего являются условными вследствие континуального изменения свойств. Идея маргинальности позволяет объединить две противоположные точки зрения на почву – континуальную и непрерывную. Это позволяет решить проблему границ. Математически плавный переход между относительно дискретными объектами описывается через зону влияния одного объекта на другой. Для вычисления этой зоны необходимо сопоставление размещения объектов в пространствах экологическом и географическом. Маркером взаимного удаления в пространстве экологическом является расстояние Махаланобиса, тогда как удаление от

границы между дискретными объектами является маркером географического проникновения воздействия одного объекта в другой.

Для количественной характеристики взаимного влияния педонов нами предложено рассмотреть, как изменяется в географическом пространстве удаление экспериментальных точек от расположения центроидов кластеров в пространстве дискриминантных функций, которое оценено с помощью расстояния Махаланобиса. Это расстояние в дискриминантном анализе является критерием отнесения экспериментальной точки к тому или иному кластеру: наблюдение относится к тому кластеру, расстояние от центроида которого меньше. Однако расстояние от центроида «чужого» кластера можно рассматривать как степень влияния этого кластера на данную точку – чем меньше расстояние, тем больше влияние. Можно предполагать, что с удалением экспериментальной точки от границы с чужим кластером его влияние будет уменьшаться, а дистанция Махаланобиса – увеличиваться. При достижении некоторого порогового расстояния от фокального кластера в географическом пространстве дистанция Махаланобиса не будет отличаться статистически от среднего значения в пределах данного кластера. Такую зависимость можно описать с помощью уравнения Михаэлиса–Ментен:

$$D_i = V_m \cdot \text{Dist}_i / (K_m + \text{Dist}_i),$$

где D_i – расстояние Махаланобиса от центроида фокального кластера i до точки соседнего кластера; Dist_i – расстояние до точки соседнего кластера от границы с фокальным кластером; V_m и K_m – параметры модели.

Для дистанции Махаланобиса от центроида фокального кластера до точек соседнего кластера можно рассчитать статистические характеристики. Точка пересечения кривой Михаэлиса–Ментен с нижним 95%-ным доверительным интервалом дистанции Махаланобиса, вычисленной для точек соседнего кластера, указывает на границу между периферийной частью педона, подверженной воздействию фокального кластера, и его ядром (рис. 95). Дистанция Махаланобиса закономерно увеличивается при удалении от фокального кластера, что свидетельствует о снижении его влияния на соседний кластер. После преодоления некоторого расстояния дальнейшее удаление от границы не сказывается на значении дистанции Махаланобиса. Значения этой метрики вблизи границы между фокальным и соседним кластерами статистически достоверно меньше, чем в целом в пределах соседнего кластера.

Абсцисса точки на кривой Михаэлиса–Ментен, где она пересекается с горизонталью нижней границы доверительного интервала,

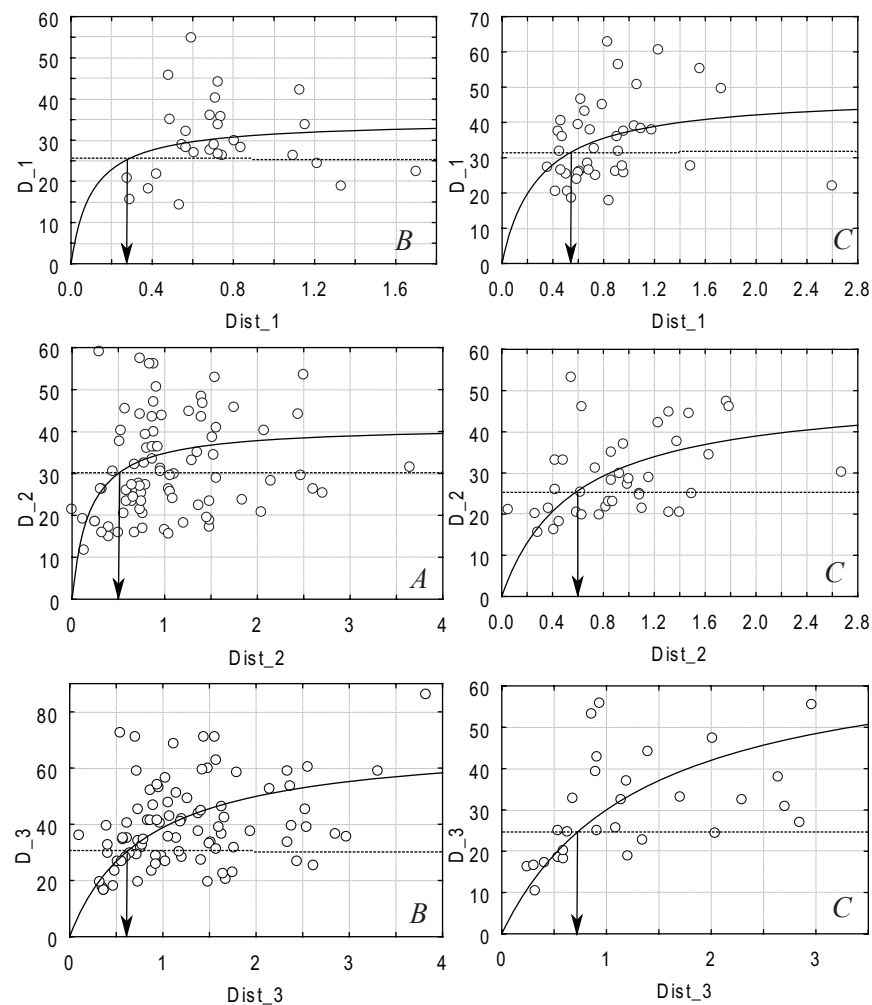


Рис. 95. Оценка границы между периферийной частью педонов и его ядром: A, B, C – соседние кластеры; ось абсцисс – географическое расстояние (м) от границы с фокальным кластером (Dist₁ – с A, Dist₂ – с B, Dist₃ – с C); ось ординат – расстояние Махаланобиса от центроидов кластеров (D₁ – от центроида A, D₂ – от центроида B, D₃ – от C). Сплошная линия – аппроксимация зависимости уравнением Михаэлиса–Ментен; горизонтальная штрих-пунктирная линия – 95%-ный доверительный интервал (нижняя граница) дистанции от центроида

маркирует степень проникновения достоверного воздействия фокального кластера на соседний кластер в географическом пространстве. На основании этих данных была составлена матрица маргинальности педонов (табл. 53).

Таблица 53. Матрица маргинальности: расстояние (м), в пределах которого фокальный кластер оказывает влияние на соседние кластеры

| Педоны | | Соседние | | |
|-----------|---|----------|------|------|
| | | A | B | C |
| Фокальные | A | 0,00 | 0,27 | 0,54 |
| | B | 0,53 | 0,00 | 0,59 |
| | C | 0,62 | 0,73 | 0,00 |

На наибольшее расстояние на соседние педоны оказывает влияние педон C – на 0,62 м в пределах педона A и 0,73 м – в пределах педона B. Подчеркнем, что матрица не симметрична. Обратное влияние этих кластеров на педон C меньше – 0,54 и 0,59 м соответственно. Нет симметрии и при взаимодействии педонов A и B: педон A влияет на педон B на глубину 0,27 м, а педон B на педон A – на 0,53 м.

Матрица маргинальности позволяет оценить значение индексов маргинальности, которые характеризует взаимное расположение и степень взаимного проникновения педонов между собой (табл. 54).

Наибольшую площадь занимают ядра педона A, гораздо меньше площадь ядер педонов B и C. Ядерная часть педона A составляет 31,49 % от всей площади участка. Для педонов B и C этот показатель гораздо меньше – 8,69 и 6,90 % соответственно. От площади самих педонов ядерная часть составляет 45,65 % для педона A, 11,69 % – для педона B и 12,58 % – для педона C. Наибольший коэффициент вариации этого показателя характерен для педона B – 121,92 %, что свидетельствует о значительной пространственной нестабильности данного почвенного образования.

В пределах целостного участка, занятого одним педоном, ядро может быть одно, несколько или не быть ядер. Плотность обособленных ядер наибольшая для педона B, их площадь – наименьшая. Это также подтверждает представление о более высокой динамичности педона B. Для педонов A и C плотность обособленных ядер примерно одинакова.

Такие значения индексов маргинальности позволяют сделать предположение, что педоны B и C являются количественными про-

Таблица 54. Индексы маргинальности педонной структуры дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах

| Индекс | Условное обозначение | А | | В | | С | |
|--|----------------------|---------|--------|---------|--------|---------|-------|
| | | среднее | CV, % | среднее | CV, % | среднее | CV, % |
| Общая площадь ядер, м ² | TCA | 128,00 | | 35,00 | | 28,00 | |
| Доля площади ядер, % | CPLAND | 31,49 | | 8,69 | | 6,90 | |
| Число отдельных ядер | NDCA | 9,00 | | 19,00 | | 10,00 | |
| Плотность ядер, шт./10 м ² | DCAD | 0,22 | | 0,47 | | 0,25 | |
| Площадь ядер, м ² | CORE_MN | 14,00 | 151,16 | 3,00 | 199,47 | 2,00 | 14,00 |
| Площадь отдельных ядер, м ² | DCORE_MN | 14,00 | 149,15 | 2,00 | 129,22 | 3,00 | 14,00 |
| Индекс площади ядра, % | CAI_MN | 45,65 | 58,75 | 11,69 | 121,92 | 12,58 | 45,65 |

явлениями одного качественно однородного образования. Несмотря на то, что облака кластеров, на основании которых выделены педоны В и С, достоверно различаются с позиций непространственной статистики, характер пространственного размещения и степень взаимного влияния в пространстве дают основания к выделению двух педонов – А и ВС, последний из которых представлен количественными вариациями В и С.

Установление факта статистической неоднородности распределения твердости доказывает существование структурной закономерности изученного почвенного покрова. Доказательство множественности строения и неслучайного характера варьирования свойств почвы подтверждает пространственную неоднородность почвы, как следствие ее природы при идентичности факторов почвообразования (Медведев, 2010). В результате наших исследований установлено существование групп схожих почвенных объектов с однотипной сменой твердости в профиле, которые можно достаточно четко классифицировать. Данные физические образования имеют определенный размер, характерную форму, границы и сопряженность свойств. Обнаруженные нами почвенные структуры, а также правила их пространственной изменчивости означают, что их формирование есть

результатом действия одного или комбинации нескольких физических факторов. Выявленные виртуальные факторы – это в действительности некоторые элементарные экосистемные процессы, в своей совокупности определяющие пространственное варьирование изученного свойства. Сущность подобных процессов заключается в обмене веществом и энергией между разными фазами как внутри почвы, так и между почвой и внешней средой. А.А. Роде предлагал называть совокупность этих процессов жизнью почвы (Память почв..., 2008). Большинство ее составляющих элементарных почвенных процессов имеют циклический, колебательный или потоковый характер, различные, обычно вложенные друг в друга ритмы: суточные, сезонные, годовые и разной длительности многолетние. Вследствие неполной замкнутости и неполной обратимости циклов функционирования они образуют целый спектр остаточных продуктов: газообразных, жидких и твердых. В отличие от газовых и жидких продуктов, которые относительно быстро обновляются и выводятся из почвы, остаточные твердофазные продукты удерживаются и накапливаются в почвенной системе. Многократное повторение таких микропроцессов на протяжении длительного функционирования почвенной системы (десятки, сотни, тысячи и более лет) постепенно приводят к формированию хорошо выраженных педогенных признаков в твердой массе почв, которые вполне определенно выявляются и морфологически, и аналитически (Память почв..., 2008).

В нашем исследовании мы изучали структурную организацию дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах участка рекультивации. Территория для исследования выбрана не случайно: на рекультивационных землях, которые созданы в результате трансформации природных ландшафтов при добыче полезных ископаемых открытым способом, процессы почвообразования характеризуются значительной пространственной неоднородностью. По-видимому, это связано с глинистой природой материнской породы и молодым возрастом исследованной почвы, в которой велика доля литопамати (Память почв..., 2008). Процессы изменения глинистого материала в ходе почвообразования происходят главным образом под влиянием гравитационного, атмосферных и других абиотических факторов. Механизмы формирования обнаруженных структурных образований могут быть обусловлены процессами увлажнения – высыхания, промерзания – оттаивания почвы, которые при тяжелом гранулометрическом составе могут приводить к развитию педотурбационных

процессов. Нисходящая миграция неразрушенных глинистых частиц по трещинам и порам под влиянием гравитационных сил и их переотложение в нижележащих горизонтах – лессиваж – приводят к скоплению глинистого материала в пустотах и трещинах. На поверхности структурных отдельностей глинистый материал разрушается, а отдельные фрагменты механически «разорванных» кутан оказываются вовлеченными во внутренние части педов (Кремер, 1969). Возможно, именно так формируется регулярная структурная неоднородность дерново-литогенных почв на глинах, которую мы наблюдали в исследовании. Показатель твердости почвы, на наш взгляд, является адекватным диагностическим признаком для определения границ структурной неоднородности и может быть предложен в виде стандартной методической процедуры для выделения педона.

Отметим, что определение почвенного индивидуума до сих пор остается неясным, хотя концепция педона как наименьшего целостного объема почвенного тела представляется вполне оправданной. На основании критического анализа имеющихся материалов и следуя докучаевскому учению о почве как самостоятельном естественно-историческом теле природы, можно считать наиболее приемлемым в настоящее время следующее определение: почвенный индивидуум (педон, тессера, почвенная особь, элементарная единица почвы) – это минимальный объем почвы, горизонтальные размеры которого достаточно большие, чтобы иметь полный спектр вариабельности соотношений генетических горизонтов, соответствующий минимальной горизонтальной неоднородности почвы по диагностическим признакам.

Таким образом, кластерный анализ позволил выделить три основных кластера почвенных профилей с однотипной сменой твердости – А, В, С. Кластеры В и С наиболее близки по своим свойствам твердости, а кластер А значительно отличается от кластера С и в меньшей степени от кластера В, который является переходной формой между А и С.

Количественные методы ландшафтной экологии, примененные к объектам размерного класса уровня педона, дают возможность четко описать размер и форму педонов выделенных кластеров. Наибольший размер имеют педоны типа А, площадь которых составляет 20,2 м²; педоны данного типа наиболее агрегированы. Педоны В и С занимают значительно меньшую площадь – в среднем каждый из них располагается на площади 8,50 и 8,22 м² соответственно. Размеры педонов типа А и В подвержены значительным колебаниям –

коэффициент вариации площади одного педона составляет 141,33 и 176,04 % соответственно. Педоны В наименее компактны, характеризуются повышенным уровнем внутренних границ и наименьшей агрегацией. Размеры педонов кластера С отличаются стабильностью (CV = 20,02 %); эти педоны являются наиболее компактными.

В качестве способа характеристики взаимного расположения и установления меры взаимного влияния элементов почвенной структурной неоднородности может быть использовано расстояние Махаланобиса, как оценка отнесения экспериментальной точки к тому или иному кластеру. Зависимость, описанная с помощью уравнения Михаэлиса–Ментен, даёт основания к выделению педонов – А и ВС, последний из которых представлен количественными вариациями В и С.

6.4. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ТВЕРДОСТИ ПЕДОЗЕМОВ

Педозём – это тип технозёмов, при формировании которого используется насыпка гумусированного материала, полученная при снятии верхних горизонтов почв, где производится добыча полезных ископаемых открытым способом. Гумусированный материал наносится на слой из грунтов либо технологической смеси горных пород. Мощность гумусированного слоя должна соответствовать мощности гумусированных горизонтов зональных почв для воссоздания почвенного покрова, по своим производственным свойствам соответствующих нарушенным землям, ранее существовавшим на месте горной разработки. Таким образом, педозёмы должны быть техногенными аналогами зональных почв при их сельскохозяйственном использовании.

Созданные педозёмы демонстрируют изменчивость своих свойств в пространстве и во времени в результате почвообразовательного процесса. «Эффект Бекаревича» свидетельствует о позитивной динамике плодородия педозёмов при правильной агротехнике. В итоге формируются предпосылки для получения стабильных высоких урожаев, иногда превосходящие уровень, получаемый с зональных аналогов. В то же время наблюдаются процессы, которые приводят к нарастанию неоднородности физических, физико-химических и технологических свойств педозёмов в пространстве и во времени. Интегральным показателем, который отражает неоднородность комплекса почвенных свойств, может выступать твердость почвы.



Морфологическое описание педозема. Зональный тип почвы – чернозем южный. Гранулометрический состав и увлажнение: суглинок тяжелый илисто-крупнопылеватый, карбонатный, суховатый. Тип растительности: бобово-злаковая смесь и разнотравье.

Ht_1 0–10 см: темно-серый структурированный суглинок, однородный по составу и окраске, рыхлый, много корневых окончаний трав. Встречается белоглазка. Трещиноватость незначительная. Вскипание средней интенсивности. Переход к следующему горизонту малозаметный по изменению плотности.

Ht_2 10–30 см: темно-серый с бурым оттенком, гумусированный, рыхлый, пылевато-мелкозернистой структуры. Насыщенный примесью белоглазки, рыхлый, незначительная трещиноватость. Много корневых окончаний трав. Пестрота почти не выражена, местами встречаются примазки светло-коричневого цвета, включение среднего гранулометрического состава. Интенсивное вскипание. Переход к следующему горизонту выразительный по изменению цвета.

Ht_{3p_1} 30–70 см: темно-серый со светло-бурым оттенком суглинок гумусированный, довольно плотный, бесструктурный, значительная пестрота обусловлена механическими примесями к чернозему светло-палевой глины, темно-серой глины и светло-серого камня; фрагментами более выраженная белоглазка, иногда включения оливково-зеленой глины. Интенсивное вскипание. Переход четкий по цвету.

Ht_{4p_2} 70–135 см: светло-серый суглинок, гумусированный, плотный со слабо выраженной пылевато-крупнозернистой структурой. Значительная пестрота обусловлена механическими примесями оливково-зеленой плотной глины, а также вкраплений светло-серой более плотной глины. Корни очень тонкие встречаются изредка до глубины 135 см. Вскипание интенсивное. Переход к следующему горизонту четкий по цвету.

Pt_3 135–175 см: красно-бурая глина, очень плотная, бесструктурная; пестрота обусловлена примесями жирной темно-серой глины и насыщением белоглазкой. Встречаются отдельные корневые окончания. Интенсивное вскипание. Переход к следующему горизонту четкий по цвету.

Pt_4 175–215 см: темно-серая плотная бесструктурная глина, жирная на ощупь. Корневых окончаний нет. Пестрота обусловлена механическими примесями светло-оливковой плотной глины. Белоглазка фрагментарная. Интенсивное вскипание.

Диагноз: педозем на красно-бурых глинах черноземный карбонатный мощный слабогумусированный тяжелосуглинистый.

При создании педозёмов на техногенный субстрат наносится слой гумусированной массы, которая получена из верхних почвенных горизонтов зональных почв, нарушенных в ходе горных работ. Гумусированный горизонт чётко выделяется по более низкой твердости: от поверхности почвы до глубины 20–25 см происходит плавное увеличение твердости от 2,25 до 3,20 МПа (табл. 55). Начиная с глубины 25–30 см наблюдается резкий рост твердости – от 3,69 МПа на глубине 25–30 см до 7,24 МПа на глубине 45–50 см.

Подчеркнем также, что технически невозможно разработать рекомендованную толщину гумусового и первого переходного горизонтов черноземных почв, которая при морфологическом описании профиля нормируется показателем ± 1 см, а толщина «стружки» скрепера составляет ± 10 см. Насыпной плодородный слой почвы содержит примесь карбонатного переходного горизонта, что обуславливает его вскипание от действия 10%-ной соляной кислоты с

Таблица 55. **Описательные статистики твердости педозема**

| Горизонт, см | Среднее, МПа | Медиана, МПа | Ст. отклонение | Асимметрия | Эксцесс | CV, % | d^{***} |
|--------------|--------------|--------------|----------------|------------|---------|-------|-----------|
| 0–5 | 2,25 | 2,40 | 0,56 | –1,32 | 3,32 | 25,00 | 0,12 |
| 5–10 | 2,53 | 2,60 | 0,48 | –1,01 | 3,62 | 18,88 | 0,10 |
| 10–15 | 2,74 | 2,75 | 0,63 | 0,07 | 3,38 | 22,91 | 0,07 |
| 15–20 | 2,90 | 2,80 | 0,81 | 0,88 | 1,05 | 28,01 | 0,06 |
| 20–25 | 3,20 | 3,00 | 1,31 | 1,45 | 2,76 | 40,95 | 0,05 |
| 25–30 | 3,69 | 3,40 | 1,85 | 1,03 | 0,92 | 50,09 | 0,08 |
| 30–35 | 4,50 | 4,20 | 2,26 | 0,47 | –0,69 | 50,24 | 0,09 |
| 35–40 | 5,50 | 5,20 | 2,72 | 0,19 | –1,29 | 49,39 | 0,17 |
| 40–45 | 6,40 | 6,70 | 2,83 | –0,14 | –1,35 | 44,14 | 0,24 |
| 45–50 | 7,24 | 7,80 | 2,66 | –0,50 | –1,04 | 36,74 | 0,28 |

поверхности, т.е. происходит антропогенная карбонатизация всей селективно разрабатываемой массы. Это является наиболее экоинформативным показателем отличия техноземов от зональных черноземов (Кобец и др., 2012).

По степени variability твердости верхний гумусированный горизонт отличается от подстилающей технической смеси глин. В гумусированном горизонте коэффициент вариации находится в пределах 18,18–28,01 %, а в слое из смеси глин этот показатель находится в пределах 36,47–50,24 % (слой 20–25 см следует признать переходным с коэффициентом вариации 40,95 %). Очевидно, что более благоприятные условия в гумусированном горизонте способствуют более активному развитию корневой системы растений и почвенной фауны, вследствие чего происходит сглаживание пестроты почвенных условий. Показано, что формирование естественной растительности способствует стабилизации почвенного покрова, началу активной биологической деятельности, интенсификации почвообразования и улучшению физических и химических свойств почвы (Warman, 1988; Gonzalez et al., 1991).

Степень соответствия распределения твердости нормальному закону в соответствии с тестом Колмогорова–Смирнова наибольшая в горизонтах 15–20 и 20–25 см (рис. 96). Несколько от нормальному закону отклоняется распределение твердости в верхних почвенных горизонтах и значительное отклонение происходит на глубине, превышающей 35–40 см. В верхних и нижних горизонтах различна природа отклонения распределения твердости от нормального закона. В верхних почвенных слоях распределение характеризуется позитивным эксцессом. Стремление случайной величины к некоторому значению, или её стабилизация, описывается распределением с позитивным эксцессом. В более глубоких почвенных слоях эксцесс отрицательный, что соответствует двугорбности распределения. Такой характер распределения описывает ситуацию, которая возникает при смешивании двух разнородных процессов. Это позволяет предполагать существенную гетерогенность технической смеси глин, которая проявляется в различной твердости. Вблизи поверхности почвы в результате действия биологического фактора происходит выравнивание свойств твердости почвы.

Оценка степени пространственной зависимости твердости почвы по SDL-показателю (Cambardella et al., 1994) позволяет оценить её как умеренную (табл. 56).

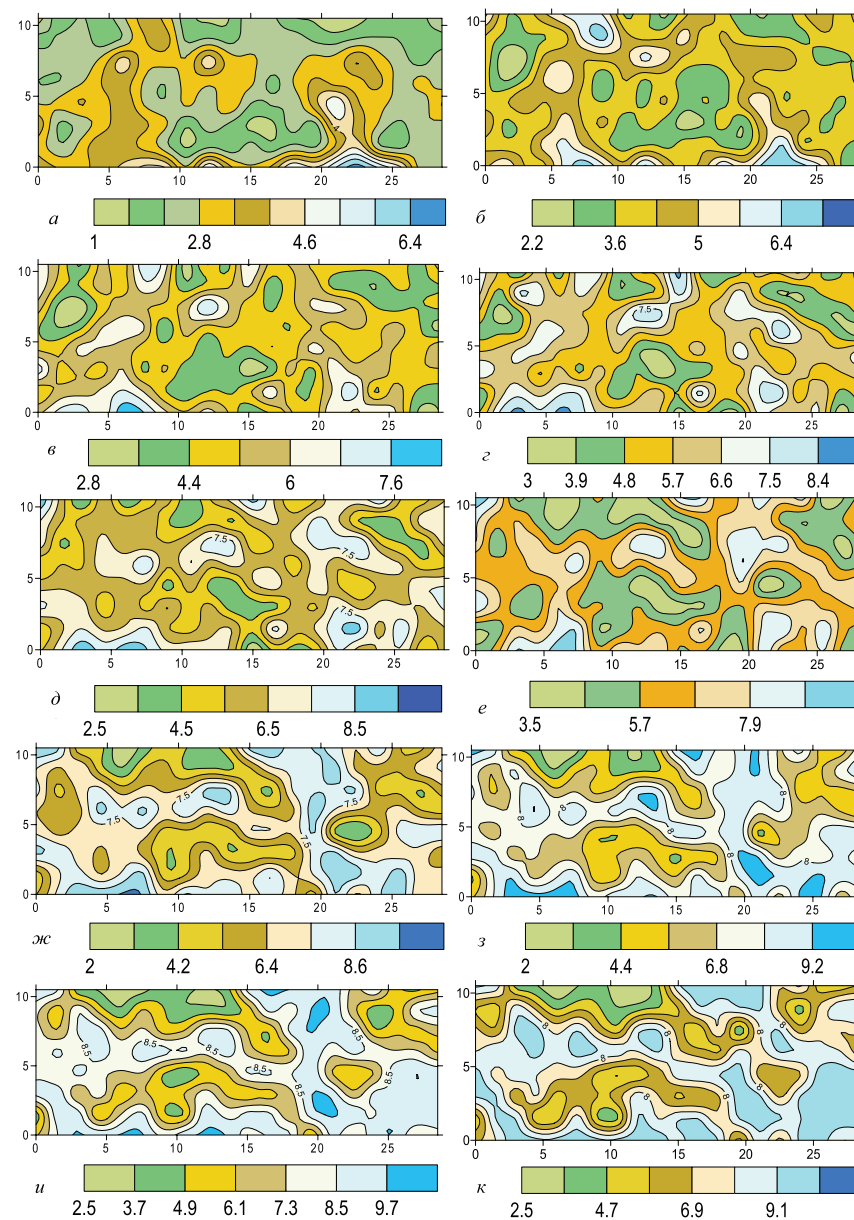


Рис. 96. Пространственная изменчивость твердости педозёмов, МПа: а – 0–5 см; б – 5–10 см; в – 10–15 см; г – 15–20 см; д – 20–25 см; е – 25–30 см; ж – 30–35 см; з – 35–40 см; и – 40–45 см; к – 45–50 см

Таблица 56. Геоestatистические параметры твердости педозема (сферическая вариограмма)

| Горизонт, см | C_0 (наггет) | C_1 (частичный порог) | C_0+C_1 (порог) | SDL****, % | Радиус влияния, м | I -Морана | p -уровень |
|--------------|----------------|-------------------------|-------------------|------------|-------------------|-------------|--------------|
| 0–5 | 0,06 | 0,03 | 0,09 | 64,71 | 17,64 | 0,06 | 0,11 |
| 5–10 | 0,14 | 0,14 | 0,29 | 50,00 | 21,00 | 0,20 | 0,00 |
| 10–15 | 0,81 | 1,40 | 2,20 | 36,57 | 7,35 | 0,11 | 0,01 |
| 15–20 | 0,97 | 1,78 | 2,75 | 35,28 | 4,39 | 0,04 | 0,17 |
| 20–25 | 1,50 | 1,42 | 2,92 | 51,37 | 4,82 | -0,02 | 0,40 |
| 25–30 | 2,49 | 0,91 | 3,40 | 73,16 | 4,84 | 0,03 | 0,21 |
| 30–35 | 2,50 | 1,33 | 3,83 | 65,27 | 5,38 | 0,00 | 0,44 |
| 35–40 | 2,71 | 1,42 | 4,13 | 65,62 | 22,50 | 0,02 | 0,28 |
| 40–45 | 2,84 | 1,62 | 4,46 | 63,68 | 37,20 | 0,12 | 0,02 |
| 45–50 | 2,99 | 1,38 | 4,37 | 68,42 | 36,60 | 0,14 | 0,00 |

Радиус влияния, который оценен по вариограмме, достигает значения 17,64 и 21,00 м на глубинах 0–5 и 5–10 см соответственно. Ещё большего значения этот показатель достигает на глубине 40–45 и 45–50 см – 37,2 и 36,60 см соответственно. В диапазоне глубин 10–35 см радиус влияния наименьший – 4,39–7,35 м. Полученные результаты свидетельствуют о значительной разнородности процессов, которые приводят к пространственной организации почвенного тела, что проявляет себя в изменчивости твердости.

Между радиусом влияния вариограммы и I -Морана установлена позитивная корреляционная связь (коэффициент корреляции Спирмена – 0,61; $p = 0,05$), что подчёркивает пространственную структурированность твердости почвы в различных диапазонах. Показатель I -Морана чувствителен для отношений близкого соседства, тогда как диапазон автокорреляции определяется радиусом влияния вариограммы. Такая ситуация характерна для вариограммы, которая описывается сферической моделью, тогда как для Гауссовой модели свойственна слабая пространственная зависимость на близких дистанциях (значительно меньших радиуса влияния).

Двумерные проекции твердости почвы позволяют получить лишь

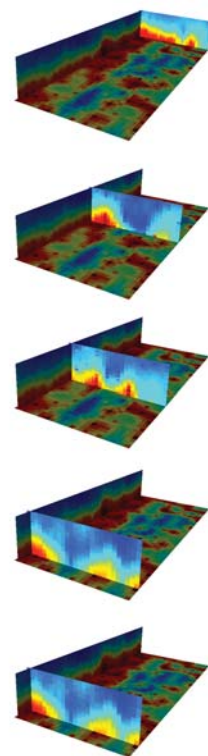


Рис. 97. 3-мерная карта твердости педозёма (различные положения поперечной плоскости)

поверхностное представление об объемной изменчивости этого показателя в почвенной толще. Сочетание дву- и трехмерных отображений (рис. 96, 97) даёт возможность установить наличие в почве объемных структур, которые имеют сложную морфологию и взаимную топологию.

Вербально организацию почвы о данным по твердости можно описать следующим образом. В самом грубом приближении почвенную массу можно разбить на две категории – твердую и менее твердую. По аналогии с наземным рельефом представим рельеф подземный – его очертит граница раздела «земной поверхности» и «атмосферы». Тогда земная поверхность примет форму горных хребтов (более твердые участки почвы), пространство между которыми занято атмосферой (более мягкие участки почвы).

На карте твердости на глубине 45–50 см (основа в пределах диапазона измерения подпочвенного «рельефа») наблюдаются пространства с повышенной твердостью (подшвы «гор»), которые расчленены участками с меньшей твердостью («долины»). Такая метафора подтверждается и при изучении данных о твердости на основании 3-мерного отображения. Слои 30–35, 35–40, 45–50 см очень похожи по своей конфигурации, так как стены «гор» очень отвесны.

На картах твердости почвы на глубине 25–30 см и меньше доля более твердых участков уменьшается, а менее твердых – увеличивается. Такая ситуация соответствует сходящимся вершинам горных хребтов. Только некоторые вершины доходят до поверхности почвы. Основная часть поверхностных горизонтов представлена фрагментами низкой и средней твердости.

Очевидно, что эта граница между двумя категориями почвенного тела по твердости произвольна и изменчива во времени. В качестве меры разделения двух категорий можно выбрать значимый рубеж, например предел проникающей способности корневых систем растений (3–5 МПа).

Динамичность твердости и сильная зависимость этого показателя от влажности делает изменчивой во времени границу между двумя средами. Наиболее адекватным критерием для раздела сред является контрастность границы, а не абсолютное значение твердости. В качестве гипотезы можно предположить, что контрастная граница изменчива в гораздо меньшей степени, чем граница, установленная по фиксированному значению твердости.

Мы выбрали для данной выборки граничные критерии – 5 и 7 МПа. На основании этих критериев построены поверхности раздела почвенной массы по твердости – подпочвенный рельеф (рис. 98). Такой способ визуализации наиболее адекватен выбранной метафоре. Если учесть, что, помимо геометрического смысла, граница раздела почвенной массы по твердости имеет и существенное экологическое содержание.

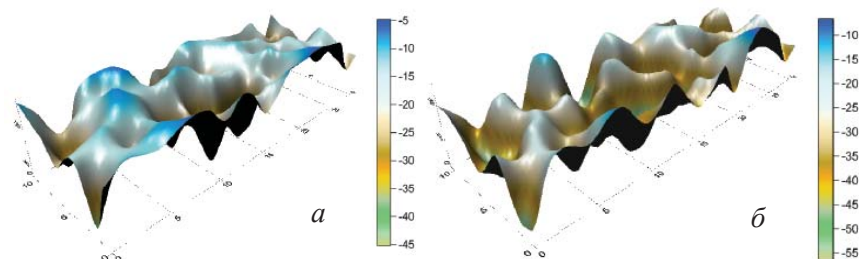


Рис. 98. Рельеф твердости педозёма: *а* – глубина, с которой наступает твердость 5 МПа; *б* – твердость 7 МПа

Выбранные границы отражают предел проникающей возможности корневых систем растений и зоны активного передвижения почвенных животных. Кроме того, контраст твердости внутри почвы может выполнять направляющую функцию в перераспределении движения воды в почве. Поэтому подпочвенный рельеф, ограниченный верхней границей почвы, определяет объем почвенной массы, доступной для активной жизнедеятельности почвенных животных и корневых систем растений. «Долины» подпочвенного рельефа организуют движение воды в почве. Если учесть, что во многих случаях технозёмы имеют следы той или иной степени засоления, то подпочвенный рельеф оказывает влияние и на закономерности миграции солей в почвенном профиле.

Каждую точку на поверхности почвы можно охарактеризовать рядом значений твердости, уходящих вглубь почвы. На основании этих данных проведен кластерный анализ (рис. 99). В качестве меры подобия, которая чувствительна к форме распределения, выбран коэффициент корреляции.

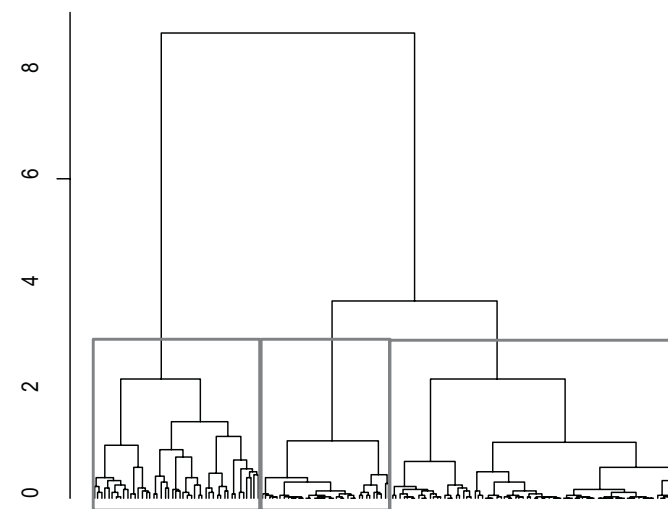


Рис. 99. Иерархическая дендрограмма образцов по данным твердости педозёма (метод Варда, коэффициент корреляции Пирсона)

Анализ полученной дендрограммы показывает, что разбиение множества точек на три кластера вполне соответствует внутренней природе изучаемого явления. Характеристические профили изменчивости твердости почвы для каждого кластера представлены на рис. 100. Отличительной особенностью кластера А является равномерная твердость почвы от поверхности до глубины 30–35 см, после чего наблюдается резкое увеличение этого показателя. Для кластера В характерно плавное увеличение твердости почвы от поверхности до глубины 45–50 см. Профиль имеет сигмовидную форму. На всех глубинах твердость достигает высоких значений. Кластер С характеризуется низким значением твердости на глубине 0–25 см и ещё большим снижением при продвижении вниз по профилю. Если пользоваться рельефной метафорой для описания организации почвенного тела по данным о твердости, то кластер В соответствует подповерхностным хребтам, а кластеры А и С – участкам низкой твердости почвенной массы.

По результатам дискриминантного анализа можно оценить расстояние между центроидами кластеров как меру степени различия / подобия этих образований (табл. 57). Кластеры А и С характеризуются наибольшей близостью (дистанция Махаланобиса – 6,97). Кластер В наиболее специфичен – дистанция от кластера А – 10,19, а от кластера

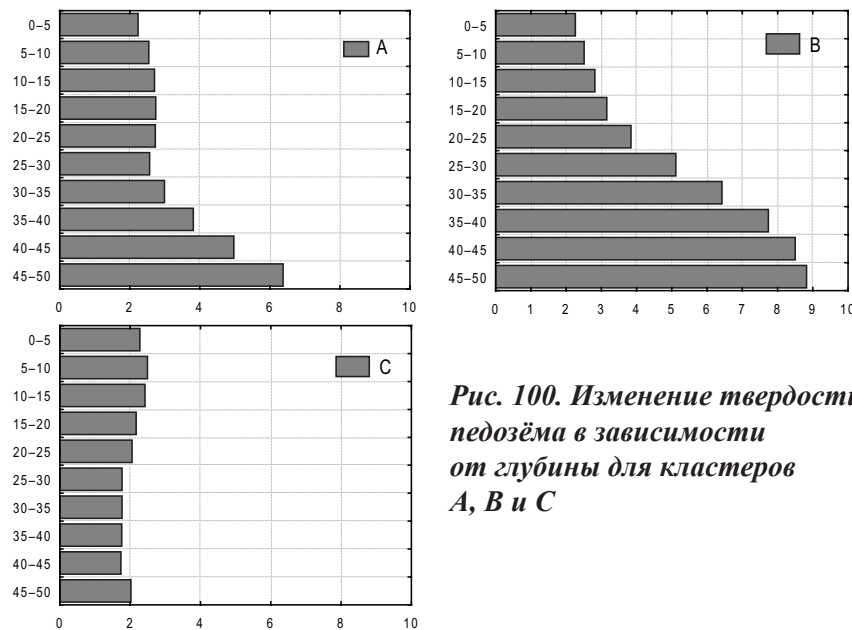


Рис. 100. Изменение твердости педозёма в зависимости от глубины для кластеров А, В и С

С – 18,12. Различия между кластерами статистически достоверны, что подтверждается оценкой F-отношений и соответствующих им уровней значимости (в таблице не представлены, все <0,05). Такой результат не противоречит гипотезе о дискретном характере образований, которым соответствуют выделенные кластеры.

Пространственное размещение кластеров, их форму и взаимное расположение становится ясным при рассмотрении рис. 101. Численные характеристики пространственной структуры представлены в табл. 58. Педоны кластера А занимают наибольшую площадь (41,18 % от площади полигона), а педоны кластера В – наименьшую (24,31 %). В пределах полигона расположено 14 и 15 педонов соот-

Таблица 57. Расстояние Махаланобиса между центроидами кластеров педозёма (верхняя полуматрица) и F-отношения (нижняя полуматрица)

| Кластер | А | В | С |
|---------|-------|-------|-------|
| А | 0,00 | 10,19 | 6,97 |
| В | 47,98 | 0,00 | 18,12 |
| С | 7,67 | 19,87 | 0,00 |

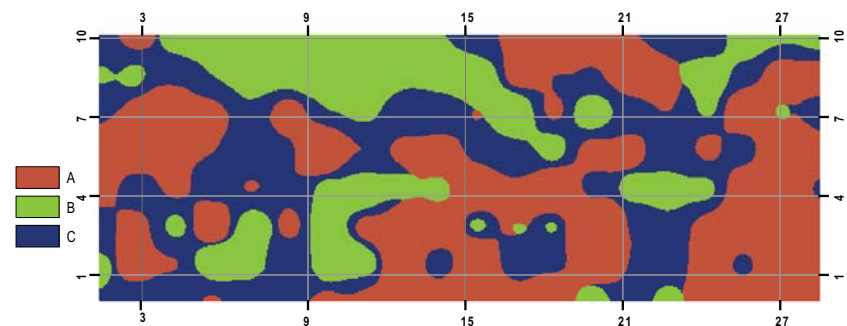


Рис. 101. Кластеры твердости педозёма

ветственно кластеров А и В и 6 полигонов кластера С. Средняя площадь одного педона наименьшая у кластера В (6,32 м²), а наибольшая – у кластера С (22,43 м²).

Радиус вращения и индекс формы наибольшие у педонов кластера С, а наименьшие – у педонов кластера В. Таким образом, более компактными являются педоны В, а более вытянутыми и менее компактными педоны С; педоны кластера А занимают промежуточное положение. Такой численный результат оценки формы педонов полностью соответствует описанию пространственной структуры почвенного тела как сочетанию компактных и твердых образований (педоны В), пространство между которыми занято более мягкой почвенной массой (педоны А и С).

Индекс проксимальности существенно различен для кластера В, с одной стороны, и кластеров А и С – с другой. Этот показатель наименьший для кластера В, что подчёркивает изолированность кластеров этого типа один от другого, а также меньшую степень их фрагментации. Педоны кластеров А и С, напротив, более фрагментированы и склонны образовывать агрегации из себе подобных кластеров.

Контрастно-взвешанная плотность границ для кластера С имеет наименьшее значение, тогда как кластеры А и С характеризуются значительно более высокими показателями этого индекса. Это является очевидным свидетельством тенденции педонов кластера С минимизировать интенсивность контакта с окружающей средой, что подтверждает неслучайный характер полученной конфигурации структурных единиц почвенного тела.

Индекс связности указывает на высокую степень связности педонов кластеров А и С и низкую – кластера В.

Количественные характеристики пространственного размещения

Таблица 58. Показатели пространственной организации кластеров педоземов

| Показатель | Кластер (группа педонов) | | | | | |
|---|--------------------------|--------|---------|--------|---------|--------|
| | А | | В | | С | |
| | среднее | CV, % | среднее | CV, % | среднее | CV, % |
| Площадь, % | 41,18 | | 24,31 | | 34,51 | |
| Число педонов | 14 | | 15 | | 6 | |
| Средняя площадь педона, м ² | 11,47 | | 6,32 | 199,21 | 22,43 | 189,78 |
| Радиус вращения (GYRATE) | 1,04 | 102,23 | 0,84 | 109,28 | 1,97 | 152,19 |
| Индекс формы (SHAPE) | 1,34 | 31,26 | 1,26 | 18,70 | 2,23 | 94,30 |
| Индекс проксимальности | 60,69 | 215,04 | 5,71 | 325,43 | 37,13 | 205,93 |
| Контрастно-взвешанная плотность границ (CWED) | 0,49 | | 0,11 | | 0,59 | |
| Индекс связности (CONNECT) | 4,40 | | 2,86 | | 6,67 | |

педонов, выделенных на основании изучения твердости почвы, свидетельствуют о неслучайном характере их взаимного расположения и формы. Следует отметить, что речь идет о двумерной проекции трехмерной организации почвенного тела, что вызывает некоторую степень нечёткости границ между объектами. Данная модель справедлива исходя из предположения о том, что структурные образования охватывают весь почвенный профиль. В действительности структурные отдельности могут иметь форму глобул и размещаться в толще рыхлой почвенной массы. Глобулы могут пронизывать всю почвенную толщу, и в этом случае педоны будут характеризоваться однородностью своего строения. Если глобулы будут иметь вертикальный размер меньший, чем мощность почвенного профиля, тогда речь пойдет о вертикальной мозаичности почвенного профиля. Для педонов характеристическим будет специфическое сочетание и форма структурных глобул.

7. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ СООБЩЕСТВ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ ТЕХНОЗЕМОВ

7.1. КОНЦЕПЦИЯ ЭКОМОРФ КАК ОСНОВА ПРЕДСТАВЛЕНИЙ ОБ ЭКОЛОГИЧЕСКОМ РАЗНООБРАЗИИ СООБЩЕСТВ

Философское представление о системе, организации и разнообразии. Одной из основ новой парадигмы экологии должен быть системный подход, базирующийся на известном общенаучном положении, идущем еще от Платона, о несводимости свойств целого к сумме свойств его частей (Баканов, 2000).

Понятие система употребляется чрезвычайно широко. В нем, как и в понятии «организация», отражается некоторое существенное свойство (группа свойств) объективного мира. Последнее, будучи весьма общим, находит свое отражение не только в понятии системы, но также и в других понятиях – объединение, множество, объект, целое и т.д. Реальная связь конкретных свойств объекта всегда отражается в связи понятий, отражающих эти свойства. О свойстве объективного мира, которое отражается в понятии «система», можно узнать при анализе не самого только понятия «система», допускающего самые различные толкования, а при анализе семейства родственных ему понятий, которое является «групповым снимком», более глубоко и всесторонне отражающим интересующие нас неизвестные свойства, частью нашедшие свое отражение и в понятии «система». Специфику понятия система можно понять, если применить системный подход к самому этому понятию, т. е. если рассматривать его в системе родственных ему понятий. Аналогичное утверждение справедливо и для понятия «организация» в его отношении к таким сходным с ним понятиям, как «объект», «элементы», «связи», «структура», «способ связи» (Петрушенко, 1971).

Л.А. Петрушенко в своей работе «Самодвижение материи в свете кибернетики» (1971) предлагает рассматривать систему как сложное многослойное понятие со своей иерархией. Каждому из включенных в него понятий соответствует свой уровень абстракции, и каждое из них отражает более или менее абстрактно то же, что отражается в понятии системы, однако все они более абстрактны, чем это понятие

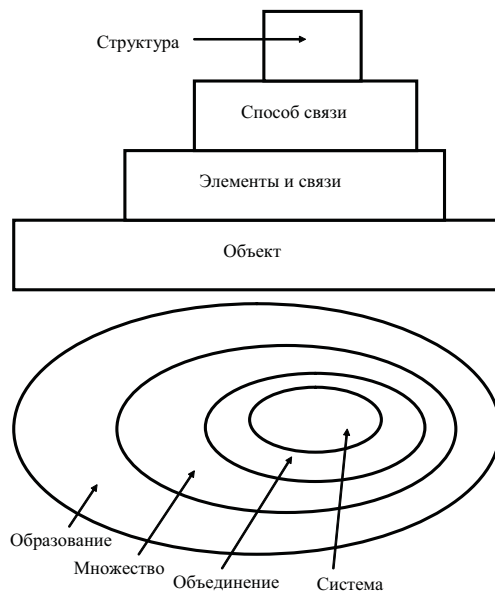


Рис. 102. «Групповой снимок» понятия «система»

(рис. 102). Выделяются два подхода для характеристики системы.

Подход № 1 характеризует родственные системе понятия и заключается в рассмотрении этих понятий с точки зрения изменения их определенности (наиболее конкретный срез – «система», менее конкретный – «объединение», затем еще менее конкретный – «множество», а в основании находится наиболее абстрактный срез – «образование»).

Подход № 2 характеризует понятия, родственные организации и заключается в анализе этих понятий с позиции необходимости существования и содержания (наиболее конкретный срез – «структура (организация)»), затем менее конкретный – «способ связи», еще менее конкретный – «элементы и связи» и наиболее абстрактный – «объект».

Образование – идеализированный объект, материальный по своему происхождению и абсолютно неопределенный. Образование – это объект, рассматриваемый безотносительно к образующим его элементам и связям, или объект, состоящий из неразличимых элементов и связей. В зависимости от того, на каком уровне абстракции мы рассматриваем образование, можно говорить о нем как о множестве, объединении или системе. Когда мы говорим о системе, то характеризуем образование прежде всего с точки зрения его свойств и полностью пренебрегаем остальными, которые характеризуют образование, например, как объединение.

Поднявшись выше на уровень абстракции, мы обнаруживаем, что образование выступает уже не как система, а как объединение. Благодаря этому свойства, которые характеризуют образование как систему, отступили на второй план перед теми свойствами, которые характеризуют образование как объединение, хотя и не исчезли. Еще ступенью выше мы бы увидели, что представляет собой образование как множество, а еще выше – образование обнаружит себя как образование. Образование выступает в форме множества, объединения и системы. Аналогично множество выступает в форме объединения и системы, а объединение имеет в данном случае только одну форму – систему. Система является наиболее развитой и конкретной формой образования, а в более абстрактном плане – как особая форма объединения (Петрушенко, 1971).

Множеством является любая мыслимая совокупность образований, обладающая до некоторой степени разнообразием и определенностью (прежде всего количественной), целочисленностью и соразмерностью, отсутствующими (или почти отсутствующими) у отдельного образования. Множество – это объект, имеющий элементы и связи. В одном и том же множестве элементы и связи не изменяются ни в пространстве, ни во времени, оставаясь всегда одними и теми же (Петрушенко, 1971).

Объединение – это множество, которое по своему существованию и содержанию обусловлено случайностью, т.е. какой-либо внешней по отношению этого множества необходимостью. Внешняя необходимость может быть причиной возникновения у объединения некоторых общих «эмерджентных» функций временного или локального характера, но обусловленная ими общность, целостность и упорядоченность поведения объединения утрачивается сразу же по прекращении действия внешней необходимости. Объединение перестает быть объединением тем быстрее, чем более внешней по отношению к нему является эта необходимость. В системе, где действует не столько внешняя, сколько внутренняя необходимость, «эмерджентные» функции и особенности сохраняются, а иногда даже усиливаются, после исчезновения внешней необходимости. Система более независима от среды, чем объединение. Объединение, в отличие от множества, обладает не только качественной, но и количественной определенностью, поскольку его элементы, в отличие от элементов множества, способны изменяться во времени. Объединение – это объект, чьи элементы и связи изменяются в пространстве и во времени (Петрушенко, 1971).

Система – это объединение, обладающее внешней и внутренней необходимостью по своему существованию и содержанию. Части такого объединения, как система, называются подсистемами. Их взаимосвязь и существование внутренне необходимо обусловлены. Это качественно отличает подсистемы системы от частей обычного объединения (Петрушенко, 1971).

Существует более тысячи ее определений (Урманцев, 1978), в самом широком смысле под системой можно понимать совокупность любым способом выделенных из остального мира реальных или воображаемых объектов, но, поскольку такая формулировка мало продуктивна, на практике обычно используют более узкие определения (Баканов, 2000). Для выделения группы объектов в систему необходимо наличие некоторого интегративного свойства, что подчеркивается в одном из определений системы «Система S на объекте A относительно интегративного свойства (качества) есть совокупность таких элементов, находящихся в таких отношениях, которые порождают данное интегративное свойство» (Агошкова, Ахлибининский, 1998).

Система существенно отличается не только от своих подсистем, но и от окружающей среды. Различие между системой и средой не абсолютно, а относительно: среда, окружающая систему, может рассматриваться по отношению к ней как другая система.

У.Р. Эшби (1959) отмечал: «Реальные предметы могут давать целое множество одинаковых приемлемых «систем», которые могут очень сильно отличаться друг от друга по интересующим нас ... свойствам; и ответ на какой-либо конкретный вопрос может существенно зависеть от того, к какой системе он относится».

Информацию можно рассматривать как результат выбора или отбора, который совершает система, переходя в одно из возможных состояний. Процесс выбора основан на различении (сравнении) системой своих возможных состояний или, иначе говоря, состоит в реализации системой одного из ее возможных состояний путем перехода в это состояние. Информация связана с отражением, поскольку без него система не может осуществить различение (сравнение), а также с разнообразием, поскольку при однородности, однообразии также невозможно различение и сравнение. Способность воспринимать информацию обусловлена организованностью системы. Каждая система воспринимает информацию в меру своей организованности. То, что для одних систем является информацией, то для других может быть лишь энергетическим воздействием (Петрушенко, 1971).

Поскольку любой материальный объект может рассматриваться с точки зрения формы и содержания, внутреннего и внешнего, то разнообразие (однообразие) отличается от различия (сходства) тем, что разнообразие и однообразие есть характеристика неоднородности содержания объекта, тогда как различие и сходство есть характеристика неоднородности формы объекта. Разнообразие (однообразие) характеризует объект как бы «изнутри», а различие (сходство) – «извне» (Петрушенко, 1971).

Следует разграничивать между собой не только разнообразие (однообразие) и различие (сходство), но также различие (сходство) и различие (сравнение). Различие, как и сравнение, представляет собой условие передачи информации (Петрушенко, 1971).

Экологические системы относятся к омникаузальным системам, их структура определяется не элементами, а целостными свойствами системы, поэтому целостное описание такой системы содержит информацию, не выводимую из сколь угодно подробного описания ее на уровне элементов (Михайловский, 1984). Несводимость свойств целого к сумме свойств его элементов называют «эмерджентностью». Экосистемы относятся к классу интеркаузальных систем, структура которых не задается извне, а определяется внутренними свойствами системы. В таких системах структура всегда определяется функцией, а не наоборот (Баканов, 2000). Таким образом, адекватными подходами при изучении экосистем будут: стохастический, а не детерминистский; структурный, а не функциональный; холистический (интегративный), а не редуционистский. Причем вторые члены указанных пар не отрицаются, а рассматриваются как дополнительные (Михайловский, 1984).

Биоценотическая рабочая схема жизненных форм – биоморф М.П. Акимова. В своем обширном труде «Экоморфология» (1986) Ю.Г. Алеев отмечает, что применительно к животным термин и понятие жизненной формы впервые употребил ботаник Гамс (Gams, 1918). Он предложил систему жизненных форм, которая охватывала и растения, и животных. Однако его исследование имело ботаническую направленность и не привлекло достаточного внимания зоологов. Существенный вклад в развитие идеи жизненных форм животных сделали Фредерикс (Friederichs, 1930) и Д.Н. Кашкаров (1933, 1938, 1945).

Согласно Фредериксу к одной и той же жизненной форме относят-

ся те живые существа (виды, поколения или стадии развития), которые живут в сходных местообитаниях и ведут сходный образ жизни.

Д.Н. Кашкаров (1933) так определяет жизненную форму: «Тип животного, находящийся в полной гармонии с окружающими условиями, мы называем жизненной формой, беря этот термин у ботаников. В «жизненной форме», как в зеркале, отражаются главнейшие, доминирующие черты местообитания. Можно различать, например, тип нырца, тип землероя, тип древесного лазающего животного и т.д.». Д.Н. Кашкаров (1938) считал, что при установлении экологических типов или «жизненных форм» необходимо базироваться не на конституальных, филогенетических признаках, а на признаках адаптивных, приспособительных, между которыми и факторами среды существует определенная зависимость, гармония.

И.Х. Шарова (1986) так определяет понятие жизненной формы: «морфологическая организация группы организмов на любой фазе их индивидуального развития, независимо от степени их родства, отражающая характерные черты их образа жизни и возникающая под влиянием сходных факторов среды».

В 1948 г. М.П. Акимов опубликовал свою работу «Биоценологическая рабочая система жизненных форм – биоморф», в которой изложил свои представления о структуре биоценоза и о биоморфическом подходе к анализу структуры животного населения. Он так определяет биоморфу: «В аспекте биоценоза каждый вид растения или животного, входящий в его состав, следует рассматривать как определенную жизненную форму, понимая под этим термином тот или иной тип приспособления организма к основным факторам среды его обитания». При выделении биоморф важным является характеристика организма с точки зрения отношения его к абиотическим и биотическим факторам среды, а также в отношении места и роли его в биоценозе. Применение системы биоморф дает возможность кратко охарактеризовать каждый вид животного со стороны основного свойственного ему местообитания и формы передвижения, состава пищи и способа её добывания и, наконец, в отношении размеров его тела, которые в значительной мере определяют место, занимаемое видом в цепях и цикле питания (Акимов, Берестов, 1948).

В системе биоморф животных выделяются топоморфы, хемоморфы (для гидробионтов), климоморфы (для аэробиионтов) и трофоморфы (табл. 59).

Среди каждой из групп выделяются порядки. Так, топоморфы раз-

Таблица 59. *Биоценологическая рабочая система жизненных форм – биоморф М.П. Акимова*

| Порядок | | |
|--|--|--|
| I | II | III |
| Топоморфы | | |
| А) Гидробионты: - лимнофилы; - потамофилы; - реофилы; Б) Аэробиионты: - <i>гелобиионты</i> (побережники, тяготеющие к водоемам, гидрофилы); - <i>дримиобиионты</i> (тяготеющие к древесной и кустарниковой растительности); - <i>пойобиионты</i> (обитатели травянистых пространств и пустынь); - <i>эврибиионты</i> (убиквисты, обитающие в различных биотопах) | <i>Пелагобиионты</i> , бенто-пелагобиионты. <i>Бентобиионты</i> : литофилы, псаммофилы, пелофилы, макрофитофилы, перифитофилы. <i>Педобиионты</i> (обитатели поверхности почвы). <i>Стратобиионты</i> (обитатели почвенного покрова – мха, лишайника и мертвого настила). <i>Филлобиионты</i> (обитатели листьев, вегетирующих частей и цветков). <i>Кормобиионты</i> (обитатели стволов и ветвей деревьев и кустарников). <i>Эдафобиионты</i> (живущие в почве) | Парящие, плавающие, ползающие, полуприкрепленные, прикрепленные, роющие. Плавающие, ныряющие, бродные, бегающие, лазающие, летающие, роющие, буравящие |
| Хемоморфы (гидробионты) | | |
| <i>Галоморфы</i> : галофобы, галоксены, галофилы, галобиионты. <i>Сапроморфы</i> : катаробы, олигосапробы, мезосапробы, полисапробы. <i>Иономорфы</i> : эврионные, стеноионные | | |
| Климоморфы (аэробиионты) | | |
| - <i>Пойкилотермные</i> - <i>Гомойотермные</i> | <i>Годовики</i> (деятельные весь год) <i>Сезонники</i> (деятельные часть года) | Летующие (деятельные весь вегетационный период); весенние, летние, осенние |
| Трофоморфы | | |
| <i>Альго-сестофаги</i> | Щупальщики, фильтровальщики активные и пассивные, седиментаторы. | Микрзои – до 0,1 см |
| <i>Фитофаги</i> | Перифитофаги, макрофитофаги, листоеды, травоеды, древоеды, корнееды, плодоеды, семееды, медоеды, сокоеды. | Звенья: Беспозвоночные: I – от 0,1 до 1 см; II – от 1 до 3 см; III – свыше 3 см. Позвоночные: IV – до 30 см; V – от 30 до 60 см; VI – от 60 до 150 см; VII – свыше 150 см. |
| <i>Зоофаги</i> | Охотники, засадчики активные и пассивные, осмотрщики, обшарщики. | |
| <i>Сапрофаги</i> | Копрофаги, некрофаги, илофаги, геофаги | |
| <i>Эврифаги</i> | Обшарщики, осмотрщики | |
| <i>Паразиты</i> | Временные, стационарные, периодические | |

деляются на гидробионтов и атмобиионтов. Категоризация топоморф I порядка среди аэробиионтов аналогична ценоморфам А.Л. Бельгарда. Гелобиионты соответствуют пратантам и поллюдантам; дримиионты – сильвантам; пойобиионты – степантам. Выделяется группа эврибиионтов. Порядок II топоморф аэробиионтов в большей степени соответствует термину «топоморфа» и отражает местоположение животного в горизонтальной структуре биоценоза. Выделяются обитатели поверхности почвы – педобиионты и обитатели почвенного покрова – подстилки, мха, лишайников. В современной номенклатуре этим топоморфам среди беспозвоночных соответствует название герпетобиионты. Обитатели листвы, цветков и вегетирующих частей растения отнесены к группе филлобиионтов. Обитатели стволов и ветвей деревьев и кустарников называется кормобиионтами. Почвенные животные называются эдафобиионтами (сейчас более распространено название педобиионты). Важный акцент в отношении пространственного фактора в системе М.П. Акимова играет способ передвижения. Он выделяет среди аэробиионтов плавающих, ныряющих, бродных, бегающих, лазающих, роющих, летающих, роющих и буравящих.

Топоморфы М.П. Акимова отражают позиционирование вида животного в экологическом пространстве, представленном ценотической проекцией, предпочтением определенного горизонтального яруса биогеоценоза и способом передвижения.

Экоморфы А.Л. Бельгарда. Основой анализа экологической структуры сообществ живых организмов, отмечал А.Л. Бельгард (1950), является жизненная форма. Под анализом структуры понимается выявление взаимосвязей живых организмов и среды, а также установление степени приспособления отдельных частей сообщества к наиболее важным элементам биогеоценоза. Приспособления видов к биоценозу в целом и к каждому из структурных элементов экотопа в отдельности (климатопа, гелиотопу, термотопу и т. д.) называются экоморфами. Экоморфы отличаются от жизненных форм, под ними чаще всего принято понимать приспособления, которые отражаются во внешнем облике растения. Жизненные формы, как известно, не всегда сопряжены с изменениями в морфо-анатомической структуре, что в первую очередь касается приспособлений к почвенному плодородию и к термическим условиям.

Для установления экологической характеристики видов, очевидно, надо исходить из следующих положений:

- ♦ экологическую характеристику видов составлять в региональном разрезе;
- ♦ для сопоставления и сравнимости различных видов их экологическую характеристику относить к определенной фазе развития;
- ♦ необходимо учитывать факультативность и облигатность экологических свойств тех или иных видов.

В предлагаемой схеме подчеркивается отсутствие равноценности фито- и зоокомпонентов ценоза, которые, вне всякого сомнения, тесно друг с другом связаны.

Система фитокомпонентов, связанных с экотопом, образует фитоценоз. Зооценоза в природе не существует, а есть только определенная система зоокомпонентов, населяющих фитоценоз. Биоценозом следует называть фитоценоз с животным населением.

Экотоп, представляющий сложное сочетание неорганических факторов, может быть искусственно разделен на климатопа – участки с одинаковым комплексом климатических факторов и эдатопа, отличающийся одинаковыми почвенно-грунтовыми условиями.

Продолжая абстрагирование отдельных элементов среды дальше, можно климатопа расчленить на гелиотоп – участки с одинаковым световым режимом и термотоп – участки с одинаковыми термическими условиями. В свою очередь эдатопа, как это предлагает П.С. Погребняк (1955), можно представить как единство трофотопы и гигротопы, где под первым принято понимать местообитания с одинаковым плодородием, а под вторым – участки с одинаковым увлажнением.

В приводимой схеме прежде всего демонстрируются приспособления видов к фитоценозу в целом, такие экоморфы можно было бы назвать ценоморфами, затем идут адаптации к климату в целом – климаморфы, к гелиотопу – гелиоморфы и к термотопу – термоморфы.

В основании этой схемы находятся трофоморфы – приспособления к почвенному плодородию и гигроморфы – приспособления к соответствующим гигротопам.

Среди ценоморф различают сильванты (лесные виды), степанты (степные виды), пратанты (луговые виды), палюданты (болотные виды), галофиты (виды, связанные с засоленными почвами) и рудеранты (сорные виды).

Под климаморфами разумеются раункиеровские жизненные формы, которые, по словам творца этой системы (Raunkier, 1934), «охва-

тывают все адаптации растения к климату в самом широком понимании этого слова». Раункиеровские жизненные формы – климаморфы – выделяются более или менее четко, и некоторые исследователи называют их основными формами.

Уточняя отношение растительных видов к световой обстановке, выделяют следующие гелиоморфы: гелиофиты (символ He) – облигатные световые растения, сциогелиофиты (ScHe) – факультативные световые растения, гелиосциофиты (HcSc) – факультативные теневые растения, сциофиты (Sc) – облигатные теневые виды.

Среди термоморф можно различать олиготермофиты (OgT) – холодостойкие растения тайги и тундры, мезотермофиты (MsT) – умеренно-холодостойкие виды зоны широколиственных лесов, мегатермофиты (MgT) – теплолюбивые растения степей и пустынь.

Трофоморфы представлены олиготрофами (OgTr) – видами, обитающими на бедных почвах, мезотрофами (MsTr) – видами, обитающими на почвах среднего плодородия, и, наконец, мегатрофами (MgTr) – растениями, тяготеющими к почвам большого почвенного плодородия; среди трофоморф полезно порой различать нитрофильную группу (Nitr), связанную с почвами, обогащенными азотом, ацидофилы (Ac), связанные с более кислой реакцией, и кальциефилы, обитающие на почвах, обогащенных известью.

Наконец, приспособления к условиям почвенного увлажнения – гигроморфы, помимо основных типов – ксерофитов (символ Ks), мезофитов (Ms) и гигрофитов (Hgr), представлены своеобразными гигроморфами галофитов, которые известны в виде ксерогалофитов (символ KsHal), мезогалофитов (MsHal) и гигрогалофитов (HgHal).

Экологический анализ поемных лесов не может удовлетвориться выяснением соотношения указанных выше гигроморф. Здесь необходимо считаться с таким важным фактором, как поемность, которая оказывает свое влияние на весь комплекс факторов экотопы. В связи с этим порой возникает необходимость различать экоморфы поемности.

Весьма сложным и трудным в установлении экоморф является вопрос, что положить в основу их выделения.

А.П. Шенников (1941) видит три способа решения этой проблемы: морфологический, топографический и физиологический. Морфологический критерий в установлении экологии вида базируется, как известно, на изучении морфологических особенностей, иллюстрирующих его экологические особенности.

Топографический подход заключается в установлении экологических особенностей вида на основании распределения растений, т. е. на основании их географии и топографии.

Наконец, физиологический принцип выделения экоморф заключается в изучении физиологических различий между видами.

Относя тот или иной вид к определенной экоморфе на основе его топографии, мы ищем подтверждение правильности решения этого вопроса в его морфологических признаках.

Гигроморфы и трофоморфы для экологического анализа играют руководящую роль.

Учитывая наличие видов с широкой и узкой экологической амплитудой, можно говорить об облигатности и факультативности тех или иных экоморф. Нередки случаи, когда экологическая факультативность какого-нибудь вида существует до тех пор, пока критическая обработка не расчленяет его на более мелкие виды, каждый из которых характеризуется определенной стенопопностью.

Жизненная форма и животное население. Для анализа животного населения используются разные подходы, при которых внимание уделяется различным аспектам: географическому, ценоотическому, эколого-морфологическому и т.д.

Д.Н. Кашкаров (1933) справедливо полагал, что не видовой состав, а преобладание и соотношение тех или иных жизненных форм характеризуют сообщество.

В каждой зоне можно выделить группу видов, наиболее характерную для зональных сообществ (тундровые, степные, лесные, таежные, неморальные и т.д.). Эти категории в адаптивном отношении аналогичны таким, как «луговой», «болотный», «псаммофильно-прибрежный», отражающим связь с незональными местообитаниями. Очевидно, все эти понятия следует рассматривать в системах жизненных форм и адаптивных типов наземных животных (Чернов, 1975).

Видовой принцип в настоящее время господствует в исследованиях структуры сообществ, но такой подход явно односторонен (Чернов, 1971). Иногда однотипные сообщества могут не иметь общих видов, а разнотипные – дают высокие значения индексов видового сходства. Широко известно явление экологического викариата (заместительства). Сами по себе факты доминирования вида в разных сообществах свидетельствуют лишь о степени его эврибионтности, но мало информативны в отношении установления особенностей

сообщества, так же как смена доминирующих видов не может служить поводом для изменения статуса рассматриваемой группировки без решения вопроса о том, какие конкретно изменения в структуре животного населения и сообщества в целом вытекают из этой смены (Баканов, 2000).

Жизненная форма – это тип внешней морфологии, отражающей важнейшие моменты образа жизни, отношения вида к среде. В характеристику жизненной формы животных прежде всего должны включаться особенности движения, способа добычи пищи, отношения к субстрату, формы тела и т.д. (Чернов, 1975).

Оценка средообразующей деятельности разных групп животных требует использования принципов сравнительной морфологии животных не только в пределах классического филогенетического анализа, но и для характеристики адаптивных особенностей организмов, прежде всего тех, которые имеют важное средообразующее значение (Стебаев, Колпаков, 2003).

Фенетическая классификация животных, главный принцип которой – сходство, существует наряду с систематикой, но преследует совершенно иные, чем систематика, цели. Такая классификация является экологической, так как она основывается на выявлении конвергентной адаптивной близости, отражающей отношения организмов со средой. Принципиальное различие между систематикой и экологической классификацией состоит в том, что у первой имеется единый критерий на всех ступенях таксономии (филогенез), тогда как у второй его нет (Чернов, 1975). В работе И.В. Стебаева и В.Э. Колпакова (2003) предложена система экоморф (жизненных форм) почвообитающих личинок насекомых, в основе которой лежит фенетический принцип. Почвообитающие личинки разделяются по двум ординатам морфоадаптивных признаков: 1) «типы конфигурации личинок», т.е. соотношение ширины и длины тела, имеющих прямое отношение к использованию скваженности почв; 2) кутикулизация и пигментация покровов, связанные с механическими свойствами почвенной среды в целом и передвижением личинок на разной глубине почвенного профиля. Стоит отметить, что эти ординаты могут быть использованы не только для почвообитающих личинок, но и для других групп почвенных животных.

Конвергентное сходство, лежащее в основе представлений о жизненных формах, приспособительных типах и т.д., независимо и несопоставимо по разным признакам. Так, высший ранг таксонов

по характеру трофических отношений не обязательно должен соответствовать высшему уровню таксонов по типу передвижения или отношения к субстрату. Ю.И. Чернов (1975) считает, что единая экологическая система организмов невозможна, хотя некоторые авторы и отстаивают ее целесообразность. Классификационные схемы по различным критериям независимы. Примером могут служить трофическая классификация организмов, система вертикально-ярусных жизненных форм (Арнольди, 1937; Gisin, 1943; Бей-Биенко, 1950; Стебаев, 1970 и др.).

Жизненные формы – понятие не таксономическое, в основе их выделения лежат совершенно другие принципы, не филогенетические, а адаптивные. Поэтому выделение жизненных форм можно и должно производить не в пределах систематического таксона, а в пределах экологической целостности (Березина, Мордкович, 2000).

Категории, отражающие адаптацию к зонально-климатическим условиям, должны входить в виде составных частей в специальные классификационные ряды, независимые от прочих систем жизненных форм и морфоэкологических типов. Ю.И. Чернов (1975) отмечает, что в таких понятиях, как «степной», «пустынный» заключен двойственный смысл (дуализм): с одной стороны, характеристика вида с точки зрения хорологии (связь с определенным типом растительного покрова и почв), а с другой – эколого-физиологические особенности, обусловленные обитанием в данной климатической обстановке, что часто не обнаруживает параллелизма с биотопическими связями. По терминологии А.Л. Бельгарда (1971), принадлежность живых организмов к категории «степных», «пустынных», «лесных» и т.д. определяет ценоморфу этих организмов. Помимо ценоморф, выделяются другие группы экоморф – трофоморфы (для растений), гелиоморфы, гигроморфы, галоморфы. Эти экоморфы также имеют дуалистический характер – они несут хорологическую нагрузку (пространственное совпадение с соответствующими экологическими условиями) и отражают адаптивные особенности живых организмов к соответствующим факторам среды. Поэтому далеко не всегда представители одной экоморфы могут обладать подобными морфологическими особенностями. Для установления принадлежности к соответствующей экоморфе чаще может быть применено изучение распределения живых организмов в экологическом континууме.

Такая экологическая группа, как трофоморфа животных (трофическая группа) не имеет хорологической составляющей и по своей

природе является морфо-адаптивным свойством животного. Трофоморфа животного легко может быть установлена по морфологическим признакам ротового аппарата (Стриганова, 1980).

Обычно такие формы, как лесной вид (с более мелкими подразделениями – древесный, лесной наземный и др.), считают частным случаем приспособления к конкретным условиям жизни, но отнюдь не к климату лесных зон вообще. С точки зрения фауногенеза типичный лесной вид мог бы сформироваться и вне системы лесных зон (Чернов, 1975). Этот принцип формирования экоморф имеет важное следствие – принадлежность организма к экоморфе определяется не только характером исторического развития вида, таксона и совокупности таксонов на определенной территории (фауногенезом), но и текущей экологической обстановкой и является результатом напряженных экологических взаимодействий. Поэтому экоморфы и спектры экоморф имеют существенное информационное наполнение для описания экологических процессов в экосистеме.

Многие исследователи отмечали недостаточность разбиения живых компонентов экосистемы только по таксономическому признаку. Концепция сообщества должна включать некоторое число разбиений, соответствующее принципам организации любого сообщества, а не систематической принадлежности организмов (Бергман, Виленин, 1975). Морфологическому многообразию противостоит единство основных функций живых существ. Поэтому оказывается возможным за взаимодействующие между собой элементы экосистем принимать не популяции особей определенного вида, а объединенные некоторым функциональным сходством совокупности особей, принадлежащие к видам разного систематического положения (Винберг, 1967).

В экологии используется большое множество способов для определения функциональных групп, и эта практика имеет долгую историю (Raunkiaer, 1934). Функциональная группа определяется как совокупность видов, которая демонстрирует либо сходный ответ на изменения окружающей среды, либо оказывает сходное воздействие на экосистемные процессы. Кроме того, функциональная группа может быть идентифицирована как кластер в признаковом пространстве, который выделен средствами многомерной статистики, без априорной классификации по отношению к реакции на окружающую среду либо по влиянию на экосистемные процессы (так называемые эмерджентные группы). Неделимыми единицами биогеоценоза мо-

гут быть группы организмов, выполняющих «геохимическую работу» как единое целое (Гладышев, 1990). Такие группы обозначают термином «экон» (Heatwole, 1989). Экон можно рассматривать как элементарную экологическую единицу, включающую группу организмов, использующих одни и те же ресурсы одинаковым образом, играющих одинаковую роль в экосистеме, т. е. занимающих близкие или сильно перекрывающиеся экологические ниши. Указанный термин близок к понятию «экобиоморфы» (Алеев, 1986), но более дифференцирован (Баканов, 2000).

Термины «функциональная группа» и «функциональный тип» часто используются как синонимы. Другие близкие термины – «гильдия» и «экологическая группа» имеют тесное отношение к концепции экологической ниши (Simberloff, Dayan, 1991). Под функциональным разнообразием понимается множество и количественное проявление признаков организмов, которые влияют на экосистемные свойства (Tilman, 2001). Функциональное разнообразие может быть представлено различными способами. Это может быть число и относительное обилие функциональных групп (Tilman et al., 1997; Hooper, 1998), «множество взаимодействий с экологическими процессами», среднее различие между видами по функциональным признакам (Walker et al., 1999).

Таким образом, функциональная группа – понятие по существу тождественное понятию экоморфа.

Зональные различия животного мира по составу приспособительных типов и жизненных форм носят количественный характер, т. е. в первую очередь сводятся к степени представительности (число видов) и удельного веса в сообществах (величины обилия) тех или иных морфоэкологических групп. Каждой зоне свойствен спектр приспособительных особенностей и жизненных форм с характерным количественным соотношением (Чернов, 1975).

С самого начала развития синэкологии ученые в разных странах использовали различные наименования животных компонентов сообществ: «животные формации» (Stuxberg, 1885), animal community (Shelford, 1913), presociety и presocieties (Shelford, Towler, 1926; Smith, 1928), Lebensgemeinschaften der Tiere европейских авторов, «зоокомпоненты», «зоота», «зооценоз» и др. (цит. по Чернов, 1975). Последний термин, а также аналогичные ему («орнитоценоз», «энтомоценоз» и т. д.) широко используются в отечественной литературе. Однако они неоднократно подвергались критике (Кашкаров, 1944).

По мнению многих авторов, ценозом рационально называть комплексы организмов, объединяемых прежде всего трофическими и другими биоценотическими связями, которые минимальны между особями одной систематической группы. Безусловно, семантически употребление слова «зооценоз» не противоречит тому широкому смыслу, который часто вкладывается в термины «биоценоз» и «фитоценоз», однако в любом случае это выражение неудачно, так как дает повод для противоречивых толкований.

Начиная с 20-х годов стал использоваться термин «животное население», свободный от недостатков, упомянутых выше (Чернов, 1975). Его смысл впервые обосновал В.А. Догель (1924), который наметил принципы структурного анализа животного населения.

Ю.И. Чернов (1975) выделяет три аспекта изучения структуры животного населения: 1) собственно морфологический – ярусно-сингулярная дифференцировка, соотношение экологических форм (в том числе трофический состав), размерные градации, особенности дифференцированности компонентов, характера доминантности, разнообразия, полнотности, фаунистической насыщенности и т.д.; 2) хронологический – распределение группировок животного населения и изменение их структуры по профилю ландшафта, микробиотопическая и общая ландшафтная структура животного населения, сложность, контрастность, мозаичность, комплексность и т.д.; 3) сукцессионно-динамический – циклические (суточные, сезонные, многолетние) и необратимые поступательные динамические процессы, через которые неизбежно преломляются все прочие особенности структуры. Указанные аспекты отображают животное население в различных размерностях физического пространственно-временного континуума. Его необходимо дополнить проекцией в размерностях экологического пространства. Животное население включено как подсистема в состав системы более высокого уровня – биогеоценоз, поэтому продуктивным представляется рассмотреть организацию животного в типологических ординатах биогеоценоза.

Матричный подход для описания разнообразия. В своей работе В.К. Шитиков и Г.С. Розенберг (2005) задаются вопросом: «Что доступно непосредственному наблюдателю экосистемы? Оказывается, что не сама экосистема, а только таблица измерений, привязанная к датам и точкам отбора проб». Согласно математическим традициям каждой строке такой таблицы соответствует определен-

ный объект или явление изучаемой системы, а в столбцах таблицы размещаются значения или метки признаков (табл. 60). Различие в терминах не существенно, но применение матричной идеологии позволяет распространить идеи матричной математики на описание экологического разнообразия, что позволяет значительно расширить возможности.

Таблица 60. Типовой способ описания экологических данных для дальнейшей характеристики экологического разнообразия – экологическая матрица

| Объект | Дата измерения | Признак 1 | Признак 2 | Признак 3 | ... | Признак s-1 | Признак s |
|----------|----------------|-----------|-----------|-----------|-----|-------------|-----------|
| Объект 1 | Дата 1 | | | | ... | | |
| Объект 1 | Дата 2 | | | | ... | | |
| Объект 2 | Дата 3 | | | | ... | | |
| ... | | ... | ... | ... | ... | ... | ... |
| Объект r | Дата k | | | | ... | | |

В зависимости от задач исследования и тех учетных единиц, которые используются для оценки биоразнообразия, строки и столбцы экологической матрицы могут иметь различное содержание.

Объектом-носителем **фенетического (генетического)** разнообразия является особь (экземпляр) со свойственным ей множеством элементарных признаков (Шитиков, Розенберг, 2005).

В строках экологической матрицы может размещаться множество R особей организмов определенной филогенетической группы, которые выделены и описаны в изучаемом местообитании. Круг параметров S, учитываемых при построении многомерного пространства и представленных столбцами таблицы, может быть неограниченно широк и включать произвольные фенотипические признаки, возрастные показатели, особенности морфологии особей, последовательности ДНК, RAPD-отпечатки, данные по гибридизации ДНК и о её вторичной структуре, частоты аллозимов и т.д. (Шитиков, Розенберг, 2005; Barker, 2002). На основании подобной матрицы можно получить матрицу мер сходства видов сообщества (кладограмма), исходя из которой вычислить филогенетическое разнообразие сообщества (Faith, 1992). Так, филогенетическое разнообразие сообществ древесных птиц Новой Зеландии, рассчитанное на основании данных по гибридизации ДНК, позитивно линейно связано с видовым богатством сообществ. Но, как замечают авторы исследования, фило-

генетическое разнообразие несет дополнительную информацию о разнообразии сообщества. Так, несмотря на положительную корреляцию с видовым богатством, в сообществах с примерно равным числом видов филогенетическое разнообразие может существенно различаться (Barker, 2002).

В исследованиях по морфоэкологической классификации 78 видов приводных жуков Евразии матрица из 16 морфологических характеристик была обработана средствами факторного анализа (Березина, Мордкович, 2000). Это позволило авторам выделить тенденции изменчивости морфологических признаков жуков, которые не зависят от таксономической принадлежности (на уровне семейств). Важными аспектами изменчивости являются линейные размеры животных, а также признаки, которые отвечают за степень контакта с субстратом, уровень мобильности и способ передвижения (Березина, Мордкович, 2000).

В пространстве признаков S фенотипическая изменчивость местообитания отображается облаком точек, каждая из которых соответствует одной особи или группе экземпляров с общей характеристикой, как это обычно бывает в систематических описаниях видов. Тогда мерой биологического разнообразия местообитания на уровне особи может служить сумма всех таксономических расстояний между точками. Простейший способ измерить расстояние – евклидова дистанция, которая, если в матрице признаков используются только величины 0 и 1, трансформируется в меру Хемминга – число признаков, различающих соответствующие объекты или группы экземпляров. Для r особей простейшая мера феноразнообразия – сумма чисел различающихся признаков для $r(r-1)/2$ попарных сравнений экземпляров (групп).

Принципиально иной характер принимает экологическая матрица при оценке **видового** разнообразия. Для некоторого местообитания в установленный момент времени можно зафиксировать наличие счетного множества P особей, каждую из которых по определенному правилу можно отнести к одному из S таксонов (групп, классов), причем все особи внутри одного таксона считаются совершенно идентичными. Данные о каждом наблюдении записывают последовательно в строки экологической матрицы, столбцами которой являются метки таксонов (видов), а тело таблицы составляют показатели таксономического обилия p_{ij} (например численность особей каждого вида). В простейшем случае видовое разнообразие рассчитывают

отдельно для каждой строки, причем единственная информация, используемая для оценки такого пространственно-временного среза, заключается в том, насколько велика мощность множества P и как его элементы распределяются по S таксонам. Таким образом, каков бы ни был алгоритм расчета видового разнообразия, обоснованность полученной оценки напрямую зависит от обоснованности выбора системы группировки (Шитиков, Розенберг, 2005).

Экологическое сообщество феноменологически принято рассматривать как *таксоценоз*, т.е. как «систему разнообразно взаимодействующих дифференцированных по нишам популяций» (Уиттекер, 1980). Предполагается естественная структурированность выделенного множества экземпляров, задающая определенные рамки его разбиения по группам. Такую группировку организмов можно выполнить как по *филетическому* (группировка по родству), так и *типологическому* принципу (Шитиков, Розенберг, 2005).

Филетическая систематика может подразделяться на иерархические уровни с серией подуровней: подвид, вид, род, семейство и т.д., вплоть до царства. Данные по таксономической иерархии сообщества могут быть использованы для построения матрицы мер таксономического сходства, по которой может быть рассчитано таксономическое разнообразие сообщества (Загороднюк и др., 1995; Емельянов, 1999; Warwick, Clarke, 1995; 1998; Clarke, Warwick, 1998; 1999).

Нефилетические, или типологические, группировки осуществляются по тем или иным категориям признаков, не сводимых к родству. Примером могут служить жизненные формы, стратегии жизни, цено типы, типы метаболизма, сукцессионный статус видов (т.е. место в сукцессионных рядах или системах) и т.д. (Шитиков, Розенберг, 2005). Структура жизненных форм растительного сообщества по Раункиеру можно представить количественно в виде индекса, который по существу является одной из мер экологического разнообразия (Roy et al., 2004).

Структуры филетического и типологического разбиений дополняют друг друга. Предложено рассматривать множество описаний сообщества с помощью индексов разнообразия среды, индекса жизненных форм, индекса Шеннона–Винера, индекса таксономического разнообразия и функционального индекса как **вектор разнообразия экосистемы** (Roy et al., 2004). Эта идея очень продуктивна. Вектор разнообразия экосистемы подразумевает тот факт, что нет единственного наиболее информативного индекса для опи-

сания феномена экологического разнообразия. В экологическом разнообразии существует множество аспектов, для характеристики которых необходимо множество параметров, формирующих вектор. Элементы вектора не являются информационными дубликатами, которые несут очень близкую с экологической точки зрения информационную нагрузку, например индексы Шеннона и Симпсона. По данным ряда исследований между этими индексами существует высокая позитивная корреляционная связь. Поэтому применение, помимо одного из индексов видового разнообразия (например Шеннона) дополнительно других индексов видового разнообразия (например, Симпсона и/или Бергера–Паркера и др.) часто не дает существенного прироста информации. Прирост информации от применения дополнительных индексов видового разнообразия зависит от формы мультифрактального спектра сообщества (Иудин, Гелашвили, 2002; Иудин и др., 2003).

В состав вектора разнообразия экосистемы входят индексы, которые отражают различные стороны разнообразия (Roy et al., 2004). Но без формальной процедуры установления взаимосвязи между элементами вектора это положение является интуитивным. Сами аспекты экологического разнообразия не являются установленными и нет процедуры их выявления.

Описание таксономического разнообразия (филума или биоты некоторой территории), обычно представляемое длинными систематическими списками, как правило, дополняется характеристикой каждого таксона по комплексу типологических признаков. Сопреженность таксономического и типологического описаний ложится в основу организации баз и банков типологической информации об организмах. Однако информация о любом типе разнообразия поступает все же через виды как фундаментальные единицы биоразнообразия (Шитиков, Розенберг, 2005).

При построении таксоценозов в подавляющем большинстве случаев используется филетическая группировка по видам, т.е. число таксонов S эквивалентно числу видов, встретившихся в местообитании. Это не является догмой, а лишь устоявшейся практикой, и вполне привлекательной альтернативой является оценка разнообразия, скажем, по типу питания (Шитиков, Розенберг, 2005).

7.2. РАЗНООБРАЗИЕ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ТЕХНОЗЕМОВ

Как предварительный этап для реабилитации нарушенных земель с целью сельскохозяйственного использования исследовано применение естественного самозарастания и восстановления лесных насаждений на территориях, нарушенных открытыми горными разработками (Alexander, 1989; Wade, 1989). Предложено проведение обсеменения мест добычи полезных ископаемых как подход, снижающий эрозию (Rosiere et al., 1989). Однако другие авторы не поддерживают такую точку зрения, так как эта процедура не допускает либо сильно задерживает развитие более полезных видов растений (Chambers et al., 1987; Andersen et al., 1992).

Формирование естественной растительности способствует стабилизации почвенного покрова, началу активной биологической деятельности, интенсификации почвообразования и улучшению физических и химических свойств почвы так, что сельскохозяйственное использование почв может быть возобновлено через 20–30 лет (Warman, 1988; Gonzalez et al., 1991).

Кластерный анализ позволил установить связь между составом растительности на различных этапах сукцессии и почвенными характеристиками. Показано, что растения могут быть индикаторами деградации либо реабилитации почвы (Paniagua et al., 1999). Исследования, основанные на применении биоиндикации, имеют значительные возможности для оптимизации различных систем рекультивации влияния на политику в области трансформации и управления ландшафтами (Iverson, Wali, 1982; Pakeman et al., 1997; Paoletti, 1999).

Есть точка зрения, в соответствии с которой перед началом горных разработок необходимо провести исследование разнообразия растительности. Полученная информация будет ориентиром для дальнейшего восстановления территории (Iverson, Wali, 1982; Pakeman et al., 1997; Paoletti, 1999).

Почвенная температура является информативным индикатором экологического состояния территории и важным почвенным свойством (Panagoroulos, 2012). Изменения почвенной температуры влияют на почвенные свойства, почвообразование и рост растений. Высокая температура почвы увеличивает испарение влаги из верхних почвенных горизонтов и уменьшает доступность влаги для растений. Термальные свойства зависят от типа почвы, шероховатости поверхности почвы, порозности, влажности, цвета почвы, плотности

почвы, скорости ветра, облачности, топографии, температуры воздуха, относительной влажности, химических свойств, почвенной структуры и растительного покрова (Geiger, 1973). Снег и растительная подстилка снижают флуктуации почвенной температуры. Темноокрашенные почвы и светлоокрашенные песчаные почвы могут абсорбировать соответственно 80 и 30 % поступающей солнечной радиации (Panagoulou, 2012).

При начале работ по рекультивации земель важно получить специфичную биологическую информацию и инкорпорировать её в географические информационные системы для поддержки принятия решений при планировании стратегии рекультивации и охраны природы (Panagoulou, Hatzistathis, 1995).

На участке рекультивации почвы после добычи бурого угля открытым способом было проведено описание растительности по регулярной сетке (Panagoulou, 2012). В результате с помощью метода индикаторных видов были выделены 7 фитосоциологических групп. Геоэкологический анализ позволил установить связь между типами фитосоциологическими группами и степенью развития почвенного покрова.

В ряде работ проведено изучение почвенной гетерогенности в лесах и на участках рекультивации (Schafer, 1979; Vauclin et al., 1982; Grigal et al., 1991; Boruvka, Kozak, 2001; Fitzjohn et al., 2002) с целью выяснения минимальной площади, которую можно признать однородной при воссоздании растительного покрова. В большинстве случаев наблюдались пространственно регулярные паттерны, которые следует учитывать при планировании отбора проб (Eastment et al., 1989).

Как отмечает Т. Панагопулос (Panagoulou, 2012), цвет является наиболее очевидным и легко определяемым почвенным свойством, на которое первым обращают внимание при описании почвы. Значение почвенного цвета состоит в возможности его применения для оценки других важных почвенных характеристик и для выводов относительно генезиса почв и использования земель (Келеберда, 1978).

Для характеристики различных аспектов разнообразия выделяют альфа-, бета- и гамма-компоненты. Альфа разнообразие (α) измеряется как число видов в пределах отдельной пробной площади. Гамма разнообразие (γ) зависит от совокупного числа видов в пределах определенного географического пространства. Бета разнообразие (β) представляет собой отношение видового богатства всей территории к среднему значению числа видов в пределах отдельной пробной площади (Whittaker, 1960).

В целом на исследованной территории γ -разнообразие составляет 51 вид растений (табл. 61). Наибольшим видовым богатством характеризуются дерново-литогенные почвы на лессовидных суглинках (31 вид растений), несколько по видовому богатству уступают дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах (27 видов). Значительно ниже видовое богатство на педоземах (25 видов) и дерново-литогенных почвах на серо-зеленых глинах (23 видов).

Таблица 61. Индексы разнообразия растительного покрова техноземов

| Тип технозема | S | Число видов на пробу | | | Beta* | H |
|--------------------|----|----------------------|-------|-------|-------|------|
| | | среднее | -95 % | +95 % | | |
| Красно-бурые глины | 27 | 3,53 | 3,32 | 3,74 | 7,65 | 2,89 |
| Лессы | 31 | 3,00 | 2,81 | 3,19 | 10,33 | 1,72 |
| Серо-зеленые глины | 23 | 2,81 | 2,69 | 2,92 | 8,20 | 3,29 |
| Педозем | 25 | 2,25 | 2,10 | 2,40 | 11,11 | 3,37 |
| Всего | 51 | 2,90 | 2,81 | 2,99 | 17,61 | 3,41 |

Число видов на пробу в пределах каждого типа технозема является мерой локального α -разнообразия. Этот показатель варьирует от 2,25 (педоземы) до 3,53 (дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах).

Соответственно показатель β -разнообразия указывает на наибольшее разнообразие растительности педоземов (11,11), а наименьшее – на литогенных почвах на красно-бурых глинах (7,65). Литогенные почвы на лессовидных суглинках по уровню β -разнообразия ближе к педоземам (10,33), а техноземы на серо-зеленых глинах (8,20) – к техноземам на красно-бурых глинах.

Индекс, который основывается на модели Аррениуса «число видов-площадь», также описывает β -разнообразие

$$S = c X^z,$$

где X – площадь; c , z – параметры. Параметр z является мерой β -разнообразия. Среднее значение этого показателя в нашем случае равно 0,83. Квантили равны: 0 % – 0,00; 25 % – 0,68; 50 % – 0,83; 75 % – 1,00; 100 % – 1,00. Индекс β -разнообразия имеет важное значение для понимания природы видового разнообразия изучаемого участка. Он позволяет оценить степень гетерогенности таксономической структуры и прежде всего видового разнообразия. Критери-

ем отличия однородной структуры от закономерно изменяющейся в пределах градиента окружающей среды является значение z . Если этот индекс меньше 0,3, то речь идет о выборке из одного сообщества (Oksanen et al., 2011); в противном случае мы имеем выборку из гетерогенной структуры. В нашем случае рассматривается не одно, а несколько сообществ, которые обмениваются видами между собой, так как среднее значение $z = 0,83$, которое значительно превышает пороговый уровень.

β -разнообразие группы пробных площадей, сформированных по некоторому признаку (например тип почвы), может быть представлено как среднее расстояние от данной пробной площади до центра группы, к которой эта пробная площадь принадлежит. При этом центр определяется в пространстве главных координат выбранной меры различия (в нашем случае – z -параметр) (рис. 103).

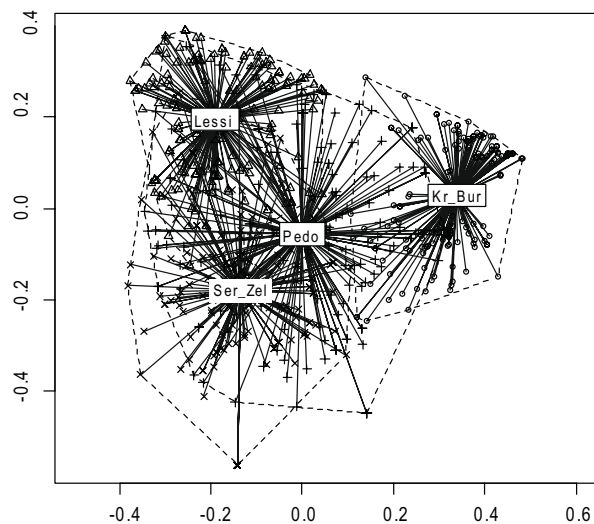


Рис. 103. Структура β -разнообразия растительных сообществ экспериментального участка: *Lessi* – дерново-литогенные почвы на лессовидных суглинках; *Kr_Bur* – на красно-бурых глинах; *Ser_Zel* – на серо-зеленых глинах; *Pedo* – на педозёмах

Анализ графического представления β -разнообразия свидетельствует о том, что растительное сообщество экспериментального участка в большей степени является континуальным образованием, чем представлено дискретными структурами. Безусловно, каждый

тип технозёма характеризуется некоторой степенью специфичности растительного покрова. Однако процессы взаимопроникновения растительных группировок, характерных для соответствующего типа технозёмов, весьма существенны. Высокая степень взаимопроникновения, а следовательно, и подобия растительных группировок, позволяет провести сравнение экологических условий в пределах каждого типа технозёма между собой. Ведь отсутствие общих видов растений либо минимальная степень пересечения делает сравнение весьма проблематичным.

Нельзя сбрасывать со счетов фактор пространственной близости полигонов с различными типами технозёмов, который находит свое выражение в масс-эффекте, или висинизме (Shmida, Ellner, 1984; van der Maarel, 1995).

Висинизм предполагает, что в условиях гетерогенного ландшафта локальное видовое разнообразие будет большим, так как виды из соседних местообитаний могут проникать в данное местообитание, даже если условия в нем не очень благоприятны для роста и развития (Zelený et al., 2010).

Кроме того, анализ графического представления β -разнообразия позволяет составить гипотезы о природе различий растительных группировок. Так, сообщества растений на красно-бурых глинах обладают значительной качественной обособленностью, о чём свидетельствует минимальное пересечение облака сайтов, соответствующее этому типу технозёмов, с облаками сайтов других типов. Некоторой степенью качественной специфичности обладает и растительность на лессовидных суглинках. В то же время сообщества педозёмов и серо-зеленых глин характеризуются высокой степенью подобия, а различия между ними могут иметь преимущественно количественный характер. Важно отметить, что центральное место в структуре растительных сообществ занимают растительные группировки на педозёмах. Именно они обладают наибольшей близостью к группировкам всех прочих типов технозёмов.

Оценить статистическую достоверность влияния типа технозёма на структуру растительных сообществ помог пермутационный множественный анализ вариации на основе матрицы расстояний (табл. 62). Установлено, что β -разнообразие растительного сообщества участка рекультивации находится в зависимости от типа почвы.

Однако следует отметить, что рассматриваемый фактор определяет лишь 16 % изменчивости матрицы расстояний между раститель-

Таблица 62. *Непараметрический многомерный анализ вариации видового состава растительности в зависимости от типа технозема*

| Источник дисперсии | Степень свободы | Сумма квадратов | Средний квадрат | F-отношение | R ² | P _r (>F) |
|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------|----------------|---------------------|
| Тип технозема | 3 | 38,87 | 12,96 | 40,08 | 0,16 | 0,01 |
| Остаток | 636 | 205,62 | 0,32 | - | 0,84 | - |
| Всего | 639 | 244,49 | - | | 1,00 | - |

ными сообществами. Остаток дисперсии 84 % можно рассматривать как результат взаимного проникновения обособленных единиц растительного покрова.

Таким образом, тип технозема является важным фактором, структурирующим растительное сообщество, но степень подобия растительных группировок очень велика. Это создаёт предпосылки для сравнительного анализа экологических условий в пределах каждого типа техноземов на основе фитоиндикационных оценок.

Разнообразие Рени порядка α можно оценить по формуле

$$H_a = \frac{1}{1-a} \log \sum_{i=1}^S p_i^a,$$

где p_i – доля i -го вида в сообществе; S – число видов.

Известные индексы разнообразия связаны с индексами разнообразия Рени различного порядка:

$H_0 = \log(S)$ – нулевого порядка равен логарфму числа видов;

$H_1 = H$ – первого порядка равен индексу Шеннона;

$H_1 = -\log(\sum p_i^2)$ – второго порядка равен логарфму обратного индекса Симпсона;

$H_\infty = -\log(\max p_i)$ – бесконечно большого порядка равен логарфму индекса Бергера-Паркера.

Значения индексов разнообразия Рени графически представлены на рис. 104. Как видим, наименьшим разнообразием по индексам Рени характеризуется растительное сообщество на дерново-литогенных почвах на лессовидных суглинках, а наибольшим – на дерново-литогенных почвах на серо-зеленых глинах. Обращает внима-

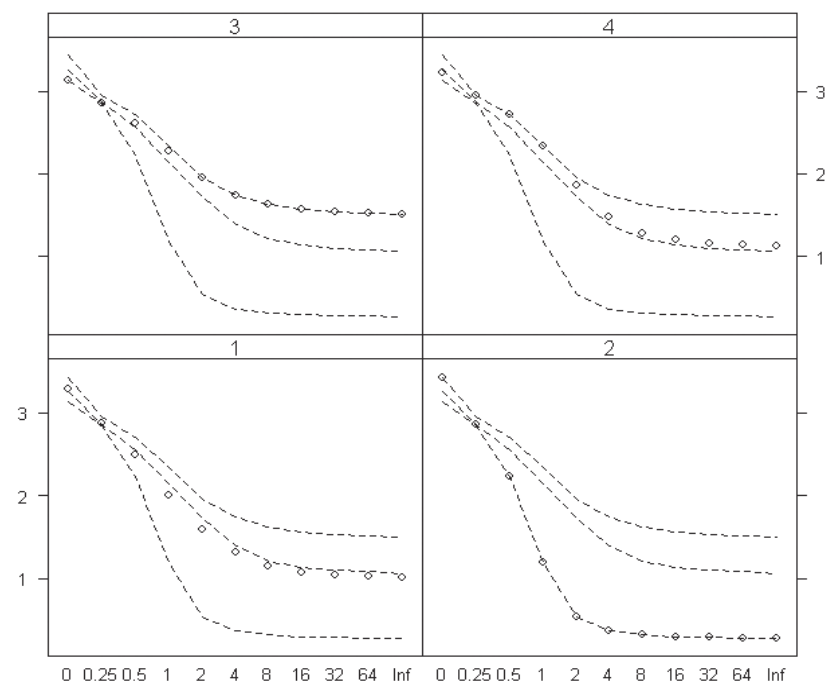


Рис. 104. *Индексы разнообразия Рени: 1 – дерново-литогенные почвы на красно бурых глинах; 2 – на лёсовидных суглинках; 3 – на серо-зеленых глинах; 4 – педоземы; кружки – экспериментальные значения для участка; штрих-пунктирные линии – экстремальные и медианные значения для выборки; ось абсцисс – порядок α индекса Рени*

ние на себя тот факт, что левые части кривых разнообразия для всех сообществ практически одинаковы. Этот участок кривой описывает роль в разнообразии сообщества редких видов. Роль обильных видов отражается поведением правой части кривой разнообразия. Таким образом, именно разнообразие видов-доминантов приводит к различиям в общем уровне разнообразия техноземов.

Рекультивацию можно рассматривать как комплексную научно-практическую задачу по восстановлению функциональности биогеоценотического покрова, нарушенного вследствие техногенного влияния. Необходимо отметить ограничение по фактору времени, так как восстановление функций, утраченных в результате техногенеза, должно произойти в пределах экономически и экологически оправданного промежутка времени.

Актуальной проблемой экологии является выяснение вопроса взаимосвязи разнообразия экологических систем и их функций, а также разнообразия и устойчивости экосистем. Поэтому важной задачей является количественная оценка разнообразия сообществ живых организмов (микробоценоза, фитоценоза, зооценоза) как показателя устойчивости и функциональности рекультивируемых территорий.

7.3. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ СООБЩЕСТВ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

Для интегральной характеристики сообщества живых организмов наиболее часто используется такой параметр, как число видов, или некоторые другие меры видового разнообразия – индекс Шеннона, Симпсона, Бергера-Паркера и др. – α -разнообразия (Magurran, 1988; Gaston, 1996). Однако эти наблюдаемые индексы таксономического разнообразия недооценивают реальное видовое богатство (действительное число видов, которое обитает в изучаемом месте). Кроме того, при их оценке очень важным источником ошибки является объем выборки (Gaston, 1996; Griffiths, 1997). Индексы разнообразия и видового богатства трудно соотнести с продукцией экосистемы и фактором нарушения экосистемы, так как отношение между разнообразием и продуктивностью экосистемы является противоречивым и не всегда монотонным (Grace, 1999; Waide et al., 1999; Mackey, Currie, 2001; Mittelbach et al., 2001).

Симпсон в 1949 г. предположил, что число видов представляет только один аспект видового разнообразия, отмечая, что разнообразие данного сообщества также зависит от количественного равновесия между видами, которое мы называем выравниваемостью. Чтобы привлечь во внимание структуру сообщества, было предложено множество индексов разнообразия и выравниваемости, например индекс Шеннона-Вивера (Shannon, Weaver, 1949) и Симпсона (Simpson, 1949). Эти индексы разнообразия классически применяются в экологии для оценки влияния окружающей среды на экосистемы (Coleman et al., 1997; Cusson, Bourget, 1997; McRae et al., 1998; Chiarucci et al., 1999; Weiher, Keddy, 1999; Pires et al., 2000). Тем не менее некоторые авторы критикуют ограниченную способность этих индексов различать изменения в сообществах под воздействием факторов среды (Cairns, Pratt, 1993; Cao et al., 1996; Burel et al., 1998; Gray, 2000; Lydy

et al., 2000; Rice, 2000). Кроме того, эти индексы не принимают во внимание функциональные и таксономические различия между видами, в то время как ряд авторов указывает на необходимость включения этих различий между видами в оценку разнообразия (Purvis, Hector, 2000; Shimatani, 2001).

Очень важно найти способ включить в количественную оценку разнообразия признаки, которые отражают биологическую сложность сообществ. Известным способом расширения представления о разнообразии является признание влияния эффекта гетерогенности местообитаний на биоразнообразие и деление общего разнообразия на разнообразие внутри местообитания и между местообитаниями (Whittaker, 1960, 1972). Таким образом, информация о видовом богатстве и относительном обилии видов в пределах некоторого региона, или общее разнообразие (γ -разнообразия), может быть количественно оценена путем вычисления энтропии Шеннона для всех местообитаний региона, объединенных вместе. Разнообразие внутри местообитаний (α -разнообразия) вычисляется как среднее значение энтропии Шеннона, вычисленное для местообитаний региона. Количество разнообразия, которое называется β -разнообразием, может быть вычислено как разница (или отношение, если мерой разнообразия является видовое богатство) γ -разнообразия и α -разнообразия (Whittaker, 1960; Lande, 1996; Veech et al., 2002; Ricotta, 2003). Эта мера является важной для количественной оценки гетерогенности местообитаний или степени изменений видового состава при переходе от местообитания к местообитанию. Она может быть использована для оценки окружающей среды, так как индицирует степень, в которой местообитания распределены между видами (Pielou, 1975; Wilson, Schmida, 1984; Magurran, 1988; Veech et al., 2002; Ricotta, 2003).

Наиболее простой мерой разнообразия системы является общее число видов, которые входят в систему. Часто этот показатель имеет название **видовое богатство**. Видовое богатство широко используется как мера видового разнообразия. Один из примеров этого – длительное обсуждение вопроса о том, является ли более разнообразная экосистема более стабильной и продуктивной, чем менее разнообразная экосистема (Odum, 1953; MacArthur, 1955; Elton, 1958; May, 1974; Lehman, Tilman, 2000; McCann, 2000; Loreau, 2001). Другой пример: так называемое отношение виды–площадь, которое является важным для решения проблем охраны исчезающих видов, так как это отношение есть теоретически единственным для оценки числа

исчезающих видов в результате крупномасштабной деструкции местообитаний (MacArthur, Wilson, 1967; Whitmore, Sayer, 1992; May et al., 1995; Rosenzweig, 1995; Kinzig, Harte, 1997; Gaston, 2000).

Важным моментом в оценке разнообразия является инкорпорация функциональной роли видов в меру видового разнообразия путем формулировки индексов, в которых вклад каждого вида зависит от относительного обилия в экосистеме (Baumgartner, 2003). Интуитивно ясно, что редкие виды делают меньший вклад в разнообразие, чем обычные. Однако теоретически существует бесконечное множество способов, с помощью которых информация о гетерогенности распределения относительного обилия может быть использована для расчета индекса эффективного числа видов. В общем этот индекс должен обладать двумя свойствами. Его численное значение должно быть меньше или равно видовому богатству. Этот индекс должен уменьшаться с увеличением гетерогенности относительного обилия видов. Доминирование нескольких видов должно снижать индекс эффективного числа видов от его максимального значения, которое равно числу видов. Только при максимальной гомогенности распределения численности видов, т.е. когда численности всех видов равны, индекс должен равняться числу видов.

Наиболее часто используемые индексы, которые основаны на видовом богатстве и относительном обилии видов, – это индекс Симпсона, энтропия Шеннона–Винера и индекс Бергера–Паркера (Magurran, 1988; Pielou, 1975). Как было указано Hill (1973), эти индексы могут рассматриваться как особые случаи более общей формальной меры эффективного числа видов, введенной в теорию информации Рени (Renyi, 1961),

$$v_a(n, p) = \left(\sum_{i=1}^n p_i^a \right)^{\frac{1}{1-a}},$$

где $v_a(n, p)$ – функция разнообразия от n – числа видов; p – доля каждого вида от суммарной численности сообщества, $a \geq 0$. Рени показал, что $H_a = \ln v_a(n, p)$ удовлетворяет всем свойствам генерализованной энтропии, поэтому называется энтропией порядка a вероятностного распределения p . Для целей характеристики экосистемы в терминах эффективного числа видов более удобно рассматривать непосредственно $v_a(n, p) = \exp H_a$.

Для различных $a \geq 0$ можно из вышеприведенного уравнения

получить различные хорошо известные индексы разнообразия как особые случаи генерализованной энтропии. Совокупность индексов разнообразия для различных $a \geq 0$ составляют профиль разнообразия Хилла. Очевидно, $v_0(n, p) = n$. Это значит, что энтропия распределения нулевого порядка равна просто числу видов. Этот индекс вычисляется без учета относительной численности видов. По мере приближения параметра a к бесконечности, $v_a(n, p)$ стремится к $1/p_1$ – обратное относительное обилие наиболее обычного вида. Этот индекс $v_\infty(n, p)$ известен и как индекс Бергера–Паркера (Berger, Parker, 1970; May, 1975). Он может быть интерпретирован в смысле, что он дает эквивалент числа одинаково обильных видов, с тем же относительным обилием, что и наиболее обильный вид в сообществе. Или иначе, индекс показывает, сколько видов могло бы вмещать сообщество, если бы доля каждого из его видов была бы равна доле доминантного вида. Очевидно, индекс Бергера–Паркера уделяет внимание относительному обилию только наиболее обычного вида, пренебрегая всеми остальными.

В общем для $0 < a < +\infty$ генерализованная энтропия находит свое отражение в индексах эффективного числа видов, которые принимают во внимание как видовое богатство n , так и гетерогенность распределения относительного обилия p . Индексы $v_a(n, p)$ различаются степенью включения или исключения относительно редких видов. Чем меньше параметр a , тем более редкие виды включаются в меру эффективного числа видов. Случай n_0 является экстремальным, при котором учитываются все виды равным образом. Чем больше параметр a , тем большее внимание уделяется более обычным видам в сообществе, при $v_\infty(n, p)$ мы имеем также экстремальный случай, когда во внимание принимается только один наиболее обычный вид.

Для $a = 1$ и $a = 2$ мы получаем два индекса разнообразия, наиболее широко применяемых в экологии помимо видового богатства – индексы Шеннона–Винера и Симпсона (Бигон и др., 1989; Ricklefs, Miller, 2000). Оба индекса принимают во внимание видовое богатство и обилие видов для расчета эффективного числа видов. Индекс Симпсона имеет вид

$$v_2(n, p) = \frac{1}{\sum_{i=1}^n p_i^2}.$$

Этот индекс был предложен Симпсоном (1949) на основе идеи о

том, что вероятность одновременной случайной встречи двух особей одного вида в неопределенно большом сообществе равна p_i^2 . Обратная величина этого выражения взята в качестве индекса разнообразия. Вклад редких видов в индекс Симпсона меньше, чем более обильных видов, что и требуется для меры эффективного числа видов. Для любого распределения численности видов индекс Симпсона увеличивается при увеличении видового богатства. Он дает свое максимальное значение, когда численность всех видов в сообществе одинакова. В этом случае индекс Симпсона равен видовому богатству. При неравной численности видов индекс меньше видового богатства. Индекс принимает наименьшее значение, когда доминирует один вид, а остальные имеют пренебрежительно малое обилие. Индекс Симпсона, помимо своих математических свойств, которые удовлетворяют интуитивным представлениям о разнообразии, обладает еще двумя важными преимуществами. Немаловажно, что он относительно легко может быть рассчитан. Кроме того, при его интерпретации присутствует физический смысл, что также важно для отражения явлений в природе – он основан на мере вероятности встречи особей различных видов в сообществе, что является весьма наглядным событием. Это придает смысл этому индексу при рассмотрении экосистем в аспекте функциональных отношений, т.е. основанных на отношениях хищник–жертва, паразит–хозяин и т.д.

Индекс Шеннона–Винера вычисляют по формуле:

$$v_1(n,p) = e^H, \quad H = -\sum_{i=1}^n p_i \cdot \ln p_i,$$

где H – хорошо известное из теории информации выражение энтропии Шеннона–Винера (Shannon, 1948; Wiener, 1961). Оно было независимо предложено Клодом Шенноном и Норбертом Винером. Иногда на него ссылаются как на энтропию Шеннона–Винера, так оно было популяризировано Шенноном и Винером (1949). Значение $v_1(n,p)$ может быть интерпретировано как эффективное число видов, которое дает число одинаково обильных видов, которое может воспроизвести значение H , вычисленное для образца (Whittaker, 1972). Свойства индекса Шеннона–Винера являются качественно похожими на свойства индекса Симпсона. Как и в случае с индексом Симпсона, большее число индекса Шеннона представляет большее эффективное число видов в смысле комбинации более высокого видового богатства и более однородного распределения относитель-

ного обилия. Индекс Шеннона–Винера придает меньший вес более редким, чем более обильным видам. Являясь логарифмической мерой, он, с одной стороны, более чувствителен к малым различиям относительного обилия редких видов, чем индекс Симпсона. С другой стороны, он менее чувствителен к малым различиям относительного обилия более обычных видов. Индекс Шеннона–Винера не имеет однозначной интерпретации в экологическом аспекте. Однако он является популярной мерой гетерогенности и эффективного числа видов. Это во многом обязано логике его развития в статистической физике (Balian, 1991) и теории информации (Kirchdor, 1986). Из всех возможных мер генерализованной энтропии при $0 < a < +\infty$ только энтропия Шеннона–Винера ($a = 1$) позволяет анализировать гетерогенность системы на различных иерархических уровнях. Энтропия на различных уровнях может быть разложена на основе свойства адитивности энтропии Шеннона–Винера.

Статистики, которые применяются для характеристики формы распределения видов (выравненность), также основываются на генерализованной энтропии. Эти меры обычно рассчитываются как отношение между различными порядками функции энтропии (Hill, 1973; Kvalseth, 1991). Наиболее обычная статистика этого типа – это выравнивание Шеннона, выражается в виде

$$E = H_1 / H_0,$$

где H_1 – энтропия первого порядка; H_0 – энтропия нулевого порядка, или максимальное значение энтропии первого порядка.

Энтропии нулевого и первого порядков очень чувствительны к числу и численности редких видов. Альтернативная статистика выравниваемости вычисляется между энтропиями более высокого порядка. Отношение $v_2(n,p)$ и $v_1(n,p)$ часто называют «отношением разнообразия», и оно является примером такого подхода:

$$E_{2:1} = \frac{v_2(n,p) - 1}{v_1(n,p) - 1}.$$

Видовое богатство является наиболее фундаментальным и однозначным понятием из всех мер разнообразия (Hill, 1973), однако этот показатель очень чувствителен к размеру выборки (Hill, 1973; Kvalseth, 1991; De Benedictis, 1973). Индекс Шеннона также очень чувствителен к размеру выборки. В расчете выравниваемости по индексу Шеннона участвует видовое богатство, поэтому валидность этого индекса также иногда вызывает сомнение (De Benedictis,

1973). В ряде исследований было выявлено, что видовое богатство, индекс Шеннона и индекс выравненности Пилоу сильно коррелированы (Stirling et al., 2001), что ставит под сомнение практическую ценность энтропийных мер разнообразия низкого порядка (Smith, Wilson, 1996). Напротив, целый ряд авторов определили меры разнообразия на основе генерализованной энтропии более высоких порядков, включая индекс Симпсона, как более подходящие для практического применения (Hurlbert, 1971).

Была сделана попытка включить в оценку экологической сложности компоненты, которые не были включены в классические меры разнообразия, такие как индекс Шеннона (Anand, Orloci, 1996). Эти авторы предложили меру на основе теории информации, которая учитывает алгоритмическую сложность сообщества. Мера выводится из идеи о том, что сложный ансамбль элементов требует более сложного описания, чем более простой, поэтому более сложный ансамбль для своего описания требует более длинного кода для передачи всей информации, которая в ансамбле содержится. Мера, которая количественно оценивает сложность сообщества, вычисляется путем суммирования произведения доли видов (p_i) на длину соответствующего кода Гуффмана (l_i)

$$L = \sum_{i=1}^s p_i \cdot l_i.$$

В этом случае сложность всегда больше либо равна энтропии Шеннона. Сложность равна энтропии, когда энтропия (беспорядок) достигает максимального значения. Когда система имеет не максимальную энтропию, то часть сложности, которая не объясняется энтропией Шеннона, называется структурной энтропией и является мерой порядка системы. Таким образом, общая сложность может быть разделена на две компоненты: энтропия Шеннона (мера беспорядка) и структурная сложность (мера порядка). Было показано, что последняя мера существенно связана с рядом экологических свойств, таких как нелинейные взаимодействия, вертикальная структура и иерархия (Anand and Orloci, 1996, 2000; Anand et al., 2002; Orloci et al., 2002).

Наблюдаются значительные попытки включения в явном виде дополнительной информации в меру биологической сложности системы. Квадратичная энтропия, впервые предложенная Rao (1982), включает информацию о различиях между видами

$$Q = 2 \cdot \sum_{i>j=1}^s d_{ij} \cdot p_i \cdot p_j,$$

где d_{ij} – представляет различие между видами i и j (Rao 1982; Warwick, Clarke 1998; Shimatani 2001; Ricotta, Avena, 2003). В большинстве случаев применения квадратичной энтропии d_{ij} определяется как таксономическое расстояние (Izsak, Papp, 1995, 2000; Warwick, Clarke 1995, 1998; Clarke, Warwick, 1998, 1999; Shimatani, 2001; Desrochers, Anand, 2003).

Были предложены четыре индекса таксономического разнообразия, которые учитывают «взвешенные» таксономические различия между видами (Warwick, Clarke, 1995, 1998; Clarke, Warwick, 1998, 1999, 2001). Первые два, называемые таксономическим разнообразием (Δ) и таксономическим различием (Δ^*), являются естественным расширением индекса разнообразия Симпсона и используют обилие видов.

Таксономическое разнообразие можно найти по формуле

$$\Delta = 2 \cdot \frac{\sum \sum_{i<j} w_{ij} x_i x_j}{S(S-1)},$$

где S – видовое богатство; w_{ij} – мера таксономического различия, заданная длиной пути, который связывает виды i и j в иерархической классификации; x_i и x_j – численности соответственно i -го и j -го видов.

Таксономическое различие рассчитываем так:

$$\Delta^* = 2 \cdot \frac{\sum \sum_{i<j} w_{ij} x_i x_j}{\sum \sum_{i<j} x_i x_j}.$$

Два других индекса измеряют среднее значение и вариацию таксономических различий ($\Delta+$ и $\Delta+$ соответственно) и имеют дело с данными вида присутствие / отсутствие. Комбинация двух последних индексов обеспечивает статистически робастное заключение о таксономической близости в пределах комплекса живых организмов (Warwick, Clarke, 2001). Эти четыре индекса являются независимыми от размеров выборки, несмещенными, соотносятся с функциональным разнообразием и чувствительны к воздействиям окружающей среды на сообщество (Clarke, Warwick, 1998, 2001; Rogers et al., 1999; Warwick, Clarke, 2001; Warwick et al., 2002; Warwick, Light, 2002). Однако применение индексов Δ и Δ^* не позволило обнаружить снижения таксономического разнообразия комплекса морской

макрофауны с нарастанием отрицательного воздействия окружающей среды (Somerfield et al., 1997). Кроме того, индексы таксономического разнообразия демонстрируют временной тренд, идентичный тому, который наблюдается для прочих обычных индексов разнообразия, измеренных у сообществ рыб (Hall, Greenstreet, 1998).

Первый индекс разнообразия, который основан на таксономических отношениях между видами, был предложен Варвиком и Кларком (Warwick, Clarke, 1995). Этот индекс таксономического разнообразия (Δ) может рассматриваться как генерализация индекса Симпсона, который включает элементы таксономического характера, в то время как второй индекс (Δ^*) является мерой таксономического различия. Оба могут включать обилие видов.

Если данные представлены в формате присутствие / отсутствие видов, то Δ и Δ^* сходятся со средним таксономическим различием $\Delta+$ (Clarke, Warwick, 1998; Warwick, Clarke, 2001) и могут быть вычислены по формуле

$$\Delta+ = 2 \cdot \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij}}{S(S-1)}$$

Несколько позже был предложен новый индекс, основанный на выравнивании распределения таксонов в пределах таксономического древа. Этот индекс называется «вариацией таксономического различия» и может быть выражен следующим образом:

$$\Lambda+ = 2 \cdot \frac{\sum \sum_{i < j} (w_{ij} - \varpi)^2}{S(S-1)} = 2 \cdot \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij}^2}{S(S-1)} - \varpi^2;$$

$$\varpi = 2 \cdot \frac{\sum \sum_{i < j} w_{ij}}{S(S-1)}$$

Когда виды расположены в соответствии с таксономической иерархией на основании линейной классификации в типы, классы, отряды, семейства, роды и виды, то среднее таксономическое различие ($\Delta+$) есть просто среднее число шагов, которое нужно пройти для достижения таксономического ранга, общего для двух видов, и вычислено для всех возможных пар видов в сообществе (Clarke, Warwick, 1998; Warwick, Clarke, 2001). То есть, если два вида принадлежат к одному роду, то нужно пройти один шаг для того, чтобы достичь общий узел в таксономическом иерархическом древе. Если виды принадлежат к разным родам, но одному семейству, то

потребуется два шага (шаг вид–род и шаг род–семейство) и так далее. Из всех полученных таким путем чисел по всем парам видов нужно найти среднее значение. Длина шагов стандартизирована таким образом, что различие двух видов, связанных на самом верхнем таксономическом уровне, установлено равным 100 (Clarke, Warwick, 1999). Значение индекса $\Delta+$ изменяется в пределах от 0 до 100 и является положительным числом. Если $\Delta+$ является средней длиной связей между видами в таксономическом древе, то $\Delta+$ есть просто дисперсия этих парных длин связи и может рассматриваться как индекс сложности иерархического древа (рис. 105). Помимо свойств указанных индексов, на рисунке видно, что различия между иерархическими уровнями таксономической организации сообщества имеют одинаковое численное отображение. Однако интуитивно ясно, что различия видового уровня имеют меньший порядок значения, чем различия родовые, родовые в свою очередь – меньшие значения, чем различия на уровне семейств и т.д. Точная численная оценка этих различий находится за пределами метода таксономического разнообразия и находит свое решение в виде подхода функци-

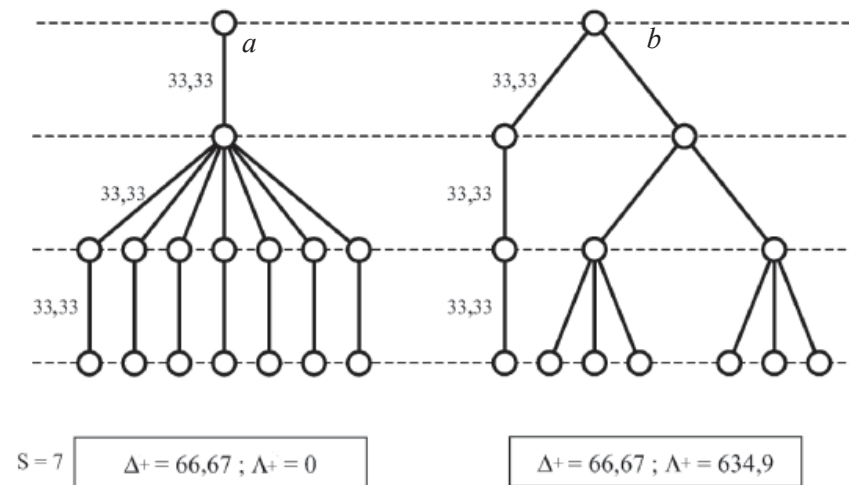


Рис 105. Два древа гипотетических сообществ с одинаковым числом видов, но с различной таксономической структурой: средняя длина путей между видами равна для двух деревьев, то есть индексы $\Delta+$ равны. Структура древа: а имеет большую выравниванность, а длина путей между видами – меньшую дисперсию, чем в случае б. Поэтому индекс $\Lambda+$ больше в случае б

онального разнообразия, биохимического разнообразия, филогенетического разнообразия, которое устанавливается генетическими методами и т.д. Но при этих подходах взамен точности теряется важное преимущество метода таксономического разнообразия – простота. Ведь сведения о таксономической принадлежности вида гораздо более доступные, чем данные по морфологическим, биохимическим или генетическим особенностям видов в сообществе.

Функциональное разнообразие можно описать с помощью расстояния между видами, оцененное в экологическом пространстве (Жуков и др., 2012). Положение вида в экологическом пространстве можно оценить по индикаторным шкалам (табл. 63) либо по экоморфической характеристике вида (табл. 64).

Таблица 63. Индикаторные значения видов растительности (по Цыганову, средние значения)

| Вид | Tm | Kn | Om | Cr | Hd | Tr | Nt | Rc | Lc |
|---------------------------------|------|------|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
| <i>Achillea nobilis</i> | 9 | 8 | 8 | 8 | 8 | 8,5 | 4 | 8,5 | 3 |
| <i>Achillea submillefolium</i> | 7,5 | 9 | 7 | 7 | 9 | 8,5 | 6 | 7 | 3 |
| <i>Acroptilon repens</i> | 10,5 | 10 | 7 | 8 | 7 | 6 | 6 | 8 | 3 |
| <i>Adonis vernalis</i> | 9 | 8 | 6,5 | 7,5 | 8 | 8 | 4 | 8 | 2,5 |
| <i>Agropyron pectinatum</i> | 9 | 11,5 | 5,5 | 7,5 | 8 | 9 | 3,5 | 9 | 2 |
| <i>Ajuga chia</i> | 10 | 9 | 8 | 9,5 | 9 | 8 | 4 | 9 | 3 |
| <i>Alyssum desertorum</i> | 10 | 10,5 | 6 | 8 | 8 | 9,5 | 6,5 | 8 | 2 |
| <i>Anisantha tectorum</i> | 10 | 9 | 7 | 7 | 8 | 9 | 5 | 9 | 2 |
| <i>Anthemis arvensis</i> | 9 | 7,5 | 8 | 10 | 9 | 7 | 7 | 4 | 2 |
| <i>Artemisia absinthium</i> | 9 | 9 | 7 | 8,5 | 9 | 7 | 8,5 | 7 | 3 |
| <i>Artemisia austriaca</i> | 8,5 | 9 | 7 | 8,5 | 7,5 | 10 | 5,5 | 9 | 2 |
| <i>Avena fatua</i> | 8,5 | 9 | 7 | 7 | 7 | 9 | 5 | 9 | 2 |
| <i>Barbarea vulgaris</i> | 7,5 | 7,5 | 8 | 7 | 9 | 10 | 7 | 7 | 2 |
| <i>Brassica campestris</i> | 9 | 7 | 8 | 9 | 5 | 10 | 6 | 8 | 2 |
| <i>Bromus squarrosus</i> | 9,5 | 9 | 7 | 9 | 7 | 11,5 | 6 | 9 | 2 |
| <i>Carduus acanthoides</i> | 8,5 | 8,5 | 7,5 | 9 | 9 | 8 | 8 | 7 | 3 |
| <i>Centaurea aemulans</i> | 8 | 7,5 | 8 | 9 | 8,5 | 10 | 6 | 7 | 3 |
| <i>Chamaecytisus ruthenicus</i> | 8,5 | 9 | 8 | 7,5 | 9 | 6 | 4 | 6 | 3 |
| <i>Cichorium intybus</i> | 9 | 9,5 | 7 | 9 | 9 | 9 | 5 | 10 | 2 |
| <i>Consolida regalis</i> | 8 | 8 | 7,5 | 8,5 | 9 | 7 | 6 | 9 | 2 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | 10,5 | 9 | 8 | 9,5 | 9 | 9 | 5 | 9 | 3 |
| <i>Crepis rhoeadifolia</i> | 8,5 | 10,5 | 8 | 6 | 11 | 6,5 | 4 | 10 | 4 |
| <i>Crepis tectorum</i> | 7 | 9 | 8 | 6,5 | 9 | 8 | 7 | 7 | 2 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|------------------------------|-----|------|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|
| <i>Dactylis glomerata</i> | 8,5 | 8,5 | 7,5 | 7,5 | 10,5 | 7 | 7 | 6 | 3,5 |
| <i>Delphinium cuneatum</i> | 8,5 | 10 | 7,5 | 7,5 | 8 | 5 | 4 | 8 | 3 |
| <i>Elytrigia repens</i> | 8 | 9 | 8 | 7 | 13,5 | 10 | 8,5 | 6 | 3 |
| <i>Falcaria vulgaris</i> | 9,5 | 10 | 6,5 | 9 | 8 | 11 | 4 | 11 | 3 |
| <i>Fumaria officinalis</i> | 8,5 | 9,5 | 7,5 | 8 | 9 | 8 | 7,5 | 9 | 2 |
| <i>Helichrysum arenarium</i> | 9,5 | 10 | 7 | 7,5 | 7 | 6 | 2,5 | 6 | 2,5 |
| <i>Hieracium virosum</i> | 6 | 9 | 7 | 8 | 9 | 8,5 | 2,5 | 6 | 2,5 |
| <i>Inula britannica</i> | 7,5 | 8,5 | 7,5 | 6,5 | 11 | 11 | 6 | 10 | 3 |
| <i>Kochia prostrata</i> | 10 | 11 | 6 | 8,5 | 5,5 | 11 | 7 | 9 | 2 |
| <i>Lactuca serriola</i> | 9,5 | 8,5 | 7,5 | 9 | 9 | 8 | 5 | 6 | 2 |
| <i>Lappula barbata</i> | 8 | 9,5 | 7 | 6,5 | 8 | 10 | 7 | 9 | 2,5 |
| <i>Leonurus cardiaca</i> | 9,5 | 7,5 | 7,5 | 9,5 | 9 | 7 | 9 | 9 | 3 |
| <i>Lepidium perfoliatum</i> | 9 | 7 | 8 | 9 | 5 | 10 | 6 | 8 | 2 |
| <i>Medicago lupulina</i> | 10 | 9 | 7 | 9 | 9 | 8 | 5 | 9 | 2,5 |
| <i>Medicago sativa</i> | 9 | 9,5 | 6,5 | 8 | 8 | 7 | 5 | 9,5 | 2,5 |
| <i>Melica transsilvanica</i> | 9 | 9,5 | 7,5 | 8 | 8,5 | 7,5 | 2,5 | 7 | 2,5 |
| <i>Melilotus albus</i> | 8 | 10,5 | 6,5 | 6,5 | 9 | 7 | 4 | 8 | 2 |
| <i>Melilotus officinalis</i> | 8 | 9 | 7 | 9 | 9 | 9 | 5 | 7 | 2 |
| <i>Onobrychis vicifolia</i> | 9 | 8,5 | 7,5 | 10 | 9 | 7 | 4 | 9 | 2 |
| <i>Rumex confertus</i> | 9 | 11 | 8 | 7,5 | 11 | 9 | 8 | 9 | 2 |
| <i>Seseli campestre</i> | 8 | 10,5 | 8 | 7,5 | 9 | 7 | 3,5 | 9 | 3 |
| <i>Sonchus arvensis</i> | 9,5 | 8 | 9 | 8 | 12 | 10,5 | 6 | 9 | 2 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 9,5 | 9 | 8 | 9 | 11 | 9 | 8 | 7 | 2,5 |
| <i>Thlaspi arvense</i> | 7,5 | 9 | 7 | 7 | 9 | 7 | 8 | 8 | 2 |
| <i>Tragopogon major</i> | 8,5 | 10 | 7 | 7,5 | 8 | 8 | 7 | 8 | 2 |
| <i>Vicia cracca</i> | 8 | 9 | 8 | 6,5 | 13 | 9 | 5 | 6 | 3 |
| <i>Xanthium strumarium</i> | 9,5 | 8,5 | 7 | 9,5 | 10,5 | 11 | 7 | 7 | 2,5 |

Средние значения индикаторной шкалы термоклимата изменяются в пределах от 6,0 (*Hieracium virosum*), что соответствует бореальному / суббореальному термоклимату, до 10,5 (*Acroptilon repens* и *Convolvulus arvensis*), что соответствует неморальному/субсредиземноморскому термоклимату. В целом облик растительности экспериментального участка можно охарактеризовать как суббореальный / неморальный (в среднем по сообществу Tm = 8,94) с фитоиндикаторной оценкой обеспечения теплом 44,7 ккал/см·см·год.

Диапазон изменчивости шкалы континентальности составляет от 7,0 (*Brassica campestris* и *Lepidium perfoliatum*) – субматериковый режим до 11,5 (*Agropyron pectinatum*) – субконтинентальный. Режим

Таблица 64. Экоморфы растительности (по А.Л. Бельгарду)

| Вид | Ценоморфа | Гигроморфа | Трофоморфа | Гелиоморфа |
|---------------------------------|-----------|------------|------------|------------|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| <i>Achillea nobilis</i> | St | KsMs | MsTr | He |
| <i>Achillea submillefolium</i> | StPr | KsMs | MgTr | He |
| <i>Acroptilon repens</i> | St | Ks | MsTr | He |
| <i>Adonis vernalis</i> | St | MsKs | MgTr | He |
| <i>Agropyron pectinatum</i> | St | Ks | MsTr | He |
| <i>Ajuga chia</i> | St | Ks | MsTr | He |
| <i>Alyssum desertorum</i> | St | MsKs | MsTr | He |
| <i>Anisantha tectorum</i> | Ru | KsMs | MgTr | ScHe |
| <i>Anthemis arvensis</i> | St | MsKs | MsTr | He |
| <i>Artemisia absinthium</i> | Ru | KsMs | MsTr | He |
| <i>Artemisia austriaca</i> | St | KsMs | MsTr | He |
| <i>Avena fatua</i> | Ru | MsKs | MsTr | He |
| <i>Barbarea vulgaris</i> | Ru | MsKs | MsTr | He |
| <i>Brassica campestris</i> | Ru | KsMs | MsTr | He |
| <i>Bromus squarrosus</i> | St | MsKs | MgTr | ScHe |
| <i>Carduus acanthoides</i> | Sil | KsMs | MsTr | ScHe |
| <i>Centaurea aemulans</i> | St | Ks | MsTr | He |
| <i>Chamaecytisus ruthenicus</i> | SilSt | KsMs | MsTr | ScHe |
| <i>Cichorium intybus</i> | StPr | MsKs | MsTr | He |
| <i>Consolida regalis</i> | Ru | MsKs | MsTr | ScHe |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | Ru | MsKs | MsTr | ScHe |
| <i>Crepis rheadifolia</i> | St | MsKs | MsTr | He |
| <i>Crepis tectorum</i> | St | MsKs | MsTr | He |
| <i>Dactylis glomerata</i> | SilPr | Ms | OgMsTr | ScHe |
| <i>Delphinium cuneatum</i> | SilPr | MsKs | OgMsTr | ScHe |
| <i>Elytrigia repens</i> | StPr | KsMs | MsTr | ScHe |
| <i>Falcaria vulgaris</i> | St | KsMs | MgTr | He |
| <i>Fumaria officinalis</i> | Ru | KsMs | MsTr | He |
| <i>Helichrysum arenarium</i> | St | MsKs | OgMsTr | He |
| <i>Hieracium virosum</i> | St | MsKs | MsTr | ScHe |
| <i>Inula britannica</i> | Pr | Ms | MsTr | He |
| <i>Kochia prostrata</i> | St | Ks | OgMsTr | He |
| <i>Lactuca serriola</i> | Ru | KsMs | MsTr | He |
| <i>Lappula barbata</i> | St | KsMs | MsTr | He |
| <i>Leonurus cardiaca</i> | St | MsKs | MgTr | ScHe |
| <i>Lepidium perfoliatum</i> | St | MsKs | MsTr | He |

Окончание табл. 64

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|------------------------------|-------|------|--------|------|
| <i>Medicago lupulina</i> | StPr | KsMs | MsTr | He |
| <i>Medicago sativa</i> | StPr | KsMs | MgTr | He |
| <i>Melica transsilvanica</i> | Sil | KsMs | MsTr | ScHe |
| <i>Melilotus albus</i> | PalPr | HgMs | MsTr | He |
| <i>Melilotus officinalis</i> | StPr | KsMs | MsTr | He |
| <i>Onobrychis vicifolia</i> | St | KsMs | MsTr | He |
| <i>Rumex confertus</i> | Pr | KsMs | MsTr | ScHe |
| <i>Seseli campestre</i> | St | MsKs | MgTr | He |
| <i>Sonchus arvensis</i> | Ru | KsMs | MgTr | He |
| <i>Steris viscaria</i> | SilPr | KsMs | OgMsTr | ScHe |
| <i>Taraxacum officinale</i> | Pr | KsMs | MsTr | ScHe |
| <i>Thlaspi arvense</i> | St | MsKs | MsTr | He |
| <i>Tragopogon major</i> | SilSt | MsKs | MsTr | ScHe |
| <i>Vicia cracca</i> | PalPr | HgMs | MsTr | He |
| <i>Xanthium strumarium</i> | Ru | KsMs | MsTr | He |

континентальности можно оценить как материковый ($T_m = 9,17$).

Минимальным значением шкалы омброклимата характеризуется *Agropyron pectinatum* (5,5 – мезоаридный омброклимат), а максимальным – *Sonchus arvensis* (9,0 – субгумидный). Омброклимат участка – субаридный.

Диапазон индикаторных значений криоклимата находится в пределах от 6,0 (*Crepis rheadifolia*) до 10,0 (*Anthemis arvensis*, *Onobrychis vicifolia*). Средняя оценка криоклимата равна 8,37, на основании чего температура самого холодного месяца равна $-6,11$ °C, а криоклимат – умеренных мягких зим.

Преференции растений к влажности меняются от 5,0 (*Brassica campestris*, *Lepidium perfoliatum*), что соответствует сухостепному режиму, до 13,5 (*Elytrigia repens*), что характерно для влажно-лесолугового режима. Режим влажности для изучаемого пгигона можно оценить как среднестепной / лугово-степной (среднее значение Hd составляет 8,47).

Режим общего засоления находится в диапазоне от 5,0 (*Delphinium cuneatum*), что характерно для небогатых почв, до 11,5 (*Bromus squarrosus*), что индицирует слабозасоленные почвы. Режим общего засоления для участка рекультивации оцениваем как переходный от богатых почв к богатым/слабозасоленным почвам.

Режим азотного питания ограничен значениями 2,5 (*Helichrysum*

arenarium, *Melica transsilvanica*, *Hieracium virosum*), что индицирует безазотные / очень бедные азотом почвы, и 9 (*Leonurus cardiaca*), что обозначает богатые азотом почвы. В целом технозёмы исследуемого участка рекультивации можно признать как почвы, бедные азотом; среднее значение соответствующей индикаторной шкалы составляет 5,68.

Анализ экологических свойств растительного покрова свидетельствует о том, что диапазон условий кислотности, к которым адаптировано растительное сообщество, находится в пределах от 4,0 (*Anthemis arvensis*) – сильно кислые / кислые почвы до 11,0 (*Falcaria vulgaris*) – слабощелочные почвы. Средний уровень кислотности технозёмов соответствует нейтральным почвам.

Режим освещения в пределах изучаемого растительного сообщества варьирует в пределах от 2,0 (*Anthemis arvensis*, *Lactuca serriola* и др. – всего 23 вида, которые составляют полянную (субсветовую) экологическую группу) до 4,0 (*Crepis rhoeadifolia*) – полуоткрытые пространства / светлые леса. Общий световой режим на экспериментальном участке оцениваем как соответствующий открытым / полуоткрытым пространствам.

Экологическая структура растительности не относится по своей природе к иерархической, в отличие от структуры таксономической. Иерархическая организация в сообществах живых организмов, если она встречается, является частным случаем более общей формы организации – сетевой. Например, трофическая организация сообществ является иерархической, но она считается частным аспектом экологической организации, наряду с топическими аспектами (экологическими группами, выделенными на основе гигропреферендума, термопреферендума, места в ярусной организации и т.д.), которые не имеют иерархического соподчинения.

Однако сетевая организация сообщества может быть представлена в виде древовидного иерархического древа, подобного таксономической организации (рис. 106). Древовидное подобие позволяет применить для характеристики экологического (функционального) разнообразия инструменты, которые используются для описания таксономического разнообразия.

Отметим ряд существенных особенностей между иерархией таксономической и иерархическим представлением экологической организации.

Иерархия таксономическая непосредственно отражает природу изучаемого явления, которая является результатом дихотомического (древовидного) филогенеза таксономических групп живых организмов.

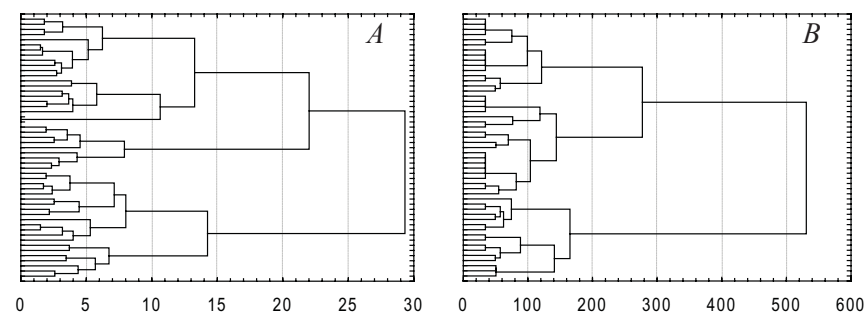


Рис. 106. Функциональная структура растительности:
A – по индикаторным значениям; *B* – экоморфам

Иерархия экологическая является упрощением структуры, предназначенным для приведения к форме, подобной структуре таксономической. Иерархическая (кластерная) экологическая структура значительно зависит от особенностей проведения кластерного анализа – от выбранной меры расстояния и правила амальгамации. Варьирование этими параметрами анализа можно рассматривать как способ отражения различных аспектов экологической структуры. Но множественное кластерное решение не позволяет установить «иерархию иерархий», т.е. решить вопрос о приоритете того или иного кластерного решения.

Подчеркнем, что иерархические уровни экологической организации не имеют качественной определенности и инвариантности. Если таксономические уровни «вид», «род», «семейство» и т.д. инвариантны (независимы) относительно других таксонов, входящих в сообщество, а также относительно объективны, то качественное и количественное насыщение уровней экологической иерархии будут изменяться от сообщества к сообществу. Иначе говоря, кластерные решения для экологической структуры будут различны для различных сообществ. Поэтому представители данного вида могут находиться в различных сообществах и в различных иерархических отношениях с одними и теми же видами, если общая видовая композиция сообществ изменяется. Еще раз стоит отметить, что иерархические отношения между видами сильно зависят от алгоритма кластерной процедуры (меры расстояния и правила амальгамации).

Число таксономических уровней ограничено правилами таксономической номенклатуры. Это число весьма вариабельно (прежде всего ввиду гибкости системы, что достигается добавлением проме-

жуточных таксонов – над- или подтаксонов), но всегда конечно, и эта ограниченность объективна по отношению к данному сообществу. Максимальное число иерархических уровней экологической организации определяется числом различимых компонентов сообщества, что наиболее часто соответствует видовому богатству сообщества за вычетом единицы. Такое иерархическое отображение можно охарактеризовать как **континуальное**, так как длина иерархических связей будет приближаться к таксономическому (экологическому) расстоянию при увеличении числа видов и они совпадут при стремлении числа видов к бесконечности. Континуальная иерархия представляет собой иерархию с индивидуальным включением – каждый вид имеет индивидуальный уровень и отдельно от остальных включается в общую иерархическую структуру.

Количество иерархических уровней экологической организации может быть меньше, чем максимально возможное, и определяться степенью однородности кластеров или другими соображениями. Иерархия с числом уровней меньшим (значительно меньшим), чем максимальное, является **дискретной**. Включение видов в такую иерархию происходит не индивидуально, а коллективно, в составе группы соответствующего уровня. Дискретность возникает вследствие пренебрежения различиями между видами в пределах данной системы экологической классификации, которые входят в одну иерархическую группу.

Очевидно, что существование естественной экологической структурированности сообщества нивелирует различия между двумя подходами.

Заметим, что для количественной характеристики таксономического разнообразия (либо экологического разнообразия по алгоритмам, применяемым для разнообразия таксономического) число иерархических уровней определяет максимальный диапазон различий между компонентами сообщества. Поэтому варьирование числом и положением иерархических уровней позволяет акцентировать одни аспекты экологической организации и сгладить другие. Подчеркнем, что такие возможности привносят дополнительный элемент произвольности (субъективности) в формальную процедуру количественной оценки иерархического разнообразия.

Кластерная дендрограмма, которая описывает экологическую организацию, может быть основой для построения локальной экологической классификации (табл. 65 и 66) подобно тому, как для

Таблица 65. Кластерная матрица, построенная на основе индикаторных значений*

| Вид | N1 | N2 | N... | N46 | N47 | N48 | N49 |
|---------------------------------|----|----|------|-----|-----|-----|-----|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| <i>Achillea nobilis</i> | 1 | 1 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Achillea submillefolium</i> | 2 | 2 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Acroptilon repens</i> | 3 | 3 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Adonis vernalis</i> | 4 | 4 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Agropyron pectinatum</i> | 5 | 5 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Ajuga chia</i> | 6 | 6 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Alyssum desertorum</i> | 7 | 7 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Anisantha tectorum</i> | 8 | 8 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Anthemis arvensis</i> | 9 | 9 | ... | 3 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Artemisia absinthium</i> | 10 | 10 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Artemisia austriaca</i> | 11 | 11 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Avena fatua</i> | 12 | 12 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Barbarea vulgaris</i> | 13 | 13 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Brassica campestris</i> | 14 | 14 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Bromus squarrosus</i> | 15 | 15 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Carduus acanthoides</i> | 16 | 16 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Centaurea aemulans</i> | 17 | 17 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Chamaecytisus ruthenicus</i> | 18 | 18 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Cichorium intybus</i> | 19 | 19 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Consolida regalis</i> | 20 | 20 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | 21 | 6 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Crepis rhoeadifolia</i> | 22 | 21 | ... | 4 | 3 | 2 | 2 |
| <i>Crepis tectorum</i> | 23 | 22 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 24 | 23 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Delphinium cuneatum</i> | 25 | 24 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Elytrigia repens</i> | 26 | 25 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Falcaria vulgaris</i> | 27 | 26 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Fumaria officinalis</i> | 28 | 27 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Helichrysum arenarium</i> | 29 | 28 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Hieracium virosum</i> | 30 | 29 | ... | 5 | 4 | 3 | 1 |
| <i>Inula britannica</i> | 31 | 30 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Kochia prostrata</i> | 32 | 31 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Lactuca serriola</i> | 33 | 32 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Lappula barbata</i> | 34 | 33 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Leonurus cardiaca</i> | 35 | 34 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Lepidium perfoliatum</i> | 14 | 14 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|------------------------------|----|----|-----|---|---|---|---|
| <i>Medicago lupulina</i> | 36 | 35 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Medicago sativa</i> | 37 | 36 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Melica transsilvanica</i> | 38 | 37 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Melilotus albus</i> | 39 | 38 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Melilotus officinalis</i> | 40 | 39 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Onobrychis vicifolia</i> | 41 | 40 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Rumex confertus</i> | 42 | 41 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Seseli campestre</i> | 43 | 42 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Sonchus arvensis</i> | 44 | 43 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Steris viscaria</i> | 45 | 44 | ... | 2 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 46 | 45 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Thlaspi arvense</i> | 47 | 46 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Vicia cracca</i> | 49 | 48 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Xanthium strumarium</i> | 50 | 49 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |

*N1–N49 – иерархический уровень.

локальной флоры можно составить таксономическую схему. Данная классификация является континуальной, так как в явном виде не учитывает экологической структурированности (т.е. не выделяются четко обособленные структурные уровни), она состоит из максимально возможного числа уровней.

В экологической классификации вместо иерархических уровней таксономической классификации (вид, род, семейство и т.д.) представлены абстрактные уровни N1, ... N. Уровень N1 занимает низший иерархический уровень, а уровень N49 – высший. Имена таксономической классификации замещены цифровыми кодами в классификации экологической.

Кодировки справедливы только в пределах одного столбца, а одноименные элементы из различных столбцов не указывают на какую-либо связь. Такая форма кодировки экологической классификации может использоваться для оценки экологического разнообразия сообществ, которые являются подмножеством множества локальной флоры, для которой составлена данная экологическая классификация.

Очевидно, что вся совокупность локальной флоры обладает наибольшим экологическим разнообразием. Это разнообразие является своего рода эталоном, по отношению к которому производится оценка экологического разнообразия отдельного сообщества.

Таблица 66. Кластерная матрица, построенная на основе экоморф*

| Вид | N1 | N2 | N... | N46 | N47 | N48 | N49 |
|---------------------------------|----|----|------|-----|-----|-----|-----|
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
| <i>Achillea nobilis</i> | 1 | 1 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Achillea submillefolium</i> | 2 | 2 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Acroptilon repens</i> | 3 | 3 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Adonis vernalis</i> | 4 | 4 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Agropyron pectinatum</i> | 5 | 5 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Ajuga chia</i> | 6 | 6 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Alyssum desertorum</i> | 7 | 7 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Anisantha tectorum</i> | 8 | 8 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Anthemis arvensis</i> | 9 | 9 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Artemisia absinthium</i> | 10 | 10 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Artemisia austriaca</i> | 11 | 11 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Avena fatua</i> | 12 | 12 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Barbarea vulgaris</i> | 13 | 13 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Brassica campestris</i> | 14 | 14 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Bromus squarrosus</i> | 15 | 15 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Carduus acanthoides</i> | 16 | 16 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Centaurea aemulans</i> | 17 | 17 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Chamaecytisus ruthenicus</i> | 18 | 18 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Cichorium intybus</i> | 19 | 19 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Consolida regalis</i> | 20 | 20 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | 21 | 21 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Crepis rhoeadifolia</i> | 22 | 22 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Crepis tectorum</i> | 23 | 23 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 24 | 24 | ... | 3 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Delphinium cuneatum</i> | 25 | 25 | ... | 3 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Elytrigia repens</i> | 26 | 26 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Falcaria vulgaris</i> | 27 | 27 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Fumaria officinalis</i> | 28 | 28 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Helichrysum arenarium</i> | 29 | 29 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Hieracium virosum</i> | 30 | 30 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Inula britannica</i> | 31 | 31 | ... | 4 | 3 | 2 | 2 |
| <i>Kochia prostrata</i> | 32 | 32 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Lactuca serriola</i> | 33 | 33 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Lappula barbata</i> | 34 | 34 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Leonurus cardiaca</i> | 35 | 35 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Lepidium perfoliatum</i> | 36 | 36 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|------------------------------|----|----|-----|---|---|---|---|
| <i>Medicago lupulina</i> | 37 | 37 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Medicago sativa</i> | 38 | 38 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Melica transsilvanica</i> | 39 | 39 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Melilotus albus</i> | 40 | 40 | ... | 5 | 4 | 3 | 2 |
| <i>Melilotus officinalis</i> | 41 | 41 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Onobrychis vicifolia</i> | 42 | 42 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Rumex confertus</i> | 43 | 43 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Seseli campestre</i> | 44 | 44 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Steris viscaria</i> | 46 | 46 | ... | 3 | 2 | 1 | 1 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | 47 | 47 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Thlaspi arvense</i> | 48 | 48 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Tragopogon major</i> | 49 | 49 | ... | 2 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Vicia cracca</i> | 50 | 40 | ... | 5 | 4 | 3 | 2 |
| <i>Xanthium strumarium</i> | 33 | 33 | ... | 1 | 1 | 1 | 1 |

*N1–N49 – иерархический уровень.

Сравнение с помощью теста Мантеля матриц расстояний между видами, оцененных по индикаторным шкалам и экоморфам растений, показало, что эти матрицы не имеют достоверной корреляции (коэффициент корреляции Мантеля = 0,05; $p = 0,37$). Это свидетельствует о том, что индикаторные шкалы и экоморфы отражают различные аспекты экологических особенностей растительности изучаемой территории.

Были оценены α -, β - и γ -компоненты экологического разнообразия растительности участка рекультивации. Под γ -компонентой понимается экологическое разнообразие растительности отдельного типа технозема, под α -компонентой – для каждой учетной площадки в пределах соответствующего типа техноземов. Компоненту β -разнообразия можно найти как отношение γ -разнообразия к среднему значению α -разнообразия за вычетом 1.

Наибольшим значением континуального γ -экологического разнообразия (Δ), установленного по индикаторным значениям растений, характеризуется растительность, которая сформировалась на педоземах – 48,76 (табл. 67).

Несколько ниже разнообразие растительности на серо-зеленых (35,27) и на красно-бурых глинах (29,86). Наименьшим значением γ -разнообразия характеризуется растительность дерново-литогенных почв на лёсовидных суглинках (15,23). Подобное соотношение

Таблица 67. Континуальное экологическое разнообразие растительности, оцененное по индикаторным значениям*

| Технозем | Δ | Δ^* | Δ^+ | Δ^+ | $sd\Delta^+$ | $s\Delta^+$ |
|---|----------|------------|------------|------------|--------------|-------------|
| γ-разнообразие | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 29,86 | 37,51 | 731,89 | 56,77 | 3,69 | 1532,77 |
| Лессы | 15,23 | 36,44 | 486,61 | 44,15 | 3,14 | 1368,55 |
| Серо-зеленые глины | 35,27 | 41,07 | 469,59 | 52,43 | 4,33 | 1205,78 |
| Педозем | 48,76 | 57,77 | 473,98 | 48,33 | 4,00 | 1208,34 |
| α-разнообразие | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 20,47 | 40,09 | 271,65 | 42,39 | 17,35 | 157,26 |
| Лессы | 12,12 | 36,22 | 118,07 | 37,03 | 18,39 | 121,60 |
| Серо-зеленые глины | 21,26 | 40,60 | 126,20 | 41,52 | 20,04 | 116,39 |
| Педозем | 19,35 | 47,15 | 124,32 | 46,73 | 21,33 | 124,79 |
| β-разнообразие | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 0,46 | -0,06 | 1,69 | 0,34 | - | 8,75 |
| Лессы | 0,26 | 0,01 | 3,12 | 0,19 | - | 10,25 |
| Серо-зеленые глины | 0,66 | 0,01 | 2,72 | 0,26 | - | 9,36 |
| Педозем | 1,52 | 0,23 | 2,81 | 0,03 | - | 8,68 |

Здесь и для табл. 68–70: Δ , Δ^ – индексы таксономического соответственно разнообразия различия Варвика–Кларка; Δ^+ – дисперсия парных длин таксономической связи; Δ^+ – индекс таксономического разнообразия Варвика–Кларка для данных присутствие / отсутствие; $sd\Delta^+$ – стандартное отклонение Δ^+ ; $s\Delta^+$ – произведение численности видов и Δ^+ .

между растительностью техноземов отмечается и по показателю γ -компоненты экоморфического различия (Δ^*) – табл. 68.

По индексу γ -разнообразия дискретного экологического разнообразия, оцененного по индикаторным значениям, техноземы могут быть ранжированы следующим образом (в порядке убывания): серо-зеленые глины → педозём → красно-бурые глины → лессы. При оценке по экоморфической структуре педозёмы и серо-зеленые глины меняются местами, далее следуют красно-бурые глины и лессы (табл. 69).

Индекс разнообразия, который не учитывает обилия видов (Δ^+), иначе упорядочивает растительные сообщества техноземов. Наибольшим континуальным разнообразием характеризуется растительность дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах (56,77), далее следует растительность на серо-зеленых глинах (52,43), педо-

Таблица 68. *Континуальное экологическое разнообразие растительности, оцененное по экоморфической структуре**

| Технозем | Δ | Δ^* | $\Delta+$ | $\Delta+$ | $sd\Delta+$ | $s\Delta+$ |
|------------------------------|----------|------------|-----------|-----------|-------------|------------|
| <i>γ-разнообразие</i> | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 43,68 | 54,86 | 438,86 | 63,58 | 3,06 | 1716,58 |
| Лессы | 24,89 | 59,55 | 342,43 | 58,94 | 2,60 | 1827,23 |
| Серо-зеленые глины | 56,24 | 65,49 | 346,86 | 59,93 | 3,59 | 1378,40 |
| Педозем | 50,77 | 60,15 | 459,96 | 63,10 | 3,31 | 1577,59 |
| <i>α-разнообразие</i> | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 28,07 | 55,94 | 114,32 | 57,01 | 14,24 | 205,97 |
| Лессы | 20,13 | 58,80 | 71,03 | 58,88 | 15,08 | 191,33 |
| Серо-зеленые глины | 36,09 | 66,40 | 160,12 | 66,21 | 16,41 | 185,92 |
| Педозем | 24,60 | 59,46 | 82,13 | 60,14 | 17,45 | 161,74 |
| <i>β-разнообразие</i> | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 0,56 | -0,02 | 2,84 | 0,12 | - | 7,33 |
| Лессы | 0,24 | 0,01 | 3,82 | 0,00 | - | 8,55 |
| Серо-зеленые глины | 0,56 | -0,01 | 1,17 | -0,09 | - | 6,41 |
| Педозем | 1,06 | 0,01 | 4,60 | 0,05 | - | 8,75 |

земах (48,33) и на лессовидных суглинках (44,15).

Индекс разнообразия без учета численности видов можно рассматривать как показатель потенциального разнообразия, а с учетом численности – как показатель реализованного. Различная интенсивность использования экологического потенциала местообитания растениями, которые представляют различные фрагменты диапазона экологического разнообразия, приводит к наблюдаемым особенностям показателей экологического разнообразия.

По показателю дисперсии длин экологической связи ($\Delta+$) растительность на красно-бурых глинах значительно превосходит растительные группировки на всех остальных типах техноземов. Прочие участки имеют растительность, которая мало различается по этому показателю. Индекс $\Delta+$ чувствителен к выравниванию длин экологической связи, которая в свою очередь зависит от равномерности заполнения экологического пространства. Таким образом, можно утверждать, что растительность дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах неоднородно заполняет экологическое пространство этого местообитания.

Компонента α -разнообразия по индексу Δ четко отделяет расти-

Таблица 69. *Дискретное экологическое разнообразие растительности, оцененное по индикаторным значениям**

| Технозем | Δ | Δ^* | $\Delta+$ | $\Delta+$ | $sd\Delta+$ | $s\Delta+$ |
|------------------------------|----------|------------|-----------|-----------|-------------|------------|
| <i>γ-разнообразие</i> | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 72,13 | 90,59 | 380,44 | 85,54 | 0,66 | 2309,58 |
| Лессы | 38,91 | 93,08 | 353,67 | 86,64 | 0,52 | 2685,80 |
| Серо-зеленые глины | 78,50 | 91,41 | 345,54 | 87,35 | 0,86 | 2008,97 |
| Педозем | 75,41 | 89,34 | 364,67 | 86,43 | 0,75 | 2160,69 |
| <i>α-разнообразие</i> | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 45,60 | 90,98 | 180,55 | 88,77 | 10,62 | 318,34 |
| Лессы | 30,84 | 90,34 | 182,88 | 89,72 | 11,66 | 289,79 |
| Серо-зеленые глины | 47,18 | 88,44 | 137,54 | 88,56 | 13,42 | 249,53 |
| Педозем | 37,11 | 90,46 | 91,10 | 89,93 | 14,95 | 238,06 |
| <i>β-разнообразие</i> | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 0,58 | 0,00 | 1,11 | -0,04 | - | 6,26 |
| Лессы | 0,26 | 0,03 | 0,93 | -0,03 | - | 8,27 |
| Серо-зеленые глины | 0,66 | 0,03 | 1,51 | -0,01 | - | 7,05 |
| Педозем | 1,03 | -0,01 | 3,00 | -0,04 | - | 8,08 |

тельность на лессовидных суглинках, которая характеризуется более низким разнообразием по сравнению с относительно гомогенной группировкой из растительности на прочих типах техноземов. Поэтому компонента β -разнообразия по индексу Δ преимущественно определяется γ -разнообразием. Это иллюстрируется тем, что порядок растительности, сформированных на различных типах техноземов, идентичен для компонент β - и γ - Δ -разнообразия.

По индексу Δ^* практически нет различий между α - и γ -разнообразиями, поэтому γ -разнообразие значимо не отличается от нуля. Вероятно, такой результат является следствием свойства независимости данного индекса от объема выборки. Некоторая инвариантность индекса Δ^* от особенностей сбора материала делает его предпочтительным для оценки реального экологического разнообразия. Исходя из этого можно утверждать, что наибольшим экологическим разнообразием характеризуется растительность на педоземах, а растительность на литоземах (на красно-бурых, серо-зеленых глинах и лессах) имеет значительно меньшее экологическое разнообразие.

Неоднородность использования экологического пространства

растительностью на красно-бурых глинах отмечается и на уровне α -разнообразия. По индексу $L+$ эта растительная группировка значительно превосходит все остальные, для которых показатель дисперсии длин экологической связи изменяется в узких пределах.

По β -разнообразию индекса $L+$ растительность на красно-бурых глинах, напротив, характеризуется наименьшим значением. Наибольшее β -разнообразие дисперсии длин экологической связи наблюдается для растительности на лессовидных суглинках и педоземах. Смысл β -разнообразия индекса $L+$ состоит в сравнении равномерности экологических связей на глобальном и локальном уровнях. Очевидно, чем ниже β -разнообразие, тем больше подобие части целому. Если речь идет об индексе $L+$, то можно говорить о структурном подобии частей структуре целого. Таким образом, для растительности на красно-бурых глинах характерен гораздо более высокий уровень структурного подобия части целому, чем для растительных группировок на прочих типах техноземов. Для растительности, которая формируется на педоземах, характерно меньшее структурное подобие частей целому, что говорит о более высокой организации экологической структуры.

Таблица 70. Дискретное экологическое разнообразие растительности, оцененное по экоморфической структуре*

| Технозем | Δ | Δ^* | $L+$ | $\Delta+$ | $sd\Delta+$ | $s\Delta+$ |
|---|----------|------------|--------|-----------|-------------|------------|
| γ-разнообразие | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 56,22 | 70,61 | 369,04 | 68,85 | 2,61 | 1858,91 |
| Лессы | 30,50 | 72,96 | 379,60 | 73,36 | 2,21 | 2274,09 |
| Серо-зеленые глины | 59,18 | 68,91 | 361,30 | 70,07 | 3,06 | 1611,66 |
| Педозем | 67,04 | 79,43 | 361,11 | 71,26 | 2,82 | 1781,50 |
| α-разнообразие | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 35,60 | 70,45 | 95,15 | 70,90 | 13,70 | 255,63 |
| Лессы | 25,19 | 71,80 | 142,06 | 71,97 | 14,63 | 235,95 |
| Серо-зеленые глины | 37,22 | 69,35 | 86,99 | 69,30 | 16,13 | 195,10 |
| Педозем | 30,77 | 74,80 | 71,05 | 74,62 | 17,38 | 198,39 |
| β-разнообразие | | | | | | |
| Красно-бурые глины | 0,58 | 0,00 | 2,88 | -0,03 | - | 6,27 |
| Лессы | 0,21 | 0,02 | 1,67 | 0,02 | - | 8,64 |
| Серо-зеленые глины | 0,59 | -0,01 | 3,15 | 0,01 | - | 7,26 |
| Педозем | 1,18 | 0,06 | 4,08 | -0,05 | - | 7,98 |

Наибольшим значением γ -экологического разнообразия (Δ), установленного по экоморфам растений, характеризуется растительность, которая сформировалась на серо-зеленых глинах – 56,24 (табл. 70). Несколько ниже разнообразие растительности на педоземах (50,77) и на красно-бурых глинах (43,68). Наименьшим значением γ -разнообразия характеризуется растительность дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках (24,89). Корреляция γ -разнообразия (Δ), установленного по индикаторным значениям и экоморфам растений, составляет 0,83, что свидетельствует о высоком уровне соответствия этих двух аспектов экологического разнообразия.

Иное соотношение между растительностью техноземов отмечается по показателю γ -компоненты таксономического различия (Δ^*). Наибольшим значением индекса Δ^* характеризуется растительность на дерново-литогенных почвах на серо-зеленых глинах (65,49), практически одинаковым – растительные комплексы на лессовидных суглинках и педоземах (59,55 и 60,15 соответственно). Наименьшее значение индекса Δ^* отмечено для растительности красно-бурых глин. Корреляция показателей γ -разнообразия (Δ^*), установленных по индикаторным значениям и экоморфам растений, составляет 0,18, что свидетельствует о не высоком уровне соответствия этих двух аспектов экологического разнообразия.

Наибольшим значением индекс разнообразия, который не учитывает обилия видов ($\Delta+$), характеризуется растительность дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах (63,58), далее следует растительность на педоземах (63,10), серо-зеленых глинах (59,93) и на лессовидных суглинках (58,94). Необходимо отметить, что абсолютные значения индекса $\Delta+$ очень мало различаются для растительных группировок, сформированных на различных типах техноземов. Корреляция γ -разнообразия ($\Delta+$), установленного по индикаторным значениям и экоморфам растений, составляет 0,61, что свидетельствует об умеренном уровне соответствия этих двух аспектов экологического разнообразия.

По показателю дисперсии длин экологической связи ($L+$) оцененная по экоморфам растительность педоземов характеризуется наибольшей сложностью экологической связи между видами растений (459,96). Несколько меньше этот показатель у растительности на красно-бурых глинах (438,86). Более низким уровнем $L+$ характеризуются растительные сообщества на лессовидных суглинках

(342,43) и серо-зеленых глинах (346,86). Корреляция континуального γ -разнообразия ($A+$), установленного по индикаторным значениям и экоморфам растений, составляет 0,44, что свидетельствует о слабом уровне соответствия этих двух аспектов экологического разнообразия. Корреляция континуального и дискретного γ -разнообразий по индикаторным значениям составляет 0,86, по экоморфической структуре – (–0,44).

Компонента α -разнообразия по индексу A , рассчитанная по экоморфам растений, тесно коррелирует с аналогичным показателем, рассчитанным по индикаторным значениям ($r = 0,81$). Напротив, для α -разнообразия по индексу A^* корреляции для двух аспектов экологической структуры не наблюдается ($r = 0,06$). Наибольшим α -разнообразием по индексу A^* характеризуется растительность на серо-зеленых глинах (66,4). Промежуточное положение с практически одинаковыми показателями занимают лессы и педоземы (58,8 и 59,46 соответственно). Минимальные значения индекса A^* характерно для растительных сообществ на красно-бурых глинах (55,94).

Динамику α -разнообразия по индексу A^* для экоморф точно повторяет индекс $A+$, поэтому он также практически не коррелирован с аналогичным показателем, рассчитанным на основе индикаторных значений ($r = 0,05$).

Отличной динамикой индекса $A+$, полученного на основании индикаторных значений, характеризуется динамика индекса, полученного по экоморфам растений ($r = 0,16$). Наибольшая дисперсия длин экологических связей наблюдается для растительного сообщества на серо-зеленых глинах (160,12). Несколько меньше этот показатель для растительности красно-бурых глин (114,32). Низкое значение индекса $A+$ установлено для растительных группировок педоземов (82,13) и лессов (71,03).

Практически нулевой уровень β -разнообразия характерен для индексов A^* и $A+$, очень низкий – для индекса A . Такая особенность, характерная для обоих аспектов экологического разнообразия (экоморфического и по индикаторным значениям), подчеркивает значительную независимость индексов экологического разнообразия, основанных на индексах таксономического разнообразия Варвика-Кларка, от объема выборки. Эта инвариантность приводит к сближению значений α - и γ -разнообразий, вследствие чего β -разнообразие стремится к нулевому уровню.

Для дискретной оценки экологической структуры растительности

необходимо выявить реально существующие кластеры на различных иерархических уровнях. Эта задача решается как оценка различных решений иерархического кластерного анализа по некоторому критерию. Экологические характеристики растений (индикаторные значения и экоморфы) были использованы в качестве переменных для кластерного анализа. Для этого была применена программа FuzME (Minasny, McBratney, 2002), в основе работы которой лежит алгоритм нечеткой классификации, а в качестве меры расстояния между объектами используется метрика Махаланобиса. Программа FuzMe позволяет рассчитывать критерий качества классификации для каждого из выбранного диапазона числа кластеров – MPE (Modified Partition Entropies). Минимум этого индекса позволяет обосновать объективный уровень разбиения целого на части (кластеры). Статистики качества разбиения на кластеры приведены на рис. 107: A – кластеризация для экологической структуры по индикаторным значениям; B – по экоморфам. Стрелки указывают локальные минимумы функций MPE, которые маркируют оптимальные кластерные решения. Оптимальным разбиением экологической структуры по

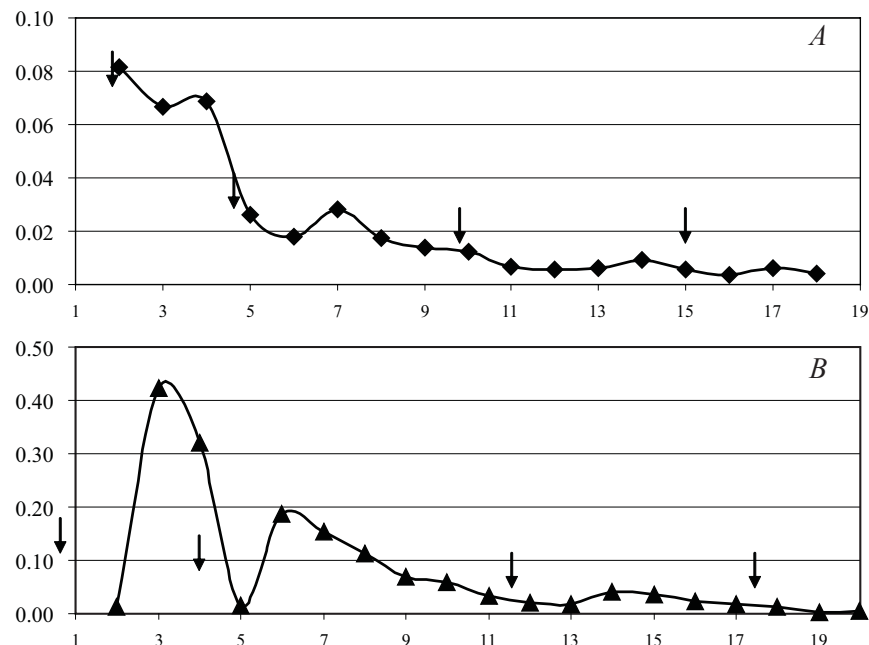


Рис. 107. Показатель качества классификации (MPE) экологической структуры растительности

индикаторным значениям являются кластеры, состоящие из 3, 6, 11 и 16 кластеров. То есть можно установить наличие 4 иерархических уровней локальной экологической структуры растительности, выделенных по индикаторным шкалам, которые условно можно соотносить с такими таксономическими категориями, как род (16), семейство (11), порядок (6), класс (3).

Оптимальным разбиением экологической структуры по экоморфам являются группировки, состоящие из 2, 5, 13 и 19 кластеров. То есть можно установить наличие 4 иерархических уровней локальной экологической структуры растительности, выделенных по экоморфам, которые условно можно соотносить с такими таксономическими категориями, как род (19), семейство (13), порядок (5), класс (2).

γ -разнообразие по индексу Δ , который сравнивает различия между индивидуумами, для континуального и дискретного способов описания разнообразия, сильно коррелированно как для индикаторных значений ($r = 0,84$), так и для экоморф ($r = 0,92$). Для индекса Δ^* , который сравнивает экологические различия между видами, наблюдается отрицательная корреляция для индикаторных значений ($r = -0,79$) и практически нет корреляции для экоморф ($r = 0,14$).

Индекс $\Delta+$ для γ -разнообразия имеет отрицательную корреляцию для дискретного и континуального аспектов ($r = -0,42$ для индикаторных значений и $r = -0,66$ для экоморф). Таким образом, оценка экологического разнообразия без учета численности видов дает противоположные результаты о тенденции изменчивости при континуальном и дискретном подходах. Дискретный подход состоит в группировке видов в иерархические группы, внутри которых различия между видами нивелируются. Очевидно, что дискретный и континуальный подходы являются не просто вариациями способа расчета экологического разнообразия, а отражают важные аспекты разнообразия. Континуальный подход достаточно точно описывает экологические соотношения между видами, выраженные через расстояние в экологическом пространстве. Но при этом максимальное различие пропорционально числу видов, при континуальном подходе число видов определяет количество иерархических уровней, средняя длина между которыми или вариация этой длины вычисляется при нахождении соответствующих индексов.

При дискретном подходе видовое богатство отодвигается на второй план, так как дистанция между видами одного таксона (экологической группы) по отношению к представителям других таксонов

(экологических групп) принимается равной. Приоритет приобретает соотношение между таксонами (в контексте экологического разнообразия – между экологическими группами), что описывает организационный аспект структуры сообщества.

В результате проведенной работы установлено, что при количественной характеристике экологического разнообразия растительности отношения различия / подобия между видами могут быть оценены с помощью учета экоморфических особенностей растений или их фитоиндикационных свойств.

Сетевая по своей природе организация экологических взаимоотношений может быть представлена в виде иерархической дендрограммы, что дает возможность применять индексы таксономического разнообразия Варвика–Кларка для количественной оценки экологического разнообразия.

Предложено расширить объем концепции Уиттекера о α -, β - и γ -разнообразии на экологическое (иерархическое, организационное) разнообразие, что позволило ввести такие понятия, как α -, β - и γ -компоненты экологического разнообразия растительности.

7.4. ЭКОМОРФИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА РАСТИТЕЛЬНОСТИ УЧАСТКА РЕКУЛЬТИВАЦИИ ПО А.Л. БЕЛЬГАРДУ

Чтобы вскрыть надежность взаимосвязи растительных организмов со средой, необходима рабочая схема основных экоморф, позволяющая выяснить многочисленные грани приспособления растений не только к конкретному биоценозу, но и к каждому структурному элементу экотопа (Белова, Травлеев, 2002). Такие приспособления (адаптации), в отличие от жизненных форм, А.Л. Бельгард (1950) назвал экоморфами. Как отмечают Н.А. Белова и А.П. Травлеев (2002), «жизненные формы», не всегда сопряжены с изменениями в морфоанатомической структуре, что в первую очередь касается приспособлений к почвенному плодородию и к термическим условиям. В разработанной Бельгардом схеме экоморф прежде всего демонстрируются приспособления видов к фитоценозу в целом (Бельгард, 1950, с. 35). Такие экоморфы А.Л. Бельгард назвал ценоморфами.

Важное место занимают адаптации к климату в целом – климаморфы, к гелиотопу – гелио- и термоморфы. В основании этой схемы находятся трофоморфы – приспособления к почвенному пло-

дородию и гигроморфы – приспособления к соответствующим гигротопам (Белова, Травлеев, 2002).

Раункиеровские формы рассматриваются как климаморфы, а термо-, гелио-, трофо- и гигроморфы разработаны по В.Р. Вильямсу (1939), который включал в космические факторы свет, тепло, а в наземные – воду и пищу. Экоморфы располагаются по оси ординат, а ценоморфы – по оси абсцисс (Белова, Травлеев, 2002).

Ценоморфический анализ растительности выполняется в рамках экоморфического анализа на основе сравнения долей ценоморф, входящих в состав растительных сообществ, с учетом количественных характеристик видов. Виды относятся к той или иной ценоморфе на основе анализа их встречаемости в различных типах сообществ, и во всех случаях ценоморфы определяются экспертно. Н.Н. Назаренко и О.А. Дидура (2012) отмечают, что невозможно однозначно определить ценоморфы для многих видов, вследствие их широкой встречаемости в экосистемах различного типа, например для опушечно-полянного комплекса лесных видов. Как считают эти авторы, отнесение вида к той или иной ценоморфе в некоторой степени является условным, поскольку резкого разграничения между близкими ценоморфами не наблюдается. Особенно сложным является ценоморфический анализ амфиценоотических (Бельгард, 1947) экосистем, для которых характерно одновременное наличие видов различных ценоморф. В работе Н.Н. Назаренко и О.А. Дидура (2012), на основании данных монографии В.В. Тарасова (2005), для исследования лесной растительности экспертным способом 156 видов флоры из описаний отнесены к 33 ценоморфам. Следует подчеркнуть, что в оригинальных работах А.Л. Бельгарда ценоморфы понимались совершенно иначе: «Среди ценоморф можно различать сивланты (лесные виды), степанты (степные виды), пратанты (луговые виды), палюданты (болотные виды), галофиты (виды, связанные с засоленными почвами) и рудеранты (сорные виды)...». В учении А.Л. Бельгарда концепция ценоморф непосредственно связана с представлением о типах кругооборота веществ, которые в условиях степной зоны ограничены степным, лесным, луговым и болотными типами.

М.А. Альбицкая (1960) дополнительно выделяет сорно-лесные (SilRu), сорно-степные (StRu), сорно-луговые (PrRu), а В.В. Тарасов (1981) – и лесо-степные (SilSt), лугово-степные (RrSt), лесо-луговые (SilPr) виды.

В работе В.В. Тарасова (2005) речь идет скорее не о ценоморфах

как таковых, а о ценотических преферендах видов растений.

На основании 40-летних исследований разнообразных растительных сообществ в зоне настоящих степей (Приднепровье, Заповжье) Н.М. Матвеев (2003) приходит к заключению о том, что по биоценотическому оптимуму четко различаются следующие ценоморфы: сивланты, или лесовики – Sil (биоценотический оптимум находится в биотопе коренных (климаксовых) лесных сообществ); сорно-лесные – SilRu (биоценотический оптимум в биотопе сомкнутых лесонасаждений полуосветленной и полутеневой структуры); степанты, или степняки – St (биоценотический оптимум в коренных (климаксовых) степных сообществах); сорно-степные (StRu) – виды из группы степного разнотравья, биоценотический оптимум которых из биотопа изреженных степных группировок распространяется также на сухие и суховатые группировки пустырей; пратанты, или луговики – Pr (биоценотический оптимум в биотопе ненарушенных естественных лугов); сорно-луговые (PrRu) – виды из лугового разнотравья (биоценотический оптимум – в биотопе изреженных (нарушенных) луговых группировок, а также свежих и влажных группировок пустырей); палюданты, или болотники – Pal (биоценотический оптимум – в биотопе болотных сообществ); рудеранты, или сорняки – Ru (биоценотический оптимум – в биотопе антропогенно-сформированных рудеральных растительных группировок, в посевах и посадках растений).

В своих исследованиях мы основываемся на представлении о ценоморфах, которое изложено в работах А.Л. Бельгарда (1950, 1971), неразрывно связывая это понятие с учением о степном лесоведении, о типах кругооборота веществ в биогеоценозах, об амфиценозе, об экоморфах.

На основании экологической паспортизации были составлены экоформулы, которые позволили построить соответствующие ценоспектры, наглядно представляющие размещение и соотношение экоморф по ярусам, а также диаграммы видовой насыщенности ценоморф в ряду гигрогенного замещения (Белова, Травлеев, 2002).

При анализе исследователь стремится «насытить» ценоморфы экоморфами. Или другими словами: «... каждая из ценоморф отличается своим специфическим набором экоморф, рисующих отношение ценоморфы к тем или иным структурным элементам экотопа, что позволяет более полно осветить экологическое содержание сивлантов, степантов и т.д.». Получив фактический материал, мы

имеем возможность судить о дальнейшем генезисе и эволюции лесного биогеоценоза. Однако для фундаментальности результата необходимо исследовать не только пространственную характеристику, но и временную, памятуя, что все явления в природе протекают в пространстве и во времени (Белова, Травлеев, 2002).

В.С. Чернышенко и Я.Ю. Лысенко (2008) считают, что экоморфический анализ – это тонкий аппарат для изучения экосистем, который построен на использовании информации о требованиях, составляющих биогеоценоз популяций к параметрам среды (температуре, освещенности, питательным веществам, влажности), и позволяет определять уровень моноценотичности экосистем. Благодаря своей четкой и однозначной структурированности эта классическая концепция естественным образом может быть описана с помощью языка математической биологии.

Экологический анализ растительного покрова, предложенный Александром Люциановичем Бельгардом, дает возможность раскрыть пространственную сторону существования фитоценоза, относительное «право проживания» того или иного вида растения в конкретных местообитаниях. Последующий анализ – популяционный (временной) – позволяет на основе возрастного анализа популяций выявить тип ценопопуляций видов растений: инвазионный, нормальный, регрессивный. Синтез пространственного и временного анализа дает возможность научно, с высокой достоверностью прогнозировать жизненность лесного биогеоценоза, решать принципиальные вопросы лесохозяйственных мероприятий, необходимость занесения в Красную книгу того или иного вида растений не по количественным показателям их встречаемости, а по типу популяции, прогнозировать дальнейшие пути развития того или иного типа леса, эндодинамические сукцессии, генезис и эволюцию почвенного покрова (Белова, Травлеев, 2002).

Экоморфический анализ, предложенный А.Л. Бельгардом, применяют ученые в зоологических исследованиях (Апостолов, 1975), когда основные типы приспособления насекомых к факторам среды изображаются в виде развернутой схемы, в которой показаны отношения к биогеоценозу ценоморф и его отдельные структурные элементы (термо-, гелио-, гигро- и трофоморфы). Экологические формы тесно связаны с типами леса (Белова, Травлеев, 2002).

Н.М. Матвеев (2003) отмечает, что несомненным достоинством системы экоморф А.Л. Бельгарда является использование традици-

онных и общеизвестных (в том числе – по названиям) экологических групп растений. Она позволяет характеризовать каждый фитоценоз в целом посредством экоформул и экоспектров, осуществлять качественное сравнение различных сообществ между собой. В то же время необходимость количественной характеристики факторов соответствующих биотопов вынуждает исследователей, использующих систему экоморф А.Л. Бельгарда, применять параллельно балльные шкалы, например Л.Г. Раменского или Д.Н. Цыганова. В связи с этим Н.М. Матвеев (2003) предлагает оптимизировать систему экоморф А.Л. Бельгарда (табл. 71).

Характерная особенность экоморфической системы Н.М. Матвеева – балльная оценка экологического оптимума видов, входящих в состав соответствующей экоморфы. Этот инструмент рассматривается как способ приблизить систему А.Л. Бельгарда к фитоиндикаторным шкалам различных авторов. Однако следует отметить принципиальное различие теоретического содержания системы экоморф и индикаторных шкал, а также проблемной области, которая разрешается с их помощью. Индикационные шкалы являются измерителями тех экологических свойств окружающей среды, к которым растительные организмы наиболее чувствительны. Влажность, трофность, содержание азота, освещение, климатические особенности влияют на растения и могут быть с их помощью оценены.

Задачей экоморфического анализа А.Л. Бельгарда, в основе которого находится концепция экоморф, является познание биогеоценоза как системы. Известный принцип кибернетики гласит, что систему может познать (отразить) более сложная система. Поэтому в противоположность индикаторным шкалам, которые являются множеством и отражают некоторое множество экологических свойств, экоморфы представляют собой систему – совокупность взаимосвязанных и иерархически соподчиненных экосистемных атрибутов.

Система экоморф выходит за рамки растительного царства и может быть применена для животных, грибов и микроорганизмов, так как отражает отношение к биогеоценозу всех живых организмов. В то же время индикаторные шкалы растений применимы только для растений. Животные также обладают индикаторными свойствами, но их информационная ценность описывается другими шкалами либо совершенно другим инструментарием.

Животные, как и растения, могут быть индикаторами влажности либо присутствия кальция в почве. Но сложно себе представить жи-

Таблица 71. Фитоиндикационная характеристика экоморф растений (Матвеев, 2003)

| Экоморфы и их условные обозначения | Экологический оптимум, балл | Тип режима |
|------------------------------------|-----------------------------|--|
| Гелиоморфы | | |
| Ультрасциофиты (USc) | 0–1 (0,5) | Ультратеневой |
| Сциофиты (Sc) | 1 | Теневой |
| Гелиосциофиты (HeSc) | 2 | Полутеневой |
| Сциогелиофиты (ScHe) | 3 | Полуосветленный |
| Гелиофиты (He) | 4 | Осветленный |
| Ультрагелиофиты (UHe) | 5 | Ультраосветленный |
| Трофоморфы | | |
| Ультраолиготрофы (UOgTr) | 0–1 (0,5) | Особо бедные (бесплодные) почвы (грунты) |
| Олиготрофы (OgTr) | 1 | Бедные (малопродуктивные) почвы |
| Мезотрофы (MsTr) | 2 | Среднебогатые (среднепродуктивные) почвы |
| Мегатрофы (MgTr) | 3 | Богатые (плодородные) почвы |
| Галомегатрофы (HMgTr) | 4 | Солонцы |
| Галофиты (Hal) | 5 | Солончаки |
| Гигроморфы | | |
| Ксерофиты (Ks) | 0–1 (0,5) | Сухой ... |
| Мезоксерофиты (MsKs) | 1 | Суховатый |
| Ксеромезофиты (KsMs) | 1–2 (1,5) | Свежеватый |
| Мезофиты (Ms) | 2 | Свежий |
| Гигромезофиты (HgrMs) | 2–3 (2,5) | Влажноватый |
| Мезогигрофиты (MsHgr) | 3 | Влажный |
| Гигрофиты (Hgr) | 4 | Сырой |
| Ультрагигрофиты (UHgr) | 5 | Мокрый |
| Гидрофиты (Hd) | 6 | Водный |
| Термоморфы | | |
| Ультраолиготермы (UOgT) | 1 | Холодный (полярный) |
| Олиготермы (OgT) | 2 | Умеренно холодный (бореальный) |
| Мезотермы (MsT) | 3 | Умеренный (суббореальный) |
| Мегатермы (MgT) | 4 | Умеренно теплый (субтропический) |
| Ультрамегатермы (UMgT) | 5 | Теплый (тропический) |

вотных, которые будут индикаторами трофности эдафотопы. Очевидно, что трофность – это свойство, которое влияет на растения и ими будет индицироваться. Заметим, что почвенные животные могут различать трофотопы и в зависимости от этого формировать трофocenоморфы (Жуков, 2011).

Экоморфическая структура растительности обладает значительной информационной ценностью для описания экологических условий, которые формируются в результате почвообразовательного процесса, происходящего в техноземах.

Ценоморфическая структура растительности, которая сформировалась в результате натурализации бобово-злаковой травосмеси на техноземах, представлена в табл. 72. Данные подтверждают, что доминирующей ценоморфой на всех типах техноземов являются степанты. Доля степантов в структуре растительного покрова варьирует от 33,33 (техноземы на красно-бурых глинах) до 43,48 % (техноземы на серо-зеленых глинах). Следующей по важности ценоморфой являются рудеранты.

Таблица 72. Ценоморфическая структура растительности техноземов, % от суммарного видового богатства

| Технозем | PalPr | Pr | Ru | Sil | SilPr | SilSt | St | StPr |
|--------------------|-------|------|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| Серо-зеленые глины | 4,35 | 8,70 | 21,74 | 4,35 | - | 4,35 | 43,48 | 13,04 |
| Лессы | 3,23 | 6,45 | 22,58 | 3,23 | 3,23 | 3,23 | 41,94 | 16,13 |
| Красно-бурые глины | 7,41 | - | 25,93 | 3,70 | 3,70 | 7,41 | 33,33 | 18,52 |
| Педозем | 4,00 | 8,00 | 24,00 | 4,00 | 4,00 | 4,00 | 40,00 | 12,00 |

Эвритопные виды, которые тяготеют к степным станциям, также играют важную роль в сообществе. Так, степанты-пратанты составляют 13,04–18,52 % в ценоморфической структуре сообщества, а доля сивлантов-степантов находится на уровне 3,23–7,41 %.

Сивланты и сивланты-пратанты представлены в сообществе, но их роль не велика. В растительном покрове дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах сивланты-пратанты не установлены.

Пратанты и паллюданты-пратанты составляют 3,23–7,41 и 6,45–8,7 % в ценоморфической структуре соответственно. Пратанты в растительном покрове дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах на обнаружены.

Таким образом, растительный покров техноземов с ценоморфических позиций представляет собой амфиценоз с преобладанием

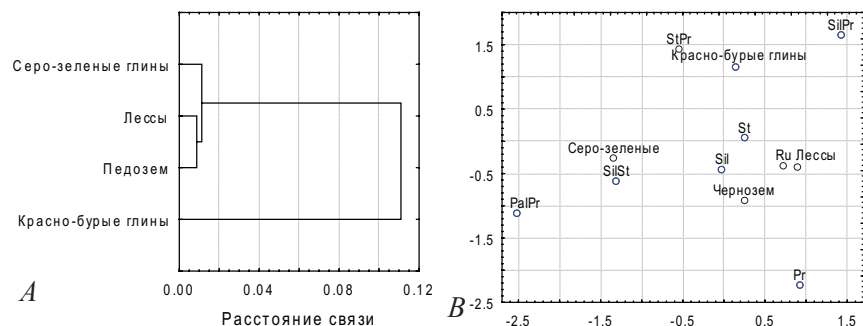


Рис. 108. Классификация типов техноземов по ценоморфической структуре растительности: А – кластерный анализ, метод Варда, расстояние связи – коэффициент Пирсона; В – анализ соответствия типов техноземов и ценоморф (здесь и для рис. 109, 110)

степных и рудеральных элементов, а также весьма существенной ролью пратантов.

Данные по ценоморфической структуре можно применить для классификации сообществ методами кластерного анализа (рис. 108, А).

По ценоморфической структуре наиболее подобными являются растительные сообщества педоземов и дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках. Очень близко к указанным растительным группировкам примыкает сообщество на дерново-литогенных почвах на серо-зеленых глинах. Особой экологической специфичностью с точки зрения ценоморфической структуры растительности обладают дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах.

Анализ соответствий позволяет вскрыть природу ценоморфической специфичности каждого из исследованных растительных сообществ (рис. 108, В). Растительные сообщества на лессовидных суглинках и педоземах характеризуются высоким уровнем подобия, для них характерными являются такие ценоморфы, как степанты, рудеранты и сильванты.

Растительное сообщество на красно-бурых глинах характеризуется более высокой ролью луговых видов – степантов-пратантов и сильвантов-пратантов. Особенностью растительности серо-зеленых глин является относительно более высокая доля сильвантов-степантов и паллюдантов-пратантов.

В трофоморфической структуре растительности преобладают мезотрофы (табл. 73). Среди растительного покрова техноземов

Таблица 73. Трофоморфическая и гелиоморфическая структура растительности техноземов, % от суммарного видового богатства

| Технозем | Трофоморфы | | | Гелиоморфы | |
|--------------------|------------|-------|--------|------------|-------|
| | MgTr | MsTr | OgMsTr | He | ScHe |
| Серо-зеленые глины | 21,74 | 73,91 | 4,35 | 65,22 | 34,78 |
| Лессы | 22,58 | 74,19 | 3,23 | 70,97 | 29,03 |
| Красно-бурые глины | 18,52 | 74,07 | 7,41 | 66,67 | 33,33 |
| Педозем | 20,00 | 76,00 | 4,00 | 68,00 | 32,00 |

представлены также мегатрофы и олиготрофы. Отметим, что трофоморфическая структура различных типов техноземов довольно однородная – различия между растительными группировками не значительные.

С точки зрения отношения растений к световой обстановке растения техноземов представлены преимущественно облигатными световыми растениями – гелиофитами и факультативными световыми растениями – сциогелиофитами. Преобладают гелиофиты. Наибольшая доля в структуре растительности этой гелиоморфы характерна для дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках. Более тенелюбивым является растительное сообщество на дерново-литогенных почвах на серо-зеленых глинах, где доля сциогелиофитов наибольшая. Однако следует отметить, что гелиоморфическая структура растительности на данных типах техноземов достаточно однородная.

Кластерный анализ позволил установить отношения подобия/различия между растительными сообществами по их трофоморфической структуре (рис. 109, А). Лессы и серо-зеленые глины характеризуются высокой степенью подобия трофоморфической структуры растительности, которая на них формируется, указывая тем самым на сходство уровня плодородия этих техноземов (рис. 109, В). Педоземы занимают промежуточное положение между серо-зелеными глинами, с одной стороны, и красно-бурыми – с другой.

Анализ соответствий позволил установить, что красно-бурые глины отличаются повышенной трофностью, тогда как серо-зеленые глины и лессы больше тяготеют к категории мезотрофных стадий.

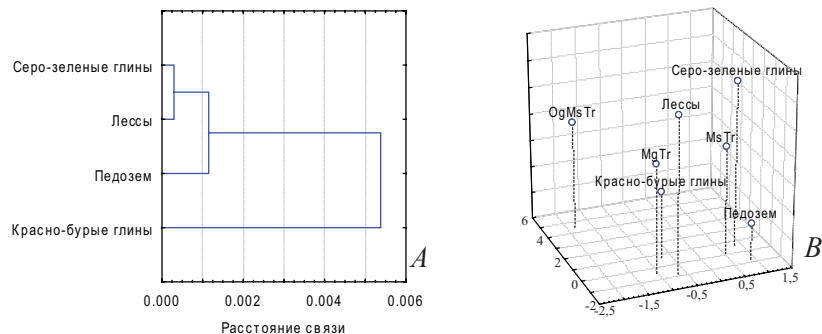


Рис. 109. Классификация типов техноземов по трофоморфической структуре растительности

Соответственно для педоземов характерен переходный характер от мезотрофного состояния к мегатрофному.

А.Л. Бельгард (1950) отмечал, что гигроморфы и трофоморфы для экологического анализа играют руководящую роль. Гигроморфы и трофоморфы индицируют гигротоп и трофотоп, которые вместе определяют эдафотоп. Следовательно, анализ растительности, которая формируется на техноземах, позволит установить тип эдафотоп, который соответствует каждому типу технозема.

Важно различать два понятия – эдафотоп и почва. Почва – естественно-историческое тело, эдафотоп – теоретическая конструкция для обозначения субстрата, на котором формируется биогеоценоз. В большинстве случаев таким субстратом является почва, поэтому часто эти два термина ложно используют как синонимы. Эдафотоп вместе с климатом составляют экотоп, который в дополнении с биоценозом формируют биогеоценоз. Таким образом, буквальная трактовка понятия эдафотоп приводит нас к противоречивому выводу: эдафотоп – это безжизненная часть почвы.

Такое противоречие можно устранить, если эдафотоп рассматривать в качестве биогеоценотической проекции почвы как естественно-исторического тела. Из всего многообразия свойств и особенностей почвы в биогеоценотическом аспекте мы выделяем только те абиотические компоненты, которые выполняют ключевую роль и имеют типологическое значение в формировании биогеоценоза. Этими компонентами являются ордината трофности, которую А.Л. Бельгард заменил ординатой минерализации почвенного раствора, и ордината влажности.

Почвы диагностируются на основании генетических признаков.

Таблица 74. Гигроморфическая структура растительности техноземов, % от суммарного видового богатства

| Технозем | Ks | MsKs | KsMs | Ms+HgMs |
|--------------------|------|-------|-------|---------|
| Серо-зеленые глины | 8,70 | 39,13 | 47,83 | 4,35 |
| Лессы | 9,68 | 35,48 | 51,61 | 3,23 |
| Красно-бурые глины | 3,70 | 40,74 | 48,15 | 7,41 |
| Педозем | 4,00 | 36,00 | 48,00 | 12,00 |

Эдафотоп устанавливается по фитоиндикации трофотоп и гигротоп. Поэтому один и тот же генетический тип почвы может быть представлен различными эдафотопами, а один эдафотоп – различными генетическими типами (табл. 74).

Преобладающей гигроморфой растительности техноземов являются ксеромезофилы, несколько уступают им по представленности мезоксерофилы. Гораздо меньшую роль в растительном сообществе играют ксерофилы и мезофилы вместе с гигромезофилами. В целом нужно отметить весьма широкий гигроморфический диапазон – от ксерофилов до гигромезофилов, что свидетельствует о значительной изменчивости условий увлажнения в техноземах.

Серо-зеленые глины и лессы формируют кластер, однородный по гигроморфической структуре, который противопоставлен другому кластеру – красно-бурым глинам и педоземам (рис. 110).

Анализ соответствий позволяет установить, что для лессов и серо-зеленых глин характерно преобладание мезоксерофилов, а для педоземов и красно-бурых глин – ксеромезофилов. Динамичность условий увлажнения подчеркивается характерной ролью подчинен-

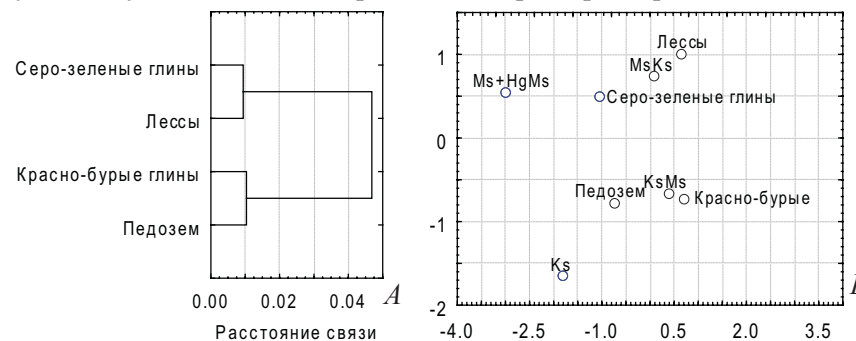


Рис. 110. Классификация типов техноземов по гигроморфической структуре растительности

ных маргинальных гигроморф. Для кластера педоземы и красно-бурые глины – это ксерофилы, а для кластера лессы и серо-зеленые глины – мезофилы и гигромезофилы.

Таким образом, экоморфический анализ растительности позволяет диагностировать тип эдафотопов, к которым относятся биогеоценозы, сформированные на различных типах техноземов. Эдафотопы биогеоценозов на дерново-литогенных почвах на лессовидных суглинках и на серо-зеленых глинах могут быть отнесены к мезоксерофильным мезотрофным. Эдафотопы биогеоценозов на дерново-литогенных почвах, на красно-бурых глинах и на педоземах могут быть отнесены ко ксеромезофильным мезотрофным.

7.5. СИНФИТОИНДИКАЦИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ УЧАСТКА РЕКУЛЬТИВАЦИИ

Гетерогенность окружающей среды рассматривается как один из наиболее важных факторов, управляющих биологическим разнообразием (Sarr et al., 2005).

Растения могут оказывать различное влияние на горизонтальную структуру почвенного покрова, повышая или понижая его неоднородность. Повышение неоднородности обычно связано с индивидуальным воздействием особей и групп растений на свойства почвы. В то же время конкуренция за почвенные ресурсы может приводить к снижению гетерогенности почв за счет более эффективного поглощения элементов минерального питания из участков почв, обогащенных ими (Онипченко, 2011).

Топографическая гетерогенность является особым случаем, так как она значительно влияет на другие типы ландшафтной гетерогенности, т.е. изменчивость мезоклимата, эрозию, почвенные условия и интенсивность антропогенного воздействия. Влияние ландшафтной топографической гетерогенности на локальное видовое богатство может быть установлено посредством учета влияния окружающих местообитаний на данное. В топографически однородном ландшафте соседние сайты обычно представлены такими же либо подобными местообитаниями. В топографически гетерогенном ландшафте вблизи данного местообитания могут быть найдены очень разные местообитания (Zelený et al., 2010). Влияние пространственной конфигурации соседних местообитаний на локальное видовое богатство

было показано в ряде эмпирических исследований (Gabriel et al., 2005; Kumar et al., 2006). Существует несколько процессов, которые могут управлять паттернами локального видового богатства в пределах градиента ландшафтной гетерогенности. Увеличивающаяся топографическая гетерогенность может проявляться не только в более высоком разнообразии местообитаний, находящихся близко одно к другому, но и в уменьшении размеров конкретных пятен местообитаний и таким образом в фрагментации (Zelený et al., 2010). Теория островной биогеографии предсказывает, что растущая фрагментация местообитаний в гетерогенном ландшафте будет сопровождаться уменьшением локального видового богатства, так как малые и более изолированные фрагменты местообитаний в большей степени подвержены исчезновению видов, чем более крупные фрагменты (Macarthur, Wilson, 1967).

Противоположное воздействие на локальное видовое богатство оказывает пространственный масс-эффект, или висинизм (Shmida, Ellner, 1984; van der Maarel, 1995). Он состоит в том, что виды одних местообитаний могут проникать в соседние, даже если условия в нем не очень благоприятны для роста и развития. Поэтому висинизм предполагает, что в условиях гетерогенного ландшафта локальное видовое разнообразие будет большим (Zelený et al., 2010).

Структура окружающей среды может быть количественно представлена как вариабельность на различных пространственных и временных масштабных уровнях. Гетерогенность среды обитания в сообществе с позиций «самого растения» можно изучать экспериментально с использованием двух подходов: 1) посадка тестовых растений в сообщество и наблюдение за их развитием; 2) взятие почвенных образцов из разных мест и выращивание на них тестовых растений в лабораторных условиях (Bell, Lechowicz, 1991).

Пространственная пятнистость свойств почвы характеризуется двумя основными параметрами – контрастностью пятен и их размерами. Под каждым типом растительности формируются почвы со своими показателями пространственного варьирования (Онипченко, 2011).

Гетерогенность лесных почв проявляется преимущественно на расстояниях менее 1 м, в пределах 0,3–0,8 м (Дмитриев, Самсонова, 1975, 1978, 1979). Аналогичные закономерности наблюдали и в лесах Великобритании (Farley, Fitter, 1999). Различия в концентрации ресурсов отмечены на масштабном уровне 7–26 м для некультиви-

руемых почв и 48–108 м для культивируемых. В культивируемых почвах вспашка уменьшает гетерогенность (Robertson et al. 1993). Однако гетерогенность среды влияет на рост растений только в том случае, если она существует в пределах релевантного масштабного уровня, к которому растения восприимчивы. Наименьший уровень гетерогенности, установленный в работе Робертсон и соавт. (Robertson et al., 1993), составил 7 м. Но вариации на этом уровне существенны для корневых систем древесных растений или кустарников, но имеют гораздо меньшее значение для травянистых растений. Если гетерогенность наблюдается на очень малом масштабном уровне либо в течение непродолжительного времени, то никакого морфологического ответа со стороны растений может не наблюдаться (Robinson, 1996).

Вариабельность количества почвенных ресурсов также была установлена в пределах масштабного уровня, соизмеримого с одним растением. Значительная вариация в почве концентраций кальция, фосфатов и калия была обнаружена в пределах дистанции 60 см в кислой почве с низким содержанием фосфатов (Snaydon, 1962).

На участке размером 12×10 м концентрация нитратов и аммония изменялась в пределах двух–трех порядков величины (Jackson, Caldwell, 1993).

Гетерогенность на лугах и прериях выражена в меньшей степени, чем в лесах (Wilson, Kleb, 1996; Kleb, Wilson, 1997), поэтому при внедрении древесных растений на участки прерии пространственная гетерогенность почвенных ресурсов обычно повышается.

Гетерогенность почв, взаимно пересаженных между прерией и лесом, изменяется уже в течение вегетационного периода, т.е. находится под сильным влиянием растительности (Partel, Wilson, 2002). Большое значение в этих процессах имеют особенности структуры корней травянистых и древесных растений. По наблюдениям с помощью миниризотронов в прерии и лесу (из *Populus tremuloides*), общая длина тонких корней в лесу была существенно ниже, чем в прерии (0,7 и 1,4 см/см² соответственно), а коэффициент вариации длины корней в лесу был существенно выше, чем в прерии (92 и 65 % соответственно). Размер характерных скоплений корней (8–12 см), скорость оборота тонких корней (49 %) были выше в лесу, чем в прерии (3–4 см и 20 % соответственно) (Partel, Wilson, 2002), что хорошо согласуется с данными других исследователей (Онипченко, 2011).

В пустынных сообществах США характерные размеры почвенных

неоднородностей составляли 1–3 м, что было связано с биотическими процессами, т.е. биогеохимической циркуляцией, действующей в масштабе индивидуального кустарника. Кустарник рассматривается как «остров плодородия» (Schlesinger et al., 1996). В то же время для полынной степи основная вариабельность почвенных свойств была отмечена на расстоянии до 1 м, а при увеличении расстояния до 7 м дисперсия свойств оставалась практически постоянной (Jackson, Caldwell, 1993).

Горизонтальная структура растительного покрова не всегда отражается в изменении почвенных свойств. Во многих типах растительных сообществ наблюдается явление «масс-эффекта», или «висинизма» (Shmida, Ellner, 1984; van der Maarel, 1995), которое проявляется в большем сходстве по видовому составу растений ближе расположенных площадок, по сравнению с удаленными (Онипченко, Pokarzhevskaya, 1994). Однако в исследованных альпийских сообществах северо-западного Кавказа почвенные свойства не изменялись таким же образом (Онипченко и др., 1998). Это позволяет заключить, что пространственная гетерогенность внутри альпийских фитоценозов (в масштабе 1–5 м) обусловлена не почвенной неоднородностью, а другими причинами, среди которых важную роль играют, видимо, особенности распространения диаспор растений и их вегетативное размножение.

Сравнительные исследования варьирования почвенных свойств на участках различных сообществ, отличающихся богатством почв (Онипченко и др., 1998), показали, что более высокое содержание того или иного элемента почвенного питания не связано однозначно с его большей пространственной вариабельностью. Таким образом, обсуждаемый в экологии степенной закон Тейлора (Taylor, 1961; Soberon, Loevinsohn, 1987), постулирующий увеличение вариабельности экологических параметров при увеличении их средних значений, не находит очевидных подтверждений для почв малонарушенных сообществ.

Степенной закон Тейлора связывает дисперсию численности вида и его среднее значение степенной зависимостью

$$S^2 = a \eta^b,$$

где S^2 – дисперсия; η – среднее значение; a и b – константы (a – параметр выборки, b – характеристика агрегации); для Пуассоновского распределения $b = 1$; параметр $b > 1$ соответствует кластеризации (агрегации) в пространстве или во времени; тогда как $b < 1$ можно

интерпретировать как упорядочивание (Fronczak, Fronczak, 2010).

Показано, что пестроовсянищевые луга, образованные плотнодерновинными злаками (*Festuca varia*, *Nardus stricta* и др.), отличались как наибольшим содержанием большинства элементов почвенного питания в почве, так и наименьшей их вариабельностью в пространстве среди четырех изученных сообществ. Такие луга могут служить хорошим примером «гомогенизирующего» влияния растений на свойства почвы, обусловленного сплошной пронизанностью верхних горизонтов тонкими корнями злаков, быстро потребляющими элементы почвенного питания из любых обогащенных участков (Онипченко и др., 1998).

Растения используют ресурсы окружающей среды, которые распределены преимущественно контактно, как в наземном ярусе, так и подземном. Существуют доказательства того, что растения реагируют на эту гетерогенность фенотипической пластичностью, которая увеличивает возможность потребления гетерогенных ресурсов (de Kroon, Hutchings, 1995). Преимущественный рост корней на участках, богатых элементами почвенного питания, был показан в специальных экспериментах в степных сообществах (Jackson, Caldwell, 1996). Для процессов в подземном ярусе выявлено, что реакция растений на гетерогенность ресурсов включает изменения в скорости роста корней и их архитектуре (Fitter, 1994), кинетике потребления питательных веществ (Jackson et al., 1990), микоризной инфекции (St John et al., 1983), интенсивности корневых выделений (Jungk, Claassen, 1989), в форме и плотности корневых волосков (Meisner, Karnok, 1991).

Исследования растительности залежей показали, что относительно небольшие и топографически однородные участки демонстрируют четкую ресурсную гетерогенность и что эта вариабельность характеризуется пространственной автокорреляцией (Kelly, Canham, 1992). Структурированная изменчивость химических свойств почвы может оказывать влияние на видовое богатство и распределение видов растений (Palmer, Dixon, 1990). Установлено, что для таких характеристик, как пространственная неоднородность поступления света (интервал измерений 1 см) и почвенных ресурсов (содержание воды и азота, интервал измерений 10 см) в сообществах залежей коэффициент вариации уменьшается с увеличением их средних значений, т.е. на богатых участках ресурсы распределяются более равномерно (Kelly, Canham, 1992). Ряд других исследований (Gross et al., 1995, Cain et al., 1999) подтвердили наименьшую вариабельность со-

держания азота в почве при больших величинах его содержания. Все эти данные свидетельствуют о том, что правило Тейлора не работает в наземных экосистемах, где избирательная активность корней растений способствует более равномерному распределению почвенных ресурсов в условиях их большей доступности (Онипченко, 2011).

Вегетативно-подвижные (клональные) растения часто имеют преимущества при использовании пятнистой (по ресурсам) среды. Пятна разных ресурсов (например влаги в почве и солнечные окна) могут не совпадать и даже чередоваться, наподобие шахматной доски. В этом случае адаптивность клональных растений зависит от возможности транспорта продуктов фотосинтеза и элементов почвенного питания между раметами (особями вегетативного происхождения). Этот транспорт зависит от строения проводящей системы растений и не всегда носит реципрокный (взаимный) характер (Онипченко, 2011). Возможность реципрокного (взаимного) транспорта воды и ассимилятов между раметами показана для *Trifolium repens* и *Potentilla anserina* (Stuefer, 1996). Вегетативно-подвижные растения могут эффективно использовать гетерогенную среду за счет разделения труда между раметами для получения ресурсов. Неклональные (неподвижные) растения в случае недостатка почвенных ресурсов вынуждены развивать большую биомассу подземных органов для получения этих ресурсов, а в случае недостатка света – большую листовую поверхность. Напротив, в условиях соединения побегов растений корневищами или столонами специализация рамет, например у *Trifolium repens*, вызывает лучшее развитие поглощающих органов в условиях обилия ресурсов (листьев при освещении, корней на богатых участках почвы). Побеги, находящиеся при недостаточном освещении, получают продукты фотосинтеза от хорошо освещенных побегов, снабжая их в свою очередь водой и элементами почвенного питания (Stuefer et al., 1996).

Но такая дифференциация наблюдается лишь в условиях пространственной гетерогенности почв. В экспериментах с рядом видов корневищных осок (de Kroon et al., 1996) с использованием дейтерия было показано, что при равномерном поступлении воды к раметам транспорт воды между ними практически отсутствовал. При пятнистом поступлении воды наблюдался интенсивный перенос воды от лучше обеспеченных рамет к хуже обеспеченным, причем как в акропетальном (от основания к верхушке), так и в базипетальном (от верхушки к основанию) направлениях.

Известны примеры зависимости распределения различных групп организмов от гетерогенности почвенных свойств. В масштабах поля распределение почвенной биоты пространственно структурировано в диапазоне десятков или сотен метров (Ettema, Wardle, 2002). Почвенные организмы обычно распределены агрегированно в масштабах от гектаров до квадратных миллиметров. Особенности распределения на большом масштабе (сотни метров) часто связаны с ландшафтными градиентами условий. Например, в агроэкосистеме почвенная микробная биомасса и биомасса коллембол показали пространственную зависимость в масштабе >200 м, отражающую содержание органического вещества в почве, детерминированное от положения в ландшафте (Fromm et al., 1993). Аналогично для низкотравной степи показано, что пространственная мозаика термитов в масштабе 330 м связана с топографическим градиентом и мозаикой растительности (Crist, 1998). Но в ряде случаев пространственные агрегации наблюдаются вопреки гомогенизирующему влиянию культивирования полей и выращиванию монокультур, как, например, было показано для агрегаций почвенных нематод размером 6–80 м в агроэкосистеме (Robertson, Freckman, 1995). Пространственная агрегированность в масштабах (см и м) часто структурируется отдельными растениями и варьирует в зависимости от их жизненной формы, размеров и структуры. На участке сфагнового покрова 40×60 см раковинные амебы были агрегированы в пятна 1–10 см (Mitchell et al., 2000). С использованием иглы-бура с диаметром 1 мм было показано, что бактерии *Nitrobacter* пространственно агрегированы в пятна 2–4 мм в диаметре, что авторы связывают с размерами почвенных агрегатов и распределением тонких корней растений (Grundmann, Debouzie, 2000).

Для оценки экологических факторов был применен метод синфитоиндикации (Дідух, 1990; Дідух та ін., 1991; Дидух, Плюта, 1990, 1991, 1992, 1994), с помощью которого рассчитаны количественные показатели терморезима (Тм), континентальность (Кп), гумидность (Om), морозность климата (Сг), влажность (Hd), общий солевой режим (Tr), азотный (Nt) и кислотный (Rc) режимы и режим освещения (Lc) – табл. 75.

Растительность техноземов по оценке терморезима занимает диапазон от 8,83 (педоземы) до 9,22 (лессы), что соответствует 44,15 и 46,10 ккал/см²·год. Этот показатель для различных типов техноземов однороден, более высоким значением отличаются дерново-лито-

Таблица 75. Фитоиндикационные характеристики экотопов техноземов

| Индикаторная шкала | Красно-бурые глины | Лессы | Серо-зеленые глины | Педозем | Всего |
|--------------------|--------------------|-------|--------------------|---------|-------|
| Tm | 8,84 | 9,22 | 8,87 | 8,83 | 8,94 |
| Kp | 8,96 | 8,96 | 9,30 | 9,46 | 9,17 |
| Om | 7,21 | 7,24 | 7,19 | 7,07 | 7,18 |
| Cr | 8,81 | 8,61 | 8,07 | 8,01 | 8,37 |
| Hd | 8,48 | 7,79 | 8,86 | 8,75 | 8,47 |
| Tr | 9,20 | 10,69 | 9,32 | 9,12 | 9,58 |
| Nt | 5,31 | 6,14 | 5,76 | 5,50 | 5,68 |
| Rc | 7,96 | 8,61 | 8,11 | 7,94 | 8,15 |
| Lc | 2,19 | 2,14 | 1,66 | 2,19 | 2,05 |

генные почвы на лессовидных суглинках. По данным Г.Н. Лысенко (2009), растительные сообщества «Михайловской целины» (Сумская область) и «Стрелецкая степь» (Курская область, Россия) по оценке терморезима характеризуются балами 7,06 и 8,19 соответственно. Различия терморезимов автор объясняет широтной зональностью. Подольские луговые степи в среднем характеризуются значением Тм, равным 8,65 (Лысенко та ін., 2010). Понтийские степи характеризуются диапазоном термоклимата 7,53–9,78 (Лысенко та ін., 2010). Таким образом, полученные результаты по фитоиндикационной оценке термоклимата соответствуют диапазону значений, характерному для степных сообществ региональной флоры.

Индикаторное значение континентальности в среднем составляет 9,17. По фактору континентальности исследованные растительные сообщества занимают промежуточное положение между степными сообществами Херсонской, Запорожской, Донецкой и Ростовской областей (Россия) с Кп = 9,13–9,78 (Лысенко та ін., 2010) и Еланецкой степью (Николаевская область) со средним значением Кп = 7,89 (Ткаченко, Острівна, 2006). Такое положение вполне соответствует широтному тренду изменчивости континентальности.

Гумидность климата по данным фитоиндикации можно оценить как промежуточной между субаридной и субгумидной. В среднем значение Om-шкалы находится на уровне 7,18. Для литоземов этот

показатель расположен в узких пределах – 7,19–7,24. Педоземы несколько отличаются от литоземов – 7,07. Значение фактора гумидности климата для литоземов находится в диапазоне, установленном для понтийских степей: 5,48–7,74 (Лисенко та ін., 2010).

Как отмечено в работе Г.Н. Лысенко (Лисенко та ін., 2010), морозность климата является одним из важнейших лимитирующих экологических факторов, который прямо влияет на пространственное распределение видов в растительных группировках, так как во многих случаях именно условия перезимовки определяют возможность произрастания растений в том или ином экотопе. Значения Cг-фактора варьируют в узком диапазоне – 8,01–8,81. Этот диапазон соответствует температуре самого холодного месяца (–7,49)–(–4,42°). Полученные значения находятся в пределах Cг-фактора, установленных для понтийских степей: 6,33–9,07 (Лисенко та ін., 2010).

Режим гумидности для исследованных растительных сообществ находится на уровне 8,47, что дает основания их отнести к свежестепной экологической группе. Для растительных группировок на различных техноземах этот показатель варьирует незначительно – от 7,79 (лессы) до 8,86 (серо-зеленые глины). Для понтийских степей установлен такой диапазон варьирования Hd-фактора: 7,47 (Молочный лиман) – 8,51 (Каменные могилы). В Стрельцовской степи этот показатель находится на уровне 8,87 (Лисенко та ін., 2010). Таким образом, режим гумидности на участке рекультивации находится в пределах диапазона, характерном для степных зональных сообществ.

Фитоиндикация общего солевого режима участков рекультивации позволила установить, что техноземы можно отнести к категории богатых/слабозасоленных почв (среднее значение Tг-фактора составляет 9,58). Педозем, дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах и серо-зеленых глинах относятся к богатым почвам. Дерново-литогенные почвы на лессовидных суглинках можно охарактеризовать как слабозасоленные (10,69). Общий солевой режим степных сообществ характеризуется очень узким диапазоном значений Tг-фактора – 8,12–8,81 при значительном географическом удалении участков (Лисенко та ін., 2010). Растительность педоземов, верхняя часть которых сформирована гумусированным горизонтом из степных зональных почв, наиболее близка по характеристикам солевого режима к степным сообществам.

По фитоиндикационному оцениванию уровень азотного питания можно определить как бедный (средний уровень Nt = 5,68). Педозе-

мы, дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах и на серо-зеленых глинах относятся к группе бедных азотом почв. Дерново-литогенные почвы на лессовидных суглинках принадлежат к группе бедных азотом / достаточно обеспеченных азотом. Следует отметить, что литоземы не уступают уровню азотного питания, который установлен для почв степных ценозов – 4,03–6,83 (Лисенко та ін., 2010).

Техноземы можно отнести к группе слабокислых / нейтральных почв (Rc = 8,15). Этот показатель варьирует в достаточно узких пределах – 7,94–8,61. Для типчаково-ковыльных и разнотравно-типчаково-ковыльных степей диапазон варьирования этого показателя установлен в пределах 7,70–9,87, что соответствует слабокислым почвам и переходному уровню между нейтральным и слабощелочным (Лисенко та ін., 2010).

По режиму освещения техноземы можно отнести к категории почв открытых пространств (дерново-литогенные почвы на серо-зеленых глинах (Lc = 1,66) и к категории почв открытых / полуоткрытых пространств (прочие типы техноземов).

7.6. КЛАССИФИКАЦИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПО ФИТОИНДИКАЦИОННЫМ ХАРАКТЕРИСТИКАМ

В качестве одного из наиболее эффективных методов изучения растительного покрова следует выделить многомерную ординацию и градиентный анализ, использующие процедуры факторного анализа, что позволяет на основании признаков растительности идентифицировать факторы, размерностями осей которых определяется биотическое разнообразие исследуемых объектов (Дидух и др., 1997).

Анализ экологических условий, в которых формируются растительные сообщества на техноземах, выявили их особенности по различным шкалам. Для решения вопроса о том, какие свойства эдафотопы имеют решающее значение для дифференциации растительности, был проведен дискриминантный анализ, у которого в качестве переменных-предикторов использовались фитоиндикаторные шкалы.

В результате дискриминантного анализа установлено, что фитоиндикаторные шкалы обладают высокой способностью для дифференциации растительных группировок. Так, точность классификации растительности на различных типах техноземов составляет в

Таблица 76. Классификационная матрица дискриминантного анализа

| | Точность классификации, % | Красно-бурые глины | Лессы | Педозем | Серо-зеленые глины |
|--------------------|---------------------------|--------------------|-------|---------|--------------------|
| Красно-бурые глины | 72,50 | 116 | 31 | 13 | 0 |
| Лессы | 87,50 | 3 | 140 | 16 | 1 |
| Педозем | 66,88 | 11 | 38 | 107 | 4 |
| Серо-зеленые глины | 96,25 | 0 | 0 | 6 | 154 |
| Всего | 80,78 | 130 | 209 | 142 | 159 |

среднем 80,78 %, варьируя в пределах 66,88 (педоземы) – 96,25 % (серо-зеленые глины) – табл. 76.

Структура классификационной матрицы показывает, что по экологическим свойствам педоземы можно рассматривать как корневой экологический тип, сходство с которым имеют все прочие растительные группировки. Ошибочные классификации, как результат экологического подобию, для педоземов наиболее характерны с лессами и красно-бурыми глинами. Специфическими экологическими свойствами отличаются серо-зеленые глины, точность классификации растительности на которых наивысшая.

На рис. 111 видно, что дискриминантная функция 1 чётко отличает растительность на серо-зеленых глинах от всех прочих. На основа-

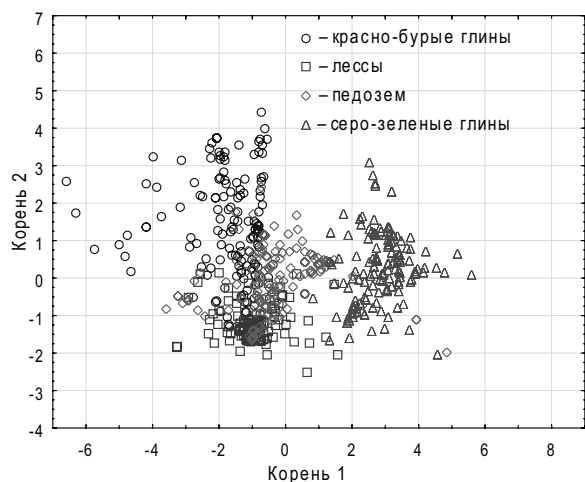


Рис. 111. Дискриминантный анализ растительности на разных типах техноземов по фитоиндикационным характеристикам

нии данных, приведенных в табл. 77, можно утверждать, что дискриминантная функция 1 отражает дифференциацию растительности по режиму освещения, влажности и по терморегиму. Серо-зеленые глины отличаются от прочих техноземов световой экологической обстановкой и более высокими условиями увлажнения. Последнее обстоятельство находится в полном соответствии с данными, полученными В.И. Шеманёвым и соавт. (2005), о запасах влаги в различных типах техноземов. Установлено, что запасы продуктивной влаги в метровом слое серо-зеленых мергелистых глин наибольшие и составляют 289 мм. Этот показатель для насыпного слоя почвенной массы чернозёма южного составляет 211 мм, для лёссовидных суглинков – 188, для смеси красно-бурых суглинков и глин – 244 мм.

Роль индикаторной шкалы термоклимата нельзя признать самостоятельной в определении свойств дискриминантной функции 1, как, в прочем, и остальных функций. Исходя из сугубо математических соображений необходимо отметить, что шкала термоклимата имеет высокие коэффициенты корреляции со всеми тремя дискриминантными функциями, т.е. изменчивость термоклимата количественно связана с дискриминантными функциями, но качественно их не идентифицирует. Смысловое содержание шкалы позволяет объяснить такую математическую картину. Термоклимат – характеристика, которая описывает изменчивость растительных сообществ на

Таблица 77. Факторная структура дискриминантных функций

| Индикаторная шкала | Корень | | |
|--------------------|--------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 |
| Tm | 0,73 | -1,08 | 0,65 |
| Kn | 0,29 | -0,33 | 0,12 |
| Om | 0,38 | -0,58 | -0,36 |
| Kr | -0,78 | 0,99 | -0,96 |
| Hd | 1,02 | 0,51 | -0,25 |
| Tr | -0,05 | -0,71 | -0,16 |
| Nt | 0,00 | -0,30 | -0,13 |
| Rc | 0,50 | 0,15 | -0,58 |
| Lc | -1,33 | -0,20 | 0,36 |
| Собственное число | 3,08 | 0,80 | 0,32 |
| Куммулятивная доля | 0,73 | 0,92 | 1,00 |

масштабном уровне изменений в зональном либо широтном аспекте, т.е. сайт-специфичные изменения термоклимата просто не имеют смысла и являются математическим артефактом. Закономерный характер изменчивости этой шкалы является результатом корреляции со шкалами, которые по своей размерности адекватно отражают сайт-специфичные особенности растительности.

Аналогичные рассуждения справедливы и для шкал континентальности, омброклимата и криоклимата. Очевидно, в пределах одного поля различий континентальности просто нет. Вариабельность этого признака имеет либо полностью стохастический характер, либо закономерный характер изменчивости определяется как результат корреляции с сайт-специфичными шкалами. Нужно отметить, что корреляция континентальности с дискриминантными функциями невелика.

Дискриминантная функция 2 дифференцирует лессы, педоземы и красно-бурые глины. Эту функцию определяет прежде всего сайт-специфичная шкала общего солевого режима. Лессы, растительность на которых исследована, представлены более засоленными эдафотопами в сравнении с красно-бурыми глинами. Педозёмы занимают промежуточное положение.

7.7. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ИНДИКАТОРНЫХ ШКАЛ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ДЕРНОВО-ЛИТОГЕННЫХ ПОЧВ НА ЛЕССОВИДНЫХ СУГЛИНКАХ

Как отмечают Я.П. Дидух и соавт. (1997), проблема изучения процессов, определяющих свойства и территориальное размещение мозаик экосистем и их компонентов (в частности растительных сообществ), является одной из наиболее дискуссионных в современной экологии. При проведении мониторинга растительных сообществ известную сложность представляет вычленение тех экологических факторов, которые определяют мозаичность. Это связано не только с неоднозначностью трактовки мозаичности и горизонтальной структуры растительного покрова, но и с трудностью обработки огромных массивов данных, получаемых в ходе геоботанических исследований.

Оценку варьирования почвенных условий можно провести с помощью изучения изменчивости индикаторных шкал, полученных в результате изучения растительного покрова техноземов. Эффективность

и правомерность такого подхода рассмотрена в работе Я.П. Дидуха и соавт. (1997) и доказана возможность крупномасштабного экологического картографирования эдафических свойств при размере учётных площадок 2×2 м. Этими исследователями подтверждено, что использование аппарата фитоиндикации позволяет не только эффективно идентифицировать и картографировать характер изменения экологических факторов, но и определить уровни структурной организации сообществ и тем самым выйти на оценку причин формирования мозаичности.

Однако в цитируемой работе не указан способ построения карты. В качестве пространственной компоненты изменчивости оценена роль только пространственного тренда (удаление от границы лесного биогеоценоза), но нет данных об оценке автокорреляции индикаторных шкал.

В нашей работе предпринята попытка применить метод крупномасштабного экологического картографирования эдафических свойств технозёмов с помощью фитоиндикации. Изучена пространственная изменчивость экологических свойств таких технозёмов, как дерново-литогенные почвы на лёссах, красно-бурых глинах, серо-зеленых глинах и на педозёмах.

Для решения были поставлены следующие задачи:

- 1) оценить пространственную компоненту изменчивости индикаторных шкал;
- 2) установить значение пространственной компоненты для различных шкал и таким образом определить возможность применения индикаторных шкал для крупномасштабного картографирования эдафических свойств технозёмов;
- 3) сравнить пространственную вариабельность индикаторных шкал с измеряемыми экологическими свойствами эдафотопов;
- 4) выявить характер пространственно взаимосвязи изменчивости индикаторных шкал на масштабном уровне изучаемого полигона.

Результаты геостатистического анализа свидетельствуют о том, что доля пространственной компоненты изменчивости индикаторных шкал в пределах изученного полигона варьирует от 13,4 до 100,0 % (рис. 112, табл. 78). Преимущественно пространственные данные описываются сферической моделью. Шкала континентальности лучше описывается моделью Гаусса. Именно эта шкала в наименьшей степени подвержена пространственной компоненте изменчивости в выбранном масштабном диапазоне. Радиус вариограммы континентальности равен 3,89 м.

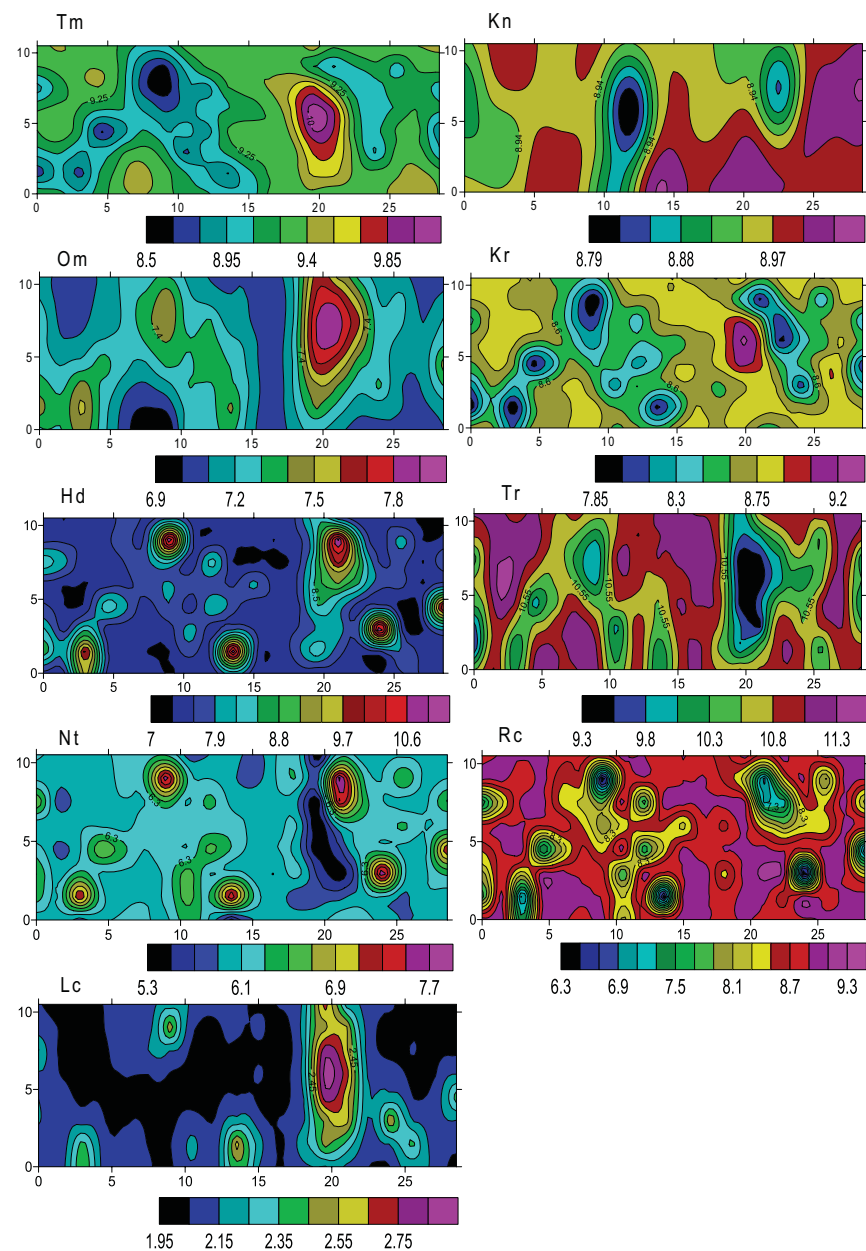


Рис. 112. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

Таблица 78. Геоestatистические характеристики индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках

| Индикаторная шкала | Модель | Наггет | Частный порог | Наггет + частный порог | 100-SDL, % | Радиус, м |
|--------------------|-------------|--------|---------------|------------------------|------------|-----------|
| Tm | Сферическая | 0,14 | 0,13 | 0,27 | 48,15 | 4,81 |
| Kn | Гаусса | 0,05 | 0,01 | 0,06 | 13,4 | 3,89 |
| Om | Сферическая | 0,05 | 0,06 | 0,11 | 54,5 | 9,67 |
| Kr | Сферическая | 0,17 | 0,15 | 0,32 | 46,87 | 2,80 |
| Hd | Сферическая | 0,54 | 0,93 | 1,47 | 63,27 | 2,38 |
| Tr | Сферическая | 0,31 | 0,40 | 0,71 | 56,34 | 5,24 |
| Nt | Сферическая | 0,09 | 0,23 | 0,32 | 72,95 | 2,24 |
| Rc | Сферическая | 0,00 | 0,39 | 0,39 | 100 | 2,23 |
| Lc | Сферическая | 0,01 | 0,06 | 0,07 | 85,25 | 11,20 |

Наибольшая доля пространственной изменчивости заключена в вариабельности таких индикаторных шкал, как кислотность, освещение, азотное питание, влажность и общее засоление. Это вполне соответствует представлению о том, что индикаторные шкалы, которые описывают локальные экологические факторы, в наибольшей степени отражают пространственную вариабельность почвенных условий на крупномасштабном уровне.

Изменчивость индикаторных шкал, которые описывают факторы более общей географической обстановки (термоклимат, омброклимат, континентальность, отчасти криоклимат) характеризуются значительно меньшей долей пространственной изменчивости в изученном пространственном диапазоне. С одной стороны, можно предполагать, что эта вариабельность обусловлена нефункциональной корреляцией с сайт-специфичными индикаторными шкалами. С другой стороны, экологические условия, которые имеют значительно более широкий характер и индицируются соответствующими шкалами, имеют своё локальное проявление.

Индикация терморегима указывает на преобладающий режим в пределах участка с дерново-литогенными почвами на лессах—неморальный с варьированием от суббореального до неморального / субсреднеземноморского. Очевидно, что причиной вариабельности терморегима не могут быть различия в поступлении энергии от солнца,

т.к. участок очень мал и рельефно однороден. Вариабельность может быть как результат пространственной неоднородности тепловых свойств технозёмов. Цветовые характеристики могут регулировать альbedo и таким образом – количество энергии, которое почва получает. Различные условия плодородия могут способствовать формированию растительности с различным проективным покрытием, что также сильно регулирует температурный режим почвы. Фитомасса растительности и индикаторная шкала терморегима в пределах участка с технозёмами на лёссах связаны отрицательной корреляцией ($r = -0,30$; $p = 0,00$). Влажность почвы и её изменчивость в пространстве и во времени находятся во взаимосвязи с тепловым режимом почв. Так, между электропроводностью технозёмов, которая в данных условиях является индикатором засоления почвы, и индикаторной шкалой терморегима есть положительная корреляционная связь ($r = 0,16$; $p = 0,04$). Негативная корреляция наблюдается между шкалой терморегима и твердостью почвы в горизонте 0–10 см ($r = -0,25$; $p = 0,00$). Твердость почвы в свою очередь зависит от влажности и оказывает сильное влияние на продуктивность растительных сообществ.

Таким образом, можно утверждать, что индикаторная шкала терморегима на локальном уровне отражает особенности пространственной вариации тепловых свойств почвы. Индикаторные шкалы термоклимата и криоклимата сильно коррелированы ($r = -0,89$; $p = 0,00$).

Превалирующий омброрегим в пределах участка с дерново-литогенными почвами на лёссах можно охарактеризовать как субаридный с отклонением к мезоаридному / субаридному и к субаридному / субгумидному. Эти режимы омброклимата, которые имеют значительно больший географический контекст, индицируют неоднородность аналогичных свойств почвы на масштабном уровне отдельного участка. В пределах экспериментального полигона можно выделить пространственно обособленный локус с индикаторными оценками омброклимата как субаридного / субгумидного ($Om = 7,8-8,4$). На карте режима выделяются также пространственные локусы с мезоаридным / субаридным типом ($Om = 6,4-7,0$). Эти особенности также подчёркивают пространственную неоднородность технозёмов на лёссах, которая выявляется с помощью метода фитоиндикации.

7.8. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ИНДИКАТОРНЫХ ШКАЛ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ДЕРНОВО-ЛИТОГЕННЫХ ПОЧВ НА КРАСНО-БУРЫХ ГЛИНАХ

Для описания пространственной изменчивости таких индикаторных шкал, как терморегим, континентальность, омброрегим и криорегим наиболее адекватной в пределах дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах, является модель Гаусса. Прочие шкалы хорошо описываются сферической моделью (табл. 79). Установленные геостатистические различия подчеркивают экологические особенности этих двух групп шкал. Группа, которая описывается моделью Гаусса, отражает экологические условия, имеющие по своей природе значительную географическую протяженность. В целом пространственная компонента изменчивости в пределах участка с красно-бурыми глинами незначительна. Так, показатель 100-SDL подтверждает, что пространственная компонента изменяется в пределах от 12,50 (континентальность) до 32,14 % (криоклимат). Эти значения невелики, поэтому можно говорить о том, что изучаемый участок является однородным по данным показателям (рис. 113).

Подчеркнем, что посредством оценки связи с характеристиками экосистемы можно выявить информационное содержание фитоиндикаторных шкал. Так, шкала термоклимата коррелирует с фитомассой

Таблица 79. Геостатистические характеристики индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах

| Индикаторная шкала | Модель | Наггет | Частный порог | Наггет + частный порог | 100-SDL, % | Радиус, м |
|--------------------|-------------|--------|---------------|------------------------|------------|-----------|
| Tm | Гаусса | 0,21 | 0,04 | 0,25 | 16,00 | 5,60 |
| Kn | Гаусса | 0,07 | 0,01 | 0,08 | 12,50 | 14,80 |
| Om | Гаусса | 0,05 | 0,01 | 0,06 | 16,67 | 7,20 |
| Kr | Гаусса | 0,19 | 0,09 | 0,28 | 32,14 | 7,90 |
| Hd | Сферическая | 0,89 | 0,18 | 1,07 | 16,82 | 11,16 |
| Tr | Сферическая | 0,82 | 0,63 | 1,45 | 43,45 | 11,20 |
| Nt | Сферическая | 0,15 | 0,30 | 0,45 | 66,67 | 2,70 |
| Rc | Сферическая | 0,53 | 0,13 | 0,66 | 19,70 | 6,60 |
| Lc | Сферическая | 0,05 | 0,02 | 0,067 | 29,85 | 2,70 |

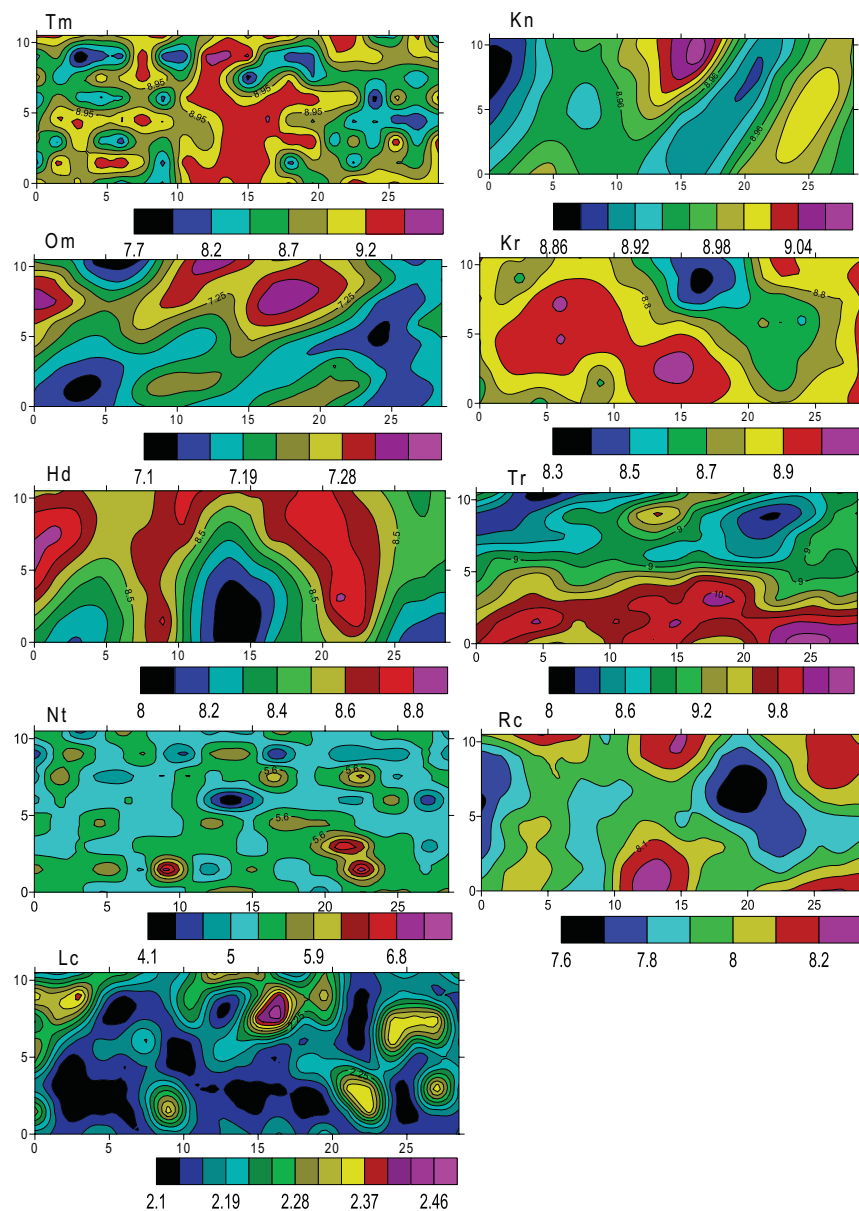


Рис. 113. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах

растительного сообщества ($r = -0,16; p = 0,04$); шкала омброклимата – с проективным покрытием растительности ($r = -0,22; p = 0,00$), электропроводностью техноземов ($r = 0,26; p = 0,00$) и твердостью почв на глубине 30–50 см (достоверная отрицательная корреляция). Таким образом, шкала омброклимата указывает на важный аспект пространственной изменчивости условий термо- и влагообмена в пределах дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах.

Локально-специфические показатели в целом характеризуются более высокими значениями 100-SDL. Так, этот показатель для шкалы азотного питания почвы и общего засоления составляет 66,67 и 43,45 % соответственно, что свидетельствует о высоком уровне пространственной детерминированности режима азотного питания и засоления в пределах техноземов на красно-бурых глинах. Между шкалой общего засоления и азотного питания существует положительная корреляционная связь ($r = 0,55; p = 0,00$), однако эта связь не имеет пространственной составляющей, так как парный коэффициент *I*-Морана не достоверен ($I = 0,06; p = 0,11$).

Индикаторная шкала азотного питания коррелирует с электропроводностью ($r = -0,21; p = 0,01$), тогда как режим общей засоленности коррелирует с влажностью фитомассы ($r = -0,16; p = 0,00$), проективным покрытием растительности ($r = 0,20; p = 0,01$), электропроводностью почвы ($r = -0,23; p = 0,01$), долей почвенных агрегатов размером 1–2 мм ($r = -0,16; p = 0,04$), 0,5–1 мм ($r = -0,23; p = 0,01$) и 0,25–0,5 мм ($r = -0,19; p = 0,01$). Очевидна отрицательная связь между засолением почв, которое четко идентифицируется по соответствующей фитоиндикаторной шкале, и продукционным потенциалом технозёма.

Механизм связи достаточно очевиден: засоление почвы ухудшает структурообразование, доля агрономически ценных агрегатов уменьшается и, как следствие, снижается продукция растительного сообщества.

Необходимо помнить, что исходными данными для установления значения фитоиндикаторных шкал являются флористические списки. Можно предполагать, что на масштабном уровне данного исследования пространственной неоднородности композиции растительных организмов являются случайными, а соответственно фитоиндикация пространственной неоднородности не имеет смысла. Другой альтернативой является высокий уровень коррелированности фитоиндикаторных шкал и в результате – искажение информационной ценности некоторых из них. Например, если ведущим фактором является об-

щее засоление, то связность растительных ассоциаций может привести к тому, что другие шкалы на самом деле будут указывать на изменчивость засоления, а не номинативного свойства.

Альтернативой, при которой применение индикаторных шкал для оценки пространственной изменчивости эдафических свойств в пределах выбранного масштабного уровня является адекватным, можно считать дифференциальную связь между шкалой и свойствами. Оценку этих альтернатив можно провести на основании результатов парных сравнений шкал и свойств, вариограммы шкал и свойств, а также теста Мантеля матриц расстояний шкал и свойств.

Тест Мантеля оценивает связь между двумя системами взаимосвязей (матрицами расстояний). Вариограмма указывает на наличие пространственной организации изменчивости признака и её характер, парные корреляции – на возможность индикации свойств с помощью той или иной шкалы.

Тест Мантеля между расстояниями Махаланобиса точек отбора проб в пространстве сайт-специфичных индикаторных шкал (Nd, Tr, Ny, Rc, Lc) свидетельствует об отсутствии связи с матрицей расстояний в пространстве агрегатных фракций ($r = -0,03$; $p = 0,62$), в пространстве твердости почвы ($r = 0,08$; $p = 0,19$), агрохимических свойств (химизм водной вытяжки и концентрация гумуса) ($r = -0,02$; $p = 0,57$) и электропроводности почвы ($r = -0,02$; $p = 0,57$). Таким образом, результаты теста Мантеля не дают возможности утверждать о наличии глобальной корреляции между системами эдафических свойств и индикаторными шкалами.

Сочетание отсутствия связи по тесту Мантеля и наличие связей парных между эдафическими свойствами и индикаторными шкалами свидетельствуют о наличии дифференциальной ценности индикаторных шкал для отражения экологических свойств эдафотопы.

Геостатистические характеристики варьирования индикаторных шкал подтверждают существование достоверных пространственных паттернов изменчивости некоторых из них.

Полученные результаты при изучении растительных сообществ убедительно доказывают возможность применения индикаторных шкал для отображения пространственной неоднородности технозёмов.

7.9. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ИНДИКАТОРНЫХ ШКАЛ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ПЕДОЗЕМАХ

Индикаторные шкалы растительности на педозёмах в соответствии с наиболее адекватной пространственной моделью для описания их пространственной изменчивости делятся на две группы. Для одной группы адекватной моделью является модель Гаусса, в которую входят сайт-неспецифичные шкалы – термоклимата, континентальности, омброклимата и криоклимата. Сайт-специфичные шкалы – влажности, общего засоления, азотного питания, кислотности и освещения – описываются сферической моделью (рис. 114).

В результате многомерного факторного анализа можно выделить 4 фактора, собственные числа которых превышают 1 (табл. 80). Фактор 1 описывает изменчивость уровня азотного питания и связанные с этим фактором изменчивости показателей континентальности, омброклимата и кислотности. Очевидно, что корреляция этих индикаторных шкал вызывает ложную пространственную компоненту изменчивости сайт-неспецифичных экологических характеристик.

Фактор 2 отражает согласованную изменчивость двух индикаторных шкал – термоклимата и криоклимата. Сайт-специфичные индикаторные шкалы с этим фактором не связаны.

Фактор 3 связан с изменчивостью влажности и режима освещения педозёмов. Фактор 4 отражает позитивную связь режима общего засоления и кислотности почвы и противоположную тенденцию изменения влажности. Таким образом, при увеличении засоления педозёмов реакция почвенного раствора становится более щелочной, что сопровождается ухудшением водных свойств почвы.

В целом факторный анализ позволяет выделить важные аспекты изменчивости эдафических свойств педозёмов. Отметим, что факторы – относительно независимые величины (косоугольное вращение приводит к отклонению от ортогональности и привносит некоторую степень коррелированности факторов). Факторы 1 и 2 описывают существенную часть изменчивости признакового пространства индикаторных шкал, но они отражают изменчивость сайт-неспецифичных переменных. Поэтому, основываясь на результатах геостатистического анализа, можно утверждать, что они описывают вариабельность, которая не имеет пространственной компоненты изменчивости в пределах выбранного масштабного уровня. Факторы 3 и 4 описывают изменчивость сайт-специфичных индикаторных шкал, которые

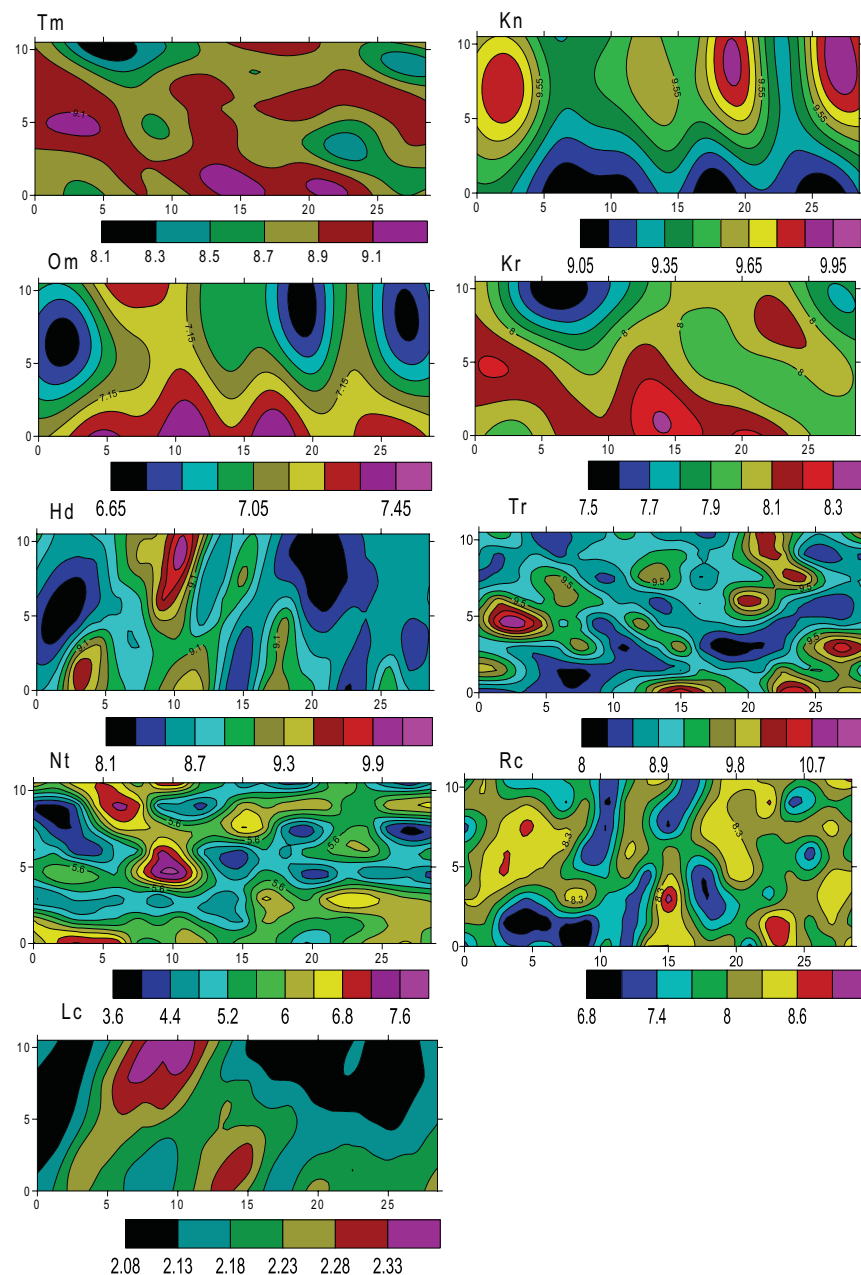


Рис. 114. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности педоземов

Таблица 80. Факторный анализ индикаторных шкал растительности на педозёмах*

| Индикаторная шкала | Фактор | | | |
|-------------------------|--------|------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Tm | - | 0,94 | - | - |
| Kn | -0,95 | - | - | - |
| Om | 0,90 | - | - | - |
| Kr | - | 0,95 | - | - |
| Hd | - | - | -0,75 | -0,44 |
| Tr | - | - | - | 0,87 |
| Nt | 0,87 | - | - | - |
| Rc | -0,49 | - | - | 0,79 |
| Lc | - | - | -0,96 | - |
| Объясненная дисперсия | 2,91 | 2,03 | 1,57 | 1,69 |
| Доля от общей дисперсии | 0,32 | 0,23 | 0,17 | 0,19 |

*Варимакс-косоугольное вращение; представлены веса, превышающие 0,3 по модулю.

характеризуются пространственной структурированностью. Важно, что влажность почвы, которая индицируется соответствующей шкалой, играет большую роль в изменчивости как фактора 3, так и фактора 4, подчеркивая особое значение этого фактора в функционировании экосистем в степной зоне. Фактор 4 делает ударение на роли засоления, которое является весомым препятствием для функционирования фитоценоза и ограничивает продуктивность растительных сообществ и их рекультивирующую результативность.

7.10. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ИНДИКАТОРНЫХ ШКАЛ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ДЕРНОВО-ЛИТОГЕННЫХ ПОЧВ НА СЕРО-ЗЕЛЕННЫХ ГЛИНАХ

Сферическая модель наилучшим образом описывает пространственную изменчивость индикаторных шкал в пределах дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах, за исключением шкалы термоклимата, для которой более подходящей является гауссова модель (табл. 81). Степень пространственной компоненты изменчивости

Таблица 81. Геостатистические характеристики индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах

| Индикаторная шкала | Модель | Наггет | Частный порог | Наггет + частный порог | 100-SDL, % | Радиус, м |
|--------------------|-------------|--------|---------------|------------------------|------------|-----------|
| Tm | Гауссова | 0,38 | 0,07 | 0,45 | 15,56 | 5,60 |
| Kп | Сферическая | 0,19 | 0,05 | 0,24 | 20,83 | 3,11 |
| Om | Сферическая | 0,12 | 0,05 | 0,17 | 29,41 | 3,87 |
| Kг | Сферическая | 0,13 | 0,38 | 0,51 | 74,51 | 2,89 |
| Hd | Сферическая | 0,63 | 0,42 | 1,05 | 40,00 | 7,10 |
| Tr | Сферическая | 0,37 | 1,09 | 1,46 | 74,66 | 2,78 |
| Nt | Сферическая | 0,28 | 0,31 | 0,59 | 52,54 | 2,69 |
| Rc | Сферическая | 0,21 | 0,42 | 0,63 | 66,67 | 3,86 |
| Lc | Сферическая | 0,00 | 0,02 | 0,02 | 93,33 | 2,19 |

варьирует от 15,56 до 93,33 %, радиус влияния вариограмм – от 2,19 до 7,10 м. Карты изменчивости индикаторных шкал представлены на рис. 115.

Индикаторная шкала термоклимата характеризуется очень низким уровнем пространственной изменчивости (15,56 %). Она коррелирует с долей агрегатов размером 5–7 мм ($r = 0,18$; $p = 0,03$) и концентрацией сульфат-иона в водной вытяжке ($r = 0,16$; $p = 0,05$). Шкалу термоклимата можно оценить как характеристику местообитания в целом, которая не способна отразить изменчивость эдафических свойств в пределах выбранного масштабного уровня.

Шкала континентальности коррелирует с твердостью почвы на глубине 20–25 см ($r = -0,16$; $p = 0,04$), 25–30 см ($r = -0,17$; $p = 0,03$), 30–35 см ($r = -0,17$; $p = 0,03$), 35–40 см ($r = -0,20$; $p = 0,01$), 40–45 см ($r = -0,18$; $p = 0,03$) и 45–50 см ($r = -0,17$; $p = 0,03$). Эта закономерность обусловлена связью житняка (*Agropyron pectinatum* (M. Vieb.) P. Beauv.) с твердостью, которая характеризуется очень близкими коэффициентами корреляции с твердостью на указанных глубинах. Житняк имеет индикаторное значение по шкале континентальности 11,5, поэтому только изменчивость в пространстве этого вида формирует зависимость шкалы континентальности от твердости почвы. Очевидно, такая зависимость является артефактом.

Факторный анализ индикаторных шкал свидетельствует о том,

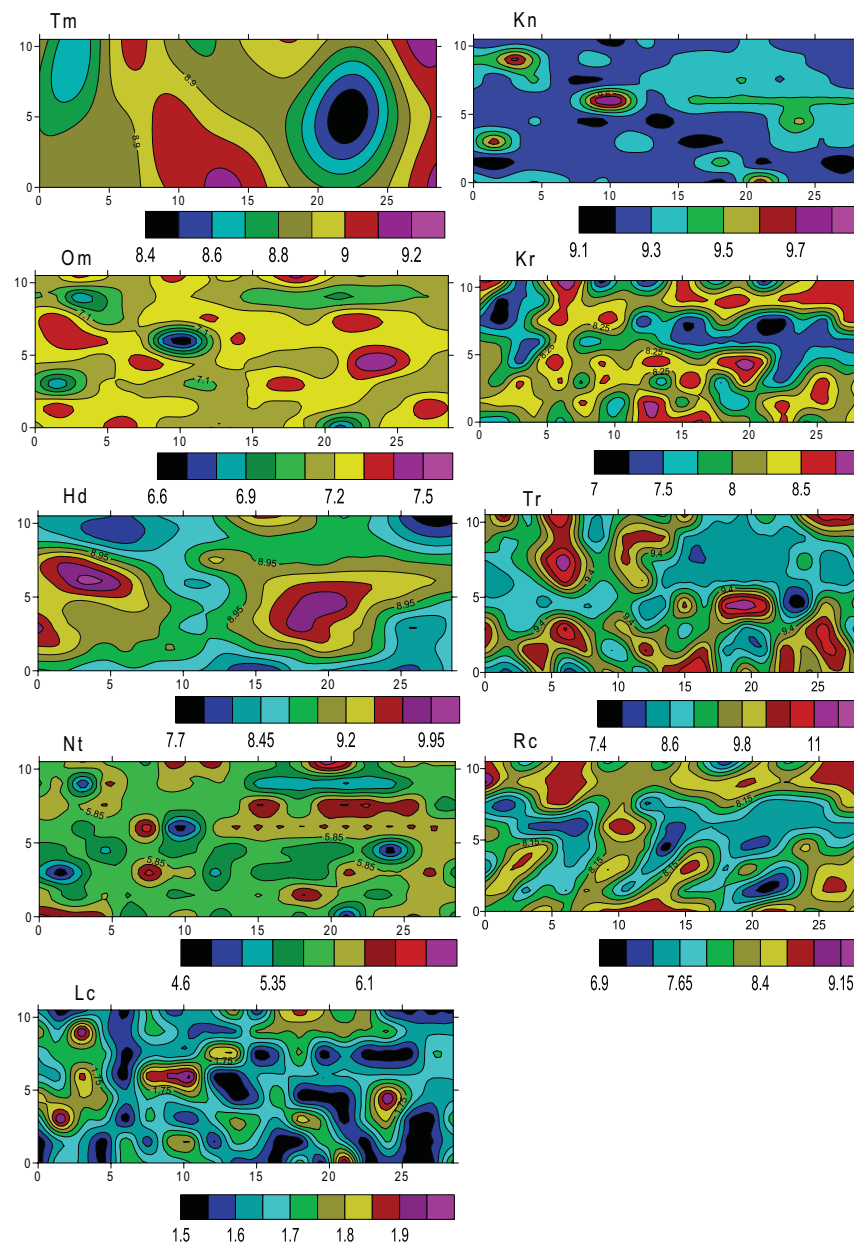


Рис. 115. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах

что все сайт-неспецифичные шкалы сильно коррелированы между собой. Их изменчивость определяется корреляцией уровня общего засоления, азотного питания и кислотности (фактор 1) – табл. 82. Относительно индикаторной шкалы континентальности можно утверждать, что её изменчивость определяется всеми тремя значимыми факторами, шкала омброклимата – факторами 1 и 3. Можно признать, что значение сайт-неспецифичных индикаторных шкал для описания пространственной изменчивости эдафических свойств на локальном уровне до размеров поля не велико. Вариабельность этой группы шкал является результатом корреляции с сайт-специфичными индикаторными шкалами.

Обратная корреляция общего уровня засоления и кислотности почвы, с одной стороны, и азотного питания – с другой стороны, определяет фактор 1. Фактор 1 отрицательно коррелирован с электропроводностью почвы ($r = -0,20$; $p = 0,01$) и позитивно – с долей агрономически ценных агрегатных фракций 3–5 и 5–7 мм ($r = 0,20$; $p = 0,01$ и $r = 0,17$; $p = 0,03$ соответственно). Подчеркнем, что изменчивость сайт-специфичных индикаторных шкал имеет сложную

*Таблица 82. Факторный анализ индикаторных шкал растительности на дерново-литогенных почвах на серо-зелёных глинах**

| Индикаторная шкала | Фактор | | |
|-------------------------|--------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 |
| Tm | 0,87 | - | - |
| Kp | -0,40 | -0,48 | 0,71 |
| Om | -0,32 | - | -0,78 |
| Kr | 0,95 | - | - |
| Hd | - | -0,43 | -0,76 |
| Tr | 0,37 | 0,57 | - |
| Nt | -0,53 | 0,70 | - |
| Rc | 0,54 | - | 0,68 |
| Lc | - | -0,90 | - |
| Объясненная дисперсия | 2,66 | 2,19 | 2,25 |
| Доля от общей дисперсии | 0,30 | 0,24 | 0,25 |

*Варимакс-косоугольное вращение; представлены веса, превышающие 0,3 по модулю.

природу, так как вариабельность ни одной из них не зависит только от одного фактора.

Фактор 2 (в противоположность фактору 1) отражает иной аспект взаимозависимости общего уровня трофности (засоления) и азотного питания – позитивную корреляцию. Очевидно, общий уровень обеспеченности минеральными веществами и азотное питание имеют позитивную связь. Важным индикатором фактора 2 является шкала освещенности. Этим можно объяснить сильную отрицательную корреляцию фактора 2 и проективного покрытия растительности ($r = -0,16$; $p = 0,04$). Необходимо отметить позитивную корреляцию фактора 2 и доли агрегатов размером 5–7 мм ($r = 0,18$; $p = 0,03$).

Фактор 3 связан с изменчивостью индикаторных шкал континентальности и омброклимата, которые находятся под воздействием таких сайт-специфичных характеристик, как влажность и кислотность почвы. Необходимо отметить сильную негативную корреляционную связь фактора 3 с твердостью почвы на глубине от 30–35 до 45–50 см.

Таким образом, индикаторные шкалы в пределах изучаемого участка демонстрируют закономерные пространственные паттерны и связь с измеренными экологическими свойствами почвы. Со всей уверенностью можно утверждать, что сайт-неспецифичные шкалы (термоклимат, континентальность, омброклимат, криоклимат) характеризуются определенной степенью пространственной регулярности в силу корреляционной связи этих шкал с сайт-специфичными шкалами в различных комбинациях (влажность, общее засоление, азотное питание, освещенность, кислотность). Из этого следует, что информационная ценность индикаторных шкал изменяется в зависимости от масштаба, в пределах которого проводится исследование. Механизм влияния экологических факторов также зависит от масштабов, поэтому интерпретация индикаторных шкал считается контекстно зависимой. При этом регулярный характер изменчивости индикаторных шкал в пространстве и связь их с различными экологическими характеристиками эдафотопы свидетельствует о том, что индикаторные шкалы являются важным информационным каналом для описания свойств растительности на различных масштабных уровнях, в том числе и на уровне отдельного полигона.

7.11. РАЗНООБРАЗИЕ ГЕРПЕТОБИОНТОВ НА ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОМ ПОЛИГОНЕ РЕКУЛЬТИВАЦИИ ЗЕМЕЛЬ

Более полувека в Днепропетровской области интенсивно изучается проблема рекультивации земель, нарушенных горными разработками (Шемавнёв и др., 2005). Однако в степени изученности различных компонентов биогеоценозов наблюдается существенный дисбаланс. Значительное внимание уделено вопросам почвообразования (Забалуев, 2005; Етеревская, 1986), формированию растительного покрова (Масюк, 1974; Бондарь, Жуков, 2011; Бондарь и др., 2011; Жуков и др., 2010), биологической активности почв (Жуков, Лядская, 2009; Рекультивация..., 2010) рекультивируемых территорий. Разработаны вопросы формирования и функционирования агроэкосистем на рекультивированных землях степной зоны Украины в контексте взаимосвязи эдафических свойств и развития культурных растений (Забалуев, 2005). В то же время население беспозвоночных герпетобионтов ранее не исследовалось.

Сбор материала проводили на научно-исследовательском стационаре Днепропетровского государственного аграрного университета в г. Орджоникидзе. Экспериментальный участок по изучению оптимальных режимов рекультивации был создан в период с 1968 по 1970 год. Участок занимает часть искусственного плато, созданного на месте карьера по добыче марганцевой руды. На плато находятся различные типы техноземов: педоземы (на техническую смесь глин нанесен слой чернозема мощностью 75–80 см), дерново-литогенные почвы на лессовидных суглинках, серо-зеленых и красно-бурых глинах. На склоне южной экспозиции находится искусственное лесное насаждение акации белой и грецкого ореха на дерново-литогенных лесоулучшенных техноземах (Жуков и др., 2012; Прокопенко, Жуков, 2011).

Ловушки Барбера были установлены на экспериментальном участке в период с 10 июня по 5 июля 2009 год (с промежуточной выемкой материала 22 июня). В каждом биогеоценозе разместили по 3 ловушки, которые располагались на вершинах равностороннего треугольника с длиной ребра 3 м (Desender et al., 1999; Pontegnie et al., 2005). В качестве ловушек применяли стеклянные емкости объемом 0,5 л с диаметром отверстия 7,5 см, на 1/5 заполненные 1%-ным раствором формальдегида.

Растительный покров на экспериментальном участке представлен двумя основными ассоциациями: злаковой с преобладанием костреца безостого (*Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub) и бобовой – донником желтым (*Melilotus officinalis* (L.) Desr.) (Жуков, Лядская, 2009; Жуков и др., 2010). После длительного периода произрастания на территории экспериментального участка культурной злаково-бобовой травосмеси (1995–2003 гг.) начался период самозарастания. Всего на участке установлен 31 вид травянистых растений (Бондарь, Жуков, 2011).

На каждом типе техноземов были выбраны участки с двумя характерными растительными ассоциациями (4 типа техноземов × 2 ассоциации = 8 комбинаций). В искусственном лесном насаждении пробы отобраны в верхней, средней и нижней трети склона.

Статистические расчеты проведены с помощью программной среды R-2.12.1 for Windows с применением библиотеки *vegan* (Oksanen, 2011).

В исследованных техногенных ценозах зарегистрированы представители 5 классов и 8 отрядов герпетобионтных беспозвоночных (муравьи не учитывались): класс Arachnida (отряды Aranei и Opiliones), класс Diplopoda (отряд Julidae), класс Insecta-Ectognatha (отряд Coleoptera и Lepidoptera), класс Malacostraca (отряд Isopoda), класс Gastropoda (отряды Cochlicopidae и Hygromiidae). В различных растительных ассоциациях отмечено от 3 до 5 классов (табл. 83). Максимальным числом классов характеризуется верхняя треть акациевого насаждения.

На всех участках рекультивации встречаются жуки, пауки и кивсяки. Распространение брюхоногих моллюсков ограничено кострецово-ассоциацией на педоземе и верхней третью склона акациевого лесонасаждения. Мокрицы отмечены в лесонасаждении и кострецовых ассоциациях на лессовидных суглинках и красно-бурых глинах.

На исследованной территории α -разнообразие составляет 81 вид герпетобионтных беспозвоночных (табл. 84). Наибольшее видовое богатство демонстрируют Insecta (51 вид) и Arachnida (25 видов). Другие классы значительно уступают насекомым и паукообразным: Diplopoda и Gastropoda включают по 2 вида, Malacostraca – 1 вид.

Максимальным числом видов характеризуются красно-бурые глины – 41 вид, искусственное лесонасаждение – 38 видов, дерново-литогенные почвы на лессовидном суглинке – 36 видов. На насыпном слое чернозема – 27 видов, на серо-зеленых глинах отмечено 27 видов.

Таблица 83. Таксономическая структура животного населения рекультивируемых земель (экспериментальный участок ДГАУ, г. Орджоникидзе)

| Класс, семейство, вид | Лессо-видный суглинок | | Серо-зеленые мергелистые глины | | Смесь красно-бурых глин и суглинков | | Педозем | | Треть склона с насаждением акации и орешника | | |
|---|-----------------------|------------------|--------------------------------|------------------|-------------------------------------|------------------|---------------|------------------|--|---------|--------|
| | донник желтый | кострец безостый | донник желтый | кострец безостый | донник желтый | кострец безостый | донник желтый | кострец безостый | верхняя | средняя | нижняя |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
| Arachnida, Aranei, Agelenidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757) | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - |
| Gnaphosidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,3 |
| <i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802) | - | 0,4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Gnaphosa lucifuga</i> (Walckenaer, 1802) | - | 0,7 | 0,8 | 1,5 | - | 0,3 | 4 | 1,3 | - | - | - |
| Gnaphosidae gen. sp., juv | 0,3 | 0,3 | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Trachyzelotes malkini</i> (Platnik et Murphy, 1984) | - | 0,3 | - | - | - | 0,3 | 0,3 | - | - | - | - |
| <i>Zelotes caucasicus</i> (L. Koch, 1866) | - | - | - | 0,3 | - | - | - | 0,5 | - | - | - |
| <i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866) | - | 0,3 | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - |
| Linyphiidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841) | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Ipa spasskyi</i> (Tanasevitch, 1986) | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - |
| Liocranidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Phrurolithus pullatus</i> Kulczynski in Chyser et Kulczynski, 1897 | - | 0,4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Lycosidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Alopecosa cursor</i> (Hahn, 1831) | - | - | 0,8 | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757) | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | 0,3 | 0,3 | - |

Продолжение табл. 83

| | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|--|-----|-----|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Alopecosa taeniopus</i> Kulczynski, 1895 | - | - | 0,7 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Lycosidae gen. sp., juv | - | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | - | - | 1,4 | 0,5 | 0,3 | - |
| <i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861) | - | - | 0,3 | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - |
| <i>Trochosa terricola</i> (Thorell, 1856) | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876) | 0,3 | 0,6 | - | 2,2 | 1,5 | 0,8 | 1,4 | 1 | 1,2 | 0,7 | - |
| <i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778) | - | - | 1,8 | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - |
| Trochosa sp., juv | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | 0,3 |
| <i>Xerolycosa miniata</i> (C.L. Koch, 1834) | 0,7 | 0,3 | 0,9 | 0,5 | 2,4 | - | - | - | 0,3 | 0,3 | - |
| Salticidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1758) | - | - | - | - | 0,3 | 0,3 | - | - | - | - | - |
| Salticidae gen. sp., juv | - | - | - | - | - | 0,3 | - | 0,3 | - | - | - |
| <i>Talavera petrensis</i> (C. L. Koch, 1837) | - | - | - | - | 0,3 | - | - | 0,3 | - | - | - |
| Theridiidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Steatoda phalerata</i> (Panzer, 1801) | 0,4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Thomisidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Xysticus britcheri</i> Gertsch, 1934 | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872 | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 |
| Opiliones, Phalangiidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Opilio saxatilis</i> C.L.Koch, 1839 | 0,4 | - | - | - | 0,3 | 2,1 | - | 0,8 | - | 0,3 | 0,5 |
| <i>Opilio</i> sp., juv | - | 0,3 | 0,3 | - | - | 1 | - | 1,3 | - | - | - |
| Diplopoda, Julidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Megaphyllum kievense</i> (Lohmander, 1928) | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,4 | - | 1,1 | 0,7 | 4 |
| <i>Rossiulus kessleri</i> (Lohmander, 1927) | 2,2 | 3,2 | 2,4 | 9,5 | 17,4 | 14,2 | 4,4 | 2,6 | 1,1 | 0,7 | 9,6 |
| Gastropoda, Cochlicopidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Cochlicopa lubrica</i> (O.F. Muller, 1774) | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - |
| Hygromiidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Euomphalia strigella</i> (Draparnaud, 1801) | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - |

Продолжение табл. 83

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Insecta, Anobiidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Ptilinus fuscus</i> Fourcroy, 1785 | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - |
| Carabidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Amara (Amara) aenea</i> (De Geer, 1774) | - | - | - | - | - | - | - | 0,5 | - | - | - |
| <i>Amara (Amara) similata</i> (Gyllenhal, 1810) | - | - | - | - | 0,3 | 0,3 | - | - | 0,3 | - | 0,3 |
| <i>Brachinus (Brachinus) crepitans</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Brosicus cephalotes</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,5 | 0,6 | - | - | - |
| <i>Calathus (Calathus) fuscipes</i> (Goeze, 1777) | 3,3 | - | - | - | 0,3 | 0,9 | - | - | 1,8 | 3,9 | 0,5 |
| <i>Calathus (Neocalathus) melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | 0,3 | 0,3 | 0,8 | - | - | 0,5 | 0,4 | - |
| <i>Chlaenius (Chlaeniellus) tristis</i> (Schaller, 1783) | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) affinis</i> (Schrank, 1781) | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) distinguendus</i> (Duftschmid, 1812) | - | 0,3 | - | - | 0,3 | - | - | 0,3 | 0,3 | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) latus</i> (Linnaeus, 1758) | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) modestus</i> Dejean, 1829 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) picipennis</i> (Duftschmid, 1812) | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) serripes</i> (Quensel, 1806) | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) servus</i> (Duftschmid, 1812) | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus (Harpalus) subcylindricus</i> Dejean, 1829 | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Harpalus (Pseudoophonus) griseus</i> (Panzer, 1797) | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - |
| <i>Harpalus (Pseudoophonus) rufipes</i> (De Geer, 1774) | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,5 |
| <i>Leistus (Leistus) ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,6 | - |
| <i>Ophonus (Hesperophonus) azureus</i> (Fabricius, 1775) | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,8 | 0,3 |

Продолжение табл. 83

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Poecilus (Macropoecilus) sericeus</i> Fischer von Waldheim, 1824 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | 0,3 |
| <i>Poecilus (Poecilus) versicolor</i> (Sturm, 1824) | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - |
| <i>Zabrus (Pelor) spinipes</i> (Fabricius, 1798) | - | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | 0,3 | 3,6 |
| <i>Zabrus (Zabrus) tenebrioides</i> (Goeze, 1777) | - | 0,3 | 0,6 | 0,3 | 0,3 | 0,8 | 0,3 | - | - | - | 0,3 |
| Cerambycidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Dorcadion holosericeum</i> Krynicki, 1832 | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - | - | 0,3 | - |
| <i>Pedestredorcadion pedestre</i> (Poda, 1761) | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,8 | - | - |
| <i>Pedestredorcadion pusillum</i> (Kuster, 1847) | - | 0,3 | - | - | - | 1,2 | - | - | - | - | - |
| Cetoniidae, Cetonia aurata (Linnaeus, 1761) | | | | | | | | | | | |
| Chrysomelidae, Chrysomelidae sp. | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,3 | - | - | - | - |
| Coccinellidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Coccinella (Coccinella) septempunctata</i> Linnaeus, 1758 | - | - | - | - | 1,3 | - | - | - | - | - | - |
| Curculionidae, Curculionidae sp. | - | - | 0,3 | - | 0,3 | - | - | 0,3 | - | - | - |
| Dermestidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Dermestes (Dermestinus) lanarius</i> Illiger, 1801 | 3,5 | 2 | 1,1 | 0,4 | 1,1 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 1,1 |
| Dynastidae, <i>Pentodon idiota</i> (Herbst, 1789) | - | 0,3 | 0,3 | - | 0,6 | - | 0,6 | 0,6 | 0,3 | 0,3 | - |
| Histeridae, <i>Hister quadrimaculatus</i> Linnaeus, 1758 | - | 0,3 | - | - | - | 0,3 | - | 0,3 | - | - | 0,3 |
| Lucanidae, <i>Dorcus parallelipipedus</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - |
| Meloidae, <i>Lytta (Lytta) vesicatoria</i> (Linnaeus, 1758) | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Silphidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Nicrophorus (Nicrophorus) vestigator</i> (Herschel, 1807) | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - |
| <i>Silpha (Silpha) carinata</i> Herbst, 1783 | - | 0,3 | - | 0,5 | - | 0,3 | - | - | 1,1 | 1,3 | 3,3 |
| <i>Silpha obscura</i> Linnaeus, 1758 | 4,1 | 1,5 | 0,4 | 1 | 3,1 | 2,2 | 1,9 | 0,5 | 4 | 5 | 9,1 |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Silpha tyrolensis</i> Laicharting, 1781 | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | 0,6 | 1,4 |
| Staphilinidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Ocyopus (Goerius) ophthalmicus</i> (Scopoli, 1763) | - | - | - | - | - | 0,7 | - | - | - | - | - |
| <i>Pedinus femoralis</i> (Linnaeus, 1767) | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | - | - | - |
| <i>Staphylinus erythropterus</i> Linnaeus, 1758 | - | 0,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Tenebrionidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Asida lutosa</i> Solier, 1836 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,5 | - |
| <i>Blaps halophila</i> Fischer, 1822 | - | - | 0,5 | 0,7 | 0,3 | - | 0,5 | 0,5 | 0,3 | - | 0,5 |
| <i>Blaps lethifera</i> Marsham, 1802 | - | 0,3 | - | - | 0,3 | 0,3 | - | - | - | - | - |
| <i>Crypticus quisquilius</i> (Linnaeus 1761) | - | 0,8 | - | - | 0,6 | - | - | - | - | - | - |
| <i>Gnaptor spinimanus</i> (Pallas, 1781) | - | - | - | - | - | - | 0,5 | - | - | 0,8 | 0,5 |
| <i>Gonocephalum granulatum pusillum</i> (Fabricius, 1791) | 1 | 0,8 | 1,5 | - | 0,3 | - | - | 1,2 | 0,5 | 0,3 | - |
| <i>Opatrum sabulosum</i> (Linnaeus, 1761) | - | 1,5 | 0,8 | 0,3 | 2,5 | 1,1 | - | 0,5 | 0,7 | 0,3 | - |
| Noctuidae, Noctuidae sp. sp. | 0,7 | 0,4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Malacostraca, Trachelipodidae | | | | | | | | | | | |
| <i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833) | - | 0,3 | - | - | - | 0,5 | - | - | 0,7 | 0,3 | 0,3 |

Видовое богатство тесно коррелирует с индексом разнообразия Шеннона ($r = 0,62$; $p = 0,002$) и альфой Фишера ($r = 0,87$; $p = 0,000$). Индексы разнообразия Варвика–Кларка учитывают в количественной оценке разнообразия сложность таксономического древа видов, составляющих сообщество, и отражают различные его аспекты. Индекс Δ является генерализацией индекса Симпсона, который содержит элементы таксономического характера; индекс Δ^* служит мерой таксономического различия видов, составляющих сообщество; индекс $\Delta+$ является средним таксономическим различием (средняя длина ветвей в таксономическом древе сообщества, нормированная к 100); индекс $\Delta+$ предоставляет дисперсию этих длин (Warwick, Clarke, 1995, 2001). Индексы таксономического разнообразия достоверно не различаются между сообществами по типам почв.

Среднее таксономическое различие статистически достоверно определяется в сообществах с различным типом растительного пок-

Таблица 84. Показатели разнообразия населения герпетобионтов на участке рекультивации

| Растительность, участок профиля | Срок учета | Sp | H | Alpha | Δ | Δ^* | $\Delta+$ | $\Delta+$ |
|--|------------|----|------|-------|----------|------------|-----------|-----------|
| Лессовидный суглинок | | | | | | | | |
| Донник желтый | 1 | 9 | 2,28 | 3,67 | 55,12 | 79,62 | 472,12 | 80,17 |
| | 2 | 15 | 3,00 | 5,64 | 58,86 | 69,50 | 528,23 | 74,61 |
| Кострец безостый | 1 | 30 | 3,96 | 15,90 | 59,93 | 66,08 | 511,68 | 66,88 |
| | 2 | 11 | 2,32 | 4,02 | 49,77 | 69,61 | 623,30 | 58,82 |
| Серо-зеленые мергелистые глины | | | | | | | | |
| Донник желтый | 1 | 17 | 3,47 | 7,57 | 58,97 | 66,41 | 457,98 | 68,98 |
| | 2 | 11 | 3,05 | 5,78 | 65,85 | 75,58 | 499,82 | 72,64 |
| Кострец безостый | 1 | 9 | 1,21 | 2,62 | 16,19 | 45,39 | 363,21 | 62,07 |
| | 2 | 15 | 3,49 | 9,65 | 60,53 | 66,21 | 423,75 | 64,41 |
| Смесь красно-бурых глин и суглинков | | | | | | | | |
| Донник желтый | 1 | 21 | 2,33 | 6,94 | 29,77 | 49,74 | 432,47 | 63,82 |
| | 2 | 14 | 2,32 | 4,67 | 50,80 | 73,11 | 665,13 | 70,13 |
| Кострец безостый | 1 | 17 | 2,29 | 6,16 | 28,66 | 48,71 | 575,70 | 61,98 |
| | 2 | 22 | 3,03 | 8,39 | 47,94 | 62,27 | 452,03 | 61,68 |
| Педозем (насыпной слой чернозема на технической смеси глин) | | | | | | | | |
| Донник желтый | 1 | 12 | 2,69 | 4,69 | 53,37 | 67,59 | 422,15 | 62,36 |
| | 2 | 10 | 2,27 | 3,35 | 47,34 | 64,61 | 426,56 | 64,10 |
| Кострец безостый | 1 | 21 | 3,87 | 10,76 | 55,31 | 59,82 | 572,08 | 61,50 |
| | 2 | 14 | 3,41 | 7,83 | 57,87 | 63,91 | 629,34 | 61,75 |
| Дерново-литогенные лесоулучшенные почвы | | | | | | | | |
| Склон, верхняя треть | 1 | 21 | 3,61 | 9,97 | 59,28 | 67,40 | 464,69 | 65,50 |
| | 2 | 16 | 2,61 | 6,23 | 49,97 | 69,78 | 688,52 | 68,79 |
| Склон, средняя треть | 1 | 25 | 3,31 | 10,10 | 56,38 | 68,54 | 503,48 | 67,73 |
| | 2 | 19 | 2,54 | 6,88 | 47,07 | 67,65 | 593,65 | 68,02 |
| Склон, нижняя треть | 1 | 15 | 2,64 | 3,70 | 55,45 | 70,34 | 476,08 | 63,75 |
| | 2 | 16 | 2,01 | 4,86 | 36,12 | 62,38 | 414,57 | 66,67 |

рова ($F = 6,28$; $p = 0,01$): сообщество донника желтого характеризуется наибольшим таксономическим разнообразием герпетобионтов, а кострец безостый – наименьшим; искусственное лесное насажде-

ние занимает промежуточное положение.

Наиболее известный индекс β -разнообразия основывается на отношении общего числа видов в коллекции сайтов, т.е. выборки (S), к среднему видовому богатству на одном сайте (α) (Whittaker, 1960)

$$\beta = S / \alpha - 1.$$

Вычитание единицы приводит к тому, что нулевое значение β достигается при отсутствии фаунистической гетерогенности между сайтами. В рассматриваемом случае $\beta = 4,32$, что свидетельствует о некотором уровне различия видового состава между сайтами, представленными различными комбинациями типов техноземов и растительного покрова. Приведенный индекс β -разнообразия имеет статистический недостаток: число видов S увеличивается с увеличением числа сайтов даже тогда, когда все сборы делаются из одной однородной выборки.

Как указывалось ранее, альтернативой является индекс, который основывается на модели Аррениуса «число видов–площадь»,

$$S = c X^z,$$

где X – площадь; c , z – параметры. Параметр z является мерой β -разнообразия. Среднее значение этого показателя в нашем случае равно 0,69. Квантили равны: 0 % – 0,24; 25 % – 0,64; 50 % – 0,70; 75 % – 0,76; 100 % – 0,87.

Степень гетерогенности таксономической структуры, и прежде всего видового разнообразия, можно оценить с помощью индекса β -разнообразия. Мы воспользовались критерием отличия однородной структуры от закономерно изменяющейся в пределах градиента окружающей среды. Таким критерием является значение z : если этот индекс меньше 0,3, то речь идет о выборке из одного сообщества (Oksanen, 2011); в противном случае мы имеем выборку из гетерогенной структуры. В нашем случае исследуется не одно, а несколько сообществ, которые обмениваются видами между собой, так как среднее значение $z = 0,69$ весьма превышает пороговый уровень.

Графически β -разнообразие совокупности пробных площадей, сгруппированных по признаку тип почвы или тип растительной ассоциации, отображается как среднее расстояние от пробной площади до центра группы. Центр определён в пространстве главных координат выбранной меры различия (в данном случае – z -параметр) – рис. 116. Как видим, тип почвы является существенным фактором, структурирующим животное население. Сообщества лесоразрушенных дерново-литогенных почв и лесовидных суглинков характери-

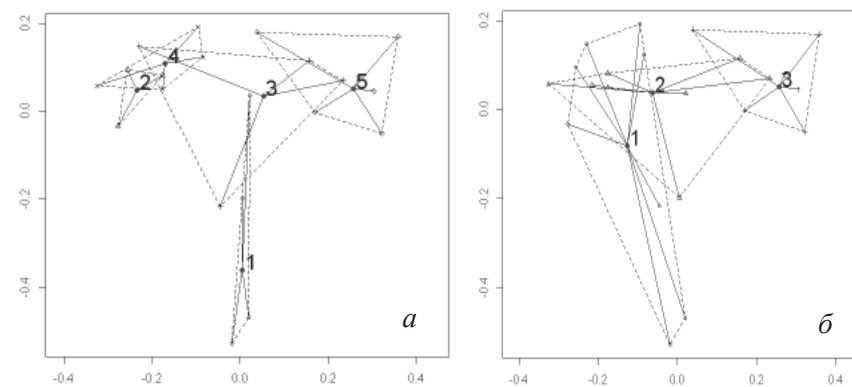


Рис. 116. Структура β -разнообразия сообществ герпетобионтов экспериментального участка: а – разбиение по типу почвы:

1 – лесовидный суглинок; 2 – серо-зеленые мергелистые глины; 3 – смесь красно-бурых глин и суглинков; 4 – педозем; 5 – дерново-литогенные лесоразрушенные почвы; б – разбиение по типу травостоя: 1 – ассоциация донника желтого; 2 – ассоциация костреца безостого; 3 – искусственное лесное насаждение

зуются значительной обособленностью. Однородную группировку представляют герпетобий дерново-литогенных почв на лесовидных суглинках выполняет интегрирующую функцию, так как занимает промежуточное положение между остальными группировками. Растительный покров оказывает гораздо меньшее структурирующее воздействие, чем тип почвенного покрова. Животное население травянистых сообществ характеризуется большим сходством. Напротив, сообщество искусственного лесного насаждения значительно отличается от последних. Герпетобий злаковой ассоциации костреца безостого выполняет интегрирующую функцию.

Статистическая достоверность влияния типа технозема и растительного покрова на структуру сообществ герпетобионтов была оценена с помощью пермутационного множественного анализа вариации на основе матрицы расстояний (табл. 85).

Полученные результаты свидетельствуют о том, что тип почвы и растительная ассоциация, а также взаимодействие между этими факторами статистически достоверно влияют на β -разнообразие комплекса герпетобионтов участка рекультивации.

Рассматриваемые факторы и их взаимодействие определяют лишь 31 % изменчивости матрицы расстояний между сообщества-

Таблица 85. Пермутационный множественный анализ вариации на основе матрицы расстояний между сообществами герпетобионтов

| Фактор | Степень свободы | Сумма квадратов | Средняя сумма квадратов | F-статистика | R ² | p-уровень |
|-------------------------|-----------------|-----------------|-------------------------|--------------|----------------|-----------|
| Растительная ассоциация | 1 | 0,63 | 0,63 | 3,21 | 0,12 | 0,01 |
| Почва | 1 | 0,43 | 0,43 | 2,20 | 0,08 | 0,01 |
| Ассоциация: Почва | 1 | 0,52 | 0,52 | 2,67 | 0,10 | 0,01 |
| Остаток | 18 | 3,51 | 0,19 | | 0,69 | |
| Всего | 21 | 5,08 | | | 1,00 | |

ми герпетобионтов. Остаток дисперсии следует рассматривать как результат взаимного проникновения типологически специфических компонентов герпетобия.

На рис. 117 представлен результат анализа компонент изменчивости синэкологических характеристик населения герпетобионтов участка рекультивации (факториальный дизайн второй степени; метод ожидаемого среднего квадрата). Для большинства синэкологических характеристик тип растительности является ведущим фактором изменчивости. Для дисперсии таксономических расстояний (A+) важную роль играют участок профиля и взаимодействие факторов «почва» и «растительность». Для параметров численности особое значение имеет тип почвы и участок профиля.

Средняя динамическая плотность герпетобионтных беспозвоночных на исследованных участках рекультивации составляет 22,3 экз. на 10 лов.-сут. Максимальной динамической плотностью характеризовались следующие биотопы: нижняя треть склона в акациевом насаждении (37,6 экз. на 10 лов.-сут), донниковая (35,9 экз. на 10 лов.-сут) и кострцовая (31,1 экз. на 10 лов.-сут) ассоциации на красно-бурых глинах. Низкими значениями динамической плотности отличаются донниковые ассоциации на серо-зеленых глинах (14,4 экз. на 10 лов.-сут) и травянистые сообщества

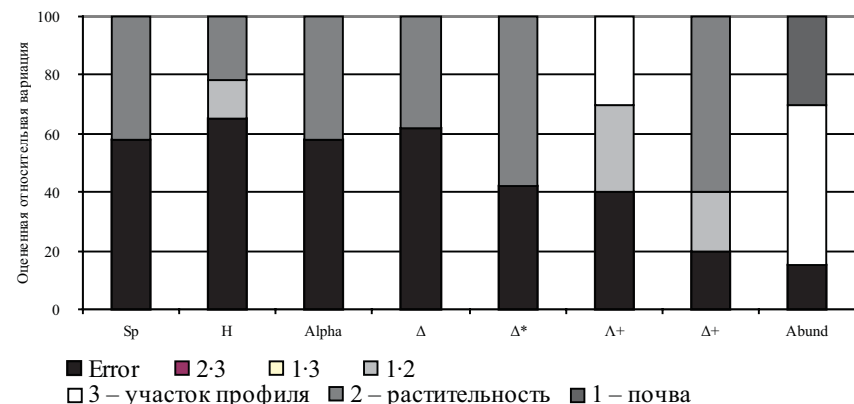


Рис. 117. Компоненты вариации синэкологических характеристик герпетобионтного населения: Abund – обилие; Error – ошибка, т.е. необъясненная дисперсия в рамках выбранной системы предикторов; 1·2, 1·3, 2·3 – влияние взаимодействия предикторов (1 – тип почвы; 2 – тип растительности; 3 – участок геоморфологического профиля)

на педоземе (от 15,7 до 16,3 экз. на 10 лов.-сут). Различия динамической плотности герпетобионтных беспозвоночных достоверно отличаются по типам техноземов ($F = 3,72$; $p = 0,02$) и по типам растительности ($F = 3,51$; $p = 0,05$).

В большинстве исследованных ценозов наиболее обильны пауки, диплоподы и жуки (рис. 118, 119). Только в донниковой ассоциации на педоземе уровень численности пауков немного превышает остальные группы. На других участках рекультивации пауки значительно (например в лесонасаждении) или незначительно (донник на серо-зеленых глинах) уступают жукам и (или) диплоподам. В кострцовой ассоциации на серо-зеленых глинах, донниковой и кострцовой на красно-бурых глинах доминируют диплоподы. Характерно, что наиболее выровненные соотношения трех основных групп герпетобионтных беспозвоночных складываются на педоземах – не выражено резкого преобладания ни одного из выявленных таксонов. Наиболее контрастно соотношение пауков, жуков и диплопод в верхней и средней трети лесонасаждения и донниковой ассоциации на лессовидных суглинках.

Кластерный анализ структуры населения герпетобионтных беспозвоночных позволил выделить 8 наиболее различных группировок (рис. 120). Ординация сообщества герпетобионтов с помощью

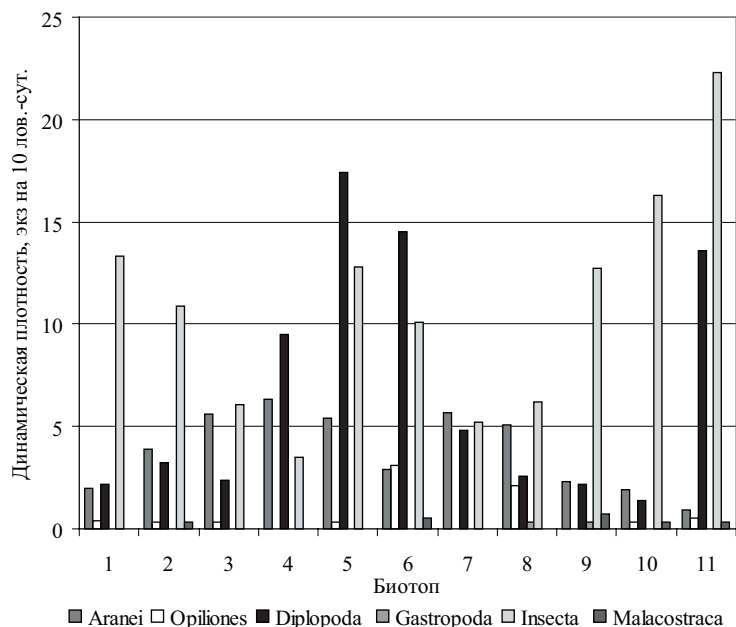


Рис. 118. Динамическая плотность герпетобионтных беспозвоночных на участках рекультивации: 1 – донник, 2 – кострец на лессовидном суглинке; 3 – донник, 4 – кострец на серо-зеленых глинах; 5 – донник, 6 – кострец на красно-бурых глинах; 7 – донник, 8 – кострец на педоземе; 9 – верхняя треть, 10 – средняя треть, 11 – нижняя треть склона акациевого лесонасаждения

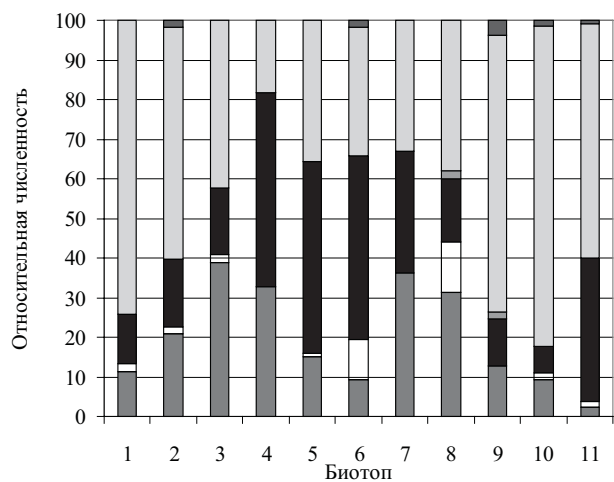


Рис. 119. Структура населения герпетобионтных беспозвоночных на участках рекультивации (экспликация – рис. 118)

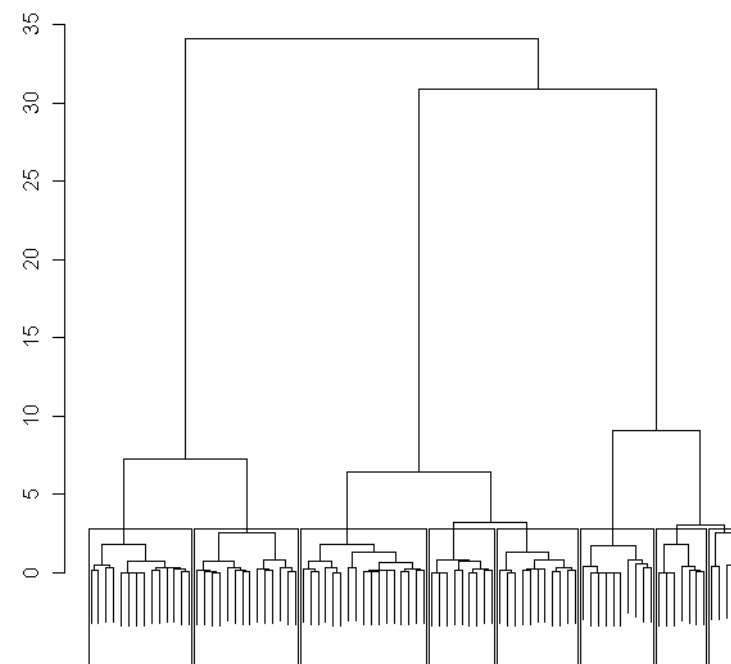


Рис. 120. Кластерный анализ сообщества герпетобионтов (Эвклидово расстояние, метод Уорда): горизонталь – виды беспозвоночных; вертикаль – Эвклидово расстояние

анализа соответствий и расположение группировок в пространстве канонических осей дают возможность выявить природу этих группировок (рис. 121).

Ординация четко дифференцирует население на две компоненты: виды, связанные с искусственным лесным насаждением, и виды открытых пространств. Последние дифференцируются на комплекс видов, связанный с растительной формацией донника желтого и наиболее часто встречающийся на дерново-литогенных почвах на лессах и серо-зеленых глинах, с одной стороны, и комплекс видов, связанный с кострецом и дерново-литогенными почвами на красно-бурых глинах и педоземами с насыпным слоем чернозема, с другой.

С искусственным лесным насаждением связаны кластеры 2 и 7, которые отличаются предпочтением различных участков склона. В верхней и средней частях склона преимущественно встречаются представители кластера 2. Эта группировка представлена 13 видами: Arachnida – *Drasodes pubescens*; Insecta – *Calathus fuscipes*, *Harpalus rufipes*, *Leistus fer-*

rugineus, *Ophonus azureus*, *Poecilus sericeus*, *Cetonia aurata*, *Dorcus parallelipedus*, *Nicrophorus vestigator*, *Silpha carinata*, *S. obscura*, *S. tyrolensis*, *Asida lutosa*. Представители кластера 7 предпочитают нижнюю треть откоса искусственного насаждения и представлены 14 видами: Arachnida – *Alopecosa pulverulenta*, *Xysticus luctator*; Diplopoda – *Megaphyllum kievense*; Gastropoda – *Euomphalia strigella*; Insecta – *Amara similata*, *Calathus melanocephalus*, *Harpalus modestus*, *Harpalus picipennis*, *Zabrus spinipes*, *Dorcadion holosericeum*, *Pedestredorcadion pedestre*, *Hister quadrimaculatus*, *Gnaptor spinimanus*; Malacostraca – *Trachelipus rathkii*.

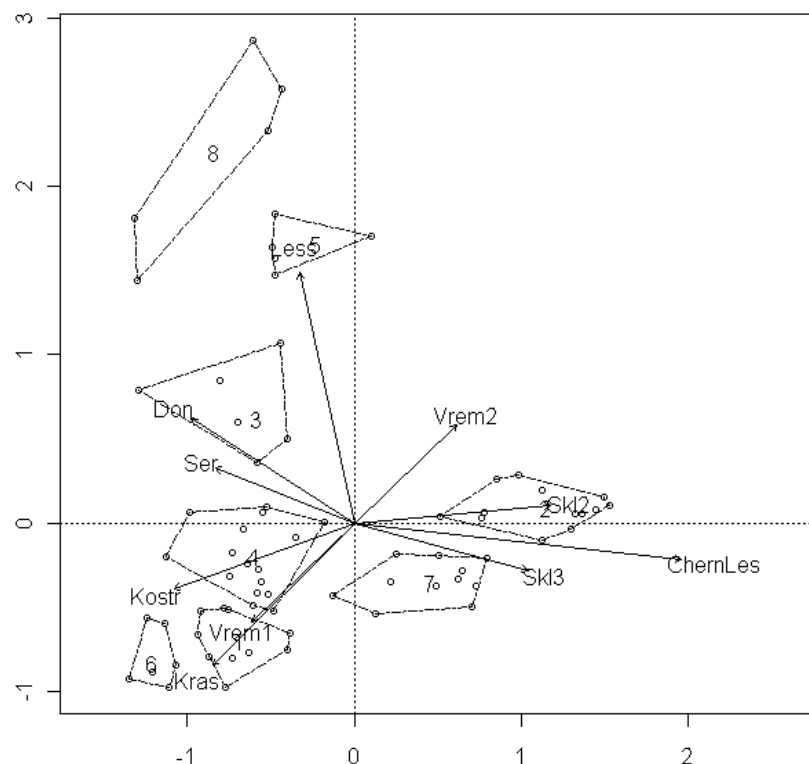


Рис. 121. Ординация сообщества герпетобионтов на участке рекультивации (анализ соответствий): Ser – дерново-литогенные почвы на серо-зеленых глинах; Les – на лессовидных суглинках; Kras – на красно-бурых глинах; ChernLes – лесоулучшенные; Vrem1, Vrem2 – временные периоды отбора проб; Skl2 – средняя часть склона; Skl3 – нижняя часть склона; Kostf – растительная ассоциация костреца и Don – донника (влияние переменных на структуру животного населения значимо при $p < 0,05$)

Дифференциация животного населения в лесном насаждении на два кластера происходит из-за различий гидротермического режима различных участков склона, что подтверждается особенностями комплексов животных. Так, в состав кластера 7 (нижняя треть склона) входят относительно влаголюбивые виды, такие как мокрицы *T. rathkii* и моллюски *E. strigella*, а также мезофильные виды пауков – *A. pulverulenta* и *X. luctator*.

Общим для дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках и серо-зеленых глинах является комплекс видов, соответствующий кластеру 8. В его состав входят 5 видов: Arachnida – *Alopecosa taeniopus*, *Trochosa ruricola*, *Steatoda phalerata*, *Xysticus kochi*; Insecta – *Noctuidae* gen. sp. (larv.). Индикатором дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках является кластер 5, представленный 6 видами: Arachnida – *Phrurolithus pullatus*, *Xerolycosa miniata*; Insecta – *Chlaenius tristis*, *Harpalus affinis*, *Harpalus servus*, *Dermestes lanarius*. Индикатором дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах следует рассматривать кластер 3, представленный 10 видами: Arachnida – *Drassodes lapidosus*, *Diplocephalus picinus*, *Alopecosa cursor*, *Pardosa agrestis*; Insecta – *Harpalus latus*, *H. serripes*, *Lytta vesicatoria*, *Staphylinus erythropterus*, *Blaps lethifera*, *Gonocephalum pusillum*. Три указанных кластера тяготеют к участкам, где преобладает формация донника желтого.

Педоземы с насыпным слоем чернозема и дерново-литогенные почвы на красно-бурых глинах индицируются по группе видов, соответствующих кластеру 6. Этот кластер включает 8 видов беспозвоночных: Arachnida – *Zelotes caucasicus*, *Ipa spasskyi*, *Talavera petrensis*, *Xysticus britcheri*; Gastropoda – *Cochlicopa lubrica*; Insecta – *Amara aenea*, *Harpalus subcylindricus*, *Pedinus femoralis*. С педоземами связан кластер 4, состоящий из 16 видов: Arachnida – *Gnaphosa lucifuga*, *Trachyzelotes malkini*, *Zelotes longipes*, *Trochosa robusta*, *Opilio saxatilis*; Diplopoda – *Rossiulus kessleri*; Insecta – *Ptilinus fuscus*, *Brachinus crepitans*, *Harpalus distinguendus*, *Zabrus tenebrioides*, *Coccinella septempunctata*, *Curculionidae* gen. sp., *Pentodon idiota*, *Blaps halophila*, *Crypticus quisquilius*, *Opatrum sabulosum*.

С дерново-литогенными почвами на красно-бурых глинах связан комплекс видов, представленный кластером 1. Этот кластер включает 10 видов: Arachnida – *Agelena labyrinthica*, *Trochosa terricola*, *Xerolycosa nemoralis*, *Aelurillus v-insignitus*; Insecta – *Broscus cephalotes*, *Harpalus griseus*, *Poecilus versicolor*, *Pedestredorcadion*

pusillum, *Chrysomelidae* gen. sp., *Ocyrops ophthalmicus*.

Таким образом, установлено, что тип технозема и тип растительного покрова являются важными факторами, которые оказывают существенное влияние на различные аспекты разнообразия сообщества герпетобионтов рекультивируемой территории. Необходимо отметить, что тип технозема и тип растительного покрова только условно, в рамках организации сбора данных о почвенных животных, приняты как независимые факторы. Необходимо учесть, что однотипные ассоциации в пределах различных типов техноземов не тождественны друг другу как по флористическому составу, так и по продукционным характеристикам. Значительное разнообразие и обилие герпетобионтов делает этот биогеоценотический блок важным функциональным компонентом, который в свою очередь воздействует на интенсивность почвообразовательного процесса и структуру растительности.

Эдафическая обстановка и особенности растительного покрова рекультивируемых земель формируют специфические экологические условия, в ответ на которые формируются четко обособленные специфические группировки герпетобионтов.

8. ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АСПЕКТ БИОРАЗНООБРАЗИЯ В АГРОЭКОСИСТЕМАХ

8.1. ЭКОСИСТЕМНЫЕ ИНЖЕНЕРЫ: ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ФОДЕРЕСФЕРЫ

К экосистемным инженерам относятся организмы, которые прямо либо опосредованно модулируют доступность ресурсов для других видов путем изменения физического состояния абиотических и биотических материалов, модифицируя, поддерживая и / или создавая местообитания (Jones et al., 1994, 1997). Деятельность слепышей можно отнести к категории аллогенного экосистемного инжиниринга. Аллогенные инженеры изменяют окружающую среду путем трансформации живых либо неживых материалов из одного состояния в другое путем механических либо иных преобразований (Jones et al., 1994). Слепыш в процессе педотурбационной активности строит систему подземных ходов и выбрасывает на поверхность почву в виде пороев. Соответствие аллогенному механизму подтверждается тем фактом, что при этом почвенная масса из одного состояния (находится в равновесном в почвенной толще в составе соответствующего генетического горизонта) преобразуется в другое состояние (выше уровня почвы в очевидном неравновесном состоянии как с позиций механики, так и химизма своего состава). Эта трансформация модулирует распределение ресурсов, таких как вода, минеральные вещества, баланс энергии, создаются условия для аэрации почвы (Жуков и др., 2011).

Известно, что деятельность роющих млекопитающих играет важную роль в динамике растительных сообществ (Fields et al., 1999). Почвенные растительноядные млекопитающие питаются преимущественно корнями растений, а потеря этих органов влияет на растения более значительно, чем утрата листовой поверхности (Huntly, Reichman, 1995).

Предполагается, что конкуренция среди растений, которые колонизировали свежие порою, будет низкой, поэтому виды, которые заселяют почвенные выбросы млекопитающих, в большей степени будут реагировать на абиотические условия новой среды, чем на потенциальные конкурентные ограничения (Rabinowitz, Rapp,

1985). Физические свойства почв и доступность минеральных питательных веществ также подвержены влиянию роющей активности млекопитающих (Hobbs, Mooney, 1985; Reichman, Jarvis, 1986). Трансформация почвенных свойств влияет на развитие растительности на пороях. Флористический состав на пороях и вне их различен, наблюдаются изменения в видовом богатстве и в разнообразии. Изменения в составе растительных сообществ сопряжены с преобразованием спектра жизненных форм, который отражает ответ сообщества на различные воздействия (McIntyre et al., 1999). Однако не установлено ни одной экологической гильдии растений, наиболее успешной на пороях млекопитающих. Во многих исследованиях на пороях было найдено большое число видов однолетних растений (Foster, Stubbendieck, 1980; Tilman, 1983), которое в ряде случаев зависит от размеров пороев (Kohn, 1991). Однолетники действуют как оппортунисты, обладая коротким жизненным циклом и высокой плодовитостью, что позволяет им быстро колонизировать открытые пространства, созданные в результате роющей деятельности млекопитающих (Canals, Sebastia, 2000).

Изучение закономерностей формирования почвенной мезофауны в байрачных дубравах Присамарья (Днепропетровская область, степная зона Украины) под воздействием роющих млекопитающих показало, что педотурбационная активность приводит к перераспределению в структуре животного населения в сторону увеличения видов с коротким жизненным циклом за счет видов с длительным жизненным циклом (Пахомов, Жуков, 1998, 2004; Пахомов и др., 2010; Пахомов, Кунах, 2005).

Однако с методической точки зрения полевые экологические исследования, выполненные в лабораторном формате «эксперимент–контроль», не отвечают потребности описания и анализа изучаемого явления во всей сложности и многообразии. Для решения этой проблемы перспективным является применение методического аппарата, предлагаемого относительно новым научным направлением – пространственной экологией почвенных животных (Покаржевский и др., 2007). Одной из перспективных реализаций геостатистического подхода для описания многомерных экологических данных может стать факторный анализ экологических ниш (Hirzel et al., 2002).

Важной научной проблемой является разрешение вопроса об интеграции концепций экосистемных инженеров, пространственной экологии почвенных животных, теории экологической ниши для

анализа воздействия, которое оказывает роющая деятельность почвенных млекопитающих (слепышей) на экологическое пространство почвенных беспозвоночных (мезофауна).

В основе факторного анализа экологических ниш лежит предположение о том, что виды распределены неслучайно относительно экогеографических переменных (Hirzel et al., 2002). Интересующий вид может характеризоваться некоторой маргинальностью (что выражается в отличии видового среднего от глобального среднего значения экогеографической переменной) и некоторой специализацией (что проявляется в том, что видовая дисперсия меньше глобальной дисперсии).

Формально маргинальность (M) может быть количественно оценена как абсолютная разница между глобальным средним значением экогеографической переменной (m_g) и средним видовым значением (m_s), деленную на 1,96 стандартного отклонения глобального распределения (σ_g),

$$M = \frac{|m_g - m_s|}{1,96 \cdot \sigma_g}$$

Деление на σ_g необходимо для устранения смещенности, вызванной вариацией глобального распределения: случайно отобранные клетки из распределения априори лежат тем далее от среднего значения, чем выше дисперсия глобального распределения. Коэффициент 1,96 необходим для того, чтобы в подавляющем большинстве случаев значение маргинальности находилось в диапазоне от 0 до 1. Точнее, если глобальное распределение является нормальным, то маргинальность случайно отобранных клеток растра только с вероятностью 5 % будет превышать значение, равное единице. Большое значение маргинальности (близкое к 1) свидетельствует о том, что вид живет в очень специфичных местообитаниях по отношению ко всей исследуемой выборке (Hirzel et al., 2002).

Специализация (S) может быть определена как отношение стандартного отклонения глобального распределения (σ_g) к стандартному распределению экогеографической переменной в пределах клеток растра, занятых интересующим видом,

$$S = \sigma_g / \sigma_s$$

Можно ожидать, что случайно выбранная совокупность клеток из глобальной выборки будет иметь специализацию, равную 1, и превышение значения единицы будет свидетельствовать о различных формах специализации (Hirzel et al., 2002).

Конкретные значения индексов маргинальности и специализации зависят от глобальной выборки, которая рассматривается как контроль. При изменении масштабов глобальной выборки будут изменяться соответствующие показатели.

Распространение этих статистик на большую совокупность переменных непосредственно приводит к концепции экологической ниши Г. Хатчинсона (Hutchinson, 1957), в соответствии с которой экологическая ниша рассматривается как гиперобъем в многомерном пространстве экологических переменных, в пределах которого вид может поддерживать жизнеспособность. В контексте факторного анализа под экологической нишей понимается подмножество клеток в экогеографическом пространстве, где интересующий вид может встречаться с приемлемой вероятностью. Экологическая ниша в таком понимании может быть количественно оценена по каждой из составляющей её осей с помощью индексов маргинальности и специализации (Hirzel et al., 2002).

Для проведения факторного анализа экологических ниш применена растровая карта, состоящая из 100 изометричных клеток размером (10×10), покрывающих полностью исследуемую территорию. Каждая клетка растра содержит значение одной переменной, поэтому для анализа применяется столько растровых слоев, сколько исследуется переменных. Экогеографическая карта содержит непрерывные значения, измеренные для каждой из V описательных переменных. Карта видов содержит булевы значения (0 или 1). Значение 1 означает, что присутствие интересующего вида в данной клетке было доказано. Значение 0 означает отсутствие доказательства присутствия вида.

Таким образом, каждая клетка растра связана с вектором данных, чьи компоненты представляют собой значения экогеографических переменных в пределах пространства, ограниченного этой клеткой, и может быть представлена в качестве точки в многомерном пространстве ЭГП. Если распределение переменных является многомерным нормальным, то диаграмма рассеяния этих точек будет иметь форму гипер-эллипсоида. Клетки, где интересующий вид был обнаружен, составляют подмножество глобального распределения, которое имеет форму эллипсоида меньшего размера в пределах большего эллипсоида. Первый фактор, или маргинальность, представляет собой прямую линию, которая проходит через центроиды двух эллипсоидов. Маргинальность вида представляет собой расстояние между этими центроидами.

Коэффициенты m_i фактора маргинальности выражают маргинальность интересующего вида по каждой экогеографической переменной, которая представлена в единицах стандартного отклонения глобального распределения. Чем выше абсолютное значение коэффициента m_i , тем дальше отстоит оптимум вида от среднего значения соответствующей переменной в пределах изучаемой территории. Отрицательное значение коэффициента свидетельствует о том, что вид предпочитает значения экогеографической переменной меньшие, чем его среднее глобальное значение, тогда как положительное значение указывает на предпочтение уровней переменных выше среднего по изучаемой территории.

Значения общей маргинальности видов позволяет производить их сравнение между собой (Hirzel et al., 2002).

Коэффициенты прочих факторов (факторов специализации) могут иметь следующую интерпретацию: чем выше абсолютное значение коэффициента, тем в более ограниченном диапазоне переменной может обитать интересующий вид.

Собственное значение λ_i , связанное с каждым фактором специализации, выражает количество специализации, учитываемое этим фактором, т.е. отношение глобальной вариации к вариации, которая описывается этим фактором. Собственные значения в порядке уменьшения быстро сокращают свои значения, так что первых нескольких факторов достаточно для оценки приемлемости среды обитания для каждого вида.

Экспериментальный полигон был заложен на участке степной целины на склоне байрака Яцев Яр северной экспозиции (48°19'31.60"С.Ш., 35°11'39.15"В.Д.). Полигон представляет собой совокупность из 100 соприкасающихся ячеек размером 1×1 м. Ячейки составляют 10 трансект по 10 ячеек в каждой. Таким образом, полигон имеет форму квадрата со стороной 10 м, стороны квадрата ориентированы по направлениям восток–запад и север–юг. По углам ячеек были определены почвенные свойства и отобраны пробы для агрохимического анализа. Измерения и отбор проб проведены в 121 точке (Жуков, Коновалова, 2011).

Измерения твердости почв производили в полевых условиях с помощью ручного пенетromетра Eijkelkamp на глубину до 50 см с интервалом 5 см. Наблюдаемую электрическую проводимость почвы (*apparent soil electrical conductivity* – EC_a) измеряли с помощью сенсора HI 76305 (Hanna Instruments, Woodsocket, R.I.). Оценка цел-

люлозолитической активности почвы была проведена с помощью аппликационного метода [4, 5]. В почву закладывали диски фильтровальной бумаги известного веса. Через 10 суток их изымали, очистили от частичек почвы, высушивали и взвешивали. Процент потери веса фильтровальной бумаги стал мерой целлюлозолитической активности (%/10 суток экспозиции).

Трофическую активность почвенных животных определяли с помощью метода приманочных пластинок (*bait-lamina test*), предложенного Э. Тёрне (Törne, 1990; Покаржевский и др., 2007). Приманочные пластинки из твердого пластика на 10 см погружали в почву и «ручка» 3 см оставалась над поверхностью почвы. На расстоянии 5 мм от центров в пределах 10 см участка на пластинке были сделаны отверстия с диаметром 2 мм. В отверстия помещали приманку из растительной клетчатки, предварительно просеянную через сито размером 0,25 мм; из смеси полученного порошка и воды получали густую массу, которую вносили в отверстия на пластинке. После высушивания количество приманки, которая находилась в отверстиях пластинки, несколько уменьшалось, образуя «микротаблетки». Металлическим стержнем в почве проделывали нишу, в которую до уровня верхнего отверстия с приманкой помещали пластинку. Перфорирование приманок оценивали через 10 суток. Результаты представлены как процент перфорированных отверстий.

Агрегатную структуру почвы определяли с помощью сухого просеивания в системе сит. Было установлено соотношение веса (% от суммарного количества) таких фракций, как агрегаты размером менее 0,25; 0,25–0,5; 0,5–1; 1–3; 3–5; 5–7; 7–10 и более 10 мм.

В пределах изучаемого полигона установлено расположение пороев слепышей. В системе координат, которая начинается в левом нижнем углу полигона (ось абсцисс совпадает с направлением запад–восток, ось ординат – юг–север), определены расположение центроидов пороев слепышей, их высота и ширина основания с точностью 1 см.

В каждой ячейке полигона рассчитывали общее проективное покрытие травостоя по визуальной шкале с градациями 0, 10, ..., 90, 100 %.

Почвенные беспозвоночные (мезофауна) учитывались с помощью ручной разборки проб размером 0,25×0,25 см (0,0625 м²).

Общая численность почвенной мезофауны на экспериментальном полигоне составила 6,25 экз./пробу. Распределение численности почвенных животных по пробам подчиняется лог-нормальному закону (рис. 122).

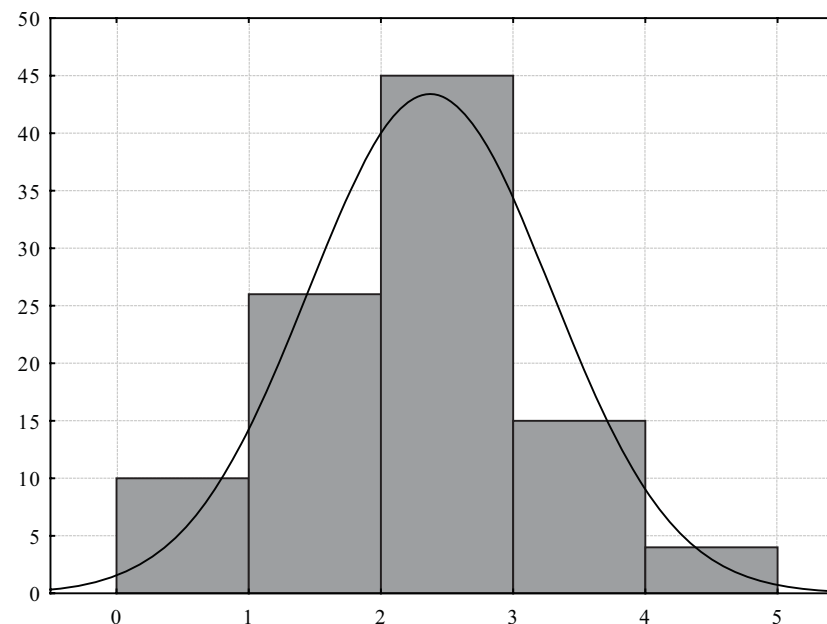


Рис. 122. Распределение численности почвенной мезофауны в почвенных пробах: ось абсцисс – число экземпляров животных в пробе (по основанию 2); ось ординат – число проб

Доминирующей группой почвенных животных в степном участке являются муравьи. Численность их личинок составляет 4,2 экз./пробу. Необходимо отметить, что только ручной разбор почвенных проб не является полностью адекватным способом количественного учета этой группы животных (Длусский, 1965). Кроме того, существуют определенные трудности таксономического определения личинок перепончатокрылых, в том числе и муравьев (Гиляров, 1965). Безусловно, при специализированном количественном учете муравьев показатель их численности был бы гораздо выше, поскольку в пределах ячейки почвенная проба закладывалась вблизи центра, но так, чтобы избежать прямого попадания в гнездо муравьев. Поэтому полученный показатель численности личинок муравьев относится к почве вне их максимальной концентрации в гнездах. Но данные, полученные с помощью ручной раскопки проб, можно рассматривать как индикатор численности муравьев, который коррелирует с их общим обилием.

В комплексе почвенной мезофауны второе место по численности

Таблица 86. Таксономическая структура и численность почвенной мезофауны (экз./пробу) экспериментального полигона

| Таксон | Среднее | Ст. ошибка | Маргинальность | Специализация |
|---|---------|------------|----------------|---------------|
| Annelidae, Oligochaeta | | | | |
| <i>Aporrectodea rosea rosea</i> (Savigny, 1826) | 0,10 | 0,03 | 0,60 | 1,28 |
| Arthropoda | | | | |
| Aranei | | | | |
| Aranea sp. sp. | 0,08 | 0,03 | 0,48 | 1,32 |
| Geophilomorpha | | | | |
| <i>Arctogeophilus macrocephalus</i> Folkmanova, Dobroruka, 1960 | 0,01 | 0,01 | - | - |
| Insecta | | | | |
| <i>Calomera lunulata</i> (Fabricius 1781) (larv.) | 0,01 | 0,01 | - | - |
| Carabidae (im.) | 0,10 | 0,04 | - | - |
| Chrysomelidae (larv.) | 0,05 | 0,02 | - | - |
| Coleoptera (im.) | 0,07 | 0,03 | - | - |
| <i>Agrypnus murinus</i> (Linnaeus 1758) (larv.) | 0,01 | 0,01 | - | - |
| <i>Tropinota (Epicometis) hirta</i> (Poda 1761) (larv.) | 0,26 | 0,05 | 0,61 | 1,12 |
| <i>Eusomus (Eusomus) ovulum</i> Germar 1824 (larv.) | 0,68 | 0,14 | 0,24 | 1,09 |
| <i>Amara</i> sp. (larv.) | 0,03 | 0,02 | - | - |
| <i>Byrrhus (Byrrhus) pilula</i> (Linnaeus 1758) (larv.) | 0,18 | 0,06 | 0,81 | 1,94 |
| <i>Melolontha melolontha</i> (Linnaeus 1758) (larv.) | 0,01 | 0,01 | - | - |
| <i>Dorcadion carinatum carinatum</i> (Pallas, 1771) (larv.) | 0,20 | 0,04 | 0,52 | 1,52 |
| <i>Tentyria nomas</i> (Pallas 1781) (larv.) | 0,02 | 0,01 | - | - |
| <i>Opatrum sabulosum</i> (Linnaeus 1761) (larv.) | 0,02 | 0,01 | - | - |
| <i>Dermestes (Dermestinus) lanarius</i> Illiger 1801 (larv.) | 0,07 | 0,03 | 0,79 | 2,52 |
| Asilidae sp. sp. (larv.) | 0,13 | 0,04 | 0,79 | 1,99 |
| Formicidae sp. sp. (larv.) | 4,20 | 0,41 | 0,30 | 1,01 |
| Lepidoptera sp. sp. (larv.) | 0,02 | 0,01 | - | - |
| Bcero | 6,25 | 0,41 | - | - |

(0,68 экз./пробу) занимают личинки жуков-долгоносиков *Eusomus (Eusomus) ovulum* Germar 1824. Эти животные являются эндогеяными фитофагами (табл. 86).

Наряду с личинками долгоносиков к важным компонентам животного населения степного участка относятся и другие фитофаги, такие как личинки жуков-дровосеков *Dorcadion carinatum* (Pallas, 1771), личинки пилюльщиков *Byrrhus pilula* (Linnaeus 1758), личинки жуков-чернотелок *Tentyria nomas* (Pallas 1781) и *Opatrum sabulosum* (Linnaeus 1761), личинки пластинчатоусых жуков *Melolontha melolontha* (Linnaeus 1758). К местам скопления растительных остатков приурочены личинки бронзовок *Tropinota (Epicometis) hirta* (Poda 1761), которых можно рассматривать как фитосапрофагов. Сапрофагами-гумусообразователями являются дождевые черви *Aporrectodea r. rosea* (Savigny, 1826), численность которых относительно невелика – 0,1 экз./пробу.

Разнообразной является группа зоофагов. В их состав входят эндогеянные геофиломорфные многоножки *Arctogeophilus macrocephalus* Folkmanova, Dobroruka, 1960, личинки жуков-щелкунов *Agrypnus murinus* (Linnaeus 1758), личинки жукелиц *Amara* sp., личинки скакунов *Calomera lunulata* (Fabricius 1781), личинки ктырей Asilidae. Часто в степи можно встретить некрозоофагов – *Dermestes (Dermestinus) lanarius* Illiger 1801. Среди герпетобионтных хищников важная роль принадлежит паукам. Однако их численность (0,08 экз./пробу) значительно уступает обилию эндогеяных зоофагов.

Животное населения почвы исследуемого участка относится к ценоморфе степных видов (Жуков и др., 2007), поэтому может рассматриваться как степной моноценоз. Среди трофических групп преобладающая роль в комплексе принадлежит зоофагам, следующее место в трофической структуре занимают фитофаги и только 6 % встреченных особей относятся к группе сапрофагов (рис. 123).

Доминирование группы животных-зоофагов (хищников и некрозоофагов) в степном участке хорошо согласуется с результатами, приведенными в работе Б.Р. Стригановой (2005) для луговой степи. Однако, в отличие от луговой степи, в разнотравно-типчачково-ковыльной степи большее значение имеют фитофаги в сравнении с сапрофагами. Очевидной причиной этого являются более засушливые условия, одной из адаптаций к которым можно назвать переход от сапрофагии к фитофагии как на уровне популяций отдельных видов животных (фитосапрофаги начинают питаться преимущественно

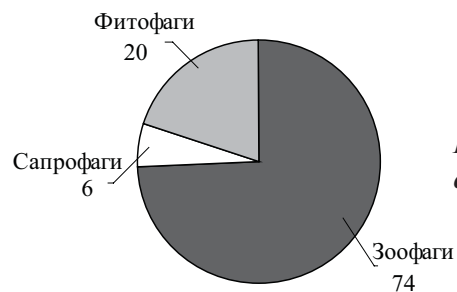


Рис. 123. Трофическая структура степного участка

но живыми растительными тканями при ухудшении условий влажности), так и на уровне сообщества почвенных животных в целом (Стриганова, 1980). Так, 96,8 % от суммарной численности почвенных животных относится к ксерофилам и только 3,2 % – к мезофилам. В структуре топических группировок преобладают собственно почвенные (эндогейные) формы – 95,4 % от суммарной численности мезофауны. Герпетобионтные формы составляют только 4,6 %.

Педотурбационная активность слепышей может рассматриваться двояко. С одной стороны, порои являются проявлением жизнедеятельности и маркируют занимаемую животными территорию, а значит, обозначают область, экологически благоприятную для их жизни. Поэтому мы можем рассмотреть порои в экологическом пространстве и определить их экологическую нишу. С другой стороны, роющая деятельность слепышей выступает в качестве значительно экологического фактора, который влияет на экологические условия существования мезопедоценоза. В этом случае активность педотурбационной активности является одной из осей экологического гиперпространства, в пределах которого происходит распределение экологических ниш почвенных животных (табл. 87).

Маргинальность распределения пороев слепышей по изучаемой территории составляет 9,66. Этот показатель свидетельствует о существенном различии экологических свойств эдафотопы в зоне действия пороев от их среднего уровня в целом по полигону. Маргинальность относительно пороев приобретает смысл значения меры педотурбационной активности. Педотурбационная активность приводит к уменьшению проективного покрытия растительного покрова (коэффициент маргинальности m по этому признаку $-0,12$), увеличению целлюлозолитической активности ($m = 0,21$), наблюдаются также изменения агрегатного состава и твердости почвы. Наиболее характерной особенностью роющей деятельности слепышей явля-

Таблица 87. Характеристики экологической ниши педотурбационной активности слепышей*

| Экологическое свойство | Маргинальность | Специализация | | | |
|---|----------------|---------------|-------|-------|-------|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Активность, %/10 суток | 0,21 | -0,14 | 0,06 | 0,00 | -0,13 |
| Покрытие, % | -0,12 | 0,17 | 0,04 | -0,01 | -0,02 |
| ЕС | -0,08 | -0,09 | 0,00 | 0,15 | -0,04 |
| Агрегатный состав почвы на глубине 0–10 см | | | | | |
| >10 мм | 0,10 | 0,13 | -0,03 | 0,01 | 0,10 |
| 7–10 мм | 0,25 | 0,09 | 0,06 | 0,03 | -0,15 |
| 5–7 мм | 0,29 | -0,09 | -0,03 | 0,11 | 0,06 |
| 3–5 мм | 0,41 | 0,02 | -0,01 | 0,13 | 0,01 |
| 2–3 мм | 0,33 | 0,13 | 0,03 | -0,16 | 0,05 |
| 1–2 мм | 0,28 | 0,02 | -0,08 | 0,01 | 0,06 |
| 0,5–1 мм | 0,15 | 0,01 | 0,08 | 0,17 | -0,09 |
| 0,25–0,5 мм | 0,26 | 0,12 | 0,00 | 0,09 | -0,07 |
| <0,25 мм | 0,24 | -0,14 | -0,05 | -0,13 | 0,03 |
| Твердость почвы, МПа | | | | | |
| 0–5 см | 0,13 | -0,14 | 0,03 | -0,09 | 0,07 |
| 5–10 см | 0,11 | -0,14 | -0,06 | 0,10 | -0,09 |
| 10–15 см | 0,13 | 0,04 | 0,03 | 0,06 | 0,01 |
| 15–20 см | 0,20 | 0,42 | 0,01 | -0,56 | -0,02 |
| 20–25 см | 0,14 | -0,08 | 0,09 | 0,33 | 0,07 |
| 25–30 см | 0,15 | -0,40 | -0,03 | 0,11 | 0,50 |
| 30–35 см | 0,14 | 0,43 | -0,67 | 0,09 | -0,72 |
| 35–40 см | 0,20 | -0,37 | 0,61 | 0,09 | 0,14 |
| 40–45 см | 0,21 | -0,27 | 0,20 | -0,53 | 0,27 |
| 45–50 см | 0,22 | 0,28 | -0,32 | 0,34 | -0,21 |
| Собственное значение | 2,08 | 5,08 | 3,42 | 2,36 | 2,01 |
| Объясненная специализация | 0,07 | 0,17 | 0,11 | 0,08 | 0,07 |
| Куммулятивная доля | 0,07 | 0,24 | 0,35 | 0,43 | 0,49 |
| *Маргинальность (M) – 9,66; специализация (S) – 1,18, толерантность (1/S) – 0,85. | | | | | |

ется увеличение доли агрономически ценных агрегатных фракций размером 1–7 мм. Как показали дополнительные исследования на масштабном уровне одной ячейки (1 м), изменения электрической проводности почвы под действием роющей активности слепышей имеют четко выраженный нелинейный характер (в центральной части пороая наблюдается достоверное увеличение электропроводности, а в зоне бруствера – уменьшение). Поэтому линейная факторная модель не может отразить указанные тенденции, вследствие чего коэффициенты маргинальности и специализации по оси электрической проводности почвы для пороев слепышей невелики.

Основными аспектами специализации нишевого пространства пороев слепышей являются показатели твердости почвы на разных глубинах. Другие экологические характеристики, которые измерялись для верхнего почвенного горизонта (0–10 см), не играют особой роли в специализации. Особенностью, которую следует подчеркнуть, является то, что факторы специализации характеризуются разнонаправленными показателями для соседних горизонтов. Так, фактор специализации 1 характеризуется коэффициентом $-0,40$ для горизонта 25–30 см и коэффициентом $-0,37$ для горизонта 35–40 см, а промежуточный между ними горизонт 30–35 см имеет коэффициент $0,43$. Для фактора 2 «разнонаправленную пару» составляют горизонты 30–35 и 35–40 см, для фактора 3 – 15–20 и 20–25 см, для фактора 4 – 25–30 и 30–35 см. Очевидно, что глубина залегания ходов слепышей не постоянна и изменяется в зависимости от твердости окружающей почвы. Формирование хода существенно уменьшает твердость почвы. Если бы при рытье нор слепыши не избегали более твердых участков, то в факторной структуре не было бы пар горизонтальных уровней с противоположными по знаку коэффициентами. Если слепыш, встречаясь с более твердым участком почвы, его избегает и переходит на несколько иную глубину рытья (выше либо ниже), то при этом происходит сочетание исходно твердого участка почвы с норovým пространством, которое является полостью, либо оно с течением времени заполняется осыпающейся почвой, но при этом твердость этого пространства еще долго остается низкой.

Учитывая характеристики нишевого пространства можно отобразить участок, наиболее оптимальный для жизнедеятельности слепышей – рис. 124, на котором – яркость пропорциональна признаку – более яркие участки маркируют более высокую степень проявления признака. Сравнение зоны оптимума с наблюдаемым распределением

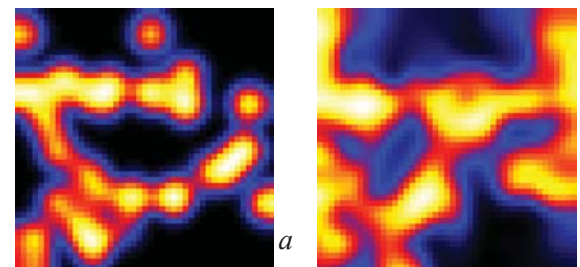


Рис. 124. Зона педотурбационной активности слепышей (а) и зона экологического преферендума (б)

роющей активности показывает, что эти структуры совпадают только в общих чертах. Оптимальную зону (рис. 124,б) можно рассматривать как потенциальную нишу по Г. Хатчинсону, а наблюдаемое распределение роющей активности – как реализованную. Очевидно, что не вся потенциальная ниша слепыша в её пространственном выражении реализована (например зона полигона справа вверху). Но заметим, что животные постоянно пытаются расширить своё присутствие и в тех участках, которые неблагоприятны для их существования (локалитеты округлой формы на рис. 124,а). Необходимо учесть, что речь идет о средопреобразующей активности, когда экологический инженер (слепыш) активно изменяет среду, расширяя пространственное расположение потенциальной и реализованной ниши.

Для характеристики экологического пространства сообщества почвенных беспозвоночных более приемлемым является дискриминантный анализ экологической ниши. С его помощью можно получить характеристику разбиения экологического пространства между видами, которые составляют сообщество, а не только персональных экологических ниш, как в случае с факторным анализом. Для анализа были отобраны виды, которые на исследуемом участке встречались с численностью не менее $0,07$ экз./пробу.

Для первых трех дискриминантных факторов существенное значение имеет переменная, которая характеризует роющую активность слепышей (табл. 88). Это свидетельствует о том, что педотурбационная активность слепышей выполняет важную роль в формировании экологического пространства почвенной мезофауны. Кроме того, следует отметить сложный характер этого влияния, поскольку мы рассматриваем три относительно независимые величины, по которым происходит дифференциация животного населения почвы.

Дискриминантный фактор 1 определяется по уменьшению проективного покрытия растительности и уменьшению твердости почвы на горизонтах 0–35 см. Очевидно, что в данном случае фактор 1

Таблица 88. Коэффициенты дискриминантных факторов между характеристиками местообитания почвенных беспозвоночных

| Экологическое свойство | Дискриминантные факторы | | | |
|---|-------------------------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Порои | 0,63 | 0,25 | 0,43 | -0,06 |
| Активность, %/10 суток | 0,03 | 0,19 | -0,52 | 0,22 |
| Покрытие, % | -0,26 | -0,47 | 0,27 | -0,07 |
| ЕС | -0,07 | -0,45 | 0,28 | 0,02 |
| Агрегатный состав почвы на глубине 0–10 см | | | | |
| >10 мм | -0,19 | 0,04 | 0,41 | 0,56 |
| 7–10 мм | -0,12 | 0,09 | 0,08 | -0,56 |
| 5–7 мм | -0,12 | 0,07 | 0,10 | -0,41 |
| 3–5 мм | -0,11 | 0,08 | 0,19 | -0,04 |
| 2–3 мм | -0,06 | 0,13 | 0,14 | -0,09 |
| 1–2 мм | -0,01 | 0,19 | 0,07 | -0,14 |
| 0,5–1 мм | 0,05 | 0,27 | 0,18 | 0,07 |
| 0,25–0,5 мм | 0,04 | 0,26 | 0,17 | 0,04 |
| <0,25 мм | 0,02 | 0,24 | 0,20 | 0,07 |
| Твердость почвы, МПа | | | | |
| 0–5 см | -0,25 | 0,20 | 0,03 | -0,03 |
| 5–10 см | -0,30 | 0,22 | 0,04 | -0,11 |
| 10–15 см | -0,26 | 0,16 | 0,07 | -0,18 |
| 15–20 см | -0,17 | 0,07 | 0,01 | 0,17 |
| 20–25 см | -0,21 | 0,12 | 0,09 | 0,11 |
| 25–30 см | -0,20 | 0,12 | 0,09 | 0,09 |
| 30–35 см | -0,20 | 0,13 | 0,09 | 0,11 |
| 35–40 см | -0,15 | 0,11 | -0,06 | 0,04 |
| 40–45 см | -0,15 | 0,12 | -0,07 | 0,02 |
| 45–50 см | -0,16 | 0,13 | -0,10 | 0,03 |

описывает трансформирующее воздействие на экологическое пространство мезофауны роющей деятельности слепышей, которая происходит в почвенной толще (рис. 125).

Фактор 2 также негативно коррелирует с проективным покрыти-

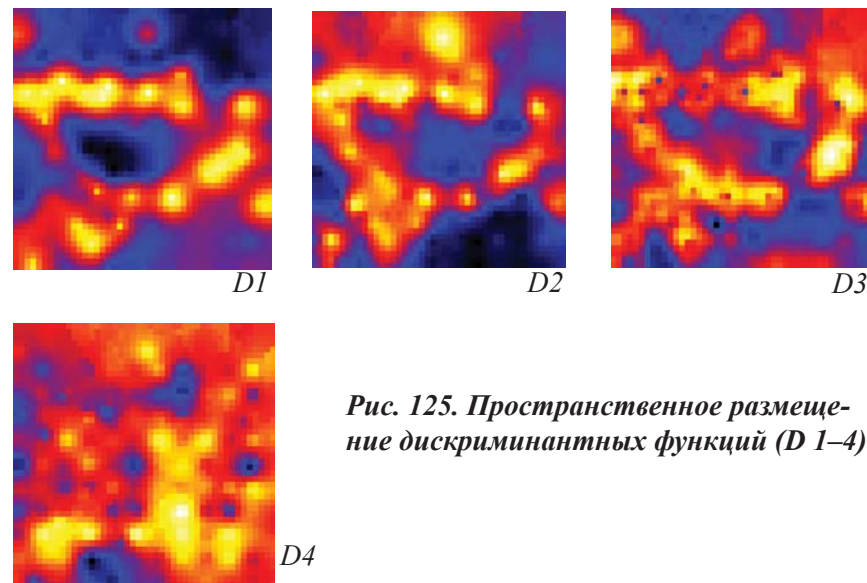


Рис. 125. Пространственное размещение дискриминантных функций (D 1–4)

ем растительности и позитивно – с долей агрегатных фракций малого размера (0,25–2 мм). Этот фактор отражает воздействие почвы, выброшенной на поверхность в виде холмиков, которые засыпают растительность, что естественно влечет уменьшение её проективного покрытия. В составе почвенной массы холмиков преобладает измельченная агрегатная фракция. Плотность почвы, из которой состоят холмики слепышей, ниже, чем плотность ненарушенной почвы. Кроме того, слепышины подвергаются большему иссушению и аэрации. Поэтому индикатором фактора 2 является пониженная электрическая проводимость почвы (сниженная влажность и плотность) и повышенная целлюлозолитическая активность (повышенная аэрация).

Дискриминантные факторы 2 и 3 отражают неоднозначный характер влияния пороев слепышей на экологическое пространство почвенной мезофауны. Если фактор 2 указывает на снижение проективного покрытия и электропроводности и увеличение целлюлозолитической активности при высоком уровне роющей деятельности слепышей, то фактор 3 описывает полностью обратный эффект (рис. 125).

Максимумы значений фактора 2 совпадают с центроидами пороев, в то же время наибольшие значения фактора 3 связаны с окрестностями пороев, а их минимальные значения совпадают с центроидами пороев. Таким образом, фактор 2 отражает изменения среды обитания животных, которые инициированы самим пороєм, а фак-

тор 3 отражает компенсаторные эффекты, которые возникают в непосредственном окружении пороя.

Помимо указанных изменений, для фактора 3 характерно увеличение агрегатов размером более 10 мм. Очевидно, что при формировании пороя с него в первую очередь скатываются крупные почвенные фрагменты, которые накапливаются в непосредственной близости от подошвы пороя. Крупные агрегатные фрагменты формируют структуру, в пределах которой накапливаются мелкие почвенные частицы (0,25–1 мм). Эти частицы могут перемещаться под действием ветровой эрозии либо возникать в результате разрушения крупных агрегатов. Подчеркнем, что «ореол» вокруг пороя (фактор 3) не связан с изменениями твердости почвы.

Фактор 4 не имеет отношения к изменчивости свойств почвенного покрова, инициированной деятельностью слепышей в текущий момент времени. Этот фактор связан с обратным соотношением в структуре крупных агрегатов (более 10 мм), с одной стороны, и средних (5–10 мм) – с другой. Фактор 4 можно расценивать либо как результат независимой от деятельности слепышей пестроты почвенного покрова, либо как накопительный результат рытья слепышами почвы за длительный период времени.

Дискриминантные факторы задают оси экологического пространства, в пределах которого происходит дифференциация экологических ниш почвенных животных (рис. 126).

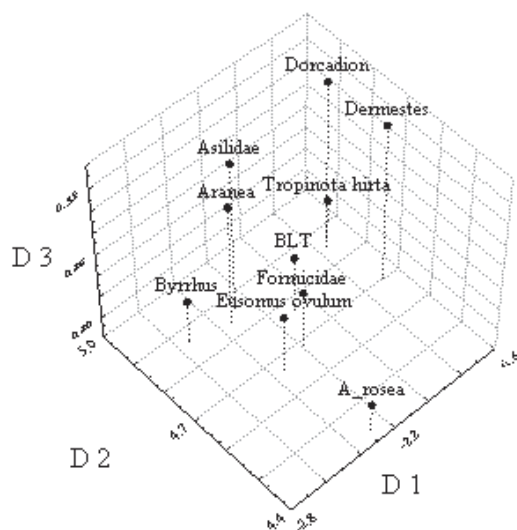


Рис. 126. Размещение почвенных животных в экологическом пространстве: D 1–3 – дискриминантные функции. BLT – бейт-ламينا тест

Наиболее восприимчивым к фактору беспокойства, инициированного педотурбационной активностью слепыша, является дождевой червь *A. rosea*. Этот вид занимает область с минимальными значениями по трем первым дискриминантным факторам, что свидетельствует о предпочтении этим дождевым червем ненарушенных участков почвы. По показателям маргинальности (0,60) и специализации (1,28) вид занимает промежуточное положение среди изученных видов. Это свидетельствует о том, что зона педотурбационной активности слепышей для *A. rosea* является неблагоприятной, но в зоне ненарушенного почвенного покрова для дождевого червя формируются однообразно благоприятные условия. Кроме того, участки, благоприятные и неблагоприятные для дождевого червя, примерно соразмерны в пределах изучаемой территории.

Личинки жуков-долгоносиков *E. ovulum* и личинки муравьев занимают центральную часть экологического пространства. Необходимо отметить, что обе группы являются доминирующими на изучаемом участке. Кроме того, показатели маргинальности (0,3 и 0,24 соответственно) и специализации (1,01 и 1,09) наименьшие среди всех изученных видов. Таким образом, для личинок долгоносиков и муравьев изучаемая территория является однообразно благоприятной в отношении экологических факторов, которые были учтены в данном исследовании. Наблюдаемый оптимум этих видов не зависит от трансформационного эффекта педотурбационной активности слепышей на изученные параметры почвенного покрова.

Очень близко к положению *E. ovulum* и личинок муравьев в экологическом пространстве находится точка, соответствующая трофической активности почвенных животных, оцененная с помощью бейт-ламينا теста. Свой вклад в этот показатель делают как представители мезофауны, так и микрофауны. Трофическая активность комплекса педобионтов естественным образом зависит от численности доминирующих групп (*E. ovulum* и личинок муравьев), но полностью отождествлять этот показатель с обилием этих животных было бы неправильно. Экологическая характеристика трофической активности почвенных животных, оцененная с помощью бейт-ламينا теста, отличается от характерных особенностей экологической ниши личинок муравьев и долгоносиков (табл. 89).

Трофическая активность почвенных животных в наибольшей степени проявляется в участках с повышенной роящей активностью слепышей. Как следствие, экологический оптимум для трофической

Таблица 89. Характеристики экологической ниши трофической активности педобионтов (по данным бейт-лампы теста)*

| Экологическое свойство | Маргинальность | Специализация | | | |
|--|----------------|---------------|-------|-------|-------|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 |
| Роющая активность | 0,38 | -0,04 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| Целлюлоз. активность, %/10 суток | 0,21 | 0,02 | -0,10 | -0,04 | 0,00 |
| Проективное покрытие, % | -0,23 | -0,13 | -0,02 | 0,10 | -0,01 |
| ЕС | -0,43 | 0,01 | -0,04 | -0,04 | 0,12 |
| Агрегатный состав почвы на глубине 0–10 см | | | | | |
| >10 мм | -0,33 | 0,34 | -0,59 | 0,65 | 0,26 |
| 7–10 мм | -0,13 | 0,15 | -0,36 | 0,21 | 0,33 |
| 5–7 мм | -0,07 | -0,02 | -0,14 | 0,18 | 0,04 |
| 3–5 мм | 0,19 | 0,08 | -0,22 | 0,19 | 0,22 |
| 2–3 мм | 0,28 | 0,15 | -0,24 | 0,19 | 0,08 |
| 1–2 мм | 0,16 | 0,18 | -0,29 | 0,41 | 0,18 |
| 0,5–1 мм | 0,17 | 0,07 | -0,18 | 0,11 | 0,25 |
| 0,25–0,5 мм | 0,25 | -0,01 | -0,21 | 0,18 | -0,06 |
| <0,25 мм | 0,26 | 0,10 | -0,13 | 0,17 | 0,12 |
| Твердость почвы, МПа | | | | | |
| 0–5 см | -0,15 | 0,02 | 0,09 | -0,03 | -0,24 |
| 5–10 см | -0,17 | 0,00 | -0,08 | -0,04 | 0,34 |
| 10–15 см | -0,09 | -0,10 | -0,09 | 0,14 | 0,01 |
| 15–20 см | 0,10 | 0,08 | 0,09 | -0,04 | -0,12 |
| 20–25 см | 0,09 | 0,30 | 0,00 | 0,15 | -0,45 |
| 25–30 см | 0,12 | -0,76 | 0,29 | -0,15 | 0,04 |
| 30–35 см | 0,14 | 0,21 | -0,29 | -0,10 | 0,31 |
| 35–40 см | 0,14 | 0,05 | -0,01 | 0,24 | -0,08 |
| 40–45 см | 0,12 | 0,08 | -0,02 | -0,20 | 0,36 |
| 45–50 см | -0,01 | 0,20 | 0,11 | 0,02 | -0,13 |
| Собственное значение | 1,03 | 1,21 | 1,19 | 1,16 | 1,03 |
| Объясненная специализация | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| Куммулятивная доля | 0,05 | 0,10 | 0,15 | 0,20 | 0,05 |
| *Маргинальность (M) – 0,12; специализация (S) – 0,99; толерантность (1/S) – 1,003. | | | | | |

активности мезопедобионтов смещен в область с меньшим проективным покрытием степной растительности. Следует учитывать также позитивное функциональное взаимное влияние микробоценоза и зооценоза, что проявляется в увеличении показателя бейт-лампы теста в участках с повышенной целлюлозолитической активностью.

На трофическую активность животных оказывает влияние агрегатный состав почвы. Увеличение доли мелких и средних агрегатных фракций (0,25–3 мм) по сравнению с крупными фракциями (5–10 мм) сопровождается ростом трофической активности педобионтов.

Пониженная твердость почвенного покрова в горизонте 0–15 см способствует росту трофической активности почвенных животных. Важными аспектами специализации трофической активности являются показатели агрегатного состава и твердости почвы.

По существу, рассмотренные экологические оси, в пределах которых происходит формирование экологического пространства трофической активности почвенных животных, тесно взаимосвязаны и определяются средообразующим влиянием роющей деятельности слепышей на изученном степном участке.

Распределение трофической активности педобионтов по изучаемому участку характеризуется низкой маргинальностью (0,12) и низким уровнем специализации (0,99). Функциональное разнообразие сообщества почвенных животных степной целины позволяет сохранять на высоком уровне трофическую активность при изменении условий существования комплекса. Поэтому такой интегральный показатель, как общая трофическая активность сообщества почвенных животных характеризуется низкой маргинальностью и специализацией.

Комплекс видов, который приобретает наибольшие экологические преимущества в результате роющей деятельности слепышей, представлен личинками жуков-дровосеков *D. carinatum*, личинками кожеедов *D. lanarius* и личинками пластинчатогубых *T. hirta*. Эти виды являются ксерофильными, что очень важно для существования в условиях пороев почвенных млекопитающих, так как для этих микроместообитаний характерны значительные суточные колебания влажности и температуры, которые по амплитуде превосходят аналогичные показатели в окружающей порою почве.

Переходную группу почвенных животных, которые предпочитают менее контрастные условия старых пороев либо зону контакта свежих пороев с ненарушенными участками, составляют хищные

формы – пауки и личинки ктырей (*Asilidae*), а также растительноядные личинки пиллюльщиков *B. pilula*.

Теория экологической ниши в понимании Хатчинсона задает экологическое пространство, в пределах которого осуществляются экологические процессы. Это пространство является теоретической генерализацией, а в реальности экологические процессы происходят в географическом пространстве. Ключом к пониманию и описанию закономерностей структуры и функционирования экологических систем является сопоставление пространств экологического и географического.

Педотурбационная активность почвенных млекопитающих как экологических инженеров существенно влияет на почву как среду обитания животных, микроорганизмов и растений. Средообразование, которое сказывается на структуре функционально важного компонента биогеоценоза – животном населении, позволяет говорить о формировании консортивных связей (Беклемишев, 1952; Раменский, 1952; Жуков, 2009), которые определяют функциональные особенности экосистемы.

Как на уровне почвенного покрова (Карпачевский, 1977), так и на уровне животного населения почвы (Покаржевский и др., 2007) наблюдается структурная и функциональная пестрота. Для описания этого явления необходимо применение инструментов пространственного анализа данных и геостатистики. Эти технологии, в сочетании с методами классического статистического анализа экологических данных, открывают значительные перспективы для отображения экологических явлений и процессов в экологическом и географическом пространствах. Однако ценой возможности применения такого рода подхода является необходимость сбора большого количества пространственно координированных данных. Быстрота отбора и относительная дешевизна, как условие возможности получения больших объемов данных, выступают в качестве критериев для выбора типа данных, которые могут быть задействованы в изучении пространственной экологии почвенных животных.

Адаптацией к технологии сбора данных для пространственной экологии стало уменьшение стандартного размера единичной почвенно-зоологической пробы. Показано, что снижение размеров (объема) пробы при увеличении их числа значительно улучшают статистические свойства плана исследования (Покаржевский и др., 2007). В нашем исследовании вместо традиционных проб размером 50×50

см в 6–12-кратной рандомизированной повторности количественный учет почвенной мезофауны проводился с помощью проб 25×25 см в 121-кратной повторности. Пробы расположены в виде регулярной сетки по вершинам квадратов со стороной 1 м (площадь участка 10×10 м).

Важным условием изучения экологического пространства является сбор множественных данных о его свойствах. Подавляющее большинство традиционных аналитических почвоведческих показателей, которые описывают почву как среду обитания животных, весьма трудоемко, требует значительного времени для проведения лабораторных исследований и средств.

Для характеристики экологических условий почвенных животных нами выбраны показатели, которые способны отразить свойства почвы как среды обитания животных, а также сравнительно легко могут быть получены в полевых условиях либо быстро – в лаборатории. Так, 300 промеров электрической проводности почвы (100 квадратов в 3-кратной повторности) в полевых условиях могут быть сделаны за 30–40 минут. 1210 промеров (121 точка на 10 уровнях глубины почвы) при измерении твердости почвы в поле может быть выполнено за 2,5–3 часа. Метод оценки агрегатной структуры путем сухого просеивания очень прост, единственную сложность представляет перевозка в лабораторию сравнительно большого объема почвы. Примененные методы оценки биологической активности почв – аппликационный метод и бейт-лампа тест – очень просты, и данные по ним могут быть получены в большом объеме. Экспресс-методом, но достаточно точным, является балльное оценивание проективного покрытия растительности. В нашем исследовании все изученные экологические характеристики позволяют содержательно интерпретировать процессы педотурбационной трансформации экологического пространства почвенных животных.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что слепыши в процессе рытья выбирают оптимальный маршрут с точки зрения минимизации энергетических затрат. Таким образом, нельзя рассматривать рытье хода как процесс прямолинейного перемещения в почвенной толще. Почвенные млекопитающие из всей почвенной толщи осваивают зону, которая является в целом благоприятной для рытья, в пределах которой в свою очередь прокладывают норы в участках более мягких, чем окружающая почвенная масса. Более твердые участки почвенной массы могут рассматриваться как осно-

ва конструктивной устойчивости почвенного покрова, которая противодействует эрозионному перемещению. Следовательно, можно предполагать, что энергетическая оптимизация роющей активности почвенных млекопитающих приводит к созданию такой *фодересферы* (от латин. *fodere* – рыть, по аналогии дрилосферой дождевых червей Буше (Bouche, 1975)), которая гармонично интегрируется в систему механической устойчивости почвенного покрова при минимальном её нарушении (Жуков и др., 2012).

Фодересфера почвенной мегафауны преобразовывает почву как среду обитания других почвенных животных (мезо-, микро- и наннофауны), микроорганизмов и растений. Вызванные роющей активностью эффекты имеют различный масштаб и период затухания, поэтому главной особенностью фодересферы является создание и поддержание разнообразия экологических условий в почвенном покрове.

Роющая деятельность слепыша также воздействует на пространственную картину изменчивости целлюлозолитической активности почвы. Как установлено в результате нашего исследования, целлюлозолитическая активность увеличивается в пороях в сравнении с окружающей почвой. Порои млекопитающих формируют участки поверхности почвы с контрастным температурным режимом, более сухим микроклиматом и большим количеством солнечной энергии, достигающей поверхности почвы (McConnaughay, Vazzaz, 1990). Было установлено, что органическое вещество и органический азот имеют тенденцию к уменьшению в новых пороях, в противоположность этому неорганический азот (преимущественно, нитраты), который легко усваивается растениями, имеет более высокое содержание в почве пороев в сравнении с окружающей ненарушенной территорией (Canals, Sebastia, 2000). Увеличение количества азота в пороях связывают с повышенным попаданием в них урины и фекалий (Kalisz, Davis, 1992), с аккумуляцией скелетов животных, поднятием в верхние горизонты обогащенной азотом подпочвы (Kalisz, Stone, 1984) и повышенной доступностью азота вследствие уменьшения растительного покрова (Vitousek, 1985). Наиболее вероятной причиной значительного увеличения неорганического азота в пороях следует считать рост минерализации органики (Canals, Sebastia, 2000). В ряде исследований описано уменьшение количества органики и увеличение кислородного статуса в почве пороев млекопитающих (Korn, 1991; Lidicker, 1989). Таким образом, повышенная аэрация пороев и более высокая температура

почвенной массы в этих образованиях приводят к росту активизации процессов минерализации, одним из индикаторов которой является целлюлозолитическая активность.

Фодересфера создает предпосылки для увеличения роли в сообществе животных *r*-стратегов. Это находит свое отражение в увеличении трофической активности почвенных животных по данным бейт-ламина теста (преимущественно микрофауны, которые по отношению к мезофауне являются *r*-стратегами). Типичные *K*-стратеги (например собственно почвенные дождевые черви *A. rosea*) оттесняются на периферию экологического пространства фодересферы. Диапазон экологических условий от ненарушенной почвы (преимущество имеют *K*-стратеги) до свежих пороев (преимущество имеют *r*-стратеги) представляет собой весьма обширную экологическую зону, которая занята переходными экологическими группами почвенных животных. Таким образом, фодересфера обладает гораздо большим экологическим объемом, чем ненарушенная целинная почва.

Почвенные роющие животные значительно влияют на почву как среду обитания. Комплексный характер влияния дождевых червей нашел своё выражение в таком понятии, как дрилосфера (Bouche, 1975; Тиунов, 2007). Под дрилосферой понимают систему ходов, копролиты и стенку почвенного хода толщиной несколько миллиметров. Применение аналогичного понятия правомерно по отношению к роющей деятельности почвенных млекопитающих. Часть почвенного покрова, которая испытывает на себе влияние почвенных ходов и напочвенных выбросов роющих млекопитающих, можно обозначить как *фодересферу*. Очевидно, что экологическое пространство фодересферы не ограничивается границами системы ходов и пороев землероев. Масштаб фодересферы определяется длительным периодом затухания последствий активного воздействия, которым является педотурбационная деятельность почвенных млекопитающих. Возврат экологической системы к изначальному состоянию может протекать не по гладкой асимптотической траектории, а в виде затухающих колебаний с четко выраженным нелинейным поведением. Как выражение этого процесса на уровне экологических свойств, происходит увеличение разнообразия системы и её экологического объема.

Фодересфера отличается динамичностью почвенных свойств, микробиологических процессов, структуры и разнообразия животного населения и растительного покрова. В географическом пространстве наблюдается увеличение мозаичности почвенного покро-

ва, которая по масштабам значительно превосходит протяженность только системы ходов и пороев млекопитающих.

Таким образом, фодересфера имеет проекции в двух пространствах – экологическом и географическом. Поэтому в методическом плане результативным оказалось сочетание геостатистического подхода для описания свойств фодересферы в географическом пространстве и описания свойств почвы как среды обитания, целлюлозолитической активности как индикатора функциональности микробоценоза, оценки трофической активности педобионтов, характеристики структуры мезофауны и проективного покрытия растительности – для отображения явления фодересферы в экологическом пространстве.

8.2. ПЕДОТУРБАЦИОННАЯ АКТИВНОСТЬ МИКРОМАММАЛИЙ КАК ФАКТОР ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ОРГАНИЗАЦИИ БИОРАЗНООБРАЗИЯ ГЕРПЕТОБИОНТОВ

Часть почвенного покрова, которая испытывает на себе влияние почвенных ходов и напочвенных выбросов роющих млекопитающих, предложено обозначить как фодересферу (Жуков и др., 2010). Очевидно, что экологическое пространство фодересферы не ограничивается рамками системы ходов и пороев землероев. Масштаб фодересферы определяется длительным периодом затухания последствий активного воздействия, которым является педотурбационная деятельность почвенных млекопитающих. Показан комплексный характер влияния роющей активности слепышей на электропроводность, целлюлозолитическую активность и твердость почвы, структуру сообществ почвенной мезофауны (Коновалова, 2010, 2011; Кунах и др., 2011; Пахомов и др., 2010).

Пространственные структуры, наблюдаемые в экологических сообществах, могут возникать как результат двух независимых процессов (Legendre, 1993). Факторы окружающей среды, влияющие на распределение видов, обычно пространственно структурированы, поэтому сообщества имеют также пространственную структуру. Такая структура называется индуцированной пространственной зависимостью (Dray et al., 2006). Пространственная автокорреляция может возникать непосредственно на уровне сообщества как результат таких процессов, как рост, дифференциальная смертность, распро-

странение семян, конкурентная динамика. В большинстве случаев пространственная гетерогенность сообществ является результатом этих двух типов пространственной зависимости. Разделение вариации может быть использовано для выяснения важности этих источников пространственной структуры (Borcard et al., 1992).

Пространственная компонента изменчивости может быть описана с помощью полиномиальных функций от пространственных координат (Borcard et al., 1992; Wartenberg, 1985). Однако использование трендовых поверхностей имеет ряд недостатков, что существенно ограничивает возможность их широкого использования (Dray et al., 2006). Альтернативой анализу трендовых поверхностей предложен метод главных координат матриц соседства (*principal coordinates of neighbour matrices* – PCNM) (Borcard et al., 1992; Dray et al., 2006). В этом методе на основании матрицы мер расстояний между изучаемыми объектами генерируется множество пространственных паттернов, которые используются как пространственные предикторы в регрессионном анализе или канонических анализах (Dray et al., 2006).

Важную научную ценность представляют задача выявления характера пространственной организации многовидового сообщества герпетобионтных пауков степной целины и проверка гипотезы о структурирующем воздействии педотурбационной активности слепышей на комплекс пауков в экологическом и пространственном аспектах (Жуков и др., 2011).

Первые сведения о пауках разнотравно-типчачково-ковыльных степей Левобережной Украины содержатся в работах Н.С. Грезе (1909), С.А. Спасского (Spassky, 1912), Д.Е. Харитоновой (1932) (обобщены материалы двух первых авторов), В.Е. Скляра и Е.Б. Попова (1972). Систематическое изучение видового состава и структуры населения пауков целинных степных участков было начато работами Н.Ю. Полчаниновой. К настоящему времени детально исследована аранеофауна большинства охраняемых степных территорий данного региона: заповедников «Каменные Могилы», «Хомутовская степь», «Провальская степь», «Стрельцовская степь». Обобщающие работы касались сравнения аранеофаун исследованных степных ценозов и выявления групп видов, характерных для каждого типа степей (обзор литературы по фауне пауков приведен в работе Прокопенко, Жуков, 2011). Таким образом, видовой состав и структура населения пауков охраняемых степных участков изучены довольно полно, чего нельзя сказать о степных целинках, расположенных вне заповедников и

национальных парков. Эти локалитеты в основном незначительны по занимаемой площади и окружены агроценозами, селитебными зонами и искусственными древесными посадками (что в принципе относится и к заповедникам) и подвергаются воздействию выпаса, сенокосения и других антропогенных факторов. Целью настоящей работы было изучение фауны и характерных черт населения пауков степной целинки в урочище Яцев Яр и сравнения этих параметров с характеристиками заповедных степей региона.

Материал был собран на участке степной целины северного склона байрака Яцев Яр (48°19'С.Ш., 35°11'В.Д.), окрестности с. Первое Мая, Днепропетровский район. Участок был разделен на 100 соприкасающихся ячеек размером 1×1 м, стороны образовавшегося квадрата ориентированы по направлениям восток–запад и север–юг. По углам ячеек установлены почвенные ловушки Барбера (стеклянные банки емкостью 1 л, в качестве фиксатора – формалин). Всего экспонировалось 110 ловушек в период с 4 по 24 мая 2010 г. Общая экспозиция составила 2200 ловушко-суток. Поскольку был использован только такой метод сбора, дальнейший анализ касался только населения пауков герпетобия. Всего было собрано 585 экземпляров пауков (503 из них – половозрелые).

В ходе анализа структуры доминирования была использована шкала Тишлера, где E – эудоминант (≥ 10 %); D – доминант (≥ 5 %); SD – субдоминант (≥ 2 %); R – рецедент, (≥ 1 %); SR – субрецедент (< 1 %).

В работе приняты следующие сокращения названий видов пауков: *Harpactea rubicunda* – Har_rub; *Harpactea azovensis* – Har_azo; *Harpactea juv.* – Har_juv; *Meioneta rurestris* – Mei_rur; *Microlinyphia pusilla* – Mic_pus; *Linyphiidae juv.* – Lin_juv.; *Alopecosa cursor* – Alo_cur; *Alopecosa pulverulenta* – Alo_pul; *Alopecosa taeniopus* – Alo_tae; *Pardosa alacris* – Par_ala; *Pardosa agrestis* – Par_agr; *Trochosa ruricola* – Tro_rur; *Trochosa terricola* – Tro_ter; *Xerolycosa miniata* – Xer_min; *Lycosidae juv.* – Lyc_juv.; *Pisaura mirabilis* – Pis_mir; *Tegenaria lapidinarum* – Teg_lap; *Lathys stigmatisata* – Lat_sti; *Lathys juv.* – Lat_juv; *Agroeca cuprea* – Agr_cup; *Phrurolithus festivus* – Phr_fes; *Cheiracanthium erraticum* – Che_err; *Miturgidae juv.* – Mit_juv; *Drassodes pubescens* – Dra_pub; *Drassylus praeficus* – Dra_pra; *Drassyllus pumilus* – Dra_pum; *Drassyllus pusillus* – Dra_pus; *Drassyllus vinealis* – Dra_vin; *Gnaphosa dolosa* – Gna_dol; *Gnaphosa lucifuga* – Gna_luc; *Gnaphosa licenti* – Gna_lic; *Haplodrassus bohemicus* – Hap_boh; *Haplodrassus*

kulczynskii – Hap_kul; *Haplodrassus signifer* – Hap_sig; *Poecilochroa variana* – Poe_var; *Zelotes electus* – Zel_ele; *Zelotes gracilis* – Zel_gra; *Gnaphosidae juv.* – Gna_juv.; *Micrommata virescens* – Mic_vir; *Thanatus arenarius* – Tha_are; *Thanatus juv.* – Tha_juv; *Ozyptila scabricula* – Ozy_sca; *Xysticus cristatus* – Xys_cri; *Xysticus kochi* – Xys_koc; *Xysticus striatipes* – Xys_str; *Thomisidae juv.* – Tho_juv; *Asianellus festivus* – Asi_fes; *Heliophanus flavipes* – Hel_fla; *Pellenes tripunctatus* – Pel_tri; *Philaeus chrysops* – Phi_chr; *Phlegra bicognata* – Phl_bic; *Sitticus penicillatus* – Sit_pen; *Salticidae juv.* – Sal_juv.

Разнообразие сообщества пауков оценено с помощью индекса разнообразия Шеннона

$$H = - \sum_{i=1}^N p_i \cdot \log_2 p_i,$$

где p_i – доля i -го вида в сообществе; N – общее число видов.

Твердость почв измеряли в полевых условиях с помощью ручного пенетрометра Eijkelkamp на глубину до 50 см с интервалом 5 см. Средняя погрешность результатов измерений прибора ±8 %. Для измерения использовали конус с размером поперечного сечения 1 см². В пределах каждой ячейки измерения твердости почвы проводили в однократной повторности.

Электропроводность почвы *in situ* измерена с помощью сенсора HI 76305 (Hanna Instruments, Woodsocket, R.I.).

Трофическую активность почвенных животных определяли с помощью метода приманочных пластинок (*bait-lamina test*), предложенного Э. Тёрне.

Содержание гумуса определяли по методу Тюрина, агрегатную структуру почвы – с помощью сухого просеивания в системе сит. Было установлено соотношения веса (% от суммарного количества) таких фракций, как агрегаты размером менее 0,25; 0,25–0,5; 0,5–1; 1–3; 3–5; 5–7; 7–10 и более 10 мм.

В каждой ячейке полигона определяли общее проективное покрытие травостоя по визуальной шкале с градациями 0, 10, ..., 90, 100 %.

В общей сложности было найдено 44 вида пауков из 14 семейств (табл. 90) (Прокопенко, Жуков, 2010). Это довольно высокий результат, если учесть, что сбор материала проводился на протяжении неполного месяца на небольшом участке. В герпетобии зональных степных ценозов заповедника «Хомутовская степь» (многолетние

Таблица 90. Видовой состав и численность пауков степной целины в урочище Яцев Яр

| Вид | Численность | |
|---|-------------|------|
| | экз. | % |
| 1 | 2 | 3 |
| <i>Harpactea rubicunda</i> (C.L. Koch, 1838) | 5 | 1,0 |
| <i>Harpactea azovensis</i> Charitonov, 1956 | 1 | 0,2 |
| <i>Meioneta rurestris</i> (C.L. Koch, 1836) | 1 | 0,2 |
| <i>Microlinyphia pusilla</i> (Sundevall, 1830) | 1 | 0,2 |
| <i>Alopecosa cursor</i> (Hahn, 1831) | 20 | 4,0 |
| <i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757) | 4 | 0,8 |
| <i>Alopecosa taeniopus</i> Kulczynski, 1895 | 3 | 0,6 |
| <i>Pardosa alacris</i> (C.L. Koch, 1833) | 8 | 1,6 |
| <i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861) | 14 | 2,8 |
| <i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778) | 1 | 0,2 |
| <i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856 | 2 | 0,4 |
| <i>Xerolycosa miniata</i> (C.L. Koch, 1834) | 18 | 3,6 |
| <i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757) | 5 | 1,0 |
| <i>Tegenaria lapicidarum</i> Spassky, 1934 | 3 | 0,6 |
| <i>Lathys stigmatisata</i> (Menge, 1869) | 1 | 0,2 |
| <i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873 | 1 | 0,2 |
| <i>Phrurolithus festivus</i> (C.L. Koch, 1835) | 1 | 0,2 |
| <i>Cheiracanthium erraticum</i> (Walckenaer, 1802) | 5 | 1,0 |
| <i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856) | 5 | 1,0 |
| <i>Drassylus praeficus</i> (L. Koch, 1866) | 2 | 0,4 |
| <i>Drassyllus pumilus</i> (C.L. Koch, 1839) | 3 | 0,6 |
| <i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. Koch, 1833) | 2 | 0,4 |
| <i>Drassyllus vinealis</i> (Kulczynski, 1897) | 60 | 11,9 |
| <i>Gnaphosa dolosa</i> Herman, 1879 | 1 | 0,2 |
| <i>Gnaphosa lucifuga</i> (Walckenaer, 1802) | 1 | 0,2 |
| <i>Gnaphosa licenti</i> Shenkel, 1953 | 1 | 0,2 |
| <i>Haplodrassus bohemicus</i> Miller & Buchar, 1977 | 39 | 7,8 |
| <i>Haplodrassus kulczynskii</i> Lohmander, 1942 | 17 | 3,4 |
| <i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. Koch, 1839) | 1 | 0,2 |
| <i>Poecilochroa variana</i> (C.L. Koch, 1839) | 1 | 0,2 |
| <i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839) | 3 | 0,6 |
| <i>Zelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868) | 1 | 0,2 |
| <i>Micrommata virescens</i> (Clerck, 1757) | 1 | 0,2 |

Окончание табл. 90

| 1 | 2 | 3 |
|---|-----|------|
| <i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872 | 160 | 31,8 |
| <i>Ozyptila scabricula</i> (Westring, 1851) | 3 | 0,6 |
| <i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757) | 23 | 4,6 |
| <i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872 | 36 | 7,2 |
| <i>Xysticus striatipes</i> (L. Koch, 1870) | 4 | 0,8 |
| <i>Asianellus festivus</i> (C.L. Koch, 1834) | 21 | 4,2 |
| <i>Heliophanus flavipes</i> (Hahn, 1832) | 2 | 0,4 |
| <i>Pellenes tripunctatus</i> (Walckenaer, 1802) | 8 | 1,6 |
| <i>Philaeus chrysops</i> (Poda, 1761) | 1 | 0,2 |
| <i>Phlegra bicognata</i> Azarkina, 2004 | 1 | 0,2 |
| <i>Sitticus penicillatus</i> (Simon, 1875) | 12 | 2,4 |

сборы, участки абсолютно заповедной, косимой и выпасаемой степи), наиболее близких по структуре растительности к исследованной целине.

Основу аранеофауны составляют представители семейств Gnaphosidae (почти 32 % видов), Lycosidae (более 18 %), Salticidae (почти 14 %) – табл. 91. Большая часть видов Gnaphosidae является ночными охотниками, распространенными в герпетобии ксерофитных ценозов. Возрастание роли гнафозид в составе аранеофауны характерно для южных вариантов степей. Они преобладают и в видовом списке «Хомутовской степи». Пауки-скакунчики Salticidae охотятся в основном в травяном ярусе открытых, хорошо освещенных местообитаний, перемещаясь и в напочвенном ярусе. Пауки-волки Lycosidae – активные, быстро передвигающиеся охотники герпетобия – включают виды с разнообразными биотопическими предпочтениями, в том числе мезо- и ксерофилов.

По количеству собранных экземпляров наиболее обильными были Philodromidae (более 28 % особей), представленные единственным видом *Thanatus arenarius*. Семейства Lycosidae (22 %) и Gnaphosidae (25 %) характеризуются несколько меньшей численностью. Пауки-скакунчики составляли почти 9 % собранных экземпляров, пауки-крабы Thomisidae – 12 %. Остальные семейства представлены единичными экземплярами и характеризуются низким видовым богатством. Наиболее разнообразное в видовом отношении в аранеофауне региона семейство Linyphiidae (не менее 130 видов отмечено в подзоне разнотравно-типчакково-ковыльных степей) на исследуе-

Таблица 91. Численность и видовое богатство семейств пауков степной целины урочища Яцев Яр

| Семейство | Численность | | Видовое богатство | |
|---------------|-------------|------|-------------------|------|
| | число | % | число | % |
| Dysderidae | 7 | 1,2 | 2 | 4,6 |
| Linyphiidae | 3 | 0,5 | 2 | 4,6 |
| Lycosidae | 126 | 21,5 | 8 | 18,2 |
| Pisauridae | 5 | 0,9 | 1 | 2,3 |
| Agelenidae | 3 | 0,5 | 1 | 2,3 |
| Dictynidae | 2 | 0,3 | 1 | 2,3 |
| Liocranidae | 1 | 0,2 | 1 | 2,3 |
| Corinnidae | 1 | 0,2 | 1 | 2,3 |
| Miturgidae | 6 | 1,0 | 1 | 2,3 |
| Gnaphosidae | 144 | 24,6 | 14 | 31,8 |
| Sparassidae | 1 | 0,2 | 1 | 2,3 |
| Philodromidae | 165 | 28,2 | 1 | 2,3 |
| Thomisidae | 70 | 12,0 | 4 | 9,1 |
| Salticidae | 51 | 8,7 | 6 | 13,6 |

мом участке было представлено всего 2 видами. Представители линифид характеризуются омбро- и мезофильными предпочтениями и наибольшей численности и разнообразия в регионе достигают в подстилке лиственных древесных ценозов.

Статус эудоминанта имели два вида: *Thanatus arenarius* и *Drassyllus vinealis*. Доминантами выступали *Xysticus kochi* и *Haplodrassus bohemicus*. Причем только *Th. arenarius* и *X. kochi* доминировали в герпетобии «Хомутовской степи», остальные доминанты этого заповедника либо не представлены в наших сборах, либо единичны. *Th. arenarius* отмечен в качестве майского доминанта в «Провальской степи» и «Каменных Могилах».

В группу субдоминантов исследованного локалитета входили *Asianellus festivus*, *Xysticus cristatus*, *Pardosa agrestis*, *Xerolycosa miniata*. Все доминирующие виды характерны для открытых ценозов. Часть из них – ксерофильные виды (например *Pardosa agrestis*, *Xerolycosa miniata*). Другие приурочены к более мезофитным луговым и степным местообитаниям. Паук-волк *Alopecosa cursor* встре-

чается в большинстве степных заповедников региона. Ряд доминантов характерен также для агроценозов (например, *Haplodrassus kulczynskii*, *P. agrestis*, *X. miniata*). *Sitticus penicillatus* в степной зоне Левобережья регистрировался ранее только в «Хомутовской степи» (Прокопенко, Жуков, 2011).

В целом группа доминирующих видов исследованного участка значительно отличается от доминантов заповедных степей региона (рис. 127).

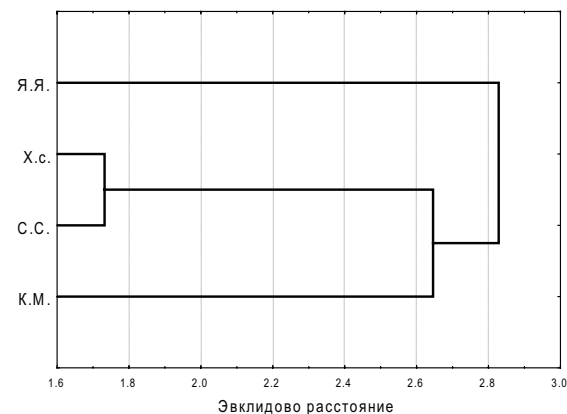


Рис. 127. Кладограмма сходства состава доминантов исследованного степного участка и степных заповедников региона: Я.Я. – Яцев Яр; Х.с. – «Хомутовская степь»; С.С. – «Стрельцовская степь»; К.М. – «Каменные могилы»

Отличительной чертой структуры доминирования населения пауков исследованного степного участка является низкая совокупная доля видов с относительной численностью, превышающей 5 % собранных экземпляров – эудоминантов и доминантов. Эта доля составляет почти 47 % (в антропогенно трансформированных и некоторых естественных ценозах региона этот показатель часто превышает 70–80 %).

Характерной особенностью структуры жизненных форм населения пауков исследованного ценоза является как значительная доля засадников (пауки-крабы Thomisidae и Philodromidae), так и снижение доли бродячих охотников (семейства Lycosidae, Gnaphosidae, Dysderidae и др.) – рис. 128.

По-видимому, в густом травостое степного участка более вы-

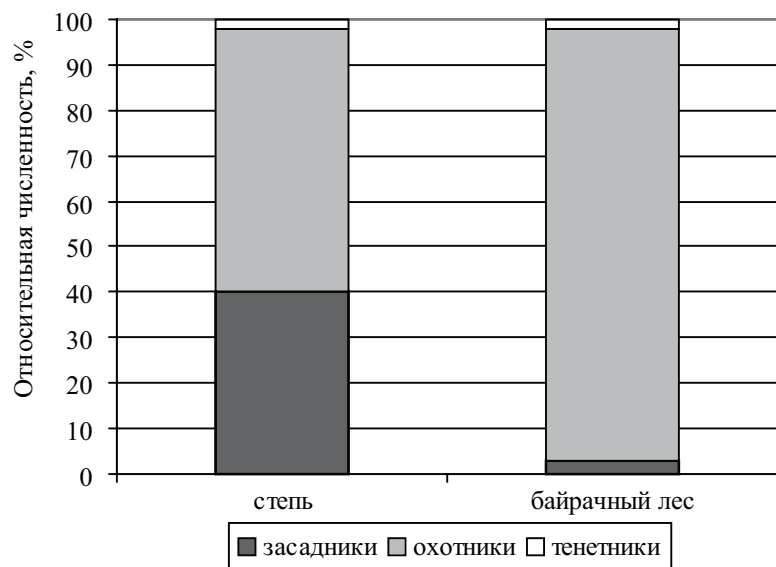


Рис. 128. Соотношение относительной численности пауков разных жизненных форм на степном участке и в байрачном лесу

игрышной оказывается засадная стратегия «сизу и жду», чем активный поиск и преследование добычи, практикуемое бродячими охотниками. Знаменательно, что в байрачном лесу, граничащем с исследованным степным участком, преобладают именно бродячие охотники. Причем относительная численность тенетных форм в ценозах обоих типов сходно низкая, что связано со спецификой почвенных ловушек как метода сбора.

Динамическая плотность пауков составила 26,6 экз. на 100 ловушко-суток. Это значение сравнимо с показателями, отмеченными в степных заповедниках региона (варьируют от 13 до 46 экз. на 100 ловушко-суток). Довольно невысокая динамическая плотность связана, по всей вероятности, с ксерофитностью исследованного ценоза – в соседнем байрачном лесу этот показатель более чем втрое выше. Характерно, что при зарастании степи караганной (как это происходит на абсолютно заповедных участках «Стрельцовской степи») динамическая плотность пауков возрастала с 46 до 116 экз. на 100 ловушко-суток.

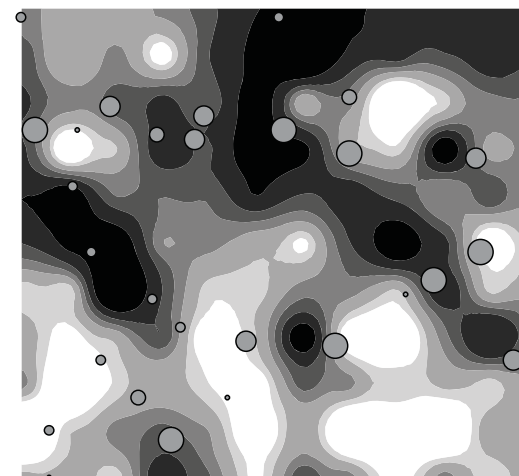
Исследованный степной участок характеризуется значительным видовым богатством аранеофауны – найдено 44 вида герпетобион-

тных пауков из 14 семейств, в том числе ранее не отмечавшийся на Левобережье *Pardosa alacris*. Наибольшим количеством видов характеризуются три семейства: Gnaphosidae, Lycosidae и Salticidae. По количеству собранных экземпляров наиболее обильными были Philodromidae, Lycosidae и Gnaphosidae. В группу доминирующих видов входят *Asianellus festivus*, *Haplodrassus bohemicus*, *Drassyllus vinealis*, *Xysticus cristatus*, *X. kochi*, *Thanatus arenarius*. Состав доминантов значительно отличается от такового в заповедных степях региона. Характерной чертой структуры доминирования населения пауков степного участка в урочище Яцев Яр является низкая совокупная доля эудоминантов и доминантов (почти 47 %). Структура жизненных форм отличается значительной долей засадников и снижением доли бродячих охотников. Динамическая плотность пауков довольно низка – 26,6 экз. на 100 ловушко-суток.

В пределах экспериментального полигона было зафиксировано расположение пороев. На карту нанесены центроиды пороев, а также измерены диаметр и высота пороев, что позволило вычислить

Объем

- 850–5000
- 5001–10000
- 10001–20000
- 20001–50000
- 50001–120000
- 1.5–2.3
- 2.3–2.5
- 2.5–2.7
- 2.7–2.8
- 2.8–3
- 3–3.1
- 3.1–3.9



0 1.25 2.5 5 Метры

Рис. 129. Расположение пороев слепышей и пространственная изменчивость разнообразия сообщества пауков на степном участке

объем почвенной массы, вынесенной на поверхность почвы слепышами (Коновалова, 2010).

Плотность пороев на исследуемом участке составляет 0,26 экз./м². Объем выброшенного на поверхность почвы в виде пороев материала составляет 6907,19 см³/м².

Размещение пороев по изучаемому полигону и пространственная изменчивость индекса разнообразия Шеннона (бит/экз.) представлены на рис. 129. Радиус кругов, которые обозначают порою, пропорционален объему выброса (см³). Анализ рисунка позволяет предположить, что между разнообразием сообщества пауков и педотурбационной активностью слепышей есть связь: высокая плотность пороев приводит к снижению разнообразия животного населения герпетобионтных пауков. Корреляционный анализ подтвердил нашу мысль (рис. 130).

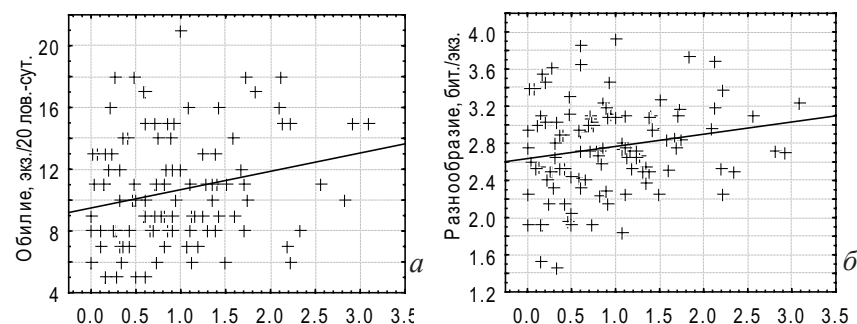


Рис. 130. Взаимосвязь между дистанцией от центроида пороя (ось абсцисс, м) и обилием:

а – динамическая плотность; *б* – разнообразие

Как разнообразие, так и обилие сообществ пауков позитивно коррелируют с дистанцией от центроида пороев ($r = 0,23$; $p = 0,02$ и $r = 0,19$; $p = 0,04$ соответственно). Это свидетельствует о том, что зона пороев представляет собой специфическую среду обитания, к условиям которой могут приспособиться не все виды пауков, представленные в изучаемом степном участке.

Многомерный факторный анализ позволил выявить структуру характеристик экологического пространства сообщества пауков (табл. 92). Можно выделить 6 факторов, собственные числа которых превышают 1. Фактор 1 описывает твердость почвенного покрова; фактор 2 – изменчивость агрегатной структуры почвы, которая возникает в связи с педотурбационной активностью слепышей; фактор

Таблица 92. Факторный анализ экологических свойств полигона (нагрузки, превышающие 0,3 по модулю)

| Экологическое свойство | Фактор | | | | | |
|--|--------|-------|-------|-------|------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| Бейт-ламينا тест | | | | | | 0,77 |
| Активность, %/10 суток | | | 0,70 | | | |
| ЕС | | | 0,86 | | | |
| Покрытие, % | | | -0,68 | | | |
| Объем выбросов | | -0,42 | 0,48 | | | 0,48 |
| Дистранция | | | -0,55 | | | -0,64 |
| Гумус, % | | | -0,70 | | | -0,41 |
| Твердость почвы, МПа | | | | | | |
| 0–5 см | | | | | 0,84 | |
| 5–10 см | 0,39 | | | | 0,81 | |
| 10–15 см | 0,64 | | | | 0,53 | |
| 15–20 см | 0,74 | | | | 0,34 | |
| 20–25 см | 0,90 | | | | | |
| 25–30 см | 0,94 | | | | | |
| 30–35 см | 0,96 | | | | | |
| 35–40 см | 0,94 | | | | | |
| 40–45 см | 0,89 | | | | | |
| 45–50 см | 0,83 | | | | | |
| Агрегатная структура почвы на глубине 0–10 см | | | | | | |
| >10 мм | | 0,71 | | -0,55 | | |
| 7–10 мм | | 0,80 | | | | |
| 5–7 мм | | 0,79 | | 0,35 | | |
| 3–5 мм | | | | 0,88 | | |
| 2–3 мм | | -0,60 | | 0,51 | | |
| 1–2 мм | | -0,87 | | | | |
| 0,5–1 мм | | -0,88 | | | | |
| 0,25–0,5 мм | | -0,92 | | | | |
| <0,25 мм | | -0,92 | | | | |
| Объясненная вариабельность | 6,23 | 5,80 | 2,97 | 1,64 | 1,93 | 1,76 |
| Доля от суммы | 0,24 | 0,22 | 0,11 | 0,06 | 0,07 | 0,07 |

3 отражает эффекты педотурбационной активности: снижение проективного покрытия растительности и увеличение электропроводности и целлюлозолитической активности почвы; фактор 4 – соотношение глыбистой (>10 мм) и части агрономически ценной (2–7 мм) агрегатных фракций; фактор 5 – вариабельность твердости почвы на глубине 0–20 см; фактор 6 – увеличение трофической активности почвенных животных и снижение содержания гумуса в почве выбросов слепышей.

Отметим, что факторы являются величинами, у которых минимизировано негативное влияние мультиколлинеарности. Поскольку приведенное факторное решение является результатом косоугольного варимакс-вращения, то факторы не являются ортогональными.

Ординация сообщества пауков с помощью анализа соответствий позволила выявить структуру сообщества и ведущие структурообразующие факторы (рис. 131). К их числу относятся факторы 1, 4 и 6. Все эти факторы маркируют различные аспекты педотурбационного влияния слепышей на почвенный покров и растительность. Как видно на ординационной диаграмме, только 11 видов пауков из 52, обнаруженных на участке, проявляют некоторую степень толерантности к почвенным

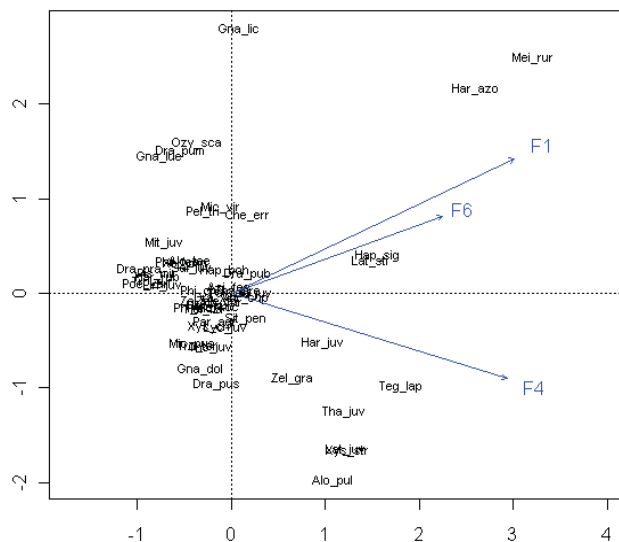


Рис. 131. Анализ соответствий сообщества пауков стенного участка (p -уровень достоверности влияния факторов на структуру сообщества менее 0,05)

выбросам слепышей. Наиболее толерантными к педотурбационной активности являются *Meioneta rurestris* и *Harpactea azovensis*.

При PCNM-анализе создаются пространственные переменные, которые отражают структурные особенности расположения изучаемых объектов на различных масштабных уровнях. PCNM-переменные ранжированы в порядке увеличения частот пространственных паттернов, которые они описывают. Эти переменные тестируются на предмет статистической значимости для описания пространственного размещения сообщества животных, что даёт возможность выделить несколько наиболее важных PCNM-переменных. В нашем случае это 24 переменных: 3, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 15, 17, 18, 21, 22, 24, 25, 32, 34, 38, 40, 43, 48, 53, 54. Пространственные паттерны, описываемые PCNM-переменными, показаны на рис. 132.

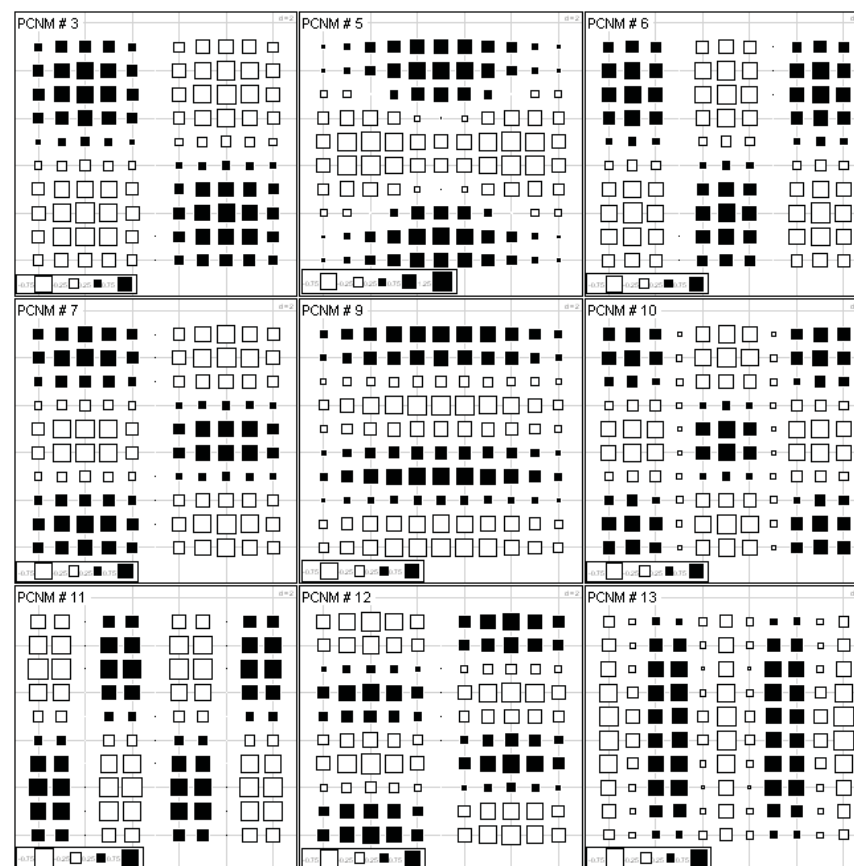


Рис. 132. PCNM-переменные 3, 5–7, 9–13

Значимые PCNM-переменные можно использовать в анализе соответствий с данными о видовом составе и численности сообщества пауков, что позволит выявить наиболее существенные паттерны пространственной изменчивости комплекса пауков (рис. 133).

С помощью регрессионного анализа установлена связь между каноническими осями, отражающие наиболее характерные паттерны пространственной изменчивости сообщества пауков и экологических условий, которые выражаются в интегральной форме с помощью факторных весов, полученных в результате многомерного факторного анализа (табл. 93).

Каноническая ось 1 статистически достоверно зависит от фактора 6 (дистанция от выбросов, трофическая активность почвенных животных, снижение количества гумуса в почве в результате выбросов на поверхность почвы из менее гумусированных почвенных горизонтов). Каноническая ось 2 испытывает влияние комплекса факторов – 1, 3–5.

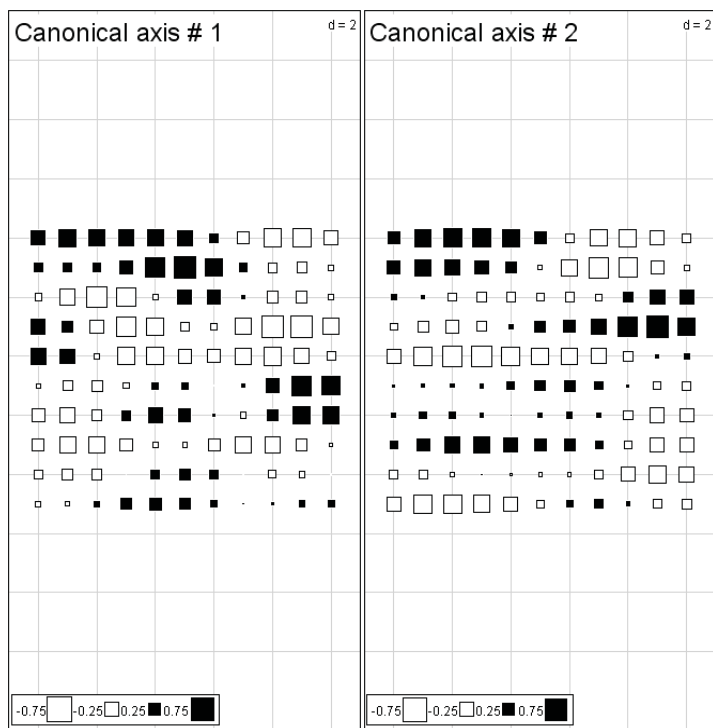


Рис. 133. Пространственное размещение канонических осей

Таблица 93. Регрессионный анализ зависимости канонических осей от экологических факторов

| Переменные | CA1, $R^2 = 0,14$ | | CA2, $R^2 = 0,21^*$ | |
|------------|-------------------|-------------|---------------------|-------------|
| | коэффициент | p-уровень | коэффициент | p-уровень |
| F1 | 0,01 | 0,21 | -0,03 | 0,00 |
| F2 | -0,01 | 0,20 | -0,01 | 0,21 |
| F3 | -0,01 | 0,62 | 0,03 | 0,01 |
| F4 | 0,02 | 0,15 | -0,02 | 0,04 |
| F5 | -0,01 | 0,18 | 0,02 | 0,05 |
| F6 | 0,03 | 0,00 | -0,01 | 0,59 |

*Полужирным – значимые регрессионные коэффициенты

Таким образом, педотрубационная активность слепышей является важным фактором, который оказывает влияние на экологическую структуру сообщества пауков. Вблизи пороев обилие и разнообразие сообщества пауков снижается. Наиболее толерантными к педотрубационной активности являются пауки *Meioneta rurestris* и *Harpactea azovensis*. Сообщество пауков демонстрирует закономерные пространственные структуры, которые выявлены с помощью PCNM-анализа. Установлено, что изменения почвенного и растительного покрова в результате роющей деятельности слепышей приводят к структурированию пространственной организации сообществ герпетобионтных пауков.

8.3. ПРИМЕНЕНИЕ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ ДЛЯ ОЦЕНКИ ПРОСТРАНСТВЕННЫХ ПАРАМЕТРОВ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ НИШИ

Факторный анализ экологической ниши. Местообитание характеризуется наличием на некоторой территории ресурсов и условий для данного вида, в результате чего становится возможной заселенность этой территории, включая его выживание, размножение и успех в конкурентной борьбе (Hall et al., 1997). Цель изучения выбора местообитаний видами заключалась в выявлении характеристик окружающей среды, которые делают место пригодным для существования вида (Calenge, 2005).

Теоретически различие между местообитанием и не-местообитанием становится очевидным при сравнении композиции свойств окружающей среды участков, где вид встречается с участками, где вид отсутствует. Однако участки, где вид отсутствует, выявить сложно. Вид в данном участке может быть не установлен из-за несовершенства методики учета или отсутствовать по историческим причинам. Не только свойства окружающей среды могут определять местообитание. Поэтому анализ выбора местообитаний часто состоит в сравнении участков, где вид встречен со всеми доступными участками.

Исследуемая территория может быть представлена в виде совокупности дискретных ресурсных единиц (*resource units* – *RU*), которые могут соответствовать пикселям в растровой карте или локусу в векторной карте. Каждая *RU* характеризуется некоторым перечнем переменных окружающей среды (высота, уклон рельефа, биомасса и т.д.). Использование доступных *RU* может быть измерено. Например, можно оценить число животных, выявленных в каждом пикселе растровой карты.

В основе факторного анализа экологических ниш лежит предположение о том, что виды распределены неслучайно относительно экогеографических переменных (Hirzel et al., 2002). Интересующий вид может характеризоваться некоторой маргинальностью (что выражается в различии видового среднего от глобального среднего значения экогеографической переменной) и некоторой специализацией (видовая дисперсия меньше глобальной дисперсии).

Экологическая ниша является полезной моделью для описания выбора местообитаний видом. Хатчинсон (1957) определяет экологическую нишу как гиперобъем в многомерном пространстве, определяемом переменными окружающей среды, где вид потенциально может поддерживать жизнеспособность популяций.

Предположим, что при изучении выбора местообитания видом на данной территории P переменных окружающей среды были отображены на растровой карте. Таким образом, N ресурсных единиц (*RU*) соответствуют пикселям этой карты. Представим, что изучение территории позволило нам определить местоположение каждой особи вида. Таким образом, P переменных окружающей среды определяют P -мерное пространство. Это пространство можно определить как *экологическое пространство*. Так как каждая *RU* характеризуется измерением каждой переменной окружающей среды, поэтому каждая *RU* соответствует точке в этом пространстве (рис. 134). Здесь экологичес-

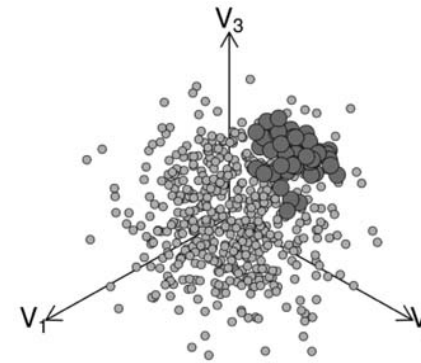


Рис. 134. Положение вида в экологическом пространстве:
 V_1 – V_3 – переменные окружающей среды; большие шары – индивидуумы вида; меньшие шары – ресурсные единицы

кое пространство определено только тремя переменными, однако математическая концепция правомерна и для большего числа осей пространства. Мелкие шары на рисунке соответствуют доступным *RU* в пределах изучаемой территории. Подмножество *RU* занято индивидуумами изучаемого вида (крупные шары). Это подмножество *RU* может трактоваться как ниша вида на данной территории.

Некоторый вес может описывать доступность каждой ресурсной единицы для вида. В качестве «веса доступности» может выступать доля изучаемой территории с данным свойством. Совокупность весов доступности составляет **распределение доступности ресурсов**.

Вес использования описывает интенсивность использования ресурсной единицы видом. В качестве веса использования может выступать доля встреч данного вида от суммарного числа в пределах участка с заданным свойством. Совокупность весов использования составляет **распределение использования ресурсов**.

Целью общего факторного анализа системы экологическая ниша–среда (*general Niche-environment system factor analysis* – GNESFA) является идентификация направления в экологическом пространстве, где два распределения весов (доступности и использования ресурсов) наиболее различаются, что может быть обозначено как «нишевый паттерн».

GNESFA предполагает выбор одного из двух распределений весов в качестве референтного распределения, а другого – в качестве фокусного (рис. 135). На рисунке светло-серый эллипс представляет распределение весов доступности ресурсов в экологическом пространстве; темно-серый эллипс – распределение весов использования. FANTER использует распределение доступности ресурсов как референтное, а распределение использования ресурсов – как фокус-

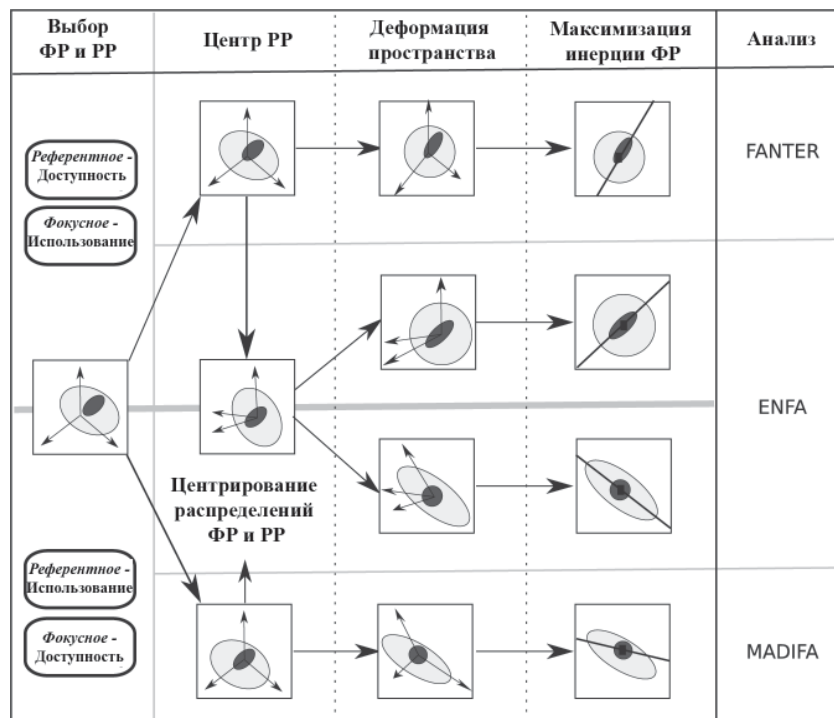


Рис. 135. Три возможных анализа, которые объединяет GNESFA (Calenge, Basille, 2008)

ное. MADIFA использует распределение использования ресурсов как референтное, а распределение доступности ресурсов – как фокусное. ENFA может использовать оба подхода: ФР – фокусное распределение, РР – референтное.

Облако точек в экологическом пространстве, рассматриваемое с позиций референтного распределения, имеет сферическую форму. Таким образом, форма облака точек, рассматриваемых с позиций фокусного распределения, может быть изучена в этом стандартном пространстве и любое отклонение его от сферической формы будет указывать на паттерн экологической ниши. Выбор референтного распределения зависит от потребностей анализа.

Когда главный интерес представляет идентификация переменных, влияющих на форму ниши, или цель состоит в выявлении центральной тенденции (является вид маргинальным или нет), то распределение доступности ресурсов следует выбрать в качестве референтного, а распределение использования ресурсов в качестве фокусного.

Такой выбор предполагает, что тип распределения доступных ресурсов известен и находится в соответствии с экспертной оценкой изучаемой территории. Следовательно, выбор доступности референтного распределения позволяет провести детальный исследовательский анализ паттерна, демонстрируемого нишей в экологическом пространстве. Такая задача решается факторным анализом экологической ниши со средой в качестве референтного распределения (*Factor analysis of the niche, taking the environment as the reference* – FANTER).

В некоторых случаях больший интерес может вызвать отношение свойств среды к нишевому пространству. Например, степень пригодности доступной RU можно оценить через расстояние между этой RU и распределением использования ресурсов как целого (Clarc et al., 1993). Если есть необходимость установить наиболее подходящие условия для вида в пределах изучаемой территории, то распределение использования ресурсов следует выбрать как референтное. Распределение использованных RU будет иметь стандартизованную сферическую форму, а GNESFA будет указывать на направление экологического пространства, в пределах которого доступные RU наиболее отличны от этого распределения. Такой подход предполагает, что паттерн использования ресурсов известен и соответствует точке зрения эксперта по изучаемому виду. В таком контексте мы в наибольшей степени заинтересованы узнать, воспринимает ли вид предложенные RU как приемлемые (т.е. RU находятся в пределах ниши) или нет (RU находятся на большом расстоянии от ниши). Такой подход используется в факторном анализе расстояний Махаланобиса (*Mahalanobis distances factor analysis* – MADIFA).

Возможна особая точка зрения, при которой два распределения вместе рассматриваются как фокусное и референтное. Такая симметричная точка зрения имеет преимущество вне выбора референтного распределения. Этот особый случай является основой факторного анализа экологической ниши (*Ecological-niche factor analysis* – ENFA).

Классический подход для характеристики статистического распределения сосостоит в том, чтобы найти меру его центральной тенденции (т.е. среднее или медиану) и меру его разброса (дисперсию или интерквартильный диапазон). ENFA основывается на этом подходе для характеристики системы ниша-окружающая среда.

«Центральная тенденция» распределения использования ресур-

сов в отношении распределения доступности ресурсов может быть оценена с помощью вектора, который связывает центры этих распределений – «вектор маргинальности».

В то же время рассеивание распределения использования ресурса относительно распределения наличия ресурса может изменяться вдоль направления маргинальности экологического пространства. Это свойство называется специализацией.

Для получения факторов специализации начальная система преобразуется таким образом, чтобы эллипсоиды видов стали сфероидами, вариация которых равна единице по всем направлениям. Первый фактор специализации максимизирует вариацию глобального распределения, будучи ортогональным фактору маргинальности. Следующий выделяемый фактор специализации описывает максимальную часть оставшейся вариации, и при этом он должен быть ортогональным ранее выделенным. И так до тех пор, пока не будут получены все V факторов. Факторы специализации ортогональны в том смысле, что распределение подмножества вида по этим факторам независимо между собой. Среди факторов специализации, ранжированных по убыванию их значения, первые несколько будут содержать основную часть существенной информации. Меньшее число и независимость делают их применение более целесообразным, чем данные об исходных экогеографических переменных.

Коэффициенты m_i фактора маргинальности выражают маргинальность интересующего вида по каждой экогеографической переменной, которая представлена в единицах стандартного отклонения глобального распределения. Чем выше абсолютное значение коэффициента m_i , тем дальше отстоит оптимум вида от среднего значения соответствующей переменной в пределах изучаемой территории. Отрицательное значение коэффициента свидетельствует о том, что вид предпочитает значения экогеографической переменной меньшие, чем его среднее глобальное значение, тогда как положительное значение указывает на предпочтение уровней переменных выше среднего по изучаемой территории. Общая маргинальность вида может быть вычислена по формуле

$$M = \sqrt{\sum_{i=1}^V m_i^2} / 1,96.$$

Значения общей маргинальности видов позволяет их сравнивать между собой (Hirzel et al., 2002).

Коэффициенты факторов специализации могут иметь следующую интерпретацию: чем выше абсолютное значение коэффициента, тем в более ограниченном диапазоне переменной может обитать интересующий вид.

Собственное значение λ_i , связанное с каждым фактором специализации, выражает количество специализации, учитываемое этим фактором, т.е. отношение глобальной вариации к вариации, которая описывается этим фактором. Собственные значения в порядке уменьшения быстро сокращают свои значения, так что первые несколько факторов достаточно для оценки приемлемости среды обитания для каждого вида.

Индекс специализации вида может быть рассчитан следующим способом:

$$S = \sqrt{\sum_{i=1}^V \lambda_i} / V.$$

Этот индекс также может быть использован для сравнения видов между собой по степени специализации в пределах изучаемой территории (Hirzel et al., 2002).

ENFA может давать проблемные результаты в трех случаях:

1) для некоторых данных маргинальность не является биологически значимой. В таком варианте предположение об ортогональности осей специализации вектору маргинальности может привести к ошибочным результатам. Даже если маргинальность не очень сильна, специализация может быть важной компонентой маргинальности и предположение об ортогональности может скрывать это свойство данных;

2) несмотря на широкое использование метода для построения карт пригодности местообитаний (Zaniewski et al., 2002; Reutter et al., 2003), этот метод не может достичь цели, так как компонента маргинальности не имеет того же математического статуса, как компоненты специализации, поэтому объединение их всех в одно значение пригодности местообитания не является математически обоснованным. Метод описан в литературе, даёт биологически содержательные результаты, но, следует признать, он создан не для построения карт пригодности местообитаний; существуют лучшие методы для решения этой задачи;

3) в основе ENFA лежит предположение о том, что распределение использования ресурса и распределение доступности

ресурса являются симметричными и унимодальными. Следовательно, в случае мультимодальной ниши применять ENFA не рекомендуется.

Специализация и маргинальность являются определяющими мерами паттерна ниши в экологическом пространстве. Для понимания различий между ENFA, MADIFA и FANTER отношение инерции γ_j (указывает на статистическую значимость осей, выделяемых в процессе GNESFA) можно представить как функцию маргинальности и специализации.

Когда референтным является распределение использования ресурсов (анализ MADIFA), отношение инерции может быть записано так:

$$\gamma_j = \frac{m_j^2}{s_{(u)j}^2} + S_j,$$

где $s_{(u)j}^2$ – дисперсия использования ресурса по j -й компоненте; m_j^2 – мера маргинальности этой компоненты (квадрат расстояния между средней доступности и средней использования ресурса по этой компоненте); S_j – специализация по этой компоненте.

Таким образом, анализ MADIFA объединяет маргинальность и специализацию в одно целое значение: чем выше отношение инерции, тем выше маргинальность и/или специализация.

В результате MADIFA выделяются такие направления в экологическом пространстве, по которым расстояние между распределением доступных и используемых ресурсов наибольшее, что соответствует условиям окружающей среды, едва ли используемым видом. Так как эти направления имеют равный математический статус, то эти компоненты легко могут быть объединены для построения карты пригодности местообитаний. Эти направления таковы, что маргинальность и специализация по ним максимальны. Значит при проведении MADIFA идентифицируются паттерны системы ниша-окружающая среда с помощью первой главной компоненты.

В основе MADIFA лежит гипотеза о том, что распределение использования ресурса является унимодальным и симметричным (Calenge et al., 2008). Поэтому этот анализ не следует использовать в случае с мультимодальной нишей (как и в случае с ENFA). Однако этот анализ не имеет никаких ограничений в отношении формы распределения доступности ресурсов.

Если референтным является распределение доступности (анализ FANTER), то отношение инерции может быть представлено в виде

$$\gamma_j = \frac{1}{S_j} + \frac{m_j^2}{s_{(a)j}^2},$$

где $s_{(a)j}^2$ – дисперсия доступности ресурса по j -й компоненте.

Следовательно, большее значение γ_j может свидетельствовать о высокой маргинальности, но о низкой специализации. Но низкое значение γ_j указывает на сильную специализацию и/или низкую маргинальность. Поэтому первая компонента анализа отражает максимальную маргинальность, тогда как последняя – максимальную специализацию. То есть первая и последняя компоненты при анализе FANTER представляют интерес. Первая компонента – направление, по которому распределение использования ресурса наиболее удалено от распределения доступности (более маргинально), в то время как последняя компонента – направление, по которому используемые ресурсные единицы наиболее сконцентрированы вблизи среднего значения доступности (более специализованы).

Анализ FANTER основывается на предположении о том, что распределение доступности симметричное и унимодальное, но не имеет никаких предварительных предположений о форме ниши (в противоположность ENFA и MADIFA). Таким образом, этот анализ применим для изучения мультимодальной ниши.

Распределение педотурбационной активности слепышей в ландшафтном аспекте. Порою слепышей являются очевидным свидетельством активности этих животных и надежным маркером территории, оптимальной для жизнедеятельности. Интенсивность пороев указывает на степень предпочтения того или иного местообитания слепышами. Местообитание характеризуется наличием на некоторой территории ресурсов и условий для данного вида, в результате чего становится возможной заселенность этой территории, включая его выживание и размножение (Hall et al., 1997). Цель изучения выбора местообитаний видами состоит в выявлении характеристик окружающей среды, которые делают место пригодным для существования вида (Calenge, 2006).

Концепция экологической ниши в понимании Хатчинсона (Hutchinson, 1957) является эффективной моделью для описания пространственного распределения вида. Особенности экологической ниши слепышей можно рассматривать на различных масштабных уровнях: отдельного порога (Коновалова, 2010; Пахомов и др.,

2010; Кунах и др., 2011), скопления пороев протяженностью несколько десятков метров (Жуков и др., 2010; Пахомов и др., 2010). Важным аспектом экологической ниши слепышей можно считать ландшафтный уровень, на котором можно оценить характер влияния рельефа, особенностей почвенного и растительного покрова, а также хозяйственной деятельности человека на пространственное распределение педотурбационной активности этих землероев.

Важной задачей является описание экологической ниши слепышей на ландшафтном уровне в терминах факторного анализа экологической ниши с помощью экогеографических переменных, определенных по данным дистанционного зондирования Земли.

Территория исследования представляет собой прямоугольник, который находится восточнее линии, соединяющей с. Любимовка и Первое мая (Днепропетровская область). Левый нижний угол прямоугольника имеет координаты 35°10'13,89"N 35°10'13,89"E, протяженность в восточном направлении (ширина) равна 4600 м, в северном направлении (высота) – 5300 м. В пределах изучаемой территории находится байрак Яцев Яр с лесной растительностью, овражно-балочная система со степной растительностью на склонах и луговой и лугово-болотной растительностью – в тальвеге. Водораздельное плато занято сельхозугодьями, искусственными лесными полосами и садами (Жуков и др., 2011).

Учет пороев слепышей производился маршрутным методом весной–осенью 2010 года. Координаты пороев определялись с помощью GPS-навигатора. Всего было зафиксировано 4748 пороев.

Развитие многоканальной космической съемки и технологий построения трехмерных моделей рельефа создают новые возможности для исследования связей видов с условиями среды и оценки качества местообитаний (Пузаченко и др., 2008). В настоящей работе использованы материалы с расширенного тематического картографического сканера (Enhanced Thematic Mapper Plus – ETM+), установленного на спутнике Landsat 7 (<http://glcf.umiacs.umd.edu/data>). Снимки земной поверхности проведены 17 апреля 2003 г., (3 июня 2006 г. и 21 августа 2000 г.).

Мультиспектральные сканеры спутников Landsat позволяют оценить величину отраженной радиации в полосе длин волн 450–2350 нм с пространственным разрешением 28,5×28,5 м на местности (съемочные каналы 1–5, 7) и температурным шестым каналом 10120–14500 нм с разрешением 57×57 м (шестой съемочный канал), охва-



Рис. 136. Кривые спектральной яркости основных классов наземных объектов; полосы – участки спектра, соответствующие съемочным зонам Landsat; NIR – ближний инфракрасный диапазон

тывая таким образом большую часть спектра солнечной радиации. Съемка осуществляется в семи спектральных диапазонах (каналах) – В1–В7, соответствующих основным окнам прозрачности атмосферы, что обеспечивает оптимальное отображение энергетических характеристик для волн, длина которых соответствует максимальному восприятию деятельной поверхностью (рис. 136). Наряду с прямыми значениями каналов Landsat свойства среды селективно отражаются через их соотношения – индексы (Moreno et al., 1999):

В1/В2, В3/В2 – отражают почвы и горные породы с высоким содержанием железа;

В5/В7 – глинистые отложения и горные породы, богатые глиной;

В5/В2 – различные типы растительности, водные объекты, заболоченные земли;

В3/В7 – дороги, селитебные земли, поля и другие антропогенные объекты;

RV1 = В4/В3 (относительный индекс растительности) – различные типы растительности с различной биомассой;

NDVI = (В4 – В3)/(В4 + В3), нормализованный разностный индекс растительности – чистая продукция, транспирация;

VI = (В7 – В5)/(В7 + В5), индекс растительности – различия биомассы и типов растительности;

$TVI = 100((B4 - B3)/(B4 + B3) + 0,5)^{1/2}$, трансформированный индекс растительности – чувствителен к варьированию растительной биомассы;

$GreenNDVI = (B4 - B2)/(B4 + B2)$, зеленый NDVI – очень чувствителен к концентрациям хлорофилла;

$NDWI = (B5 - B4)/(B5 + B4)$, нормализованный разностный водный индекс – содержание воды в зеленой биомассе;

$NDB3B2 = (B2 - B3)/(B3 + B2)$ – активность ксантофилла;

$NDB4B2 = (B4 - B2)/(B4 + B2)$ – активность хлорофилла;

$NDB4B6 = (B4 - B6)/(B4 + B6)$ – влажность поверхности;

$SAVI = 1,5(B4 - B3)/(B4 + B3 + 0,5)$ – индекс растительности, скорректированный для почвы;

$TSAVI = a(B4 - a(B3 - b)/(B3 + a(B4 - b) + 0,08(1 + a2))$, где $y = ax + b$, y – почвенная линия (линия вида $y = x$ в пространстве $b3:b4$, которая введена для уменьшения почвенного шума;

$SARVI2 = 2,5(B4 - B3)/(1 + B4 + B6B3 - 7,5B1)$, почвенный и атмосферный устойчивый индекс – корректирует атмосферные помехи;

$GVI = -0,42305(B4) - 0,5054(B5) + 0,25689(B6) + 0,7068(B7)$ – состояние зеленой биомассы;

$DVI = B4 - B3$ – разностный вегетационный индекс.

Kauth's Tasseled Cap, подогнанное эмпирически таким образом, чтобы отражать общую яркость: $BR = 0,33183B1 + 0,33121B2 + 0,55177B3 + 0,42514B4 + 0,48087B5 + 0,25252B7$; «зеленость» – $GR = -0,24717B1 - 0,16263B2 - 0,40639B3 + 0,85468B4 + 0,05493B5 - 0,11749B7$; «влажность» – $W = 0,13929B1 + 0,22490B2 + 0,40359B3 + 0,25178B4 - 0,70133B5 - 0,45732B7$.

Ландшафтные компоненты экологической ниши. Процесс классификации форм рельефа может быть разделен на три этапа: определение и вычисление морфометрических характеристик; установление взаимосвязи между количественными характеристиками и выделение диагностических характеристик; картографирование результатов классификации (Etzelmuller et al., 2007) – рис. 137. Особенности рельефа могут быть описаны с помощью шести групп базовых статистик (табл. 94).

Средняя высота точки над уровнем моря является мерой потенциальной энергии для осуществления гравитационных процессов (средняя является выборочной оценкой 1-го момента случайной величины). Оценка среднего значения высот в окрестности точки, как

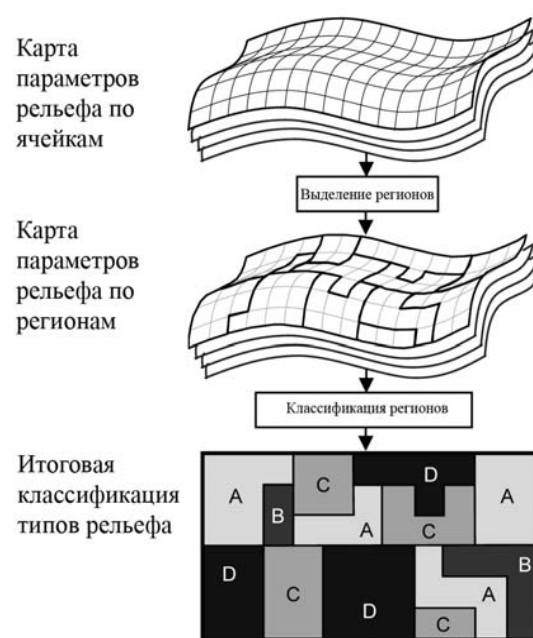


Рис. 137. Этапы классификации форм рельефа (Etzelmuller et al., 2007)

характеристика самой точки, может иметь два смысла. С одной стороны, предполагается некоторая ошибка при оценке высоты, которая может быть нивелирована с помощью статистического оценивания. С другой стороны, средняя величина предполагает некоторое непостоянство и динамичность признака.

Важным свойством рельефа является не только абсолютная высота над уровнем моря, но и характер изменчивости высот в окрестностях данной точки. Непараметрической оценкой изменчивости (дисперсии) является диапазон признака (разница между максимумом и минимумом). Параметрическая оценка изменчивости – среднеквадратическое отклонение, или 2-й момент изменчивости высот рельефа в окрестностях точки.

Свойством не отдельной точки, а поверхности рельефа является уклон. Его характеристикой служит численное значение в процентах или градусах, а также стандартное отклонение этого показателя в окрестностях точки. Скорость изменения уклона характеризуется кривизной поверхности. Она может быть положительной для выпуклых поверхностей или отрицательной – для вогнутых.

Дж. Кларк (Clarke, 1966) определил гипсометрию как «измерение взаимоотношений между площадью и высотой». Абсолютная гипсо-

Таблица 94. **Ключевые топографические характеристики и топографические параметры для описания свойств рельефа (Etzelmuller et al., 2007)**

| Топографические характеристики | Топографические параметры | Описание, математическое выражение и интерпретация |
|---|--|---|
| Размещение (вертикальное) | Средняя высота | 1-й момент высоты; высота над уровнем моря (потенциальная энергия для гравитационных процессов) |
| Высотная амплитуда в окрестностях точки | Локальный (относительный) градиент рельефа (1) | Диапазон высот в локальном окружении (соседстве) точки – Макс (Высота) – Мин (Высота) |
| | Локальный (относительный) градиент рельефа (1) | Статистические характеристики пространственной автокорреляции |
| | Стандартное отклонение высоты | 2-й момент высоты, локальная изменчивость высот рельефа |
| Уклон поверхности (абсолютный) | Уклон | Максимальный градиент, изменение высоты вдоль самого крутого спуска |
| | Стандартное отклонение уклона | Изменчивость уклонов |
| Уклон поверхности (относительный) | Площадь пологой поверхности (уклон менее 8%) | Площадь с уклоном менее 8% (параметр «волнистости» Хаммонда 1964); площадь, наиболее пригодная для использования человеком |
| | Поверхностная кривизна | Скорость изменения уклона; вогнутый склон (<0) и выгнутый склон (>0) |
| | Стандартное отклонение кривизны | Изменчивость кривизны поверхности; величина кривизны безотносительно знака |
| Гипсография (распределение высот) | Асимметрия распределения высот | 3-й момент высоты; распределение масс по высотам; величина, обратная величина отношения высота/диапазон высот и гипсографическому интегралу |
| | Отношение высота / диапазон высот (ВД) | ВД = [Сред (Высота) – Мин (Высота)] / [Макс (Высота) – Мин (Высота)]; математически идентичен гипсографическому интегралу |
| | Тип рельефа | Доля пологих склонов (менее 8%) в низменных или возвышенных территориях; мера локального распределения масс (Hammond, 1964) |
| Текстура | Топографическая зернистость | Дистанция, при которой облако семивариации выходит на плато; коэффициент В в уравнении: $\log(\gamma(d)) = \log(A) + B \log(d)$ |

графическая (гипсометрическая) кривая представляет собой график абсолютной или относительной площади, находящейся выше некоторого уровня и отложенной против этого уровня (высоты). Часто высоту представляют в виде относительной высоты h :

$$h = \frac{z - z_{\min}}{z_{\max} - z_{\min}},$$

где z – высота; z_{\max} и z_{\min} – максимальная и минимальная высоты на изучаемой территории.

Наиболее часто используемый параметр, который выводится из гипсометрической кривой – это гипсометрический интеграл (HI). Этот параметр определен А. Страхлером (Strahler, 1952) и задается выражением

$$HI = \int_0^1 a(h)dh.$$

Графически гипсометрический интеграл представляет собой площадь, которая находится выше относительной гипсографической кривой. Р. Пайк и С. Вилсон (Pike, Wilson, 1971) показали, что отношение высота / диапазон высот, предложенное В. Вудом и Дж. Снелом (Wood, Snall, 1960), математически равно гипсометрическому интегралу.

Количественное значение свойств поверхности земли в данной точке может иметь связь с таковыми в других точках. Чем ближе расположены точки, тем выше вероятность того, что топографические параметры будут иметь близкие численные значения. Степень уменьшения подобия между характеристиками поверхности земли при увеличении расстояния может быть охарактеризована полувариацией

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N} \sum_{i=1}^N [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2,$$

где $\gamma(h)$ – полувариация; $Z(x_i)$ – значение параметра (высота) в точке x_i ; h – лаг, расстояние от точки x_i . Если по оси абсцисс отложить значения лага, а по оси ординат – соответствующие значения полувариации, то мы получим вариограмму.

Между полувариацией и лагом существует степенная зависимость:

$$\gamma(h) = A \cdot h^B.$$

После логарифмирования степенную зависимость можно представить в линейном виде: $\log(y(h)) = \log(A) + B \log(h)$.

Вариация между точками увеличивается по мере увеличения дистанции между ними. Параметр уравнения В указывает на угол наклона прямой, которая описывает зависимость между дистанцией и вариацией. Чем больше параметр В, тем быстрее увеличиваются различия между точками при их удалении. Чем меньше этот параметр, тем меньше различие между точками. Регулярное повторение формы на протяжении некоторого расстояния – текстура рельефа – является причиной низкой взаимной вариации или высокой автокор-

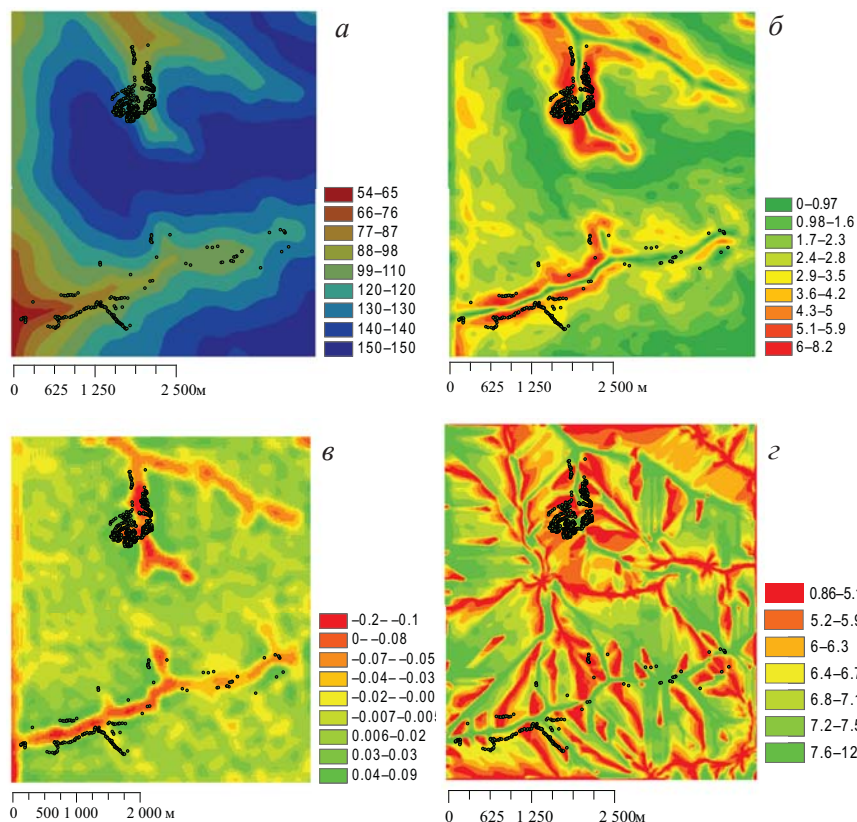


Рис. 138. Цифровая модель рельефа и геоморфологические характеристики: а – цифровая модель рельефа; б – уклон рельефа, градус; в – кривизна рельефа; з – топографический индекс влажности (точки – расположение пороев слепышей; в легенде – высота рельефа над уровнем моря, м)

реляции (высота коррелирует с высотой). Таким образом, параметр В может быть показателем текстуры рельефа.

Для построения цифровой модели рельефа использована информация с Радарной топографической миссии шаттлов (Shuttle Radar Topography Mission – SRTM) с пиксельным разрешением 90 м (рис. 138).

Разрешение 90 м является пригодным для анализа на мелко- и среднемасштабных уровнях, но для более детальных целей такое разрешение очень грубо. Была проведена интерполяция цифровой модели с помощью кригинга (Grohmann, 2006). После этой операции не изменяется уровень детализации исходной модели, но получена поверхность, где имеется когеренция угловых свойств (уклона и аспекта) между соседними пикселями (Valeriano et al., 2006), что очень важно для количественного анализа земной поверхности. На основании цифровой модели рельефа, наряду с высотой над уровнем моря, были оценены такие показатели, как уклон и кривизна поверхности земли, а также топографический индекс влажности.

Концепция топографического индекса влажности (*topographic wetness index* – TWI) впервые была предложена К. Бивеном и Н. Киркби (Beven, Kirkby, 1979). Топографический индекс влажности вычисляется по формуле: $TWI = \ln(a / \tan\beta)$, где a – дренажная площадь (площадь водосбора, рассчитанная на единицу длины замыкающего контура); β – крутизна склона (Moore et al., 1993).

Растровые карты переменных окружающей среды (индексы космических снимков земной поверхности, цифровая модель рельефа и производные рельефные особенности) использованы для описания экологического пространства, в пределах которого существует экологическая ниша слепышей (рис. 139).

Предварительный анализ распределения пороев слепышей по осям экологического пространства свидетельствует об определенной селекции тех условий, которые предлагает изучаемая территория, животными. Изучаемая территория характеризуется разнообразием условий, что проявляется в изменчивости рельефа (перепад высот составляет 54–150 м, среднее значение – 120 м). Плакорные участки характеризуются относительно выровненной поверхностью (0–2°). Они все распаханы, и на них находятся сельскохозяйственные поля или искусственные лесные полосы. На исследуемой территории расположена овражно-балочная система с остатками естественной степной растительности и склонами различной степени эродирован-

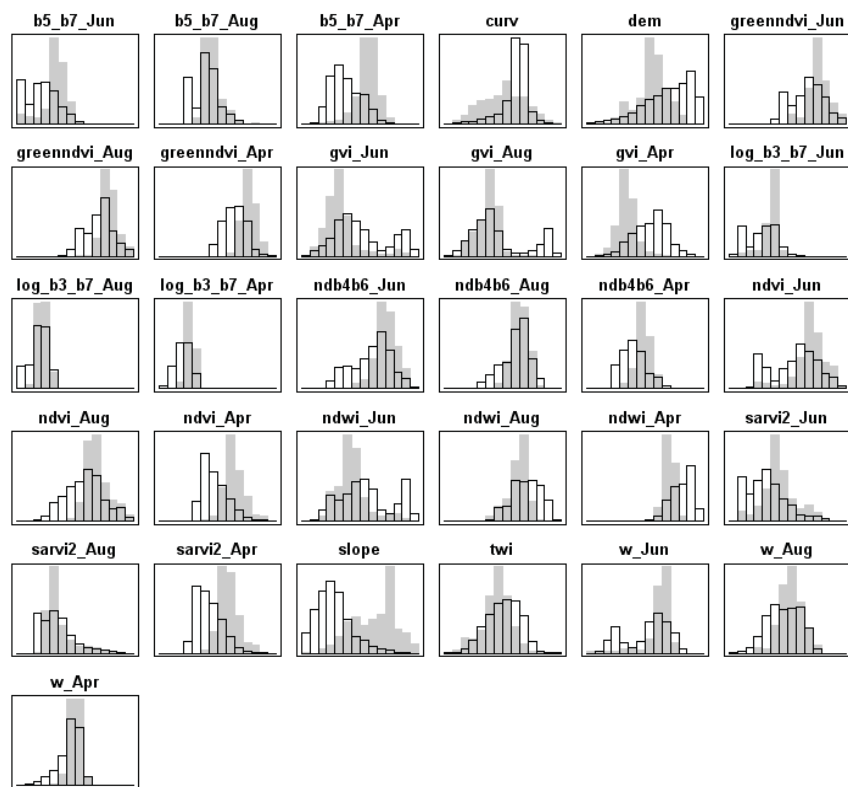


Рис. 139. Распределение ресурсов (светлые столбцы) и распределение использования ресурсов (серые) слепышами

ности. Эрозионные процессы в балке при отсутствии лесной растительности развиваются с большей интенсивностью, чем в байраке Яцев Яр, поэтому ширина балки значительно больше, чем байрака. Но уклон поверхности балочной системы гораздо меньше (2–8°), чем в байрачной. Крутизна склонов в байраке Яцев Яр также обусловлена выходами гранитов, где склон представлен практически отвесными стенами. В балочной системе склон западной экспозиции более крут, чем склон восточной экспозиции. В байраке склон южной экспозиции более крутой в сравнении со склоном северной экспозиции.

По степени кривизны земной поверхности можно выделить участки выгнутые (позитивная кривизна) – верхние трети склонов, вогнутые (негативная кривизна) – нижние трети склонов и тальвеги, а также участки нейтральной кривизны (перегибы в средней части склонов и плакор).

Топографический индекс влажности отражает сложную картину перераспределения осадков на изучаемой территории. Можно выделить водораздельные участки с очевидным дефицитом влаги вследствие локальных максимумов высоты земной поверхности. Дефицит влаги наблюдается и на крутых склонах байрака и балок. Тальвеги и участки плакора, прилегающие к водораздельным перегибам, характеризуются относительно лучшей влагообеспеченностью.

На первом этапе исследования мы применили процедуру FANTER для сравнения распределения локалитетов пороев слепышей (распределение использования ресурсов) с распределением доступных ресурсов в экологическом пространстве. При анализе FANTER важные значения имеют оси пространства, которым соответствуют как наибольшие, так и наименьшие собственные числа. Для выделения необходимого числа осей используют критерий резкого перегиба столбчатой диаграммы собственных чисел. Так как значения имеют и минимальные собственные числа, то имеет смысл построить диаграмму с обратными значениями собственных чисел (рис. 140). Анализ диаграммы позволил выделить первые две и последние четыре компоненты (фактора) анализа FANTER. Значимость собственных чисел была проверена с помощью рандомизированного теста (сгенерированы 200 случайных выборок, для которых рассчитаны собственные числа). Тест подтвердил значимость собственных чисел ($\gamma_1 = 11,84, p < 0,05$; $\gamma_2 = 5,53, p < 0,099$; $\gamma_{28} = 0,07, p < 0,001$; $\gamma_{29} = 0,05, p < 0,001$; $\gamma_{30} = 0,04, p < 0,001$; $\gamma_{31} = 0,03, p < 0,001$).

Первая компонента наиболее коррелирована с уклоном рельефа ($R = 0,70$), а также со значениями многих индексов космического снимка, сделанного в апреле (рис. 141). Прежде всего это индексы **B5/B7** ($R = 0,42$), **NDVI** ($R = 0,41$), **GreenNDVI** ($R = 0,36$),

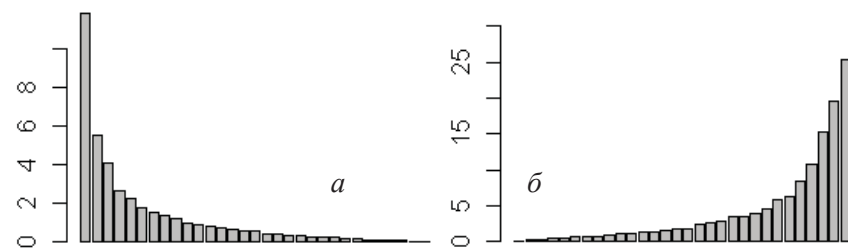


Рис. 140. Столбчатая диаграмма распределения значений собственных чисел (а) и обратных значений собственных чисел (б) при анализе FANTER

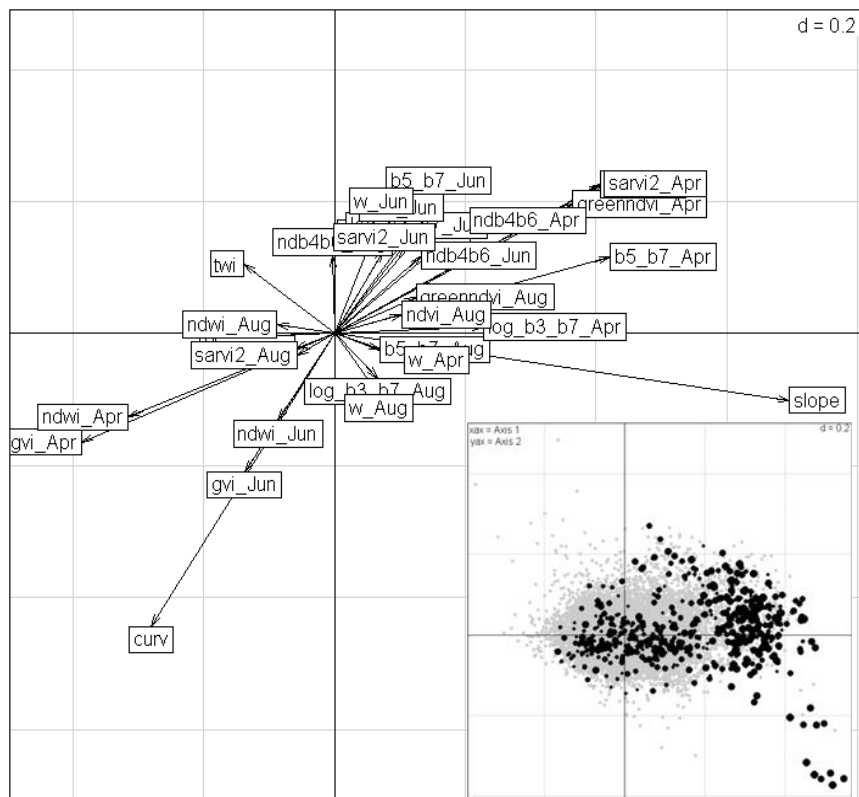


Рис. 141. Корреляция между переменными окружающей среды и компонентами 1 и 2 анализа FANTER. Справа внизу – диаграмма рассеяния доступных (серые точки) и использованных (черные точки) ресурсов в пространстве этих компонент

GVI ($R = -0,39$), **SARVI2** ($R = 0,41$). Совокупность этих показателей четко индицирует склоны балок со степной растительностью различной степени эродированности. Именно на эти участки вытеснена зона наибольшей активности слепышей.

Вторая компонента наиболее коррелирована с кривизной земной поверхности ($R = -0,44$) и индексами космических снимков, сделанных в июне и апреле. Если сравнить факторные коэффициенты компонент 1 и 2, за исключением коэффициентов уклона и кривизны земной поверхности, то коэффициент корреляции Спирмена между ними составит 0,72 ($p < 0,05$). Таким образом, первые две компоненты анализа FANTER отражают одну и ту же тенденцию маргинальности распределения пороев слепышей. Различия между

компонентами имеют временной характер: компонента 1 отражает ранневесенний аспект, а компонента 2 – раннелетний. Очевидно, что в весенний и раннелетний периоды интенсивность роющей активности слепышей связана с обилием степной растительности. Об этом свидетельствует сильная позитивная корреляция первых двух компонент с вегетационными индексами (**NDVI**, **GreenNDVI**) и отрицательная корреляция с индексом **NDWI**, который характеризует степень насыщенности фитомассы водой. Очевидно, что обильная фитомасса с относительно низкой влажностью – это степная растительность.

В апреле степная растительность наиболее обильна на прогреваемых склонах балок, что обуславливает значительную роль уклона земной поверхности для компоненты 1. В июне лимитирующим фактором обилия является влага, поэтому обилие растительности связано с нижними третями склонов балок отрицательной кривизной поверхности (вогнутые склоны, аккумулирующие влагу). Поэтому велика роль показателя кривизны в количественной характеристике компоненты 2.

Факторная карта в пространстве первых двух компонент анализа FANTER свидетельствует о негетогенном характере экологической ниши, которая представлена двумя облаками использованных ресурсов. Одно облако, центральное, характеризуется отсутствием маргинальности и высокой специализации. Второе облако крайне маргинально и занимает область, которая маркируется показателями высокого уклона и кривизны рельефа. Очевидно, что немаргинальное облако обозначает тот факт, что слепыши являются обитателем степных зональных сообществ, но способны активно проникать в интразональные байрачные и аazonальные лугово-степные луговые сообщества в балках. Поэтому экологическая ниша данного вида занимает центральное положение в экологическом пространстве региона. Однако в результате сильного антропогенного влияния слепыши стали маргиналами и основная часть их экологической ниши смещена на периферию экологического пространства. В условиях современных реалий степной зоны наибольшая плотность популяций слепышей и их педотурбационная активность сосредоточены на склонах балок. Самая высокая степень маргинальности наблюдается при заселении слепышами крутых вогнутых склонов овражно-балочных систем региона.

На плакорных участках вследствие разрушения естественных

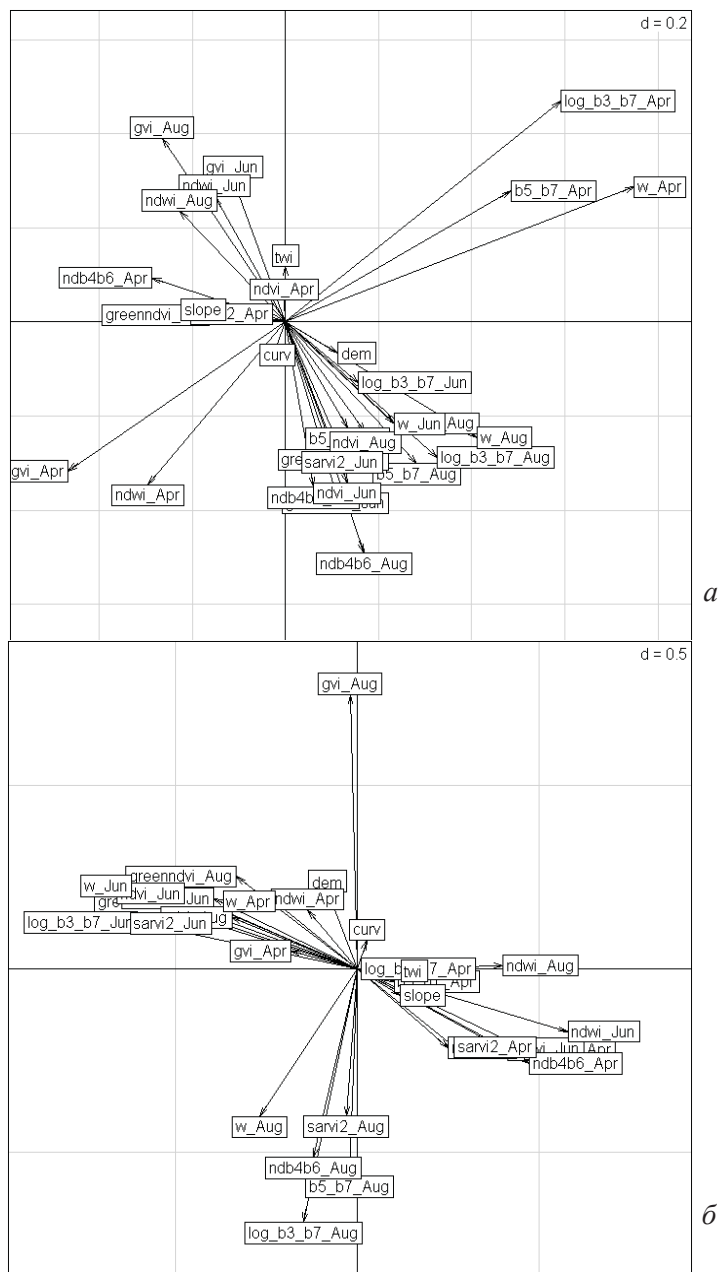


Рис. 142. Корреляция между переменными окружающей среды и компонентами:
а – 28 и 29-го; б – 30 и 31-го анализов FANTER

ступенных зональных группировок после распашки исчезли благоприятные условия для жизни этих почворойных млекопитающих. В овражно-балочных системах выпас скота является также существенным негативным фактором, ограничивающим плотность популяций слепышей. Поэтому уклон рельефа стал информационно ценным индикатором экологической ниши слепышей.

Последние компоненты анализа FANTER имеют значение как показатели особенностей специализации экологической ниши. Важный аспект специализации роющей активности слепышей отражают спектральные индексы **B5/B7** и **B3/B7**. Индекс **B5/B7** указывает на глинистые отложения и горные породы, богатые глиной. Канал **B5** чувствителен к влажности почвы и растительности, а канал **B7** – к влажности растительного покрова. Индекс **B3/B7** индицирует дороги, селитебные земли, поля и другие антропогенные объекты. Красный канал **B3** является зоной абсорбции хлорофилла. Применительно к реалиям изучаемого региона эти показатели могут рассматриваться как индикаторы степени эродированности территории. Очевидно, только в узком диапазоне эродированности рельефа слепыши могут проявлять наивысшую степень своей педотурбационной активности.

Обращает на себя внимание такая особенность, что экологическая обусловленность специализации роющей активности слепышей обусловлена временными обстоятельствами: показатели группируются преимущественно по признаку того месяца, когда был сделан снимок. Отметим, что экологическая ниша слепышей сопряжена со степной растительностью, для которой характерна значительная сезонная изменчивость структуры, обилия и внешнего облика. Поэтому описание экологической ниши слепышей, как составляющей степного окружения, в терминах цифрового изображения возможно как комбинация совокупности сезонных особенностей, а не как относительно константный в течение вегетационного периода образ.

Результаты анализа ENFA соответствуют результатам FANTER. Рандомизированный тест собственных чисел свидетельствует о достоверной специализации, описываемой первыми двумя компонентами ($S_1 = 31,70, p = 0,005$; $S_2 = 25,46, p = 0,005$). Наблюдается явный перегиб в столбчатой диаграмме собственных чисел компонента специализации после второй компоненты (рис. 142), что позволяет выделить две первых компоненты специализации. Компонента, которая описывает маргинальность, также статистически достоверна ($M = 26,91; p = 0,001$).

Таблица 95. Корреляционная матрица между компонентами анализов FANTER и ENFA

| ENFA | FANTER, компонента | | | | | |
|----------------------|--------------------|------|------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 28 | 29 | 30 | 31 |
| М (маргинальность) | 0,41 | 0,17 | 0,21 | -0,05 | -0,08 | -0,10 |
| S1 (специализация 1) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 |
| S2 (специализация 2) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | -1,00 | 0,00 |

Наблюдается сильная корреляция между компонентой специализации S_1 в анализе ENFA и компонентой 31 в анализе FANTER ($R = 1,00$) и соответственно между компонентой специализации S_2 и компонентой 30 ($R = 1,00$) – табл. 95.

Маргинальность анализа ENFA закономерно коррелирована с компонентами 1 и 2 анализов FANTER ($R = 0,41$ и $0,17$ соответственно) и с компонентой 28 ($R = 0,21$), которая, исходя из особенностей анализа FANTER, описывает специализацию, а не маргинальность. Очевидно, что весьма упрощенная модель, которая лежит в основе анализа ENFA, не может без искажения описать сложную конфигурацию реальной экологической ниши. Симметричная унимодальная ниша – вполне обоснованная модель для относительно стабильных экологических ниш в условиях, близких к оптимальным. В нашем случае слепыши находятся в зоне своего экологического оптимума, но в условиях интенсивной антропогенной трансформации среды их обитания. Поэтому описательные возможности анализа FANTER в большей степени подходят для отражения особенностей сложной структуры экологической ниши, чем анализ ENFA.

Подчеркнем, что ключевые особенности маргинальности и специализации нишевого пространства анализ ENFA отражает достаточно хорошо. Маргинальность ниши по результатам анализа ENFA связана с рельефом – порою наиболее часто могут встречаться на крутых вогнутых склонах. На рис. 143 справа вверху – диаграмма доступных (серая зона) и использованных (черная) ресурсов в пространстве первых двух компонент анализа ENFA.

Ранневесенний аспект растительного покрова, который проявляется в разнообразных индексах растительности по данным космической съемки в апреле четко маргинализирует экологическую нишу слепышей. Значение особенностей растительного покрова в июне и августе в формировании маргинальности гораздо меньше. Особен-

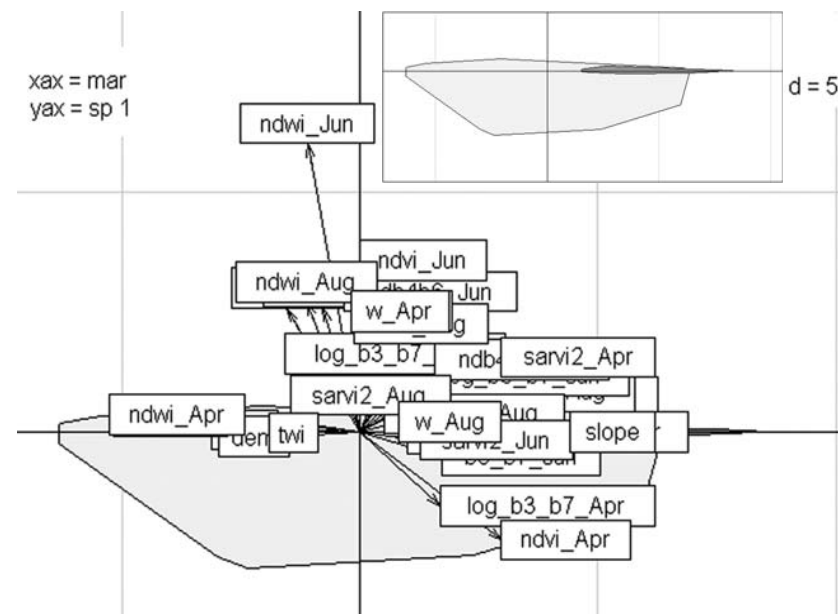


Рис. 143. Корреляция между переменными окружающей среды и маргинальностью (ось абсцисс) и специализацией 1 (ось ординат) анализа ENFA

ности специализации по результатам анализа ENFA совпадают с результатами, полученными в ходе анализа FANTER.

Рандомизированный тест подтвердил достоверность первого собственного числа при анализе MADIFA ($\gamma_1 = 92,15$; $p < 0,05$). Критерий резкого перегиба диаграммы собственных чисел позволяет оставить только одну компоненту в анализе MADIFA, значительно превосходящую следующую за ней по значению собственного числа.

Компонента 1 в анализе MADIFA сильно коррелирована с маргинальностью ($R = -0,82$) и специализацией 1 ($R = 0,38$) в анализе ENFA (табл. 96). Эта компонента коррелирована как с компонентой 1 (описывает маргинальность экологической ниши, $R = -0,26$), так и с компонентами 28–31 (описывают специализацию, $R = -0,28$; $0,20$; $-0,13$ и $0,38$ соответственно) в анализе FANTER. Компонента 2 в анализе MADIFA сильно коррелирована со специализацией 1 в анализе ENFA ($R = -0,98$), а компонента 3 – со специализацией 2 ($R = -0,99$). Следовательно, компоненты 1–3 в анализе MADIFA очень близки к маргинальности и специализациям 1, 2 в анализе ENFA.

Компоненты 2–5 в анализе MADIFA сильно коррелированы с ком-

Таблица 96. Корреляционная матрица между компонентами анализов MADIFA, FANTER и ENFA

| Компонента | MADIFA | | | | | |
|----------------------------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| ENFA | | | | | | |
| М (маргинальность) | -0,82 | -0,05 | -0,14 | 0,06 | -0,07 | 0,00 |
| S ₁ (специализация 1) | 0,38 | -0,98 | -0,06 | 0,03 | 0,03 | -0,02 |
| S ₂ (специализация 2) | 0,13 | 0,09 | -0,99 | 0,03 | 0,02 | -0,01 |
| FANTER | | | | | | |
| Компонента 1 | -0,26 | -0,04 | -0,02 | 0,02 | 0,03 | -0,05 |
| Компонента 2 | -0,05 | -0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,01 | -0,01 |
| Компонента 28 | -0,28 | -0,08 | -0,04 | 0,10 | -0,97 | 0,08 |
| Компонента 29 | 0,20 | 0,07 | 0,05 | 0,99 | 0,06 | -0,03 |
| Компонента 30 | -0,13 | -0,10 | 0,99 | -0,03 | -0,02 | 0,01 |
| Компонента 31 | 0,38 | -0,98 | -0,07 | 0,03 | 0,03 | -0,02 |

понами 31–28 в анализе FANTER. Таким образом, в упомянутых вариантах GNESFA специализация экологической ниши трактуется подобным образом, а различия состоят в отображении маргинальности.

Координаты каждого пикселя в пространстве главных компонент анализа MADIFA были объединены для вычисления карты предпочтения местообитаний слепышами – (рис. 144). Здесь указан логарифм расстояния Махаланобиса от центроида экологической ниши слепышей. Степень предпочтения местообитания характеризуется расстоянием свойств в данной точке пространства от центроида экологической ниши слепышей. И чем больше расстояние, тем менее пригодным является данный участок пространства для жизни слепышей. На карте четко выделены как наиболее предпочитаемые овражно-балочная система и байрачные склоны. К гораздо менее привлекательным территориям относятся тальвеги балок и байраков, а также распаханые плакорные местообитания.

Однако на плакоре есть участки, где даже в условиях интенсивного сельскохозяйственного производства возможно заселение слепышами. В лесных полосах антропогенное влияние наименьшее. Сады также подвержены гораздо меньшему влиянию, чем, например, поля.

Таким образом, целостность покрова степной растительности и

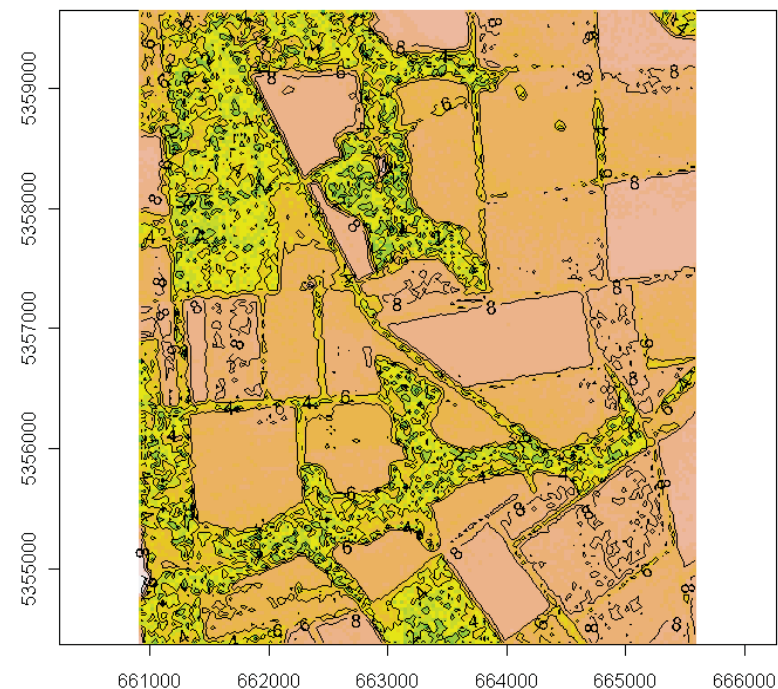


Рис. 144. Карта степени предпочтения слепышами местообитаний

обилие фитомассы способствуют активному развитию популяций слепышей. Особенности рельефа как фактора, определяющего экологическую нишу слепышей, преломляются через его влияние на фитомассу и динамику степной растительности. Антропогенное влияние является причиной маргинализации экологической ниши таких степняков, как слепыши в условиях степной зоны. Наиболее благоприятная область для этого вида смещена на склоны балок и байраков, непригодных для хозяйственного использования человеком.

8.4. АНАЛИЗ РАЗМЕЩЕНИЯ ТОЧЕЧНЫХ ОБЪЕКТОВ: ПОРОИ СЛЕПЫШЕЙ (*SPALAX MICROPHTHALMUS*)

Наряду с преимуществами, которые получают млекопитающие от жизни в почве, рытье нор предполагает значительные дополнительные траты энергии (Reichman, Smith, 1990). Высокий уровень энергетических трат при передвижении млекопитающих под землей

хорошо задокументирован (Nevo, 1979; Vleck, 1979, 1981; Luna et al., 2002). Установлено, что длина ходов слепыша *Spalax ehrenbergi* является функцией продуктивности растительного сообщества и твердости почвы (Neth, 1989). Твердость почвы рассматривается как наиболее существенный фактор, который влияет на интенсивность роющей активности почвенных млекопитающих (Luna, Antinuchi, 2006). Однако естественным результатом рытья нор является снижение твердости почвы (Пахомов, 1998).

Кормовые ходы слепыша располагаются в корнеобитаемом слое почвы на глубине около 22 см. Базовым конструкционным элементом кормового хода является сегмент, ограниченный двумя следующими друг за другом выбросами – слепышинами (Пузаченко, Власов, 1993). Таким образом, слепышины являются маркерами педотурбационной активности слепышей.

Для анализа пространственного распределения объектов (особей, гнездовых, колоний или пороев) удобно применять статистику точечных процессов. Признанным методом для выявления взаимодействия в распределении точечных объектов (агрегация или разреживание) является $K(r)$ -функция Рипли (Ripley, 1977). Типы распределения точечных объектов подвержены влиянию эффектов первого и второго порядков. Эффекты первого порядка представляют собой систематическую вариацию интенсивности процесса в пространстве. В экологическом контексте это изменчивость обилия, которая возникает в результате гетерогенности среды обитания. Эффекты второго порядка представляют собой результаты взаимодействия между точками, которые включают любые биологические механизмы, способствующие увеличению расстояния между объектами либо их кластеризации, такие как конкуренция или социальное поведение (Cornulier, Bretagnolle, 2006). $K(r)$ -функция Рипли разработана для выявления эффектов второго порядка и основана на предположении, что процесс характеризуется стационарностью первого порядка, т.е. интенсивность точек пространственно однородна (ожидаемое значение постоянно в пределах изучаемой территории). Однако оба типа эффектов могут приводить к агрегации либо разреживанию и эти эффекты трудно различить (Moller, Waagepetersen, 2002).

Для дифференциации процессов первого и второго порядков предложен подход, при котором пространственная вариация плотности точек описывается как с помощью пространственных ковариат, так и межточечных взаимодействий (Baddeley et al. 2000).

Целью работы является установить закономерности пространственного размещения пороев слепышей, выявить соотношение эффектов первого и второго порядков, которые влияют на интенсивность педотурбационной активности этих почвороев и определить характер взаимного влияния твердости почв и роющей деятельности слепышей.

Экспериментальный полигон был заложен на участке степной целины на склоне восточной экспозиции балки вблизи с. Любимовка (Днепропетровская область, Украина, 48°21'30.26"С.Ш., 35°11'53.78"В.Д.). Полигон представляет собой совокупность из 180 соприкасающихся ячеек размером 1,5×1,5 м. Ячейки составляют 9 трансект по 20 ячеек в каждой. Полигон имеет форму прямоугольника со сторонами 30 и 13,5 м, большая сторона полигона ориентирована в направлении восток–запад. По углам ячеек измеряли электрическую проводимость и твердость почвы 15 сентября 2010 года.

Для описания распределения точечных объектов применяли гетерогенные модели Пуассона (учитывается пространственная изменчивость интенсивности процесса без взаимодействия между точками), при котором интенсивность является линейной функцией ковариат (Baddeley et al. 2000). Интенсивность точечного процесса оценена как плотность пороев на единицу площади. Однородный Пуассоновский процесс с единичной интенсивностью имеет плотность вероятности, равную 1. Процесс площадь–взаимодействие, или процесс Видома-Роулинсона (Widom, Rowlinson, 1970), характеризует взаимодействие высокого порядка между точками и имеет плотность вероятности

$$f(x) = \alpha \beta^{n(x)} \gamma^{-A(x)},$$

где α – нормализующая константа; $\beta > 0$ – параметр интенсивности; $\gamma > 0$ – параметр взаимодействия; $A(x)$ – площадь диска радиуса r с центром, размещенном в каждой точке x_i .

Каноническая безмасштабная форма модели имеет два параметра – радиус диска взаимодействия r и параметр η . Параметр η может принимать любое ненегативное значение. Значение $\eta = 1$ соответствует Пуассоновскому процессу с интенсивностью β . Если $\eta < 1$, то процесс является регулярным, а если $\eta > 1$ – процесс является кластеризованным. Значение $\eta = 0$ соответствует твердоядерному процессу с радиусом r . При нестационарном процессе Видома–Роулинсона вклад каждой точки является функцией свойств конкретного локалитета, а не постоянной β .

В качестве пространственных ковариат рассматривались данные по электрической проводности и твердости почвы.

Статистический анализ был проведен с помощью программы R 2.12.1 с использованием функций из библиотеки «Spatstat 1.4.3» (Baddeley, Turner, 2005). Построение карт поверхностей и геостатистические расчеты произведены с помощью программы Surfer 8.0. Моделирование структурных уравнений произведено с помощью программы Lisrel 8.0 (<http://www.ssicentral.com/>).

Пространственное размещение пороев по изучаемому полигону представлено на рис. 145.

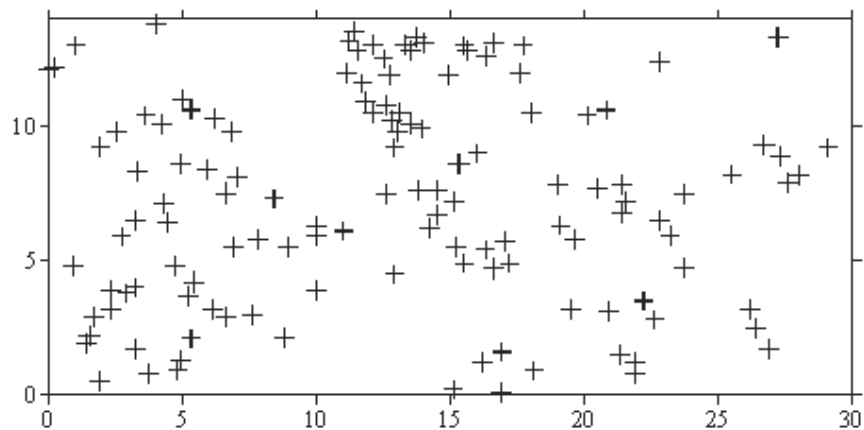


Рис. 145. Пространственное размещение пороев на экспериментальном полигоне

Базовым статистическим процессом для описания распределения точечных объектов является однородный точечный процесс Пуассона с интенсивностью λ , который иногда называется полностью пространственно случайным (*Complete Spatial Randomness – CSR*). Интенсивность точечного процесса в нашем случае составляет $0,27/\text{м}^2$. Однородный процесс Пуассона в анализе часто выступает в роли «нуль-модели». При полной пространственной случайности распределения точки независимы друг от друга и могут быть обнаружены в любой части изучаемой территории.

Тест Колмогорова–Смирнова может быть применен для проверки гипотезы полной пространственной случайности процесса. Вдоль оси абсцисс процесс не однородной («нуль-модель» может быть отклонена с вероятностью $0,00012$), тогда как вдоль оси ординат нулевая гипотеза не может быть отвергнута ($p = 0,19$) – табл. 97.

Таблица 97. Тест Колмогорова–Смирнова для проверки гипотезы независимости интенсивности точечного процесса от ковариат

| Ковариаты | <i>d</i> -статистика Колмогорова–Смирнова | <i>p</i> -критерий |
|-----------|---|--------------------|
| <i>x</i> | 0,19 | 0,00 |
| <i>y</i> | 0,09 | 0,19 |
| ЕС | 0,08 | 0,41 |
| 0–5 см | 0,2 | 0,00 |
| 5–10 см | 0,25 | 0,00 |
| 10–15 см | 0,11 | 0,09 |
| 15–20 см | 0,18 | 0,00 |
| 20–25 см | 0,19 | 0,00 |
| 25–30 см | 0,13 | 0,04 |
| 30–35 см | 0,08 | 0,42 |
| 35–40 см | 0,11 | 0,07 |
| 40–45 см | 0,09 | 0,17 |
| 45–50 см | 0,12 | 0,06 |

Таким образом, изучаемый случайный точечный процесс является негомогенным в пространстве с выраженным трендом интенсивности вдоль оси абсцисс. С помощью теста Колмогорова–Смирнова можно проверить и гипотезу о влиянии ковариат на интенсивность точечного процесса. Интенсивность пороев слепышей не зависит от электропроводности почвы, твердости почвы на глубине 10–15; 30–35; 35–40; 40–45 и 45–50 см.

Интенсивность точечного процесса взаимосвязана с такими ковариатами, как твердость почвы на глубине 0–5; 5–10; 15–20; 20–25; 25–30 см.

Анализ *L*-функции Рипли свидетельствует о том, что модель Пуассона не является приемлемой для описания процесса при масштабах более чем 1,1 м (рис. 146,а). Выше указанного масштабного уровня наблюдается агрегация точечных объектов в большей степени, чем это можно предполагать для полностью случайного процесса. Модель, дополненная трендом третьего порядка, достаточно хорошо описывает распределение точечных объектов (рис. 146,б).

Предсказательные способности модели с трендом достоверно отличаются от модели с постоянной интенсивностью случайного про-

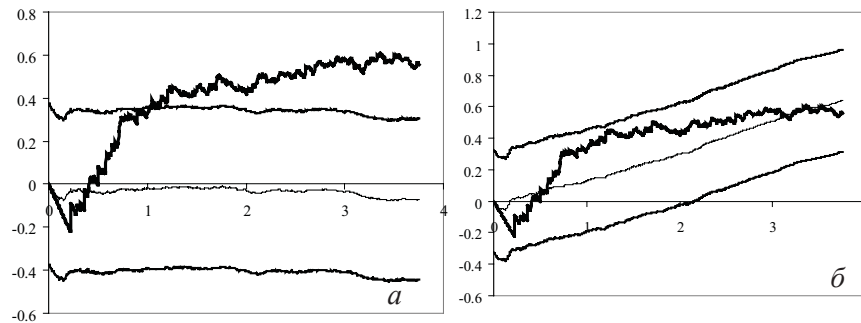


Рис. 146. L-функция для модели с постоянной интенсивностью процесса и доверительный интервал: ось абсцисс – масштабный диапазон, м; горизонтальные линии – 95%-ный критический интервал для нулевой гипотезы

цесса. В табл. 98 представлены статистические характеристики последовательно усложняющихся моделей; каждая строка указывает на компоненту, которая добавляется к предыдущей модели

Таблица 98. Информационный критерий Акаике (AIC) для различных моделей точечного процесса*

| Ковариаты | Пуассона | | Видома-Роулинсона | | | | |
|-----------|----------|---------|-------------------|--------------|--------|--------------|--------|
| | AIC | Хи-тест | r | радиус 0,2 м | | радиус 1,1 м | |
| | | | | AIC | η | AIC | η |
| Константа | 599,00 | | 0,20 | 571,99 | 0,31 | 383,49 | 5,82 |
| Тренд | 574,38 | 0,00 | 0,20 | 548,67 | 0,15 | 394,43 | 3,58 |
| ЕС | 576,35 | 0,85 | 0,20 | 550,53 | 0,15 | 395,57 | 3,54 |
| 0–5 см | 564,87 | 0,00 | 0,20 | 542,60 | 0,12 | 393,38 | 2,91 |
| 5–10 см | 553,76 | 0,00 | 0,20 | 537,66 | 0,13 | 393,25 | 2,65 |
| 10–15 см | 555,67 | 0,76 | 0,20 | 538,03 | 0,13 | 392,99 | 2,50 |
| 15–20 см | 556,85 | 0,36 | 0,20 | 539,42 | 0,13 | 394,99 | 2,50 |
| 20–25 см | 558,47 | 0,53 | 0,20 | 541,42 | 0,13 | 396,79 | 2,47 |
| 25–30 см | 559,22 | 0,26 | 0,20 | 542,09 | 0,12 | 396,45 | 2,40 |
| 30–35 см | 552,12 | 0,00 | 1,10 | 541,44 | 0,11 | 396,08 | 2,29 |
| 35–40 см | 551,77 | 0,12 | 1,00 | 541,28 | 0,10 | 397,26 | 2,26 |
| 40–45 см | 553,65 | 0,73 | 0,20 | 542,02 | 0,09 | 398,10 | 2,27 |
| 45–50 см | 553,70 | 0,16 | 1,10 | 543,24 | 0,09 | 400,08 | 2,29 |

*Хи-тест указывает на достоверность отличий модели в данной строке от предыдущей; η – статистика модели Видома-Роулинсона; r – абсолютный максимум.

Последовательное добавление в регрессионную модель предсказательных переменных улучшает её свойства. Статистика AIC как критерий качества регрессионной модели характеризуется двумя локальными минимумами – значениями твердости почвы на глубине 5–10 и 35–40 см. Значения твердости почвы в диапазоне глубин от 10 до 30 см не приносят существенной информации для объяснения интенсивности пороев на участке, что видно по плавному увеличению статистики AIC и отсутствию достоверных различий между моделями по хи-тесту. Качественное изменение в характере влияния твердости на интенсивность пороев наблюдается на глубине 30–35 см, так как модель с участием этой переменной достоверно отличается от предыдущих моделей. Твердость почвы на больших глубинах вплоть до 50 см не несет важной дополнительной информации.

Регрессионная модель может учесть неоднородность изменения интенсивности точечного процесса, т.е. описать эффект первого порядка. Важно также учесть влияние эффектов второго порядка или

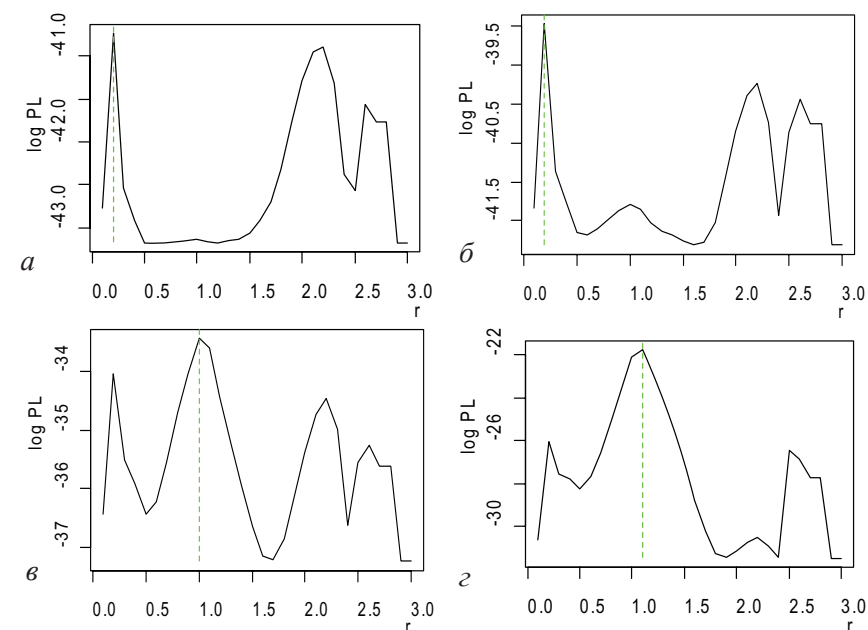


Рис. 147. Профиль логарифма псевдоподобия: а – константная модель; б – модель тренда; в – модель с учетом тренда, электропроводности и твердости почвы до глубины 30–35 см; г – модель с учетом всех ковариат

взаимодействие между точечными объектами. Одной из возможных моделей взаимодействия является модель площадь–взаимодействие, или модель проницаемых сфер Видома-Роулинсона.

Для определения оптимального значения радиуса диска взаимодействия r может быть построен профиль логарифма псевдоподобия (рис. 147).

Радиус диска может быть рассмотрен как «мешающий параметр» – параметр, который не представляет непосредственного интереса, но должен быть определен для анализа тех параметров, которые представляют интерес. Радиус r формально с точки зрения вычислительной процедуры является «мешающим», так как для выбранного значения r по экспериментальным данным вычисляется значение параметра η . Для различных r будут найдены различные η . С точки зрения содержательной интерпретации модели параметр r имеет важное значение как характеристика пространства, в пределах которого происходит взаимодействие между объектами. Профиль логарифма подобия (в нашем случае – псевдоподобия) служит для решения задачи нахождения «мешающего» параметра r как значения аргумента, соответствующее максимуму этого профиля.

Профиль логарифма псевдоподобия имеет несколько локальных максимумов для различных моделей эффектов первого порядка. Максимумы соответствуют радиусам 0,2; 1,1; 2,2 и 2,6 м. Значения радиусов, соответствующие абсолютным максимумам, приведены в табл. 99. В модели Видома-Роулинсона предполагается, что взаимодействие между точечными объектами происходит на расстоянии не больше чем $2r$. Множественность локальных максимумов логарифмов псевдоподобия свидетельствует о сложном иерархическом характере взаимодействия между пороями в пространстве. Пространственные уровни взаимодействия соответствуют установленным локальным максимумам логарифма псевдоподобия.

Значимость локальных максимумов статистики r в модели Видома-Роулинсона изменяется в зависимости от выбранной модели, объясняющей неоднородность интенсивности роющей активности слепышей. В константной модели доминирует взаимодействие при $r = 0,2$ м и важное значение имеет взаимодействие при $r = 2,2$ м. Применение данных по твердости почвы в качестве предикторов, объясняющих изменчивость интенсивности точечного процесса, увеличивает значение взаимодействия на уровне $r = 1,1$ м. Наиболее вероятно, что речь идет о взаимодействии на уровне $r = 0,2$ м и

Таблица 99. Коэффициенты для различных вариантов статистических моделей точечных процессов

| Переменные | Модели | | | |
|-------------------|----------|-------|-------------------|--------------|
| | Пуассона | Еггор | Видома-Роулинсона | |
| | | | радиус 0,2 м | радиус 1,1 м |
| Константа | 9,145 | 2,375 | 10,402 | 5,019 |
| ЕС | -2,765 | 2,188 | -2,916 | -1,097 |
| 0–5 см | -0,502 | 0,328 | -0,540 | -0,795 |
| 5–10 см | -1,955 | 0,562 | -1,862 | -2,510 |
| 10–15 см | -0,095 | 0,581 | 0,036 | 0,398 |
| 15–20 см | 0,106 | 0,320 | 0,062 | 0,032 |
| 20–25 см | -0,080 | 0,265 | 0,002 | 0,097 |
| 25–30 см | -0,849 | 0,443 | -1,142 | -0,924 |
| 30–35 см | 0,948 | 0,327 | 1,227 | 1,303 |
| 35–40 см | -0,197 | 0,499 | -0,563 | -0,394 |
| 40–45 см | 0,283 | 0,457 | 0,474 | 0,080 |
| 45–50 см | -0,508 | 0,363 | -0,591 | -0,447 |
| X – абсцисса | -0,376 | 0,179 | -0,432 | -0,594 |
| Y – ордината | -0,253 | 0,356 | -0,468 | 1,914 |
| X ² | 0,017 | 0,012 | 0,014 | 0,024 |
| X·Y | 0,036 | 0,021 | 0,058 | 0,043 |
| Y ² | 0,053 | 0,042 | 0,056 | -0,219 |
| X ³ | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| X ² ·Y | -0,001 | 0,000 | -0,002 | -0,002 |
| X·Y ² | 0,000 | 0,001 | 0,000 | 0,002 |
| Y ³ | -0,003 | 0,002 | -0,003 | 0,006 |

периодическом процессе взаимодействия с лагом 1,1 м, вследствие чего возникают эффекты при $r = 1,1$ и 2,2 м. Поэтому для понимания природы взаимодействий на различных масштабных уровнях будут рассмотрены неоднородные модели точечных процессов Видома-Роулинсона для $r = 0,2$ и 1,1 м.

Как и следовало предполагать, однородная модель Видома-Роулинсона для $r = 0,2$ м хорошо описывает процесс на малых расстояниях (рис. 148,а). При превышении дистанции 2,2 м реальные

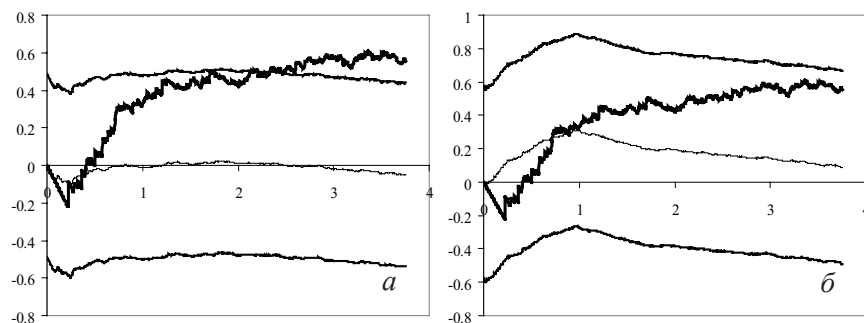


Рис. 148. *L*-функция для модели площадь–взаимодействие

данные демонстрируют отклонение от модели в сторону агрегации. Однородная модель для $r = 1,1$ м хорошо описывает точечный процесс на различных масштабных уровнях (рис. 148,б).

По критерию АІС модель Видома-Роулинсона лучше описывает изучаемый точечный процесс, чем модель Пуассона, при этом модель Видома-Роулинсона с радиусом влияния 1,1 м является более адекватной, чем с радиусом влияния 0,2 м. Точечный процесс нельзя признать стационарным, поэтому применение неоднородных моделей значительно повышает качество описания процесса. Как в случае модели Пуассона, так и в случае модели Видома-Роулинсона с радиусом влияния 0,2 м наименьшим значением критерия АІС характеризуется модель, которая учитывает тренд третьего порядка и твердость почвы вплоть до уровня 5–10 см. Однородная модель Видома-Роулинсона с радиусом влияния 1,1 м характеризуется наилучшими предсказательными способностями. Локальные минимумы статистики АІС для семейства моделей с радиусом влияния 1,1 м соответствуют включению данных твердости почвы на горизонтах 0–15 и 30–35 см.

В случае модели Видома-Роулинсона важную информацию о пространственном размещении точечных объектов дает статистика η . Для радиуса влияния 0,2 м этот показатель свидетельствует о наличии отталкивающего взаимодействия между пороями, вследствие чего формируется регулярная структура (что характерно для значений $\eta < 1$). С увеличением переменных-предикторов в регрессионных моделях показатель η уменьшается до асимптотического уровня 0,09. Значение $\eta = 0$ наблюдается в случае твердоядерного процесса (расстояние между точечными объектами может быть не меньше радиуса влияния). Такие свойства точечного процесса имеют очевид-

ную экологическую интерпретацию: на малых расстояниях порои формируют регулярную структуру, при этом вычленение действия внешних факторов (эффектов первого порядка) позволяет получить практически идеально регулярное расположение пороев.

На уровне взаимодействия в пределах 1,1 м наблюдается четкая тенденция к агрегации пороев ($\eta > 1$). Учет эффектов первого порядка позволяет снизить оценку значимости эффектов второго порядка: при добавлении новых переменных-предикторов значение статистики η асимптотически стремится к уровню 2,26–2,29, что значительно меньше этого показателя для однородной модели ($\eta = 5,82$).

Таким образом, совокупность почвенных пороев слепышей представляет собой агрегированные структуры с регулярным расположением пороев в пределах агрегаций. Соотношение значимости между эффектами первого и второго порядков может быть оценено по статистике η для однородного процесса и асимптотической оценки этой статистики при увеличении числа переменных-предикторов, объясняющих экзогенную неоднородность интенсивности случайного точечного процесса.

Твердость почвы в области активности слепышей имеет сложную природу. На естественную мозаичность свойств почвенного покрова накладывается изменчивость твердости, вызванная педотурбационной деятельностью землероев. Очень важно дифференцировать в динамике показателей твердости почвы компоненту, которая существовала до зоогенного воздействия и представляет собой экзогенные факторы первого порядка и зоогенную компоненту, что является следствием, а не причиной.

Проверить гипотезу о причинно-следственных связях между изучаемыми переменными можно с помощью SEPATН-анализа. Процедура SEPATН-анализа позволяет также количественно оценить существенные факторы (латентные переменные), которые не наблюдаются непосредственно, но проявляют себя через поведение измеримых (манифестных) переменных.

Предварительно проведенный многомерный факторный анализ (результаты не приведены) позволил установить существование четырех факторов (латентных переменных). Латентная переменная $v1$ отражает изменчивость твердости почвы в горизонтах 0–15 см; переменная $v2$ – в горизонтах 10–25 см, а переменная $v4$ – 25–50 см. Переменная $v3$ описывает педотурбационную активность слепышей (рис. 149).

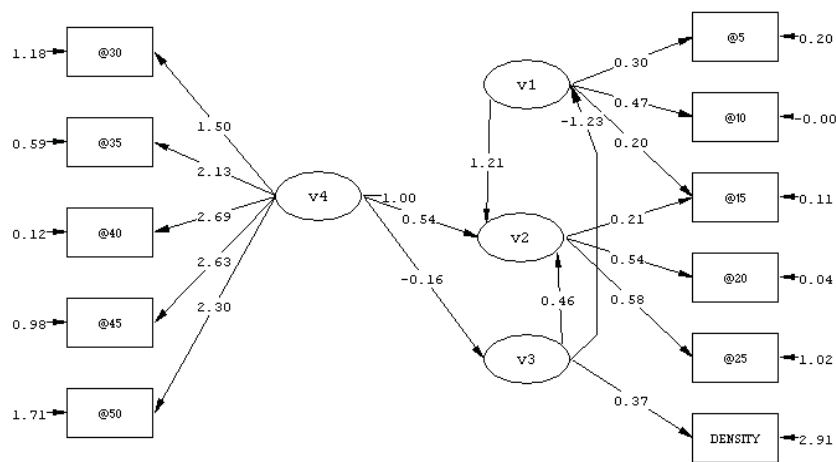


Рис. 149. Структурная диаграмма взаимосвязи твердости почвы и педотурбационной активности слепышей: @5–50 – твердость почвы на уровнях 0–5, ..., 45–50 см соответственно; Density – почвенные выбросы слепышей, г/м²; v1–4 – латентные переменные

Переменная $v4$ отражает тренд твердости почвы на глубине 25–50 см в пределах изучаемого полигона, который существует без воздействия педотурбационной активности слепышей и позитивно влияет на твердость в верхних горизонтах почвенной толщи (переменная $v2$) и негативно – на педотурбационную активность слепышей. Таким образом, можно заключить, что в процессе роющей активности слепыши выбирают те участки почвенной толщи, где твердость меньше. Необходимо отметить такую особенность, что полученные данные не противоречат гипотезе о позитивном влиянии рытья почвы слепышами на её твердость в горизонтах 10–30 см (регрессионный коэффициент 0,46). Этот эффект может возникать как результат уплотнения стенок хода слепышей, а также в результате дренажа почвы почвенными ходами, в результате чего влажность почвы, окружающая ход, уменьшается, а её твердость – увеличивается.

В верхних почвенных горизонтах (0–15 см, переменная $v1$) твердость уменьшается вследствие роющей деятельности слепышей (регрессионный коэффициент –1,23). В свою очередь твердость почвы в верхнем почвенном горизонте позитивно влияет на твердость почвы в горизонтах 10–25 см. Динамика твердости почвы в верхнем почвенном горизонте определяется не только зоогенным фактором, но фитогенным фактором, а также режимом влажности и температуры

поверхности почвы. Таким образом, причиной неоднородности интенсивности точечного процесса, который описывает распределение пороев в пределах изучаемого участка, является твердость почвы на глубине 25–50 см (влияние свойств почвы на больших глубинах также возможно, но не было исследовано в этой работе).

Модели точечных процессов имеют две компоненты: первая описывает пространственную гетерогенность или влияние ковариат (эффекты первого порядка), вторая – межточечные взаимодействия (эффекты второго порядка). Качественно характер влияния пространственной гетерогенности мало зависит от выбранной модели взаимодействия между точками (табл. 99).

Между электрической проводностью почвы и плотностью пороев существует отрицательная связь. Очевидно, что роющая активность слепышей приводит к уменьшению электрической проводности почвы. Твердость почвы в горизонтах 0–5 и 5–10 см уменьшается с ростом педотурбационной активности слепышей. Твердость почвы на глубине 10–25 см не имеет однозначной связи с активностью рытья почвы слепышами. Для горизонтов 25–30, 30–35 и 35–40 см характерны противоположные зависимости между интенсивностью точечного процесса и твердостью почвы. Для горизонта 25–30 см связь отрицательная, для 30–35 – положительная, а для 35–40 см – снова отрицательная. Как показали результаты SEPATH-анализа, твердость почвы на рассматриваемой глубине, наиболее вероятно, является влияющим фактором, а интенсивность пороев – результатом этого влияния.

9. ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ ПРОДУКТИВНОСТИ АГРОЦЕНОЗОВ В УСЛОВИЯХ ПРИРОДНОГО ЗЕМЛЕДЕЛИЯ

9.1. ЛАНДШАФТНАЯ ЭКОЛОГИЯ КАК ОСНОВА ПРОСТРАНСТВЕННОГО АНАЛИЗА ПРОДУКТИВНОСТИ АГРОЦЕНОЗОВ

Ядром современного ландшафтоведения как естественной науки о земле является исследование правил межкомпонентных отношений в пространстве-времени (Хорошев и др., 2006). Представление об элементарных почвенных процессах и в более широком контексте – о ландшафтных или геосистемных элементарных процессах, развитое Ф.И. Козловским (2003) и в своей основе сформулированное И.П. Герасимовым и М.А. Глазовской, можно рассматривать как подход к естественной для натуралиста редукции системы до ее независимых оснований или частей (Пузаченко и др., 2006).

Как отмечают Д.Н. Козлов и соавт. (2008), возможности исследования существенно расширяются при сочетании наземных полевых измерений и дистанционной информации. Последняя рассматривается не как средство для дешифрирования априори существующих образов состояния земной поверхности, а как система измерения ее физических свойств через величины отраженной солнечной радиации в различных спектральных зонах.

Наряду с дистанционной информацией естественно рассматривать цифровые модели рельефа, потенциально отражающие пространственное перераспределение тепла, твердого и жидкого стока (Козлов и соавт., 2008).

Преобразование солнечной энергии, представленное через спектрональные дистанционные измерения, можно трактовать как интегральный ландшафтный процесс. Задача исследования – расчленить его на элементарные ландшафтные процессы в понимании их Ф.И. Козловским (2003). Элементарный процесс, как утверждает Ф.И. Козловский, есть методологический прием представления динамики сложной реальной системы, данной наблюдателю в совокупности наблюдаемых или измеряемыми переменных, а функциональное пространство – это модель явления в пространстве физически

осмысленных материальных тел или сил. При этом мы рассчитываем, что первое есть в конечном итоге отображение второго (Пузаченко, 2006).

При исследовании на этой основе ландшафтообразующих факторов возможны два основных подхода (Козлов, 2006; Козлов и др., 2008). Первый – интегральный, при котором дистанционные спектрональные измерения и свойствам рельефа ставятся в соответствие некоторые классы состояний какой-либо типологической классификации компонента (например группы ассоциаций растительности, виды почв и т.п.). Второй – редукционистский (парциальный), при котором рассматриваются элементарные измеряемые свойства каждого компонента (например высота леса, доля участия конкретного вида в растительном покрове или какие-либо характеристики его обилия, мощность гумусового горизонта, влажность почвы на определенной глубине и т.п.). Эти два подхода не противоречат друг другу и, в конечном итоге, на их основе необходимо получить отображение состояний в пространстве одних и тех же ландшафтных процессов. Более того в качестве гипотезы можно принять: если на основе этих двух подходов получены одинаковые отображения, то в системе не обнаружены эмерджентные свойства.

Подход, предложенный в работе Д.Н. Козлова и соавт. (2008), фактически сводится к схеме черного ящика с явно определенным входом: потоком солнечной радиации, неявно определенным приходом атмосферных осадков, формой земной поверхности как некоторой константы в каждой точке и явно измеренным выходом – результатом функционирования ландшафта, отраженной солнечной радиацией и тепловым излучением. Подразумевается, что рельеф перераспределяет приходящую влагу и энергию на различных иерархических уровнях. Отраженная солнечная радиация представляется через значения в спектральных каналах, через различия отражения в разных зонах спектров и через индексы, рассчитываемые на основе представлений термодинамики. Полевые измерения свойств компонентов ландшафта дают основу для раскрытия структуры черного ящика как механизма, обеспечивающего преобразование энергии через испарение, рассеивание тепла и биохимические процессы. Соответственно воспроизводимость состояний любого явления возможна постольку, поскольку оно участвует в преобразовании тепла и влаги. Свойства, прямо или косвенно несвязанные с этими процессами, если и наблюдаемы в поле, то невоспроизводимы в рассматри-

ваемой системе отношений. Если принять, что трансформация тепла и влаги – важнейшая функция ландшафта, то рассмотренный подход вполне адекватен. Однако, как отмечают авторы концепции, он все-таки не исчерпывает многообразия природы. Можно не сомневаться, что существуют и иные входы в «черный ящик», и иные выходы, оставшиеся за границей наблюдаемого. В анализ может быть включен один очевидный вход: воздействие ветра, скорость и направление которого является продуктом взаимодействия воздушных масс и градиентов давления, генерируемых на различных иерархических уровнях организации ландшафта (Козлов и др., 2008).

Как в традиционной, так и в цифровой картографии, по содержанию и назначению все почвенные карты могут быть разделены на две группы – базовые и специальные (Фридланд, 1986; Козлов, Сорокина, 2011). Первая группа связана с научными и практически задачами, требующими выделения на карте дискретных ареалов единиц генетической или прикладных классификаций почв. Вторая группа – преимущественно карты отдельных свойств, предназначенные для решения задач узко практического назначения: обеспеченность элементами питания, оценка актуальной кислотности и щелочности, загрязнение тяжелыми металлами, засоление, влажность и температура почвы и др. (Козлов, Сорокина, 2011).

Д.Н. Козлов и Н.П. Сорокина (2011) отмечают, что основная методическая проблема почвенной картографии связана с невозможностью прямой инвентаризации ареалов почв и почвенных комбинаций. Закономерности их пространственной организации выявляются по доступным для наблюдения свойствам факторов дифференциации ПП: рельефа, климата, почвообразующих пород, живых организмов, хозяйственной деятельности, пространственного положения.

В цифровой почвенной картографии для интерполяции результатов точечного опробования распространены два взаимодополняющих подхода (McBratney et al., 2003; Козлов, Сорокина, 2011). Первый основан на модели территориальной автокорреляции (геостатистики или пространственной статистики), второй – на модели почвенно-ландшафтных связей. Согласно первому подходу, значение моделируемого свойства почвы в конкретной точке может быть предсказано (интерполировано) на основе автокорреляционной функции, учитывающей значения этого свойства в некоторой окрестности этой точки. Геостатистическое моделирование требует высокой плотности полевого опробования. Это делает экономически нецелесообразным

его использование при детальном картографировании больших территорий. Помимо этого, предполагается стационарность пространственного распределения результатов опробования, что накладывает существенные ограничения при картировании неоднородного почвенного покрова. Вместе с тем использование данного подхода оправдано для отображения специальных почвенных показателей в пределах агропроизводственных участков, не имеющих выраженных почвенно-ландшафтных связей (например содержание в гумусовом горизонте элементов биофильной группы). Параметры автокорреляционной функции используются для определения характерных масштабов пространственного варьирования почвенного покрова и выявления средних размеров почвенного индивидуума (Козловский, 1970; Кузякова, 2006; Самсонова, 2008; Козлов, Сорокина, 2011).

Технологическую основу цифровой модели почвенно-ландшафтных связей (второй подход) составляет растровая модель измерения факторно-индикационных характеристик, имеющих сплошной охват территории картографирования (рис. 150).

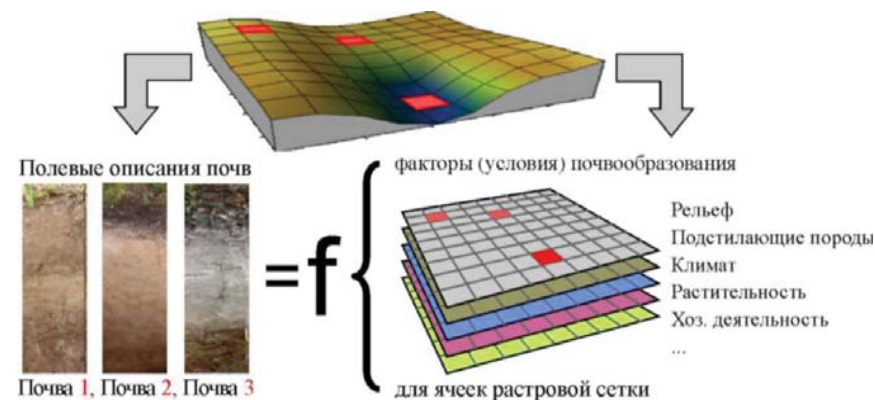


Рис. 150. Принципиальная схема цифрового почвенного картографирования на основе факторно-корреляционной модели почвенно-ландшафтных связей (Козлов, Сорокина, 2011)

Элементы регулярной сетки (пиксели, операционные или элементарные территориальные единицы – ЭТЕ) с обоснованными линейными размерами служат посредниками между точечными данными полевых почвенных описаний и площадными ландшафтно-индикационными характеристиками. Элементы, в пределах которых имеются почвенные описания, определяют обучающую выборку, на которой строятся вероятностно-статистические модели, связывающие

изменчивость почвенных свойств, выявленную в ходе опробования, с изменчивостью свойств факторов почвообразования. В случае достоверности такой модели становится возможным предсказать значение моделируемого почвенного свойства для необеспеченных полевым опробованием пикселей и дать оценку точности такого прогноза (Козлов, Сорокина, 2011).

В качестве средств построения ландшафтно-индикационной модели используются методы множественной регрессии, дискриминантного и корреляционного анализов, их модификации, позволяющие вычислить вес каждой индикаторной переменной в дискриминации заданных почвенных категорий и соответствие каждому сочетанию факторных основ определенное состояние почвы. Методы интеллектуального анализа данных (англ. *data mining*: нейронные сети, классификационные и регрессионные деревья и др.) обеспечивают выявление скрытых закономерностей или взаимосвязей в больших массивах данных (Козлов, Сорокина, 2011).

Чаще всего в качестве факторно-индикационных характеристик элементов растровой сетки используются значения абсолютных высот и производные морфометрические параметры рельефа, описывающие перераспределение влаги и тепла – показатели крутизны и формы поверхности, водосборная площадь, высота над местным базисом эрозии и др. (Шарый, 2006; Козлов, Сорокина, 2011). Для характеристики растительности, особенностей хозяйственной деятельности как почвообразующих факторов используются многозональные оптико-электронные космические снимки различных систем (Landsat, Spot, Aster и др.), регистрирующих свойства ландшафтного покрова (биомасса, продуктивность, температура и др.) в величинах отраженного коротковолнового и собственного длинноволнового излучения (Ormeš, Ekercin, 2008; Козлов, Сорокина, 2011).

Исследования проведены в 2012 году. Два смежных поля расположены на расстоянии 5 км на север от г. Синельниково (Днепропетровская область). На одном поле (находится восточней) с 2008 г. отказались от применения пестицидов и минеральных удобрений. Борьба с сорняками на этом поле ведется ручной прополкой. Такую систему земледелия можно отнести к так называемому природному земледелию. На соседнем поле используются интенсивные технологии с применением пестицидов и минеральных удобрений. На обоих полях в 2012 г. возделывали семенной подсолнечник.

На поле, которое переведено в режим природного земледелия, в 2008 году возделывали озимую пшеницу Фаворитка и вносили аммиачную селитру (185 кг/га), аммофос (146 кг/га), инсектицид актара (12 г/га), гербицид Альфа-стар (20 г/га), фунгицид Альфа-стандарт (Дерозал) – 320 г/га. Семена обрабатывали протравителем Дивиденд Стар (1 л/тону). В 2009 году на поле выращивали горох семенной Харьковской эталонной. Для борьбы с сорняками вносили Базагран (2,5 л/га), инсектицид Диазол (инсектицид 0,6 л/га), СуперБизон (0,56 л/га), гербицид Физилад Форте. Урожай гороха был равен 22 ц/га. В 2010 г. на поле выращивали тритикале Папсуевское без применения средств химзащиты и удобрений. Получен урожай 41,3 ц/га. В 2011 году выращивали сою семенную (12 га), тритикале (17 га), гибрид кукурузы гибрид Солоньянский 298 СВ (ФАО 290) – 28 га без применения пестицидов и удобрений. Урожай сои составил 20 ц/га, тритикале – 39,6 ц/га, кукурузы – 38,9 ц/га. В 2012 году на поле выращивали подсолнечник семенной Сингента. Получена урожайность 7 ц/га.

25 сентября и 2 октября были проведены полевые исследования. В 90 точках на поле природного земледелия (25 сентября) и в 92 точках на поле интенсивного земледелия (2 октября) были измерены твердость и электропроводность почвы, а также отобраны почвенные образцы из верхнего 10 сантиметрового горизонта. Точки расположены в виде 6 трансект по 15 точек в каждой (на поле интенсивного земледелия первые две трансекты представлены 16 точками). Ориентировочно расстояние между точками в трансекте составляло 75 м. Точные координаты мест отбора фиксировали с помощью GPS-навигатора. Расстояние между трансектами на поле природного земледелия составило 50–70 м. К моменту проведения работ на поле интенсивного земледелия убрана и вспахана половина поля. Поэтому при отборе проб расстояние между трансектами было сокращено примерно в 2 раза – до 30–40 м.

Твердость почв измеряли в полевых условиях с помощью ручного пенетрометра Eijkelkamp на глубину до 50 см с интервалом 5 см. Средняя погрешность результатов измерений прибора составляет $\pm 8\%$. Измерения проводили конусом с размером поперечного сечения 2 см², в пределах каждой точки в однократной повторности.

Наблюдаемую электрическую проводимость почвы (*apparent soil electrical conductivity* – EC_a) определяли с помощью сенсора HI 76305

(Hanna Instruments, Woodsocket, R.I.). Измерения в пределах каждой точки проводились в трехкратной повторности.

В работе проведен анализ снимков с расширенного тематического картографического сканера (Enhanced Thematic Mapper Plus – ETM+), установленного на спутнике Landsat 7, сделанных 16 апреля, 2 и 11 мая, 12 и 19 июня, 14 и 30 июля и 6 и 22 августа 2012 г. Временной диапазон снимков охватывает основную часть вегетационного периода. Снимки получены с сервера Earthexplorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>).

31 мая 2003 на сенсоре ETM+ произошла ошибка корректора полосы охвата (*Scan Line Corrector – SLC*), все изображения получили клинообразные пробелы, из-за чего было потеряно 22 % данных, которые содержатся в снимках. Такие снимки составляют коллекцию *L7 SLC-off*, доступ к которой через Интернет бесплатный. В работе используется технология заполнения пробелов (Scaramuzza, et al., 2004), которая реализована в виде программного модуля *landsat_gapfill.sav* для программы ENVI 4.7, с помощью чего проведена коррекция полученных снимков.

На основе цифровой модели рельефа (ЦМР) были рассчитаны следующие производные геоморфологические параметры изучаемой территории: топографический индекс влажности (TWI); топографический индекс влажности по алгоритму SAGA (TWI_SAGA); угол уклона поверхности (Slope); топографический индекс расчлененности (шероховатость рельефа) – *Topographic Ruggedness Index (Ruggedness)* – показывает среднее значение перепада высот между анализируемой ячейкой и восемью смежными; кривизна в профиле и плане (*Prof_curv* и *Plan_curv*); индекс баланса массы – *Mass-balance index* (Friedrich, 1998) – отрицательные значения характеризуют участки с приростом массы, такие как депрессии или поймы рек; позитивные значения характеризуют участки с эрозионными потерями массы, такие как склоны холмов; значения, близкие к нулю, характеризуют участки, где существует баланс между приходом и расходом массы, такие как равнины или пологие склоны; фактор длина-уклон (*LS, ls_factor*) универсального уравнения потери почвы (*Universal Soil Loss Equation – USLE*);

9.2. ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА ИНДЕКСА NDVI

Оценка наземной биомассы необходима для изучения продуктивности, кругооборота углерода, распределения питательных веществ в наземных экосистемах (Ryu et al., 2004). Методы анализа данных дистанционного зондирования земли позволяют оценить свойства и процессы в экосистемах и их годовую динамику на различных масштабных уровнях, так как наблюдения со спутника проводятся со значительным пространственным охватом, высоким пространственным разрешением и временной периодичностью (Running et al., 2000). В ряде исследований показано, что такие индексы, как спектральный вегетационный индекс (SVI), простое отношение (SR), нормализованный дифференциальный вегетационный индекс (NDVI) и скорректированный нормализованный дифференциальный вегетационный индекс (NDVIC), полученные с помощью данных со спутника, являются хорошими предикторами индекса листовой поверхности (LAI), биомассы и продуктивности лесных и луговых экосистем (Fassnacht et al., 1997; Jakubauskas, 1996; Nemani et al., 1993; Paruelo, Lauenroth, 1998; Steininger, 2000; Tieszen et al., 1997).

Особенности пространственного распределения растительности в динамике по оценке индекса NDVI в пределах изучаемых полей представлены на рис. 151. Данные спутника Landsat ETM+; 16 апреля 2012 г. Культура – подсолнечник. Размер ячеек раstra – 30×30 м. Проекция – UTM, 36 зона. Стрелки указывают на лесную полосу, которая делит два поля. Отчетливая пространственная неоднородность характерна для распределения растительности в различные этапы вегетационного периода. Важной проблемой для понимания механизмов формирования урожайности культур является выяснение причин пространственной неоднородности фитомассы и возможности учета полученных знаний в практике сельскохозяйственного производства.

Анализ полученной информации состоит из двух этапов – статистического и геостатистического.

Статистический подход позволяет сравнить вариабельность индекса NDVI во времени, рассматривая два поля как целостные объекты. Данные, представленные на рис. 152. свидетельствуют о том, что два поля характеризуются подобной динамикой растительности в течение вегетационного периода. Установлено, что активное раз-

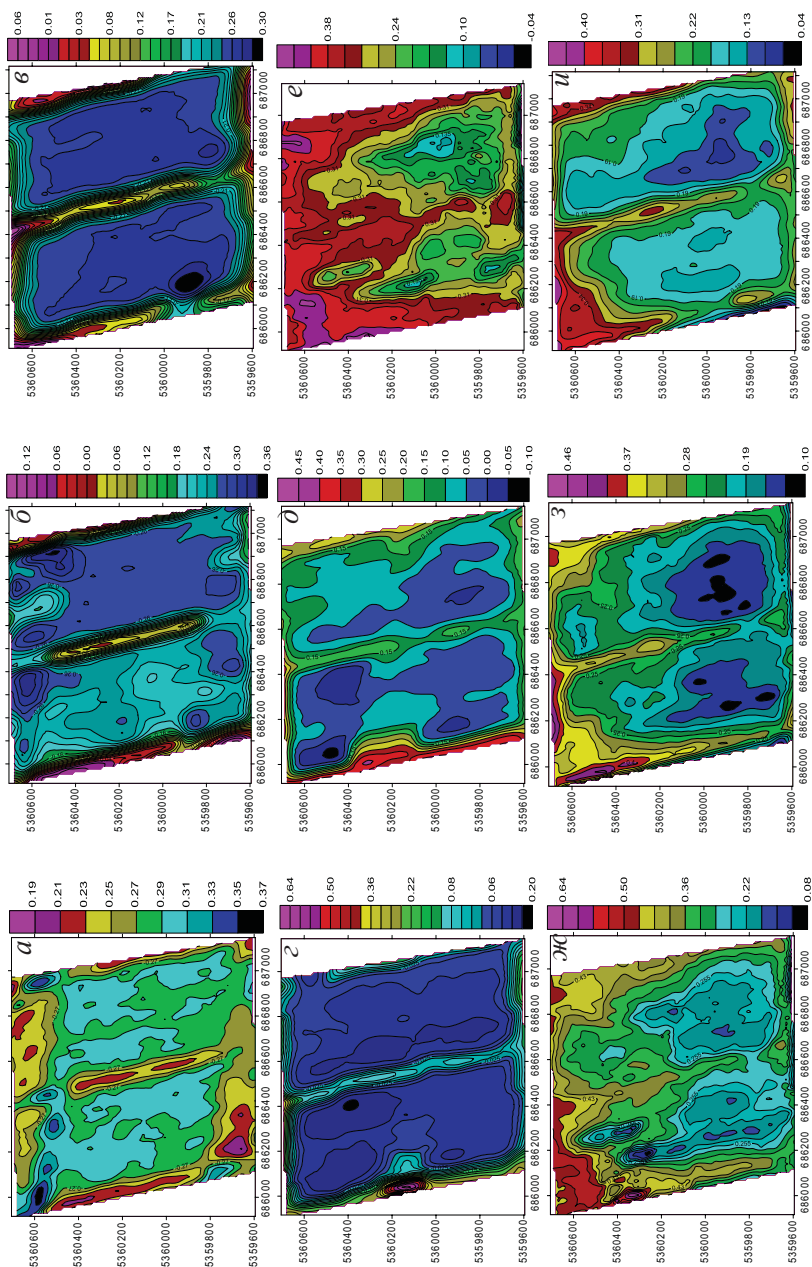


Рис. 151. Пространственная изменчивость индекса NDVI в пределах поля: а, в, д, ж, з – природное земледелие; б, г, е, з – интенсивное

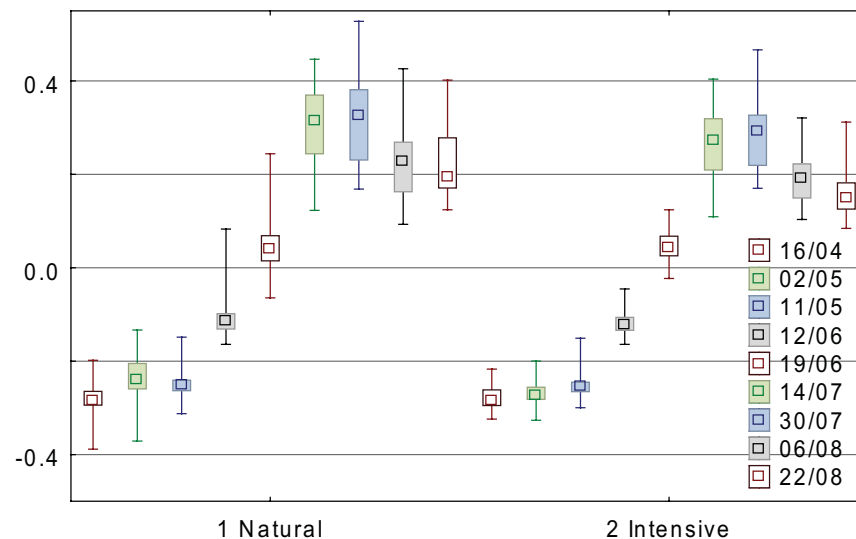


Рис. 152. Динамика вегетационного индекса NDVI на полях с различной технологией: квадрат – медиана; прямоугольник – интервал 25–75 %; линии – минимум–максимум; Natural – технология природного земледелия; Intensive – технология интенсивного земледелия

витие вегетативной массы культуры наблюдается с конца мая. Этот рост длится вплоть до середины июля. Затем наблюдается плато, которое заканчивается снижением индекса NDVI с начала августа.

Дисперсионный анализ показал, что между значениями NDVI на двух полях наблюдаются статистически достоверные различия (табл. 100). Стабильное преобладание индекса NDVI на поле с природной технологией земледелия в сравнении с полем интенсивной технологии наблюдается с середины июля.

Геостатистический анализ позволяет сравнить особенности пространственного распределения индекса NDVI в пределах каждого из сравниваемых полей.

Геостатистическая процедура – кригинг – должна быть проведена для пространственно-стационарного процесса. Поэтому изначально из наблюдаемых данных должен быть извлечен пространственный тренд. Это можно сделать с помощью регрессионного анализа, если в качестве переменных-предикторов использовать пространственные координаты объектов. Экстракцию тренда мы провели с помощью полинома 3-й степени:

Таблица 100. Дисперсионный анализ достоверности различий вегетационного индекса NDVI между полями с различными технологиями земледелия

| Дата | SS-Effect | MS-Effect | SS-Error | df-Error | MS-Error | F | p |
|------------|-----------|-----------|----------|----------|----------|-------|------|
| 16 апреля | 0,00 | 0,00 | 0,13 | 180 | 0,00 | 0,30 | 0,58 |
| 2 мая | 0,05 | 0,05 | 0,23 | 180 | 0,00 | 39,59 | 0,00 |
| 11 мая | 0,00 | 0,00 | 0,12 | 180 | 0,00 | 0,38 | 0,54 |
| 12 июня | 0,01 | 0,01 | 0,21 | 180 | 0,00 | 6,89 | 0,01 |
| 19 июня | 0,00 | 0,00 | 0,35 | 180 | 0,00 | 0,04 | 0,84 |
| 14 июля | 0,07 | 0,07 | 1,10 | 180 | 0,01 | 11,52 | 0,00 |
| 30 июля | 0,08 | 0,08 | 1,18 | 180 | 0,01 | 12,69 | 0,00 |
| 6 августа | 0,07 | 0,07 | 0,62 | 180 | 0,00 | 19,36 | 0,00 |
| 22 августа | 0,20 | 0,20 | 0,69 | 180 | 0,00 | 52,02 | 0,00 |

$NDVI_{xy} = a_1x + a_2y + a_3x^2 + a_4y^2 + a_5x^3 + a_6y^3 + a_7xy + a_8x2y + a_9xy^2$, где x и y – географические координаты; $NDVI_{xy}$ – значения индекса NDVI в точке с координатами x и y ; a_1, \dots, a_9 – регрессионные коэффициенты. Остаток регрессионной модели лишен тренда, который может быть описан полиномом 3-й степени и рассматриваться как стационарный пространственный процесс.

Важную информацию о природе изучаемого процесса дает доля дисперсии, описываемой регрессионной моделью зависимости переменной от пространственных координат (тренда, в нашем случае 3-й степени) – R^2 . Эта величина говорит о значении пространственного тренда в изменчивости индекса NDVI. Тренд в общем виде описывает комплекс факторов, действие которых непрерывно в пределах всей изучаемой территории.

Анализ полученных данных свидетельствует о том, что роль тренда усиливается вместе с увеличением общей фитомассы на полях (табл. 101). Динамика R^2 синхронна с динамикой значения индекса NDVI. Наименьшее значение R^2 наблюдается в апреле, когда растительного покрова практически нет, а индекс NDVI в этот период отражает неоднородность почвенного покрова. За исключением локального максимума значения R^2 2 мая на поле с природной технологией (0,63), рост значения индекса NDVI сопряжен с увеличением роли тренда в пространственной изменчивости вегетационной массы.

Таблица 101. Геостатистические характеристики индекса NDVI в различные моменты вегетационного периода

| Дата | Тип земледелия | Наггет · 10 ⁴ | Порог · 10 ⁴ | Радиус, м | 100-SDL, % | R ² |
|------------|----------------|--------------------------|-------------------------|-----------|------------|----------------|
| 16 апреля | Природное | 1,87 | 7,30 | 104,39 | 79,61 | 0,22 |
| | Интенсивное | 3,75 | 2,17 | 153,80 | 36,66 | 0,28 |
| 2 мая | Природное | 11,40 | 21,03 | 153,21 | 64,85 | 0,63 |
| | Интенсивное | 17,06 | 27,82 | 166,72 | 61,99 | 0,37 |
| 11 мая | Природное | 4,44 | 32,34 | 87,69 | 87,92 | 0,45 |
| | Интенсивное | 11,40 | 29,27 | 148,18 | 71,97 | 0,50 |
| 12 июня | Природное | 32,27 | 74,20 | 317,14 | 69,69 | 0,61 |
| | Интенсивное | 12,20 | 28,09 | 176,93 | 69,71 | 0,39 |
| 19 июня | Природное | 6,83 | 45,41 | 183,87 | 86,93 | 0,57 |
| | Интенсивное | 5,58 | 12,08 | 185,01 | 68,42 | 0,56 |
| 14 июля | Природное | 0,00 | 19,18 | 143,73 | 100,00 | 0,72 |
| | Интенсивное | 2,14 | 14,91 | 171,44 | 87,46 | 0,76 |
| 30 июля | Природное | 1,31 | 31,61 | 149,66 | 96,03 | 0,71 |
| | Интенсивное | 1,25 | 9,29 | 182,36 | 88,17 | 0,83 |
| 6 августа | Природное | 0,12 | 28,92 | 157,74 | 99,60 | 0,45 |
| | Интенсивное | 3,09 | 6,28 | 172,19 | 67,02 | 0,75 |
| 22 августа | Природное | 6,54 | 9,81 | 167,31 | 59,99 | 0,68 |
| | Интенсивное | 5,53 | 10,33 | 150,13 | 65,14 | 0,62 |

Различия по показателю R^2 между полями с разными типами технологий статистически не достоверны (тест Вилкоксона $Z = 0,18$; $p = 0,86$). Это подтверждает сходный характер реагирования растительности на обоих полях в ответ на действие трендовых факторов.

Характеристики вариограммы дают важную информацию о пространственной организации явления либо процесса на локальном уровне. Соотношение наггет-эффекта и частичного порога указывает на роль пространства в организации переменной, а радиус автокорреляции показывает протяженность пространственного взаимодействия.

Значения наггет-эффекта и частичного порога используются для вычисления показателя пространственной автокорреляционной независимости переменной – *SDL*. Очевидно, логично говорить о пространственной зависимости, поэтому мы будем рассматривать комплиментарный показатель – 100-*SDL*. Автокорреляционная компонента пространственной зависимости синхронна и фитомассе. Показатель 100-*SDL* наименьший в начале вегетационного периода, растет с увеличением индекса *NDVI* и после достижения плато – снижается. Особенность состоит в том, что показатель 100-*SDL* достоверно выше для поля с природной технологией земледелия (тест Вилкоксона $Z = 2,19$; $p = 0,03$).

Радиус автокорреляции индекса *NDVI* не подвержен закономерному изменению в течение вегетационного периода и не различается статистически достоверно между двумя полями (тест Вилкоксона $Z = 1,13$; $p = 0,26$). Для поля с природной технологией возделывания этот показатель равен в среднем 162,75 м, а для поля с интенсивной технологией – 167,42 м. Этот факт может свидетельствовать о природе возникновения автокорреляции фитомассы. Наиболее вероятно то, что действие локальных экзогенных (в данном случае – эдафических) факторов приводит к пространственному структурированию растительного покрова. Следовательно, пространственная неоднородность почвенных свойств является причиной формирования пространственных паттернов растительности, что по определению представляет собой основу для внедрения системы точного земледелия.

Важной особенностью пространственной изменчивости фитомассы является возрастание роли тренда и локальной автокорреляции при увеличении фитомассы, которая индицируется с помощью *NDVI* – более обильное растительное сообщество становится более пространственно-структурированным. Данный результат – это очевидное пространственное следствие закона лимитирующего фактора Либиха. С увеличением фитомассы в процессе вегетации факторы различной природы и различного масштабного уровня все в большей степени оказывают свое ограничивающее влияние.

9.3. ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ДЕТЕРМИНАНТЫ ПРОДУКТИВНОСТИ АГРОЦЕНОЗОВ

Рельеф является важным фактором почвообразования, он перераспределяет поступающую на поверхность Земли энергию и влияет на миграцию влаги в пределах ландшафта. Цифровая модель рельефа позволяет оценить влияние рельефа на продуктивность агроэкосистем. Цифровая модель является базовым информационным пластом, на основании которого можно произвести расчет производных показателей – индикаторов тех или иных процессов, регулируемых рельефом (рис. 153, 154).

Высота рельефа в пределах изучаемой территории варьирует в пределах от 164,68 до 179,2 м, в среднем составляя 171,37 м (табл. 102). Поля размещены в условиях плакора, угол уклона рельефа невелик – от 0 до 1,73°. По величине угла уклона почвенно-технологические условия на изучаемых полях можно оценить как благоприятные, так как этот показатель не превышает 3° (Медведев, Лактионова, 2007).

Показатель шероховатости рельефа (среднее значение перепада высот в ячейках раstra, непосредственно окружающих данный растр) в среднем находится на уровне 0,31 м, варьируя в пределах 0–71 м. Очевидно, что в условиях регулярной вспашки поверхности этот показатель не может иметь высоких значений.

Кривизна рельефа охарактеризована в профиле и в плане. Среднее значение кривизны в профиле и плане достоверно не отличаются от нуля. Кривизна в профиле варьирует в пределах от – 34,37 до $27,90 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$, кривизна в плане – 43,97 до $31,57 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$. Основная тенденция пространственного размещения кривизны рельефа – выгнутые участки (с позитивной кривизной) приурочены к периферии поля – к искусственным лесным насаждениям, а вогнутые – к центральной части.

Более детальный анализ размещения вогнутых участков рельефа показывает, что они четко маркируют папиляры стока (Полупан и др., 1996, 2000; Полупан, 1998; Полупан и др., 2011) – аппарат поверхностного стока. Папиляры стока (ПС) представлены плоскими, как правило, линейно направленными понижениями, которые характеризуются хорошо выраженным профилем с вогнутым днищем, а склоны с пологим закруглением постепенно переходят в склоны других ПС. В них отсутствуют любые признаки размыва, и они не имеют постоянного водотока (Корсунов, Красеха, 2010).

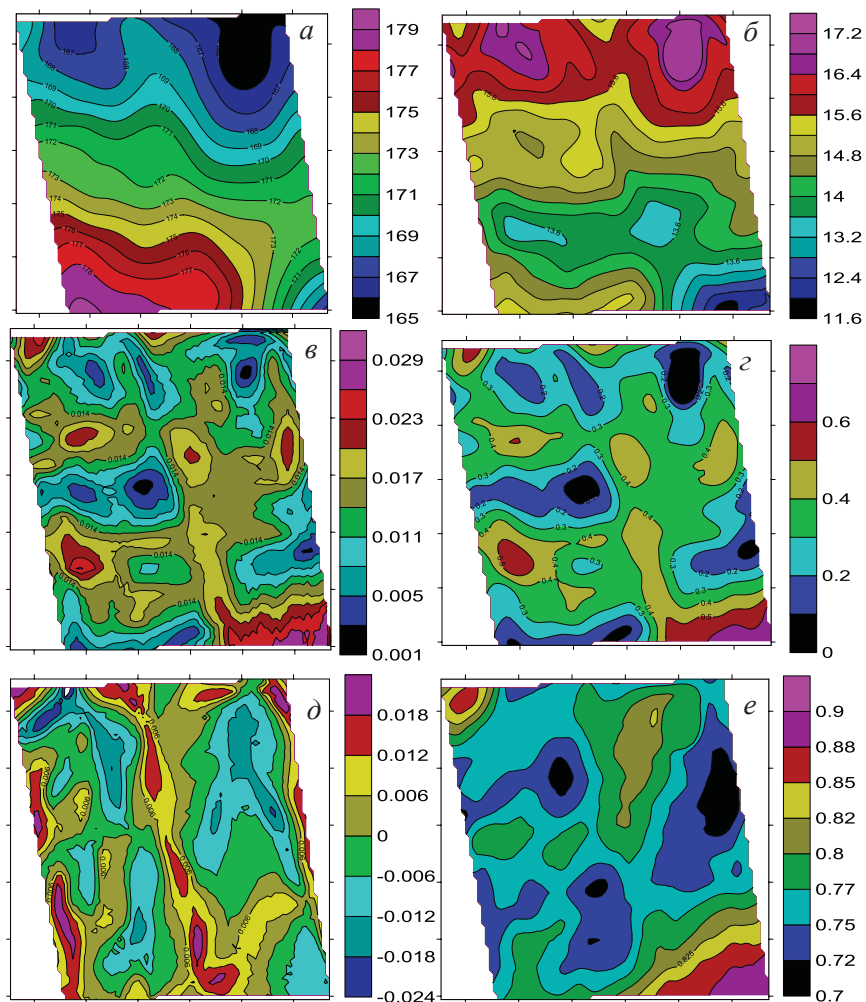


Рис. 153. Цифровая модель рельефа и производные геоморфологические параметры территории, на которой расположены изучаемые поля: а – цифровая модель рельефа, м; б – топографический индекс влажности SAGA (TWI_SAGA), усл. ед.; в – уклон поверхности, рад; г – шероховатость рельефа; д – кривизна в профиле; е – затененность

По данным Н.И. Полупана и др. (2000), ширина ПС колеблется преимущественно в границах 10–30 м, в том числе днища – 0,3–2 м при глубине 0,3–0,7 м. Считается, что ПС – флювиального происхождения и формировались вместе с развитием поверхности в це-

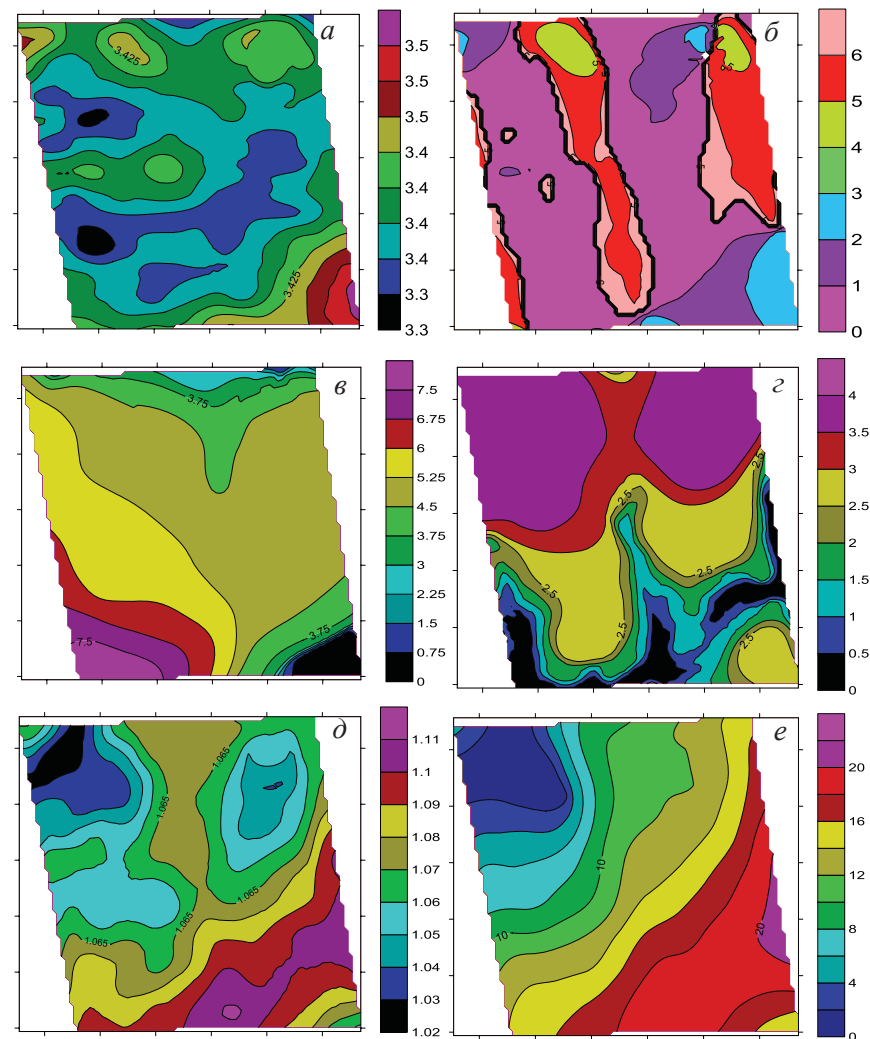


Рис. 154. Геоморфологические свойства территории, на которой расположены изучаемые поля: а – Direct_insol; б – Aspect; в – Mrrtf; г – Mrrbf; д – Wind; е – высота над сетью каналов

лом в постледниковое время. Они характерны как для травянистых, так и для лесных экосистем склонов. Исследования Н.И. Полупана с соавт. (2000, 2012) показали, что на склонах рядом с системой ПС спорадично через 50–100 м залегают понижения глубиной 1–5 м, которые служат для сбрасывания воды с водораздельных плато. Эти

Таблица 102. Статистические характеристики геоморфологических показателей

| Показатель* | Среднее | Доверительный интервал | | Минимум | Максимум | Диапазон | Асимметрия | Экцесс |
|-------------------------------------|---------|------------------------|--------|---------|----------|----------|------------|--------|
| | | -95 % | +95 % | | | | | |
| DEM, м | 171,37 | 171,28 | 171,46 | 164,68 | 179,20 | 14,52 | 0,28 | -0,89 |
| TWI_SAGA | 14,98 | 14,95 | 15,00 | 11,63 | 17,09 | 5,46 | -0,29 | -0,09 |
| TWI | 9,33 | 9,30 | 9,37 | 7,30 | 18,28 | 10,98 | 1,95 | 5,78 |
| Slope, град | 0,74 | 0,74 | 0,75 | 0,00 | 1,73 | 1,73 | 0,17 | 0,04 |
| Ruggedness, м | 0,31 | 0,31 | 0,31 | 0,00 | 0,71 | 0,71 | 0,15 | 0,27 |
| Prof_curv·10 ⁻³ 1/м | -1,60 | -1,81 | -1,38 | -34,37 | 27,90 | 62,27 | -0,13 | -0,18 |
| Plan_curv·10 ⁻³ 1/м | 0,57 | 0,32 | 0,82 | -43,97 | 31,57 | 75,54 | 0,12 | -0,21 |
| Mass_balance | 0,00 | 0,00 | 0,00 | -0,09 | 0,05 | 0,15 | -0,28 | 1,51 |
| Ls_factor | 0,09 | 0,09 | 0,10 | 0,00 | 0,31 | 0,31 | 0,63 | 0,89 |
| Hillshad | 0,77 | 0,77 | 0,77 | 0,70 | 0,90 | 0,20 | 1,27 | 1,79 |
| Direct_insol, кВт·ч/м ² | 3,38 | 3,38 | 3,38 | 3,30 | 3,52 | 0,22 | 1,13 | 1,75 |
| Diffuse_insol, кВт·ч/м ² | 0,84 | 0,84 | 0,84 | 0,84 | 0,84 | 0,00 | 0,28 | -0,86 |
| Altitude | 12,33 | 12,20 | 12,47 | 0,00 | 21,38 | 21,38 | -0,51 | -0,68 |
| Wind | 1,07 | 1,06 | 1,07 | 1,02 | 1,11 | 0,09 | 0,00 | -0,62 |
| Mrrtf | 5,00 | 4,96 | 5,03 | 0,14 | 7,64 | 7,51 | -0,86 | 2,44 |
| Mrvbf | 2,58 | 2,55 | 2,61 | 0,00 | 3,94 | 3,93 | -0,63 | -0,82 |

*Здесь и далее: DEM – высота рельефа; TWI_SAGA – топографический индекс влажности SAGA; TWI – топографический индекс влажности; Slope – угол уклона поверхности рельефа; Ruggedness – шероховатость рельефа; Prof_curv – кривизна в профиле; Plan_curv – кривизна в плане; Mass_balance – баланс массы; Ls_factor – эрозионный фактор; Hillshad – затененность склона; Direct_insol – прямая инсоляция; Diffuse_insol – диффузная инсоляция; Aspect – аспект; Mrrtf – разномасштабный индекс плакорной равнинности; Mrvbf – разномасштабный индекс идентификации долин; Wind – индекс влияния ветра Ливарда; Altitude – высота над сетью каналов; Type – дифференциальный маркер типа системы земледелия.

глубокие понижения (1–5 м) авторы предлагают называть лощинами стока (ЛС). Если папиляры стока выполняют стокоформирующую роль, то лощины работают в режиме, который позволяет удалить из водоразделов излишек осадков в речную сеть (Полупан и др., 2000).

Как видим, в границах склона образуется сложная система линейных форм рельефа (ПС и ЛС), которые выполняют транспортные функции, регулируя поверхностный сток воды. Плотность ПС составляет 25–40 шт./км. Начало их приурочено к части водораздельного склона крутизной 1–1,5°, где ПС еще очень слабо выражены в рельефе. В местах перехода склона в сектор с крутизной 2° ПС уже хорошо выражены на поверхности. Они или достигают дна балок, или служат водосборами местных ложин и оврагов.

В местах пересечения с бровками балок ПС имеют наибольшую глубину (1–3 м). Общая их глубина определяется крутизной склона, формой его строения и длиной склона в верхней части между крутизной 1–2°. На склонах крутизной 1–2°, а также при длине склонов в верхней части в границах до 50–70 м независимо от крутизны и формы глубина ПС составляет до 30 см. При выпукло-вогнутой форме склона, когда последняя часть составляет меньше 150–200 м к бровке, ПС на вогнутой части неглубокие и практически незаметны в рельефе. На всех других склонах, независимо от крутизны и формы, ПС имеют глубину 40–70 см с редким отклонением от этих параметров.

Количество ПС, их размеры, форма залегания отражают равновесное состояние между особенностями строения склоновых территорий и поверхностным стоком. Многолетние наблюдения показали, что сток на склонах формируется в ПС в любое время года и сбрасывается через них в гидрографическую сеть. Другого маршрута не может быть, так как поверхность склона в поперечном разрезе имеет гофрированный вид. В связи с этим движение поверхностных вод не хаотично, а закономерно направлено к днищам ПС, а по ним – в балку (Полупан и др., 2000; 2012). Следует заметить, что на целинных участках под травянистой растительностью, а также в лесных биоценозах система папиляров стока усложняется особенностями нанорельефа: дерновинными злаками, кочками, приствольными повышениями и т.п. (Корсунов, Красеха, 2010).

При исследованиях почвенного покрова с использованием топографических планов даже довольно детальных масштабов папиляры стока практически не принимают во внимание. Не находят отображения они и на картах пластики рельефа. В то же время их влияние на процессы почвообразования на склонах и структуру почвенного покрова довольно значительно, что требует закладки специальных участков детального масштаба, а также изучения закономерностей

строения структуры почвенного покрова на катенах и микрокатенах (Корсунов, Красеха, 2010).

Индекс баланса массы (Mass_balance) в целом по территории равен нулю, диапазон изменчивости этого показателя находится в пределах $(-0,09)$ – $(+0,05)$. Равнинный характер местности, в пределах которой расположены изучаемые поля, не предполагает существенной роли явлений перераспределения почвенной массы в результате эрозионных процессов. Это находит свое отражение в невысоком абсолютном значении индекса баланса массы. Как убедимся далее, этот показатель не имеет достоверного информационного значения для описания изменчивости вегетационных индексов.

Индекс *LS*-фактор (фактор длины склона–угол уклона) в среднем составляет 0,09 и варьирует в пределах 0,00–0,31. Тесно коррелирует с индексом баланса массы ($r = -0,30$; $p = 0,00$). Для так называемых базовых условий (угол уклона поверхности – 8 %, длина склона – 73 фута) *LS*-фактор равен 1. Можно заключить, что в пределах изучаемой территории риск активных эрозионных процессов невелик.

Затененность склона (Hillshad) и индекс прямой инсоляции (Direct_insol) характеризуются сильной корреляционной связью ($r = -0,76$; $p = 0,00$). Затененность территории составляет 0,77, варьируя в пределах 0,70–0,90. Наибольшее количество прямой солнечной энергии получает юго-восточная часть поля. В пределах поля формируются участки, которые получают значительно меньшее количество солнечной энергии, чем в среднем по территории (индекс затененности – 0,70–0,72; прямая солнечная инсоляция – 3,30–3,36 кВт·ч/м²). Индекс прямой солнечной инсоляции сильно коррелирует с уклоном рельефа ($r = -0,14$; $p = 0,00$), так как в целом склон имеет северо-восточное направление; ориентирован в южном направлении только юго-восточный участок поля. Сильная корреляция наблюдается и с шероховатостью рельефа ($r = -0,17$; $p = 0,00$), кривизной в профиле ($r = -0,11$; $p = 0,00$), фактором эрозии ($r = -0,15$; $p = 0,00$), высотой выше сети каналов ($r = 0,14$; $p = 0,00$), с разномасштабным индексом плакорной равнинности ($r = -0,42$; $p = 0,00$) и с индексом влияния ветра Ливарда ($r = 0,21$; $p = 0,00$). Таким образом, даже в условиях равнинного рельефа микрорельефные особенности создают предпосылки для значительного различия количества солнечной энергии, попадающей на поверхность в пределах изучаемой территории.

Разномасштабный индекс плакорной равнинности (Mrtf) характеризуется высоким эксцессом, который связан с тем, что при об-

щем диапазоне данного признака 0,14–7,64 пиксели со значением 5,00–5,50 занимают 39,63 % всей территории. Наблюдаемая картина является численным выражением того факта, что исследуемые поля непосредственно примыкают к плакорному участку и, как видно из рис. 154, значительная часть поля характеризуется высокой степенью плакорной равнинности.

Разномасштабный индекс идентификации долин (Mrvbf) достигает наибольшего значения в северной части исследуемых полей. Именно в северо-восточном направлении находится овражно-балочная сеть, плавный переход к которой и происходит в указанной части сельхозугодий.

Индекс влияния ветра Ливарда (Wind) находится на уровне 1,07 (диапазон изменчивости – 1,02–1,11). В юго-восточной части исследуемого участка наблюдается зона с повышенным риском ветровой эрозии. Наиболее возвышенные (DEM $r = 0,52$; $p = 0,00$) и вогнутые в профиле (Prof_curv $r = -0,40$; $p = 0,00$) и выгнутые в плане (Plan_curv $r = 0,42$; $p = 0,00$) участки подвержены риску дефляции.

Средняя высота над сетью каналов составляет 12,33 м (диапазон варьирования – 0,00–21,38 м). Анализ пространственной изменчивости этого показателя свидетельствует о том, что в юго-восточной части исследуемой территории наблюдаются наиболее высокие его значения, а в северо-западной – наиболее низкие.

9.4. ВЛИЯНИЕ ХАРАКТЕРИСТИК РЕЛЬЕФА НА ВЕГЕТАЦИОННЫЙ ИНДЕКС NDVI

Ландшафтная обстановка в различные этапы вегетации может по-разному оказывать влияние на рост растений и продуктивность экосистем в целом. Очевидно, вначале вегетации лимитирующим фактором будет тепло, поэтому можно ожидать, что геоморфологические характеристики, которые отражают распределение солнечной энергии, будут играть ведущую роль в формировании продукционных процессов. В конце весны и в начале лета, в период оптимального сочетания тепла и влаги, на передний план выдвигается потенциальное плодородие почвы, которое непосредственно регулируется мощностью гумусированного горизонта, а таким образом – интенсивностью эрозии. Поэтому геоморфологические маркеры активности эрозии почв в наибольшей степени могут указывать на фитомассу

агроценозов. Во второй половине лета дефицит влаги становится главным детерминантом обилия фитомассы, а топографический индекс влажности может быть ответствен за адекватное описание пространственной изменчивости вегетационных показателей.

Для оценки характера связи индексов NDVI и геоморфологических детерминант был проведен регрессионный анализ связи в различные периоды времени (табл. 103). Представленные данные показывают, что коэффициенты детерминации регрессионных моделей варьируют от 0,28 до 0,76. В наибольшей степени геоморфологические детерминанты оказывают влияние на продуктивность агроценозов с середины июля до конца августа.

В апреле важную роль играет такой показатель, как высота рельефа. Очевидно, чем раньше происходит прогрев почвы, тем раньше

Таблица 103. Результаты регрессионного анализа влияния геоморфологических детерминант на вегетационный индекс NDVI (стандартизированные коэффициенты)

| Показатель | NDVI, дата | | | | | | | | |
|---------------|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 16.04 | 2.05 | 11.05 | 12.06 | 19.06 | 14.07 | 30.07 | 6.08 | 22.08 |
| R^2 | 0,35 | 0,46 | 0,28 | 0,26 | 0,34 | 0,71 | 0,76 | 0,72 | 0,61 |
| DEM | 2,58 | - | - | - | 2,21 | - | - | - | - |
| TWI_SAGA | 1,08 | - | - | - | - | 0,39 | 0,37 | 0,46 | - |
| TWI | - | - | -0,36 | - | -0,35 | -0,32 | -0,25 | - | -0,31 |
| Slope | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Ruggedness, м | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Prof_curv | - | - | 0,28 | - | 0,24 | 0,24 | 0,26 | 0,24 | 0,20 |
| Plan_curv | - | - | - | - | 0,28 | - | - | - | - |
| Mass_balance | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Ls_factor | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Hillshad | - | 0,65 | - | - | - | 0,34 | 0,28 | - | 0,31 |
| Direct_insol | - | -0,87 | - | -0,39 | -0,52 | -0,32 | - | - | -0,34 |
| Diffuse_insol | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Aspect | -0,21 | 0,19 | - | - | - | 0,22 | 0,12 | - | 0,22 |
| Mrrtf | -0,82 | - | - | -0,63 | -0,79 | - | - | - | - |
| Mrvbf | - | - | - | - | 0,61 | -0,39 | -0,57 | -0,46 | -0,59 |
| Wind | - | - | - | - | -0,75 | - | - | - | - |
| Altitude | - | - | - | - | - | - | - | -0,44 | - |
| Type | - | 0,47 | - | - | - | 0,46 | 0,55 | - | 0,68 |

начинается развитие растений. Более быстрый прогрев ранней весной возвышенных дренированных станций обуславливает позитивную связь между высотой рельефа и индексом NDVI. Роль фактора дренированности подтверждается отрицательным значением регрессионного коэффициента у индекса Mrrtf (индекс плакорной равнины) – выгнутые участки плакора быстрее освобождаются от снежного покрова и быстрее дренируются, вследствие чего на них раньше начинается период активной вегетации растений.

Негативное влияние прямой инсоляции начинает проявлять себя в начале мая, и этот фактор оказывает свое влияние практически весь оставшийся период времени.

Важный методический результат получен при сравнении информационной значимости топографических индексов влажности – классического TWI и индекса, полученного по технологии SAGA. Топографический индекс влажности TWI_SAGA по результатам регрессионного анализа индицирует потенциал роста вегетирующей массы с середины июля по начало августа. Индекс TWI характеризуется негативными регрессионными коэффициентами. Можно предположить, что в комплексе предикторов множественной регрессионной модели индекс TWI описывает ту компоненту дополнительного увлажнения, которая может негативно сказываться на росте растений. Однако полученный результат показывает, что более предсказуемо ведет себя индекс TWI_SAGA, который дает более интерпретируемые результаты.

Как и следовало ожидать, роль топографического индекса влажности начинает проявляться в середине лета, в период острого дефицита влажности. Кривизна профиля рельефа в пределах равнинного ландшафта не имеет значительных абсолютных значений, но в контексте перераспределения влажности этот показатель приобретает экологическое значение с середины мая и характеризуется статистически достоверными регрессионными коэффициентами.

Уклон поверхности используется при расчете топографического индекса влажности, который, как показано, обладает значительными информационными способностями для описания пространственной изменчивости обилия фитомассы. Однако показатель уклона поверхности не влияет статистически достоверно на индекс NDVI. Прежде всего отметим, что равнинный характер рельефа не предполагает значительных уровней этого показателя, которые могли бы оказывать достоверное влияние на фитомассу. Следовательно, локальная площадь водосборного бассейна, которая является второй

составляющей топографического индекса влажности, оказывает существенное влияние на перераспределение влаги и таким образом проявляет свое влияние на продуктивность агроценозов. Угол уклона поверхности является локальной характеристикой рельефа, при вычислении которой принимается во внимание высота рельефа в данном пикселе раstra цифровой модели рельефа и восьми его окружающих. Локальная площадь водосборного бассейна данного раstra суммирует данные по различному числу пикселей раstra, которое определяется конфигурацией рельефной поверхности, то есть является функцией формы поверхности рельефа. Переходя от обсуждения количественных характеристик взаимосвязи особенностей рельефа и продуктивности фитоценозов, на предметном уровне полученный результат можно интерпретировать как демонстрацию важности концепции папилляров стока (Полупан и др., 2011) в перераспределении потоков влаги и как организаторов процесса эрозии.

Как отмечает М.И. Полупан и соавт. (2011), сформированный поверхностный сток в верхней части склона уже при начальном движении распадается на отдельные ручейки, которые при наборе скорости обуславливают эрозионные процессы, формируя продольные склоновые размывы. С течением времени это приводит к формированию на склонах микрорельефных образований как равновесной системы между поверхностным стоком и особенностями строения склона. Они являются морфологическими выражениями поверхностного стока и одновременно его аппаратом (Полупан, 1998).

Количество папилляр стока, их размеры, форма залегания отражают равновесное состояние между особенностями строения склоновых территорий и поверхностным стоком. Сток по склонам формируется в папиллярах стока в любое время года и сбрасывается через них в гидрографическую сеть. Иного маршрута быть не может, так как поверхность склона в поперечном разрезе имеет гофрированный вид. В связи с этим движение поверхностных вод не является хаотичным, а закономерно направлено по днищам папилляров стока (Полупан и др., 2011).

Именно папилляры стока характеризуются таким же углом уклона, как и окружающие их межпапиллярные пространства, но значительно отличаются кривизной рельефа. Кроме того, именно папилляры стока, по определению, отличаются существенно бóльшим локальным водосборным бассейном, чем точки в пределах межпапиллярных пространств.

Топографическая оценка интенсивности прямой инсоляции ха-

рактеризуется негативными регрессионными коэффициентами. Очевидно, в условиях степной зоны количество световой энергии не является лимитирующим фактором, влияющим на рост растений. В то же время солнечная энергия как фактор, сильно влияющий на нагревание почвенной поверхности и испарение влаги, может оказывать негативное влияние на рост растений.

Равнинный характер местности приводит к тому, что фактор диффузной инсоляции не играет существенной роли в формировании фитомассы растений на данной территории.

9.5. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ТВЕРДОСТИ ПОЧВЫ

Твердость почвы на двух полях не различается статистически достоверно, поэтому нами приведены обобщенные результаты по всей территории (табл. 104). Твердость почвы до горизонта 15 см достоверно не различается между соседними горизонтами. Очевидно, такая картина является результатом вспашки сельхозугодий. Начиная с горизонта 15–20 см и далее наблюдается постепенное увеличение твердости почвы от 2,18 МПа на глубине 15–20 см до 4,02 МПа на глубине 45–50 см.

Таблица 104. *Твердость почвы на различных глубинах (N = 182)*

| Глубина, см | Среднее, МПа | Доверительный интервал | | Минимум | Максимум | CV, % | Асимметрия | Экссесс |
|-------------|--------------|------------------------|-------|---------|----------|-------|------------|---------|
| | | -95 % | +95 % | | | | | |
| 0–5 | 1,96 | 1,86 | 2,07 | 0,60 | 4,20 | 37,59 | 0,24 | -0,44 |
| 5–10 | 1,99 | 1,89 | 2,10 | 0,60 | 4,50 | 35,36 | 0,77 | 0,85 |
| 10–15 | 1,96 | 1,88 | 2,05 | 0,60 | 4,50 | 30,69 | 0,86 | 1,29 |
| 15–20 | 2,18 | 2,09 | 2,27 | 0,70 | 5,00 | 29,01 | 0,88 | 2,03 |
| 20–25 | 2,36 | 2,27 | 2,45 | 1,00 | 4,80 | 25,70 | 1,05 | 2,37 |
| 25–30 | 2,56 | 2,48 | 2,65 | 1,20 | 5,00 | 22,80 | 0,99 | 1,53 |
| 30–35 | 2,81 | 2,70 | 2,92 | 1,50 | 5,00 | 26,21 | 1,10 | 0,92 |
| 35–40 | 3,17 | 3,05 | 3,30 | 1,70 | 5,00 | 27,61 | 0,73 | -0,43 |
| 40–45 | 3,55 | 3,41 | 3,68 | 1,70 | 5,00 | 26,35 | 0,31 | -1,08 |
| 45–50 | 4,02 | 3,89 | 4,14 | 1,90 | 5,00 | 21,32 | -0,34 | -0,93 |

Коэффициент вариации твердости почвы постепенно уменьшается от поверхности до глубины 25–30 см, после чего наблюдается локальный максимум вариабельности на глубине 35–40 см. Если за критическую отметку принять твердость почвы 3 МПа, т.е. корни растений не в состоянии преодолеть твердость при своём росте, то можно отметить, что в не менее 95 % случаев этот рубеж не преодолевается вплоть до глубины 30–35 см. После указанной глубины критическое значение твердости находится в 95%-ном доверительном интервале.

Попытка описать изменчивость твердости с помощью геоморфологических предикторов средствами линейной регрессии не дала удовлетворительных результатов – доля описанной дисперсии находится в пределах 8–11 % (рис. 155).

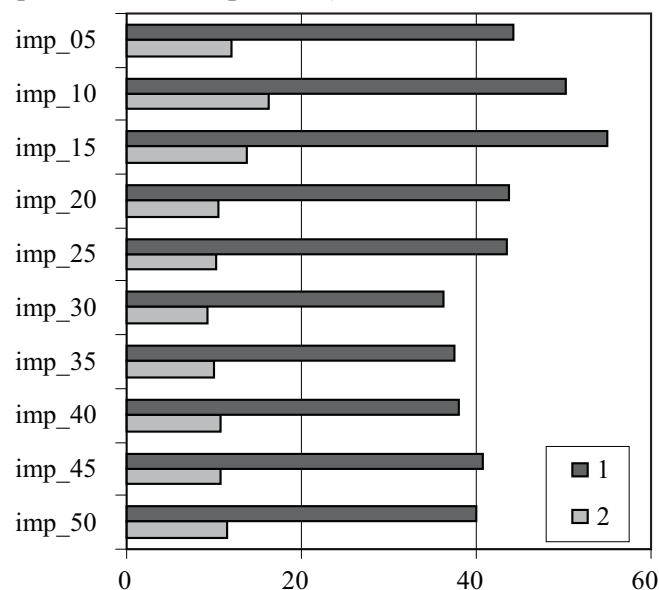


Рис. 155. Дисперсия твердости почвы, описанная геоморфологическими предикторами: ось абсцисс – доля описанной дисперсии, %; ось ординат – *imp_05* – твердость на глубине 0–5 см, ..., *imp_50* – на глубине 45–50 см; регрессионные модели: 1 – опорные векторы; 2 – линейная модель

Применение регрессии по методу опорных векторов (ядро функции – ANOVA RBF) значительно улучшило предсказательные возможности модели – до 37–58 %. Поэтому можно утверждать, что

пространственная изменчивость твердости почвы находится в зависимости от геоморфологической обстановки, но характер этой связи выходит за рамки линейного описания.

Несмотря на различия в абсолютных значениях описательных способностей регрессионных моделей, тенденция изменчивости описанной вариации, как при линейной модели, так и по методу опорных векторов, подобна: в наибольшей степени от комплекса геоморфологических характеристик зависит твердость на глубине 5–10 и 10–15 см. Второй максимум значений описанной дисперсии наблюдается для глубины 40–45 и 45–50 см. Замечательно то, что горизонты, которые регулярно подвергаются вспашке, в конце вегетационного сезона характеризуются твердостью, изменчивость которой в пространстве обусловлена геоморфологическими детерминантами.

Очевидно, что динамика водного и теплового режимов, которые испытывают регулирующее воздействие рельефа, отражается в пространственной изменчивости почвы. Так, тест Мантеля между матрицами расстояний Махаланобиса по твердости и по геоморфологическим показателям равен 0,17 ($p = 0,001$). Частный тест между теми же матрицами с матрицей географических расстояний в качестве контролирующей переменной равен 0,16 ($p = 0,002$). Это свидетельствует о том, что геоморфологические детерминанты оказывают влияние на твердость почвы, минуя иные факторы географической природы.

Таблица 105. Геоestatистические характеристики твердости почвы

| Глубина, см | Наггет | Порог | Радиус, м | 100-SDL, % | R^2 |
|-------------|--------|-------|-----------|------------|-------|
| 0–5 | 0,26 | 0,31 | 388,8 | 54,39 | 0,10 |
| 5–10 | 0,16 | 0,32 | 353,7 | 66,67 | 0,07 |
| 10–15 | 0,15 | 0,24 | 451,2 | 61,54 | 0,08 |
| 15–20 | 0,09 | 0,31 | 145,4 | 77,50 | 0,07 |
| 20–25 | 0,01 | 0,37 | 144,9 | 97,37 | 0,04 |
| 25–30 | 0,01 | 0,35 | 114,9 | 97,22 | 0,05 |
| 30–35 | 0,00 | 0,55 | 90,2 | 100,00 | 0,05 |
| 35–40 | 0,03 | 0,76 | 42,7 | 96,20 | 0,07 |
| 40–45 | 0,12 | 0,8 | 47,7 | 86,96 | 0,06 |
| 45–50 | 0,35 | 0,44 | 45,3 | 55,70 | 0,07 |

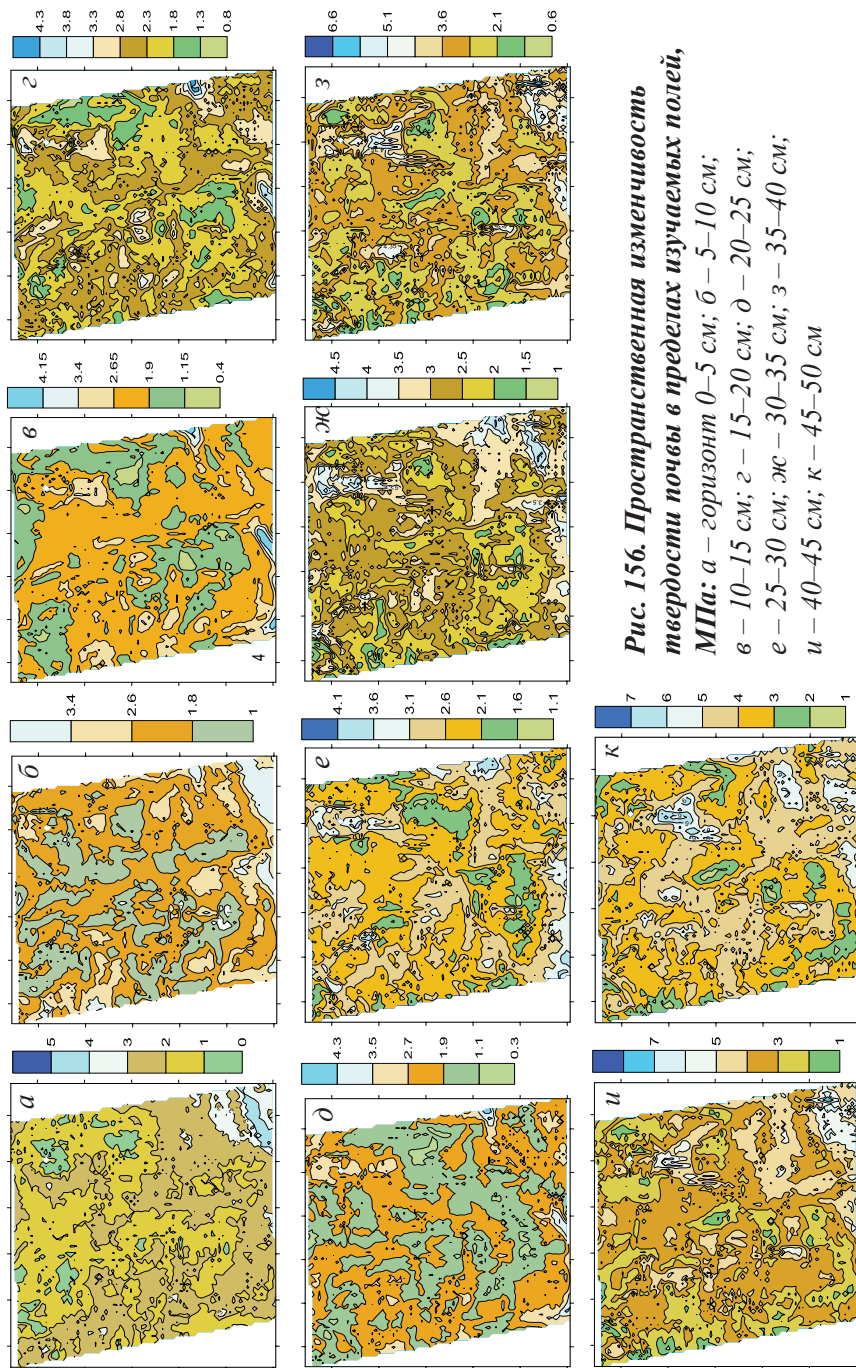


Рис. 156. Пространственная изменчивость твердости почвы в пределах изучаемых полей, МПа: а – горизонт 0–5 см; б – 5–10 см; в – 10–15 см; г – 15–20 см; ж – 20–25 см; з – 25–30 см; и – 30–35 см; к – 35–40 см; л – 40–45 см; м – 45–50 см

Геостатистические характеристики твердости почвы на различных глубинах представлены в табл. 105. Экстракцию тренда провели с помощью полинома 3-й степени

$$\Omega_{xy} = a_1x + a_2y + a_3x^2 + a_4y^2 + a_5x^3 + a_6y^3 + a_7xy + a_8x^2y + a_9xy^2,$$

где x и y – географические координаты; Ω_{xy} – твердость почвы в точке с координатами x и y ; a_1, \dots, a_9 – регрессионные коэффициенты.

Как видим, твердость почвы на различных глубинах в пределах изучаемых полей практически не подвержена пространственному тренду (рис. 156). Доля дисперсии, описываемой регрессионной моделью, находится на уровне 5–10 %, что явно не достаточно, чтобы признать роль тренда существенной. Тем не менее в изменчивости твердости почвы присутствует пространственная компонента, которая обусловлена локальной автокорреляцией. Об этом свидетельствуют достаточно высокие индексы 100-SDL, в соответствии с которыми доля пространственной компоненты изменчивости для твердости почвы составляет 54,39–100,00 %. Необходимо отметить, что роль автокорреляции увеличивается с увеличением глубины, достигая максимума в горизонте 20–40 см. При дальнейшем увеличении показатель 100-SDL несколько снижается.

Радиус влияния автокорреляции характеризуется общей тенденцией к уменьшению с увеличением глубины. На глубине 0–15 см этот показатель находится на уровне 353,7–451,2 м. С глубины 15 см радиус влияния резко уменьшается и составляет 42,7–45,3 м на глубине 35–50 см. Очевидно, регулярная вспашка выравнивает механические свойства почвы, вследствие чего локальные пространственные образования уровня педона разрушаются, а структурные уровни педон-полипедон объединяются в один. В подпахотном горизонте педонная структура почвенного покрова имеет достаточно времени для восстановления после очередной глубокой вспашки, поэтому на глубине 35–50 см наблюдаются пространственные структуры размерности 45–100 м.

9.6. ВЫДЕЛЕНИЕ ПРОСТРАНСТВЕННО ОДНОРОДНЫХ УЧАСТКОВ ПО ТВЕРДОСТИ ПОЧВЫ

Кластерный анализ является широко применяемой статистической процедурой для классификации данных. Две характеристики определяют результаты кластерного анализа – это мера сходства /

различия между объектами, которые классифицируются, и способ формирования кластеров.

Мерами сходства могут выступать Манхетенское расстояние, Эвклидово расстояние, расстояние Минковского, Чебышева, коэффициент корреляции Пирсона, другие коэффициенты корреляции и т.д.

Среди методов кластеризации следует назвать методы ближнего соседа, дальнего соседа, центроидная кластеризация, медианная кластеризация, метод Уорда и т.д.

Применение различных подходов кластерного анализа определяется природой изучаемого объекта, адекватностью концепции методов свойствам объекта. Очень важным является возможность содержательной интерпретации результатов кластеризации.

Для выделения относительно однородных территориальных единиц на основании твердости почвы в качестве критерия однородности можно выбрать согласованность и синхронность изменчивости показателей твердости по профилю почвы, что может быть отражено с помощью коэффициента корреляции. Коэффициент корреляции Пирсона является подходящим показателем сходства профилей. Формально профиль определяется как вектор значений объекта, графически изображаемый в виде ломаной линии.

Кронбах и Глезер (1953) впервые показали, что сходство между профилями определяют следующие три элемента:

- форма, т.е. спуски и подъемы для ломаной линии для всех переменных;
- рассеяние, т.е. дисперсия значений переменной для объекта по всем переменным относительно их среднего;
- поднятие (уровень или сдвиг), т.е. среднее значение для объекта по всем переменным.

Чувствительность коэффициента корреляции Пирсона лишь к форме означает, что два профиля могут иметь корреляцию +1,0, и все же не быть идентичными (т.е. профили объектов не проходят через одни и те же точки). Коэффициент корреляции Пирсона чувствителен только к форме из-за неявной нормировки каждого объекта по всем переменным.

Результаты кластерного анализа сайтов по твердости приведены на рис. 157, где прямоугольники указывают объем кластеров для решения из 4 кластеров. В качестве кластерного решения нами и выбран именно такой вариант, с 4 кластерами. Напомним, что иерархическая кластерная процедура предполагает возможность выделения

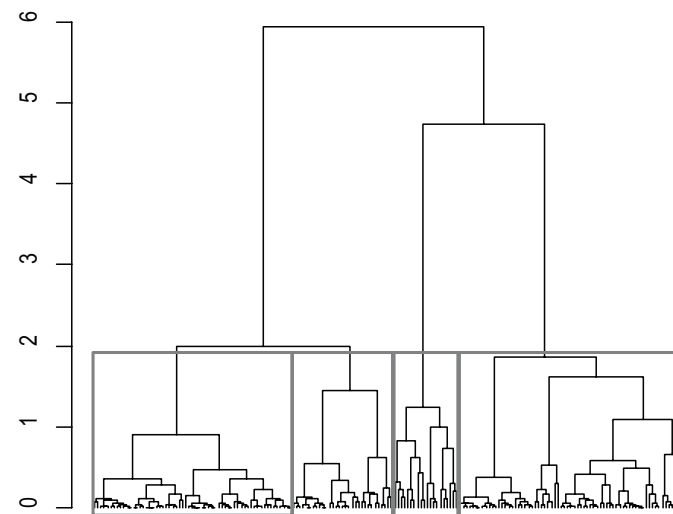


Рис. 157. Кластерный анализ сайтов по твердости. Метод Варда, дистанция Махаланобиса

от 2 до $N-1$ кластеров, где N – объем выборки. Существуют процедуры, которые позволяют по некоторому критерию остановиться на некотором промежуточном варианте кластерного решения. Ведь очевидно, что «слишком малое» число кластеров даёт нам объемные группировки, состав которых искусственно расширен. «Слишком большое» число кластеров не решает главной задачи классификации – получение обозримого количества относительно однородных объектов, так как вместо исходного числа объектов мы получаем новое множество, чуть меньшее по объему, но все равно значительное для понимания их природы.

Вероятно, в качестве кластера в экологических исследованиях должно выступать реально существующее объединение объектов, которые характеризуются определенной однородностью статистических параметров, а также однотипностью связи с другими явлениями и процессами их экологического окружения. Если статистическая однородность – это критерий, который логически следует из свойств кластерного анализа, но иногда между различными кластерными решениями нет четкого различия по степени однородности либо по другим статистическим свойствам. Поэтому в качестве решающего критерия мы выбрали дискретность кластеров по отношению к внешним характеристикам агроэкосистемы.

Так, решение из 4 кластеров характеризуется достоверным разли-

Таблица 106. Дисперсионный анализ принадлежности сайта к кластеру твердости, вегетационных индексов и топографических характеристик

| Показатель | SS | MS | SS | df | MS | F-значение | p-уровень |
|--------------------------------------|-------|-------|---------|-----|-------|------------|-----------|
| NDVI | | | | | | | |
| 16 апреля | 0,00 | 0,00 | 0,13 | 178 | 0,00 | 1,20 | 0,31 |
| 2 мая | 0,00 | 0,00 | 0,27 | 178 | 0,00 | 0,98 | 0,40 |
| 11 мая | 0,01 | 0,00 | 0,12 | 178 | 0,00 | 2,60 | 0,05 |
| 12 июня | 0,01 | 0,00 | 0,21 | 178 | 0,00 | 2,61 | 0,05 |
| 19 июня | 0,01 | 0,00 | 0,34 | 178 | 0,00 | 1,11 | 0,35 |
| 14 июля | 0,05 | 0,02 | 1,13 | 178 | 0,01 | 2,44 | 0,07 |
| 30 июля | 0,07 | 0,02 | 1,19 | 178 | 0,01 | 3,52 | 0,02 |
| 6 августа | 0,08 | 0,03 | 0,61 | 178 | 0,00 | 7,91 | 0,00 |
| 22 августа | 0,08 | 0,03 | 0,80 | 178 | 0,00 | 6,28 | 0,00 |
| Геоморфологические показатели | | | | | | | |
| Dem, м | 32,57 | 10,86 | 1996,06 | 178 | 11,21 | 0,97 | 0,41 |
| TWI_SAGA | 5,50 | 1,83 | 156,40 | 178 | 0,88 | 2,09 | 0,10 |
| TWI | 7,99 | 2,66 | 274,03 | 178 | 1,54 | 1,73 | 0,16 |
| Slope, град | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 178 | 0,00 | 2,75 | 0,04 |
| Ruggedness, м | 0,08 | 0,03 | 1,70 | 178 | 0,01 | 2,87 | 0,04 |
| Prof_curv·10 ⁻³ 1/м | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 178 | 0,00 | 0,57 | 0,64 |
| Plan_curv·10 ⁻³ 1/м | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 178 | 0,00 | 2,97 | 0,03 |
| Mass_balance | 0,00 | 0,00 | 0,03 | 178 | 0,00 | 0,89 | 0,45 |
| Ls_factor | 0,02 | 0,01 | 0,30 | 178 | 0,00 | 3,40 | 0,02 |
| Hillshad | 0,00 | 0,00 | 0,13 | 178 | 0,00 | 2,26 | 0,08 |
| Direct_insol | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 178 | 0,00 | 1,63 | 0,18 |
| Diffuse_insol | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 178 | 0,00 | 0,97 | 0,41 |
| Mrrtf | 5,93 | 1,98 | 161,00 | 178 | 0,90 | 2,18 | 0,09 |
| Mrvbf | 0,73 | 0,24 | 173,06 | 178 | 0,97 | 0,25 | 0,86 |
| Wind | 0,00 | 0,00 | 0,06 | 178 | 0,00 | 0,24 | 0,87 |
| Altitude | 91,88 | 30,63 | 4748,90 | 178 | 26,68 | 1,15 | 0,33 |

*SS – сумма квадратов; df – степень свободы; MS – средний квадрат эффекта.

чением между кластерами значений таких геоморфологических показателей, как угол уклона, шероховатость рельефа, кривизна в плане и фактор эрозии, а также вегетационных индексов за разные периоды (табл. 106).

Кластерные решения, полученные на основании мер, чувствительных не к форме изменчивости по профилю, как коэффициент корреляции Пирсона, а к абсолютным значениям, например Эвклидова метрика, не дали кластеров, которые характеризовались бы такой специфичностью в терминах внешних характеристик по отношению к твердости почвы. Следовательно, можно утверждать, что геоморфологически детерминированным является не абсолютное значение твердости почвы, а характер профильного распределения этого признака. Очевидно, что на динамику абсолютного значения твердости почвы решающее влияние оказывает режим влажности. А характер профильного распределения твердости отражает локальные особенности почвообразовательного процесса, которые находятся под влиянием такого важного почвообразования, как рельеф.

Можно предполагать, что выделенные кластеры детерминируют продуктивность агроэкосистемы вследствие особенностей профильного изменения твердости почвы. Как показано на рис. 158, наиболее благоприятные условия для формирования продукции формируются в пределах кластера 1. Наихудшие условия для первичной продукции отмечены для кластера 2; кластеры 3 и 4 занимают промежуточное положение по значениям NDVI.

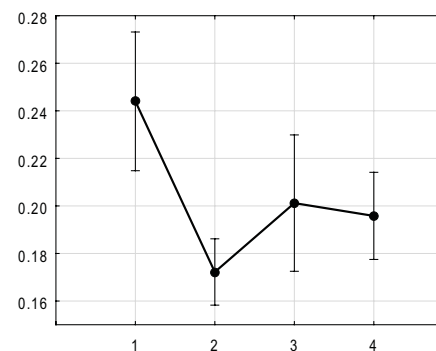


Рис. 158. Значения индекса NDVI 22 августа 2012 г. в сайтах, принадлежащих различным кластерам по твердости: ось абсцисс – нумерация кластеров; ось ординат – NDVI

Особенности профильного распределения твердости, характерные для каждого кластера, представлены на рис. 159. Анализ полученных данных убеждает, что основным отличием между кластерами является скорость, с которой увеличивается твердость с глубиной.

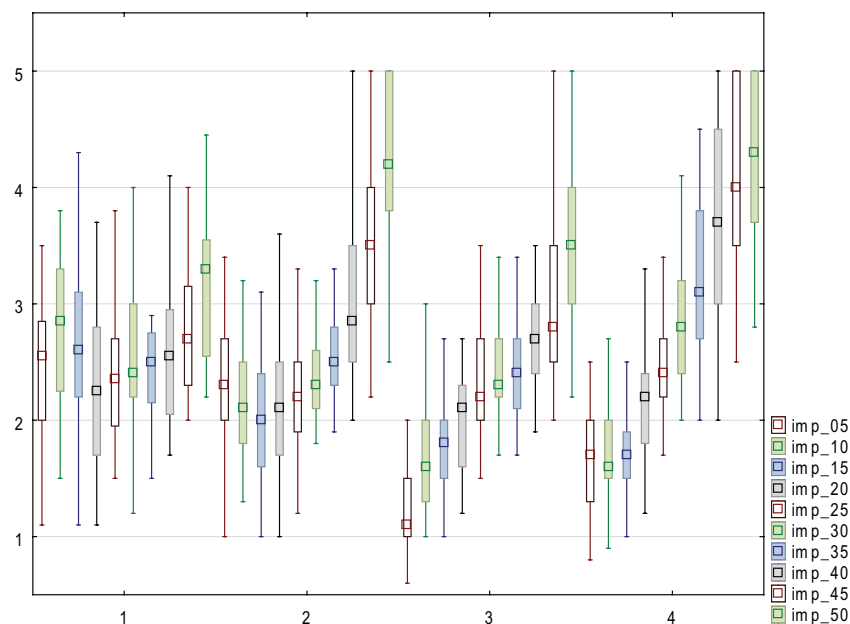


Рис. 159. Твердость почвы, характерная для кластеров 1–4:
 ось абсцисс – нумерация кластеров; *imr_05* – горизонт 0–5 см;
imr_10 – горизонт 5–10 см; ...; *imr_50* – горизонт 45–50 см;
 ось ординат – твердость почвы, МПа; квадраты – медиана;
 прямоугольники – квартиль 25–75 %; линии – диапазон минимум–
 максимум

Для кластера 1, который характеризуется наиболее высоким уровнем индекса NDVI, характерно постепенное увеличение твердости с глубиной, благодаря чему в корненасыщенном горизонте с очень малой вероятностью наблюдается превышение пороговых уровней твердости (3 МПа). Необходимо отметить, что твердость почвы на глубинах 0–20 см в пределах кластера 1 в целом превышает аналогичные значения в других кластерах. Но наблюдаемые значения твердости почвы не превышают критическое значение, благодаря чему такая особенность не снижает возможность роста и развития корневой системы растений, а значит и продуктивность растительного покрова.

Для кластера 2, в пределах которого формируются наихудшие условия для развития растений по критерию твердости, характерно сочетание высокого уровня твердости в верхних горизонтах (0–10 см)

и высокого уровня твердости на глубине 40–50 см. Для кластеров 3 и 4 характерна низкая твердость почвы в поверхностных горизонтах и высокая твердость – в глубоких. Различия между этими кластерами состоят в том, на какой глубине резко возрастает твердость. В кластере 3 резкий рост твердости отмечен с глубины 40–45 см, а в кластере 4 – с глубины 30–35 см.

Очевидно, данные по динамике твердости в пространстве и во времени могут дать наиболее объемную и полную информацию о характере влияния этого важного показателя на продуктивность агроценоза. Информация о пространственной изменчивости твердости почвы в конце вегетации перед уборкой урожая свидетельствует о том, что не только абсолютное значение твердости, но и характер профильного распределения (форма профиля по твердости) являются информационно-важными показателями, которые оказывают управляющее воздействие на пространственную изменчивость индекса NDVI и позволяют описать его пространственные особенности во времени. Последнее обстоятельство позволяет сделать предположение об инвариантном характере формы профильного распределения твердости во времени.

В данном случае под инвариантностью мы понимаем сходный характер профильного распределения твердости в пределах каждого кластера. Абсолютные значения твердости могут изменяться во времени, особенно в результате динамики почвенной влаги и механического воздействия на почву сельхозагрегатов. Но после существенных флуктуаций в пределах каждого кластера почва стремится к некоторому стационарному состоянию, которое для этого кластера характерно. Профильное распределение твердости в свою очередь влияет на распределение влаги и условия роста корней растений и жизни почвенной фауны.

На рис. 160 представлено пространственное размещение кластеров, выделенных по твердости почвы. Кластер 1 занимает 15,92 % площади полей, кластер 2 – 46,87, кластер 3 – 16,98, кластер 4 – 20,24 %. Таким образом, площадь земель с наиболее благоприятными по твердости условиями составляет 15,92 %, а с наиболее неблагоприятными около половины – 46,87 %. Кластер 1 на территории представлен фрагментарными локусами, максимальный по площади из которых занимает 37,79 % от площади кластера. Кластер 2 представляет собой практически целостное образование – 90,37 % от площади кластера занимает наибольший локус. Аналогичные показатели для кластеров 3 и 4 составляют 44,28 и 63,78 % соответственно.

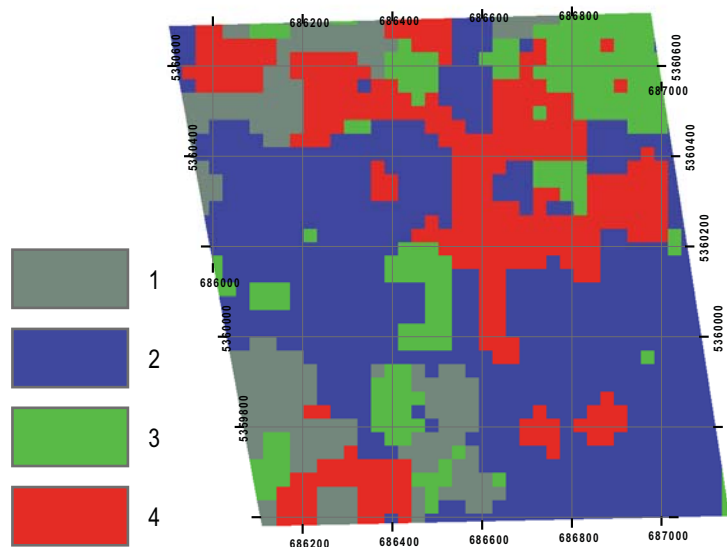


Рис. 160. Пространственное распределение кластеров твердости почвы по результатам классификации по методу опорных векторов

Сплошной характер расположения кластера 2, в пределах которого сформировались неблагоприятные условия для произрастания культур по твердости, предполагает возможность локального проведения глубокой вспашки для оптимизации физических свойств.

Таким образом, распределение дискретных единиц – кластеров – в пределах поля представляет собой основу для установления «единиц управления». Единицы управления – участки поля, которые характеризуются однородными технологическими требованиями, которые достаточно отличаются от требований соседних единиц управления в пределах поля.

9.7. ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ВЛАЖНОСТИ

Влажность в верхнем 10-сантиметровом слое почвы в период исследования на обоих полях составила 17,34 % (размах колебаний – 12,39–23,22 %, коэффициент вариации – 10,10 %). Распределение статистически достоверно описывается нормальным законом (статистика Колмогорова–Смирнова $d = 0,05$; $p = n.s.$). Для картографи-

рования влажности полученное пространственное покрытие точек отбора проб не позволяет провести кригинг либо регрессию-кригинг. Поэтому мы остановились на регрессионном предсказании пространственной изменчивости этого показателя по геоморфологическим предикторам. Линейная регрессия позволила описать только 20,9 % изменчивости влажности почвы (результаты не показаны). Значимыми предикторами оказались только топографический индекс влажности SAGA и высота локального максимума рельефа.

Регрессионный анализ по методу опорных векторов, в котором в качестве предикторов использовались геоморфологические характеристики рельефа, позволил получить модель, описывающую 64 % дисперсии влажности почвы (ядро функции – ANOVA RBF). Картографическое отображение пространственной изменчивости влажности представлено на рис. 161.

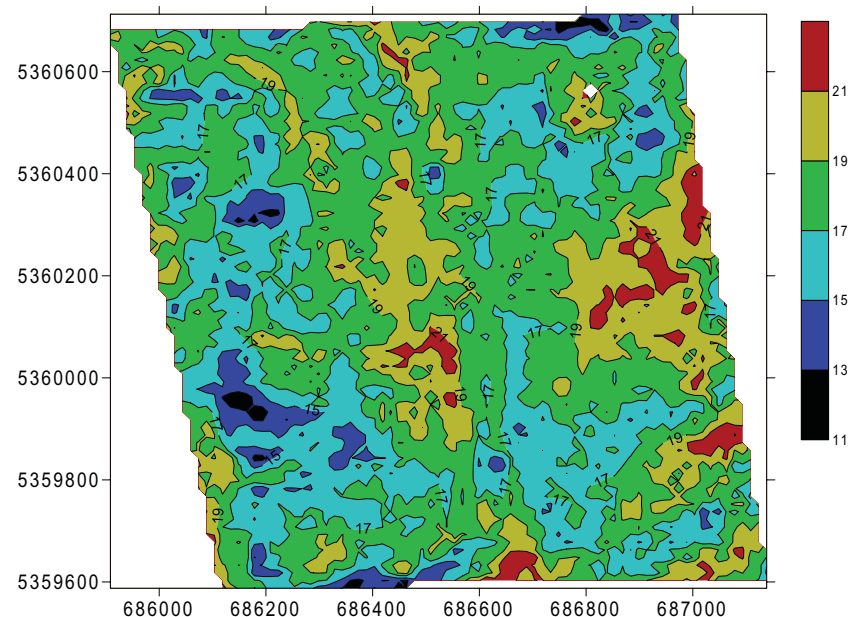


Рис. 161. Пространственная изменчивость содержания воды в верхнем слое почвы 0–10 см

Данные о реальном распределении влаги в почве имеют очевидную практическую значимость в сравнении с косвенными индексами. Однако, с точки зрения возможности получения больших массивов данных, косвенные индексы, которые основываются на данных дистанционного зондирования земли, имеют очевидные преимущественно

щества. Чем больший объем данных о свойствах почвы необходимо получить, тем на меньшую глубину производится отбор проб. Обычно для целей пространственного моделирования отбор производится на глубине 0–10 см, или реже дополнительно данные отбираются с глубины 10–20 см. Динамичность условий влажности такова, что за время отбора большого массива данных именно с поверхностных горизонтов может произойти существенное изменение влажности почвы. Данные о влажности в только в один момент времени и только из поверхностных почвенных горизонтов несут существенный отпечаток локальных пространственных и временных флуктуаций. Фильтрацию данных можно провести после получения сведений в разные периоды времени, но с учетом необходимости значительно пространственного покрытия. Такая задача может быть решена только в контексте научного эксперимента.

Влажностные дериваты цифровой модели рельефа отражают потенциальную возможность распределения влаги в пределах ландшафта, однако без предварительной калибровки их по данным реального распределения влажности в разные периоды времени они носят лишь иллюстративный характер.

Поэтому важным представляется вопрос о взаимосвязи реальной влажности почвы и топографических индикаторов потенциальной возможности распределения влажности, а также сравнительный анализ предсказательных возможностей этих двух типов данных.

Влажность почвы статистически достоверно коррелирует с топографическим индексом влажности SAGA ($r = 0,23$; $p = 0,00$). С классическим индексом влажности корреляционной связи не установлено ($r = 0,09$; $p = 0,21$). Из этого следует вывод: топографический индекс влажности SAGA является лучшим индикатором реального распределения влажности, чем классический топографический индекс.

В табл. 107 приведены данные о связи наблюдаемой влажности и топографического индекса влажности SAGA. Как влажность почвы в конкретный момент времени, так и топографический индекс влажности SAGA статистически достоверно коррелируют с вегетационным индексом за разные периоды времени. Топографический индекс влажности SAGA характеризуется более высокими индексами корреляции, чем влажность почвы. Кроме того, статистически достоверные индексы корреляции для индекса SAGA наблюдаются и в целом по участку, и для двух его частей – полю с природной и интенсивной технологиями. Для влажности почвы индексы корреляции

Таблица 107. Корреляция вегетационных индексов за различные периоды с влажностью на момент проведения исследования и топографическим индексом влажности*

| NDVI | Влажность | | | Топографический индекс влажности (TWI SAGA) | | |
|------------|------------------|----------------|------------------|---|----------------|------------------|
| | всепо двум полям | природное поле | интенсивное поле | всепо двум полям | природное поле | интенсивное поле |
| 16 апреля | 0,08 | -0,07 | 0,31 | 0,09 | -0,01 | 0,23 |
| 2 мая | -0,10 | -0,12 | -0,07 | -0,04 | -0,32 | 0,10 |
| 11 мая | 0,26 | 0,26 | 0,26 | 0,19 | 0,23 | 0,13 |
| 12 июня | 0,06 | 0,00 | 0,22 | 0,02 | -0,15 | 0,18 |
| 19 июня | 0,11 | -0,02 | 0,40 | 0,19 | -0,09 | 0,67 |
| 14 июля | 0,26 | 0,12 | 0,48 | 0,71 | 0,62 | 0,78 |
| 30 июля | 0,22 | 0,07 | 0,52 | 0,73 | 0,69 | 0,78 |
| 6 августа | 0,15 | 0,02 | 0,45 | 0,69 | 0,70 | 0,68 |
| 22 августа | 0,22 | 0,17 | 0,40 | 0,49 | 0,49 | 0,41 |

*Значимые коэффициенты корреляции (p -уровень < 0,05)

ляции достоверны преимущественно для участка в целом либо для поля интенсивного земледелия.

Таким образом, информация о потенциальной возможности распределения водных ресурсов в пределах поля вследствие рельефной неоднородности обладает большей прогностической ценностью для описания пространственной изменчивости индекса NDVI, чем данные о влажности почвы в отдельный момент времени. Вполне вероятно, информация о влажности почвы в период активной вегетации имеет более значительную описательную ценность. Однако ещё раз подчеркнем, что с точки зрения доступности информации и её стоимости в широком понимании (финансовая компонента, трудозатраты, принципиальная возможность организации исследований), данные дистанционного зондирования земли для целей пространственного описания изменчивости агроэкологических свойств и процессов обладают неоспоримым преимуществом.

9.8. КОРРЕЛЯЦИЯ МАТРИЦ РАССТОЯНИЯ АГРОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК

Две переменные могут быть связаны как в результате взаимной функциональной связи, так и в результате влияния на них третьей переменной. В качестве последней вполне может выступать фактор пространства – географический градиент (Legendre, Fortin, 1989). Для решения этой задачи может быть использован частный тест Мантеля, который находит связь между матрицами мер связи (корреляционными матрицами либо матрицами мер расстояний). С помощью этой статистики можно проверить корреляцию отношений связи между объектами, которые могут существовать в различных аспектах пространства – в экологическом или географическом.

Простой тест Мантеля указывает на связь матриц мер расстояния в пространстве индексов NDVI и влажности, NDVI и топографического индекса влажности (TWI_SAGA) – табл. 108. Все изученные характеристики – матрицы NDVI, TWI_SAGA и влажности – описываются четко выраженной пространственной компонентой изменчивости, так как имеют высокие коэффициенты корреляции с матрицей мер географических расстояний.

Частные тесты Мантеля позволяют уточнить природу связи между изучаемыми явлениями. Так, частный тест Мантеля между влажностью и вегетационными индексами с контролирующей переменной географическое расстояние несколько ниже, чем соответствующий простой тест. Это свидетельствует о том, что частично связь между вегетацией и влажностью обусловлена третьими причинами географической природы. Однако в целом характер пространственного размещения влажности почвы в конце вегетационного периода отражает общий паттерн распределения ресурсов влаги в течение всего вегетационного периода, который и определяет продуктивность растительного сообщества.

Следует отметить, что контролирующая переменная TWI_SAGA не сказывается на характере связи растительности и распределения влажности почвы в конце вегетации. Это уверяет в том, что пространственная вариабельность влажности почвы определяется не только геоморфологическими причинами, показателями которых является топографический индекс влажности. Очевидно, что реальная динамика содержания влаги в почве подвержена изменчивости на различных масштабных уровнях, в то время как топографический

Таблица 108. Тест Мантеля и частный тест Мантеля корреляции между матрицами мер расстояний*

| Матрицы расстояний | | | Тест Мантеля | | | |
|----------------------|-----------|-------------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|
| | | | NDVI | влаж-ность | TWI_SAGA | геогр. расстояние |
| Частный тест Мантеля | NDVI | | | 0,17 | 0,09 | 0,24 |
| | Влажность | Геогр. расстояние | 0,11 | | -0,01 | 0,26 |
| | | TWI_SAGA | 0,17 | | | |
| | TWI_SAGA | Геогр. расстояние | -0,08 | -0,25 | | 0,66 |
| | | Влажность | 0,1 | | | |
| | | NDVI | | -0,03 | | |

*«NDVI» – матрица мер расстояния Махаланобиса между точками в пространстве всех исследованных вегетационных индексов NDVI; «TWI_saga» – Эвклидово расстояние в пространстве топографического индекса влажности; «Влажность» – Эвклидово расстояние в пространстве данных по влажности; «Геогр. расстояние» – географическое расстояние между точками отбора проб; полужирным отмечены статистически достоверные коэффициенты.

индекс влажности отражает потенциальную тенденцию распределения влаги в пределах мезорельефного масштабного уровня. Такое положение подтверждается тем, что связь между наблюдаемым количеством влаги в верхнем почвенном горизонте и топографическим индексом влажности характеризуется достоверным позитивным индексом корреляции Пирсона ($r = 0,23$; $p = 0,001$), тогда как тест Мантеля между матрицами расстояний этих показателей не достоверен. Учет географического расстояния в качестве контролирующей переменной в частном тесте Мантеля дает резко отрицательную корреляцию между влажностью почвы и топографическим индексом влажности. Можно предполагать, что локалитеты с высоким индексом влажности способствуют более высокой продуктивности растительного покрова, что приводит к большей транспирации и локальному уменьшению запасов влаги в почве. Таким образом, характер связи между растительностью, реальными запасами влаги в почве и регулирующим влиянием рельефа может быть различен на различных масштабных уровнях.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Стремительное развитие технологий обработки пространственно-координированных данных позволило подойти с концептуально новых позиций в решении актуальных теоретических проблем агроэкологии и практических задач сельскохозяйственного производства.

Агроэкология является составной частью экологии, а сам термин агроэкология был одновременно предложен немецким зоологом Фридериксом (Friederichs, 1930) и американским физиологом растений Хансоном (Hanson, 1939) для [обозначения] применения экологии как науки в сельском хозяйстве (Dalgaard et al., 2003).

Сельскохозяйственное производство находится в тесной зависимости от природных условий и экологической обстановки. В свою очередь аграрные комплексы оказывают значительное влияние на состояние окружающей среды, условия жизни животных, растений, микроорганизмов в их непосредственном окружении, а также на большом удалении. Попадание промышленных отходов в окружающую среду оказывает воздействие на качество сельскохозяйственной продукции. Поэтому экологическая оценка пространственного аспекта миграции как техногенных поллютантов, так и ксенобиотиков, которые являются необходимыми участниками традиционного сельскохозяйственного производства, имеет важное значение. Нарушение почвенного покрова в результате технологической деятельности человека приводит к необходимости решения ряда сложных экологических проблем при рекультивации земель для их возврата в цикл сельскохозяйственного производства.

Глобальные изменения среды обитания вызваны как постоянным ростом индустриализации всемирного хозяйства, так и увеличением масштабов традиционного интенсивного сельскохозяйственного производства. Дегумификация земель, и как следствие, повышенная эмиссия углекислого газа – агента парникового эффекта – являются существенными причинами изменения режимов метеоэлементов. При этом включается другой разрушающий механизм – опустынивание. В пространственном контексте опустынивание можно рассматривать как фронтальное явление, которое заключается в увеличении площади обедненных экосистем. Опустынивание – это проявление эффектов снижения биоразнообразия, устойчивости и продуктивности экосистем, вне зависимости от местообитания по отношению

к природным пустыням. Очевидным следствием опустынивания является снижение аграрного потенциала значительных территорий, а в конечном счете – ставится под вопрос принципиальная возможность решения проблемы голода на планете.

Иерархический характер организации биосферы приводит к существованию специфических свойств, явлений и процессов, которыми характеризуются различные уровни биосферы. При выделении уровней организации биосферы (почвы, почвенного покрова, географических образований) ключевым критерием является пространственно-временная протяженность. Так, при рассмотрении природных явлений (на примере почвы как компонента биогеоценоза) выделяют такие масштабы: молекулярно-ионный, текстурный, почвенной структуры, почвенного горизонта, педона, полипедона, катены, ландшафта, региона, континента и глобальный уровень. Системный подход постулирует существование эмерджентных свойств у систем более высокого уровня. И в то же время фрактальные свойства сложно организованных пространственных структур приводят к самоподобию на различных уровнях.

Пространственная неоднородность экологических систем, в том числе и агроэкосистем, является их важнейшим свойством, которое определяет их устойчивость, структурное и функциональное своеобразие.

Автотрофные фотосинтезирующие организмы составляют основу функционирования экосистем. Пространственная неоднородность продукционного блока определяет неоднородность других биотических компонентов, а также объем и интенсивность всего биологического круговорота веществ и потока энергии. Именно активность биологического круговорота является движущим фактором, который определяет интенсивность процесса восстановления экологических функций рекультивируемых почв.

С точки зрения практического применения идей пространственной агроэкологии в системе точного земледелия первым шагом при внедрении этой системы является построение карт урожайности, которые по существу описывают интенсивность продукционного процесса автотрофного блока агроэкосистемы.

По результатам исследований установлена пространственная неоднородность биогеоценотического покрова, который формируется на технозёмах участков рекультивации земель. Геостатистические процедуры показали свою эффективность для выявления простран-

твенных паттернов фитомассы и оценки характера влияния эдафических факторов на первичную продуктивность экосистем, сформированных на технозёмах.

Активное внедрение методов пространственной агроэкологии в практику научных исследований и в целях прикладного применения, в частности точного земледелия, невозможно без решения важной проблемы получения первичных пространственно-координированных данных. Геоинформационные системы по своему предназначению обладают способностью обработки колоссального объема информационных массивов. Однако получение экологических или почвоведческих характеристик с помощью традиционных методов для решения задач пространственного моделирования затруднено из-за их трудоёмкости, затратности во времени и по финансам. К тому же традиционные показатели имеют значительную теоретическую обоснованность, могут быть содержательно интерпретированы, по ним накоплен большой объем экспериментальных данных.

Разрешение этой дилеммы видится в двух направлениях. Прежде всего это разработка новых либо улучшение существующих методов экспресс-оценки свойств окружающей среды. К числу таких подходов можно отнести измерение электропроводности, твердости почвы, ее акустических, электрических и магнитных свойств, аппликационные методы измерения биологической активности почв, визуальную оценку проективного покрытия растительности и дешифровку цифровых снимков поверхности (локальные снимки, аэрофотоснимки, космические снимки), измерение мощности подстилки и калдана, вибрационные процессы в экосистемах, дистанционное зондирование Земли. Такие методы исследования традиционно являются важным источником сведений о пространственной динамичности экологических явлений и процессов.

Вторым направлением можно считать оптимизацию организации отбора проб по традиционным методикам, основываясь на данных экспресс-оценки пространственной изменчивости индикаторных показателей. Так, в точном земледелии для определения мест отбора проб используется карта пространственной изменчивости электропроводности почвы. Индикаторные переменные также могут использоваться для пространственной интерполяции традиционных экологических показателей.

Анализ данных дистанционного зондирования Земли позволил нам изучить динамику продукционного процесса в пределах агро-

экосистем в пространстве и во времени. Наземный способ получения данных об урожайности в рамках системы точного земледелия обладает высокой разрешающей способностью, но не позволяет получить сведения о динамике формирования урожая в пространстве и во времени. Установлено, что индикатор растительной биомассы NDVI в агроэкосистемах находится в тесной зависимости от геоморфологических детерминант, которые также являются производными геоинформационными слоями при обработке одного из продуктов дистанционного зондирования Земли – цифровой модели рельефа. Пространственно-экологический подход позволил найти функциональную связь между эдафическими свойствами почвенного покрова, геоморфологией территории, на которой находится агроэкосистема и её биологической продуктивностью. Фитоиндикационные шкалы растительности могут выступать в качестве показателей пространственной неоднородности экологических условий.

Для каждого уровня оценки на обширном фактическом материале собственных и литературных данных показаны особенности пространственного распределения параметров исследуемых экосистем, выделены основные факторы, действующие на каждом размерном уровне, и связь уровней друг с другом. Используются методы статистического анализа предмета исследований, ранее в таком сочетании не применявшиеся.

Изучение растительных сообществ на отвалах при открытой добыче полезных ископаемых в Никопольском марганцеворудном бассейне начато Н.Т. Масюком. Нами установлено, что, основываясь на экоморфическом анализе растительности по А.Л. Бельгарду, можно получить важный источник экологических сведений о природе культурбиогеоценоза, который формируется в процессе рекультивации. Отметим, что весьма результативным является распространение идей экоморфического анализа и на животное население. Впервые установлен высокий уровень биологического разнообразия сообществ почвенных беспозвоночных рекультивируемых территорий и их пространственной неоднородности.

Результативность отображения экологических процессов в географическом и экологическом пространствах может быть продемонстрирована с помощью фитоиндикационных оценок, полученных в процессе изучения растительности участков рекультивации. Фитоиндикаторные шкалы дали возможность отобразить пространственную изменчивость таких свойств биогеоценозов, сформированных

на технозёмах, как термоклимат, трофность, обеспеченность азотом, кислотность, влажность и режим освещения. Особенностью фитоиндикационного картографирования является получение экологически релевантных оценок пространственной изменчивости эдафических свойств. Таким способом установлена связь между пространственной организацией почвы и продукционным потенциалом растительности.

Почва, как основа наземных агроэкосистем, является многомерным телом природы. Традиционно она изучается в двумерном пространстве (вертикальное направление – классический почвенный профиль, в горизонтальном направлении – структура почвенного покрова). Изучение почвы в трехмерном пространстве сталкивается с определенными методическими трудностями и вне парадигмы пространственной экологии не может быть выполнено. Даже приблизительный подсчет показывает, что для количественного описания почвенного профиля необходимо отобрать десятки проб, для описания горизонтальной изменчивости свойств почвы – сотни проб, а для трёхмерного отображения даже одного педона – тысячи. Очевидно, без принципиального пересмотра стратегии количественного описания почвенного тела невозможно его описание как трехмерного объекта. Некоторые методики, позаимствованные из геофизики, можно использовать для трехмерного отображения почвы. Например, трехмерное электрическое профилирование, которое позволяет получить томограмму почвы. Эта методика весьма результативна для количественного описания объемной динамики миграционных процессов электролитов в почве.

В нашей работе показано, что отбор данных о твердости почвы по регулярной сетке позволяет получить представление об её трехмерной организации. Твердость почвы является важнейшей экологически релевантной характеристикой почвы, поэтому объемное отображение организации почвенного тела по данным о твердости позволяет дать трехмерную оценку почвы как среды обитания. Выявленные паттерны пространственной организации позволяют констатировать организацию почвенного тела, которое находится между уровнями $i-1$ (почвенный горизонт) и i (педон). Если почву рассматривать как мембрану, аналогичную клеточной мембране, то в качестве липидного биослоя будут выступать почвенные горизонты, а белковыми глобулами, которые выполняют функциональную роль, будут выявлены пространственные паттерны – почвенные глобулы. Эти структуры существуют как в пределах, так и вне рамок почвенных горизонтов.

Трехмерная мозаика глобул сложной геометрии и межглобулярной массы создает почвенное тело. Некоторые из почвенных признаков ввиду вертикального направления преимущественного потока веществ в почве формируют вертикально ориентированные паттерны, которые воспринимаются как почвенные горизонты.

Двумерная проекция почвенных глобул на горизонтальную поверхность почвы представляется в качестве границ педонов. Это позволяет количественно оценить размер, форму и взаимное расположение педонов в пределах полипедонной организации. Идея фрактальности позволяет перенести инструментарий, созданный для оценки ландшафтного разнообразия, на количественное описание педонной организации почвенного тела. Такой подход дал возможность показать организационное своеобразие различных типов технозёмов.

Важным теоретическим обобщением в экологии является концепция экологической ниши. Пространственная экология даёт возможность конкретизировать это понятие и получить его географическое отображение. Этот результат имеет важное теоретическое и практическое значение, поскольку позволяет количественно оценить роль измеряемых показателей в формировании экологического пространства отдельных видов живых организмов и их сообществ. Очевидным являются и прикладные преимущества как для решения задач сохранения биоразнообразия в условиях агроэкосистем и сложных техноэкосистем, так и для создания теории натурализации культур биогеоценозов в своеобразных экологических условиях сложных техноэкосистем.

Биологическое разнообразие мы рассматриваем как основу функциональной стабильности агроэкосистем, что даёт ответ на принципиальные вопросы производства продуктов питания на Земле. Биологическое разнообразие на всех пространственных уровнях организации является надежным показателем, существования целостной, сбалансированной и устойчивой агроэкосистемы – антропогенного биогеоценоза.

ВИСНОВОК

Стрімкий розвиток технологій обробки просторово-координованих даних дозволив підійти з концептуально нових позицій до вирішення актуальних теоретичних проблем агроєкології і практичних завдань сільськогосподарського виробництва.

Агроєкологія є складовою частиною екології, а сам термін агроєкологія був запропонований німецьким зоологом Фридериксом (Friederichs, 1930) і американським фізіологом рослин Хансоном (Hanson, 1939) для позначення застосування екології як науки в сільському господарстві (Dalgaard et al., 2003).

Сільськогосподарське виробництво знаходиться в тісній залежності від природних умов і екологічної ситуації. У свою чергу аграрні комплекси значно впливають на стан навколишнього середовища, умови життя тварин, рослин, мікроорганізмів у їх безпосередньому середовищі, а також на великій відстані. Попадання промислових відходів у навколишнє середовище негативно впливає на якість сільськогосподарської продукції. Тому екологічна оцінка просторового аспекту міграції як техногенних поллютантів, так і ксенобіотиків, які є необхідними учасниками традиційного сільськогосподарського виробництва, має соціо-екологічне значення. Порушення ґрунтового покриву в результаті технологічної діяльності людини спричиняє необхідність вирішення низки складних екологічних проблем під час рекультивації земель з метою їх повернення до циклу сільськогосподарського виробництва.

Глобальні зміни середовища проживання викликані як постійним зростанням індустріалізації світового господарства, так і збільшенням масштабів традиційного інтенсивного сільськогосподарського виробництва. Дегуміфікація земель і, як наслідок, підвищена емісія вуглекислого газу – агента парникового ефекту – є істотними причинами зміни режимів метеоелементів. При цьому включається інший руйнівний механізм – спустелення. У просторовому контексті спустелення можна розглядати як фронтальне явище, яке полягає у збільшенні площі збіднених екосистем. Спустелення – це прояв ефектів зниження біорізноманіття,

стійкості і продуктивності екосистем, незалежно від їх положення відносно природних пустель. Очевидним наслідком спустелення є зниження аграрного потенціалу значних територій, а врешті-решт постає питання про принципову можливість розв'язання проблеми голоду на планеті.

Ієрархічний характер організації біосфери спричинює існування специфічних властивостей, явищ і процесів, якими характеризуються різні рівні біосфери. При виділенні рівнів організації біосфери (ґрунту, ґрунтового покриву, географічних утворень) ключовим критерієм є просторово-часова характеристика. Так, аналізуючи природні явища (на прикладі ґрунту як компонента біогеоценозу), виділяють найрізноманітніші їх масштаби: молекулярно-іонний, текстурний, ґрунтової структури, ґрунтового горизонту, педона, поліпедона, катени, ландшафту, регіону, континенту і глобальний рівень. Системний підхід постулює існування емерджентних властивостей систем більш високого рівня. Того ж часу фрактальні властивості складно організованих просторових структур приводять до подібності на різних рівнях.

Просторова неоднорідність екологічних систем, у тому числі й агроєкоосистем, є їх найважливішою властивістю, яка визначає стійкість, структурну і функціональну своєрідність.

Автотрофні фотосинтезуючі організми складають основу функціонування екосистем. Просторова неоднорідність продукційного блоку визначає неоднорідність інших біотичних компонентів, а також обсяг та інтенсивність всього біологічного кругообігу речовин і потоку енергії. Саме активність біологічного кругообігу є рушійним фактором, який визначає інтенсивність процесу відновлення екологічних функцій рекультивованих ґрунтів.

З точки зору практичного застосування ідей просторової агроєкології в системі точного землеробства першим кроком при впровадженні цієї системи є побудова карт врожайності, які по суті описують інтенсивність продукційного процесу автотрофного блоку агроєкоосистеми.

За результатами досліджень встановлено просторову неоднорідність біогеоценотичного покриву, який формується на техноземах ділянок рекультивації земель. Геостатистичні процедури показали свою ефективність для виявлення просторових патернів

фітомаси та оцінки характеру впливу едафічних факторів на первинну продуктивність екосистем, сформованих на техноземах.

Активне впровадження методів просторової агроекології в практику наукових досліджень з метою прикладного застосування, зокрема у точному землеробстві, неможливо без вирішення важливої проблеми отримання первинних просторово-координованих даних. Геоінформаційні системи за своїм призначенням мають здатність обробки надто великого обсягу інформаційних масивів. Однак отримання екологічних або ґрунтознавчих характеристик за допомогою традиційних методик для вирішення завдань просторового моделювання ускладнюється через їх трудомісткість, витрату часу і брак коштів. Але традиційні показники мають значну теоретичну обґрунтованість та можуть бути змістовно інтерпретовані, по них накопичено великий обсяг експериментальних даних.

Вирішення цієї дилеми бачиться в двох напрямках. По-перше, це розробка нових або поліпшення існуючих методів експрес-оцінки властивостей навколишнього середовища. До таких підходів можна віднести вимірювання електропровідності, твердості ґрунту, її акустичних, електричних і магнітних властивостей, аплікаційні методи вимірювання біологічної активності ґрунтів, візуальну оцінку проективного покриття рослинності і дешифрування цифрових знімків поверхні (локальні знімки, аерофотознімки, космічні знімки), вимірювання потужності підстилки і калдана, вібраційні процеси в екосистемах, дистанційне зондування Землі. Такі методи досліджень традиційно є важливим джерелом відомостей про просторову динамічність екологічних явищ і процесів.

Другим напрямом, можна вважати оптимізацію організації відбору проб за традиційними методиками, ґрунтуючись на даних експрес-оцінки просторової мінливості індикаторних показників. Так, у точному землеробстві для визначення місць відбору проб використовується карта просторової мінливості електропровідності ґрунту. Індикаторні змінні також можуть використовуватися для просторової інтерполяції традиційних екологічних показників.

Аналіз даних дистанційного зондування Землі дозволив нам вивчити динаміку продукційного процесу в межах агроекосистеми в просторі і в часі. Наземний спосіб отримання даних про

врожайність в рамках системи точного землеробства володіє високою роздільною здатністю, але не дозволяє отримати дані про динаміку формування врожаю в просторі і в часі. Встановлено, що індикатор рослинної біомаси NDVI в агроекосистемах знаходиться в тісній залежності від геоморфологічних детермінант, які також є похідними геоінформаційними шарами при обробці одного з продуктів дистанційного зондування Землі, цифрової моделі рельєфу. Просторово-екологічний підхід дозволив знайти функціональний зв'язок між едафічними властивостями ґрунтового покриву, геоморфологією території, на якій знаходиться агроекосистема, та її біологічною продуктивністю. Фітоіндикаторні шкали рослинності можуть виступати як показники просторової неоднорідності екологічних умов.

Для кожного рівня оцінки на великому фактичному матеріалі власних і літературних даних показано особливості просторового розподілу параметрів досліджуваних екосистем, виділені основні фактори, що діють на кожному розмірному рівні, та зв'язок рівнів один з одним. Використані методи статистичного аналізу предмета досліджень раніше в такому поєднанні не застосовувалися.

Вивчення рослинних угруповань на відвалах за відкритого видобутку корисних копалин у Нікопольському марганцеворудному басейні розпочато М.Т. Масюком. Нами встановлено, що, ґрунтуючись на екоморфічному аналізі рослинності за О.Л. Бельгардом, можна отримати важливе джерело екологічних відомостей про природу культурбіогеоценозу, який формується в процесі рекультивації. Відзначено, що досить результативним є поширення ідей екоморфічного аналізу і на тваринне населення. Уперше виявлено високий рівень біологічного різноманіття угруповань ґрунтових безхребетних на рекультивованих територіях та їх просторової неоднорідності.

Результативність відображення екологічних процесів в географічному та екологічному просторах може бути продемонстрована за допомогою фітоіндикаційних оцінок, отриманих у процесі вивчення рослинності ділянок рекультивації. Фітоіндикаторні шкали дали можливість відобразити просторову мінливість таких властивостей біогеоценозів, сформованих на техноземах, як термоклімат, трофність, забезпеченість азотом, кислотність,

вологість і режим освітлення. Особливістю фітоіндикаційного картографування є отримання екологічно релевантних оцінок просторової мінливості едафічних властивостей. У такий спосіб встановлено зв'язок між просторовою організацією ґрунту і продукційним потенціалом рослинності.

Ґрунт, як основа наземних агроєкосистем, є багатовимірним тілом природи. Традиційно він вивчається в двовимірному просторі (вертикальний напрямок – класичний ґрунтовий профіль, у горизонтальному напрямку – структура ґрунтового покриву). Вивчення ґрунту в тривимірному просторі стикається з певними методичними труднощами і поза просторовою парадигмою екології не може відбутися. Навіть приблизний підрахунок показує, що для кількісного описання ґрунтового профілю необхідно відібрати десятки проб, для описання горизонтальної мінливості властивостей ґрунту – сотні проб, а для тривимірного відображення навіть одного педона – тисячі. Очевидно, без принципового перегляду стратегії кількісного опису ґрунтового тіла неможливо його пізнання як тривимірного об'єкта. Так, деякі методики, запозичені з геофізики, можна використовувати для тривимірного відображення ґрунту. Наприклад, тривимірне електричне профілювання, яке дозволяє отримати томограму ґрунту. Ця методика досить результативна для кількісного описання об'ємної динаміки міграційних процесів електrolітів у ґрунті.

У нашій роботі показано, що відбір даних про твердість ґрунту по регулярній сітці дозволяє отримати уявлення про його тривимірну організацію. Твердість ґрунту є найважливішою екологічно релевантною характеристикою ґрунту, тому об'ємне відображення організації ґрунтового тіла за даними про твердість дозволяє дати тривимірну оцінку ґрунту як середовища проживання. Виявлені патерни просторової організації дозволяють констатувати організацію ґрунтового тіла, яка знаходиться між рівнями $i-1$ (ґрунтовий горизонт) та i (педон). Якщо ґрунт розглядати як мембрану, аналогічну клітинній мембрані, то як ліпідний біошар будуть виступати ґрунтові горизонти, а білковими глобулами, які виконують функціональну роль, будуть виявлені просторові патерни – ґрунтові глобули. Ці структури існують як у межах, так і поза межами ґрунтових горизонтів. Тривимірна мозаїка глобул

складної геометрії і міжглобулярної маси створює ґрунтове тіло. Деякі з ґрунтових ознак через вертикальний напрямок переважаючого потоку речовин у ґрунті формують вертикально орієнтовані патерни, які сприймаються як ґрунтові горизонти.

Двовірна проекція ґрунтових глобул на горизонтальну поверхню ґрунту уявляється як межі педонів. Це дає змогу кількісно оцінити розмір, форму і взаємне розташування педонів у межах поліпедонної організації. Ідея фрактальності дозволяє перенести інструментарій, створений для оцінки ландшафтного різноманіття, для кількісного описання педонної організації ґрунтового тіла. Такий підхід дав можливість показати організаційну своєрідність різних типів техноземів.

Важливим теоретичним узагальненням в екології є концепція екологічної ніші. Просторова екологія дає можливість конкретизувати це поняття і отримати його географічне відображення. Цей результат має важливе теоретичне і практичне значення, оскільки дозволяє кількісно оцінити роль вимірюваних показників у формуванні екологічного простору окремих видів живих організмів та їх угруповань. Очевидним є і прикладні переваги як для вирішення завдань збереження біорізноманіття в умовах агроєкосистем і складних техноєкосистем, так і для створення теорії натуралізації культурбіогеоценозів у своєрідних екологічних умовах складних техноєкосистем.

Біологічне різноманіття ми розглядаємо як основу функціональної стабільності агроєкосистем, що дає відповідь на принципові питання виробництва продуктів харчування на Землі. Біологічна різноманітність на всіх просторових рівнях організації є надійним показником, існування цілісної, збалансованої та стійкої агроєкосистеми – антропізованого біогеоценозу.

CONCLUSION

The intensive development of technologies for spatial coordinate data processing made it possible to solve current theoretical problems of agroecology and practical tasks of agricultural production from conceptually new position.

Agroecology is an integral part of the ecology, and this term was simultaneously proposed by German zoologist Friderichsen (Friederichs, 1930) and American plant physiologist Hanson (Hanson, 1939) to refer to the use of ecology as a science in agriculture (Dalgaard et al., 2003).

Agricultural production is heavily dependent on the natural conditions and ecological environment. In their turn agricultural complexes have a strong impact on the environment, the conditions of animals, plants and micro-organisms in their direct surroundings, as well as at a considerable distance. Industrial production makes an impact on the quality of agricultural products through its waste discharged into the environment. Therefore the environmental assessment of the spatial dimension of migration of both human-made pollutants and xenobiotics, which are essential participants of traditional agricultural production is important. Soil disturbance as a result of human's technological activities leads to the need of solving complex ecological problems of land revegetation for the purpose of such lands return to the cycle of agricultural production.

Global changes in the environment are caused by both constant growth of industrialization of the world economy and the increase in the scale of traditional intensive agricultural production. Dehumidification of land and consequently increased emission of carbonic acid (gas) which is known agent of the greenhouse effect is considered to be one of the major causes of changes in the modes of meteorological elements. In this case, the other destroying mechanism as desertification takes place. In the spatial context desertification can be seen as a frontal phenomenon which means increasing the area of depleted ecosystems. Desertification can be local - areas of the land regardless their position in relation to the natural deserts where there is a dramatic manifestation of the effects of reduction of biodiversity, sustainability and productivity of ecosystems. An obvious consequence of desertification is the reduction of the agricultural potential of large areas, and as a result there is an acute problem dealing with the principle possibility of solving the problem of hunger in the world.

The hierarchical nature of biosphere organization leads to the existence of specific properties, phenomena and processes, which are typical for the different levels of the biosphere. Spatial and temporal extent is a key criterion in the process of allocating levels of biosphere organization (soils, land cover, geographic formations). When considering natural phenomena (for example, soil as a component of biogeocoenosis) such scales are allocated: molecular ion, texture, soil structure, soil horizon, pedone, polipedona, catena, landscape, region, continent and global level. Systemic approach postulates the existence of emergent properties in higher level systems. On the other hand, the fractal properties of the highly organized spatial structures lead to self-similarity at different levels.

The spatial heterogeneity of ecological systems, including agro-ecosystems is their most important property that determines their stability, structural and functional uniqueness.

Autotrophic photosynthetic organisms form the basis for the functioning of ecosystems. Spatial heterogeneity of production unit determines the heterogeneity of other biotic components, as well as the amount and intensity of the biological cycle of substance and energy flow. The activity of the biological cycle is the main factor determining the intensity of the process of restoration of the ecological functions of the reclaimed soils.

From the point of view of practical application of the ideas of spatial agroecology in the precision farming, the first step during the implementation of this system is considered the construction of yield maps, which essentially describe the intensity of the production process of autotrophic block of agroecosystems.

According to the research the spatial heterogeneity of biogeocoenotic cover was established. It was formed on a mixture of barren soil of land reclamation areas. Geostatistical procedures showed their effectiveness at the detection of spatial patterns of biomass and assessment of the influence of edaphic factors on the primary productivity of ecosystems formed on mixtures of barren soil.

Active implementation of the approaches, procedures and methods of spatial agroecology in the practice of scientific research and applications projects is impossible without solving important problems of obtaining primary spatial coordinate data. Geographic information systems, by their intended purpose, are capable of handling the huge volume of data sets. However, getting the environmental and soil characteristics through traditional methods for solving problems of spatial modeling is difficult due to their complexity, time and financing costs. On the other hand, the traditional

indicators are of considerable theoretical validity, they can be meaningfully interpreted and used as large resource of experimental data.

The resolution of this dilemma is seen in two ways. They are either new development or improvement of the existing methods of express assessment of environmental properties. Such approaches include the measurement of electrical conductivity, soil hardness, its acoustic, electrical and magnetic properties, intraoral methods of measuring the biological activity of soils, visual assessment of projected cover of vegetation and decryption of digital images of the surface (local images, aerial photos, satellite images), the measurement of the death of litter and kaldan, vibrating processes in ecosystems, remote sensing of the Earth, which are traditionally important as sources of information about the spatial dynamics of ecological phenomena and processes.

The second direction of the organization can be regarded as the optimization of sampling by conventional techniques based on data from a rapid assessment of the spatial variability of test performance. For example, in precision agriculture, a map of the spatial variability of soil electrical conductivity is used to determine the sampling locations. Indicator variables can also be used for spatial interpolation of traditional ecological indicators.

The analysis of remote sensing data allowed us to study the dynamics of the production process within the agro-ecosystem in space and time. Ground method of obtaining data on crop yields under precision farming has a high resolution, but you can not get information about the dynamics of yield formation in space and time. It was found out that NDVI indicator of plant biomass in agroecosystems is closely dependent upon the geomorphological determinants, which are also derived from geographic information layers in the processing of one of the products of remote sensing of the Earth known as a digital elevation model. Space-ecological approach allowed to find a functional relationship between the edaphic properties of soil cover, geomorphology of the territory there the agroecosystem is to cated and its biological productivity. Phytoindicative scales of vegetation may act as indicators of the spatial heterogeneity of environmental conditions.

For each level of evaluation the extensive factual material and literature data shows the characteristics of the spatial distributions of the parameters ecosystems, ofunder research and the main factors acting at the level of each size and communication of levels with each other. The methods of statistical analysis of the subject research which was not applied in this combination earlier.

The study of plant communities in the dumps at open mining in the Nikopol manganese ore basin was initiated by N.T. Masuk. We found that the major source of environmental information on the nature of cultures of biogeocenosis that is formed in the process of restoration can be obtained on the basis of the ecomorphic analysis of vegetation according to A.L. Bellegarde. It should be noted that it is very effective to spread ideas of ecomorphic analysis on animal community. As wel for the first time a high level of biological diversity of soil invertebrate communities of reclaimed areas and their spatial heterogeneity have beer in vostigeted.

The effectiveness of the display of ecological processes on geographical and ecological spaces can be shown through the use of map-making of phytoindicative evaluations obtained in the study of vegetation in reclamation sites. Phytoindicative scales made it possible to reflect the spatial variability of such properties of biogeocenosis formed on mixtures of barren soil as termoclimate, trophicity, availability of nitrogen, pH, moisture and light regime. The chara etcristic feature of phytoindicative mapping is getting ecologically relevant estimates of the spatial variability of edaphic properties. Thus, the connection between the spatial organization of soil and productive potential of vegetation was ascertained.

Soil as the foundation of terrestrial agro-ecosystems is a multi-dimensional body of the nature. Traditionally, it is studied in two-dimensional space (the vertical direction – the classic soil profile, the horizontal direction – the structure of the soil cover). The soil study in three dimensional space faces some methodological difficulties and thout the spatial environment paradigm can not be performed. Even a rough estimate shows that for a quantitative description of the soil profile it is necessarily to select dozens of samples, to describe the horizontal variability of soil properties – hundreds of samples, and for three-dimensional display of even one Pedone – thousands of them. Obviously, without a fundamental revision of the strategy of quantitative description of the soil body it cannot be das cribet as a three-dimensional object. Thus, some technique adopted from geophysics can be used for the three-dimensional display of the soil. For example, three-dimensional electrical profiling, which allows you to get a tomogram of the soil. This technique is very effective for the quantitative description of the dynamics of migration volume of electrolytes in the soil.

In this research work was shown that the selection of data on soil impedance on a regular grid allows you to get an idea of its three-dimensional organization. The resistance is the most important ecologically

relevant characteristic of the soil, so the volume mapping of the organization of the soil body according to the data of hardness allows us to give a three-dimensional evaluation of the soil as a habitat. Identified patterns of spatial organization allow us to state the organization of the soil body, which is located between the levels of $i-1$ (soil horizon) and i (Pedone). As a metaphor, if the soil is regarded as a membrane similar to the cell membrane, soil horizons then act as a lipid bilayer, and protein globules that perform a functional role will be revealed as spatial patterns known as soil globules. These structures exist both within and outside the soil layers. Three-dimensional mosaic globules of complex geometry and in interglobular mass produce soil body. Some of the soil features due to the vertical direction of preferential flow of substances in the soil form a vertically-oriented patterns that are perceived as soil horizons.

Dimensional projection of soil globules on a horizontal ground surface is represented as the boundaries of pedone. It quantifies the size, shape and relative pedone position within polypedon organization. The idea of fractal allows you to transfer tool designed to assess the diversity of landscape, to quantify soil pedone organization of the body. This approach made it possible to of types of organizational peculiarity show different of mixtures of barren soil.

An important theoretical generalization in ecology is the concept of ecological niches. Spatial ecology allows to concretize this concept and get its geographical mapping. This result has important theoretical and practical significance, since it allows to quantify the role of measurable indicators in the formation of ecological space of certain types living organisms and their communities. The obvious benefits are applied to meet the challenges of biodiversity in agro-ecosystems and complex mixtures of barren soil, and for developing a theory of cultures naturalization of biogeocenosis in peculiar environmental conditions of complex mixtures of barren soil.

Biological diversity we see as a basis for the functional stability of agro-ecosystems, which provides an answer to the question of the principal conditions of the problem of food production in the world. Biological diversity at all spatial levels of the organization is a reliable indicator, and therefore an indicator of the existence of holistic, balanced and sustainable agro-ecosystems known as ecosystem.

БИБЛИОГРАФИЯ

1. Агошкова Е.Б. Эволюция понятия системы / **Е.Б. Агошкова, Б.В. Ахлибининский** // Вопросы философии. – 1998. – № 7. – С. 170–178.
2. Агроэкология / [Смаглій О.Ф., Кардашов А.Т., Литвак П.В. та ін.] – К. : Вища освіта, 2006. – 671 с.
3. Акимов М.П. Биоморфический метод изучения биоценозов / **М.П. Акимов** // Бюллетень Московского общества исп. природы. – 1954. – Т. LIX (3). – С. 27–36.
4. Акимов М.П. Биоценотическая рабочая схема жизненных форм – биоморф / **М.П. Акимов** // Науч. записки ДГУ. – Днепропетровск, 1948. – С. 61–64.
5. Акимов М.П. Сравнительный биоценотический анализ животного населения порожистой части Днепра и Днепропетровского водохранилища в первые годы его существования / **М.П. Акимов, А.И. Берестов** // Сборник работ биолог. ф-та: науч. записки. – 1948. – Т. XXXII. – С. 161–176.
6. Алеев Ю.Г. Экоморфология / **Ю.Г. Алеев**. – К. : Наук. думка. – 1986. – 424 с.
7. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация / [Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.]; под редакцией академика РАН **Г.В. Добровольского**. – Смоленск : Ойкумена, 2003. – 268 с.
8. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв / **Е.В. Аринушкина**. – М. : Изд-во МГУ, 1970. – 482 с.
9. Арнольди К.В. Жизненные формы у муравьев / **К.В. Арнольди** // Докл. АН СССР. – 1937. – Т. 20, № 16. – С. 37–59.
10. Базилевич Н.И. Опыт классификации почв по засолению / **Н.И. Базилевич, Е.И. Панкова** // Почвоведение. – 1968. – № 11. – С. 3–15.
11. Базовые шкалы свойств морфологических элементов почв / **Э.А. Корнблум, И.С. Михайлов, Н.А. Ногина, В.О. Таргульян** // Методическое руководство по описанию почв в поле. – М., 1982. – 58 с.
12. Баканов А.И. О некоторых методологических вопросах применения системного подхода для изучения структур водных экосистем / **А.И. Баканов** // Биология внутренних вод. – 2000. – № 2. – С. 5–19.
13. Бей-Биенко Г.Я. Прямокрылые и кожистокрылые / **Г.Я. Бей-Биенко** // Животный мир СССР. – М.; Л., 1950. – Т. III. – С.
14. Бекаревич Н.Е. Породы надрудной толщи и их агробиологическая оценка / **Н.Е. Бекаревич** // О рекультивации земель в Степи Украины. – Днепропетровск : Промінь, 1971. – С. 20–37.
15. Беклемишев В.Н. О классификации биогеоценологических (симфи-

зиоло–гических) связей / **В.Н. Беклемишев** // Бюллетень МОИП. – 1951. – Т. 55, вып. 5. – С. 3–30.

16. **Белобров В.П.** Опыт количественной характеристики морфологии элементарных почвенных ареалов и сложности почвенного покрова / **В.П. Белобров, В.М. Фридланд** // Закономерности пространственного варьирования свойств почв и информационно-статистические методы их изучения. – М. : Наука, 1970. – С. 15–26.

17. **Белова Н.А.** Естественные леса и степные почвы / **Белова Н.А., Травлев А.П.** – Днепропетровск : Изд-во ДГУ, 1999. – 346 с.

18. **Белова Н.А.** Ноосферология и динамика взглядов на лесное почвообразование в степи / **Н.А. Белова, А.П. Травлев** // Экология и ноосферология. – 2000. – Т. 9, № 1–2. – С. 35–43.

19. **Белова Н.А.** Пути к объективной оценке жизненности лесного биогеоценоза (к 100-летию со дня рождения А.Л. Бельгарда) / **Н.А. Белова, А.П. Травлев** // Экологія та ноосферологія. – 2002. – Т. 12, № 3–4. – С. 4–7.

20. **Белова Н.А.** Экология, микроморфология, антропогенез лесных почв степной зоны Украины / **Н.А. Белова.** – Днепропетровск : Изд-во ДГУ, 1997. – 264 с.

21. **Бельгард А.Л.** Лесная растительность юго-востока УССР / **А.Л. Бельгард.** – К. : Изд-во КГУ, 1950. – 263 с.

22. **Бельгард А.Л.** Об амфиценозах / **А.Л. Бельгард** // Науч. записки Днепропетровского госуниверситета. – Днепропетровск, 1948. – Т. 30. – С. 87–89.

23. **Бельгард А.Л.** Осинный колок в долине реки Самара Днепропетровской / **А.Л. Бельгард** // Сб. работ биолог. ф-та. – Днепропетровск, 1948. – Т. 32. – С. 23–27.

24. **Бельгард А.Л.** Роль почвенной фауны в индикации эдафотопов / **А.Л. Бельгард, А.П. Травлев** // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. – М. : Изд-во МГУ, 1980. – С. 155–163.

25. **Бельгард А.Л.** Степное лесоведение / **А.Л. Бельгард.** – М. : Лесная промышленность, 1971. – 336 с.

26. **Березина О.Г.** Опыт морфологической классификации приводных жуков (Insecta, Coleoptera) / **О.Г. Березина, В.Г. Мордкович** // Сибирский экологический журнал. – 2000. – № 3. – С. 271–277.

27. **Бигон М.** Экология. Особи, популяції и сообщества / **Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К.** – М. : Мир, 1989. – Т. 2. – 478 с.

28. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Павуки (Aranei): монографія / **[Прокопенко О.В., Кунах О.М., Жуков О.В., Пахомов О.Є.]**. – Дніпропетровськ : Вид-во Дніпропетр. нац. університету, 2010. – 340 с.

29. **Бондарь Г.А.** Экологическая структура растительного покрова, сформированного в результате самозаращения дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках / **Г.А. Бондарь, А.В. Жуков** // Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. – 2011. – № 1. – С. 54–62.

30. **Вадюнина А.Ф.** Методы исследования физических свойств почв / **Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.** – М. : Агропромиздат, 1986. – 416 с.

31. **Винберг Г.Г.** Особенности водных экологических систем / **Г.Г. Винберг** // Журнал общ. биол. – 1967. – Т. 28, № 5. – С. 31–45.

32. **Волох П.В.** Агрегатный состав насыпного плодородного слоя почвы и вскрышных пород при рекультивации / **П.В. Волох, О.В. Трухов** // Рекультивация земель: сб. науч. тр. ДСХИ. – Днепропетровск. – 1987. С. 54–61.

33. **Волох П.В.** Сучасний ґрунтогенез на рекультивованих літоземах зони степу України / **П.В. Волох, І.Х. Узбек** // Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. – 2010. – № 1. – С. 39–47.

34. **Воробейчик Е.Л.** Изменение пространственной структуры деструкционного процесса в условиях атмосферного загрязнения лесных экосистем / **Е.Л. Воробейчик** // Известия АН. – Сер. биол. – 2002. – №3. – С. 368–379.

35. **Воробейчик Е.Л.** К методике измерения мощности лесной подстилки для целей диагностики техногенных нарушений экосистем / **Е.Л. Воробейчик** // Экология. – 1997. – № 4. – С. 265–269.

36. **Воробейчик Е.Л.** Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень) / **Е.Л. Воробейчик, О.Ф. Садыков, М.Г. Фарафонов** // Екатеринбург : УИФ. – Наука. – 1994. – 280 с.

37. **Воронин А.Д.** Методологические принципы и методическое значение концепции иерархии структурных уровней организации почвы / **А.Д. Воронин** // Вестник МГУ. – 1979. – № 1. – С. 3–10. – (Серия 17 «Почвоведение»).

38. **Воронов А.Г.** Геоботаника / **А.Г. Воронов.** – М. : Высшая школа, 1973. – 384 с.

39. **Высоцкий Г.Н.** Избранные сочинения / **Г.Н. Высоцкий.** – М. : Изд-во АН СССР, 1962. – 730 с.

40. Гидротермические особенности техногенных экосистем / **И.Х. Узбек, В.И. Шемавнев, Т.И. Галаган [и др.]** // Экологія та ноосферологія. – К.; Днепропетровск, 2007. – Т. 18, № 1–2. – С. 96–99.

41. **Гиляров М.С.** Закономерности приспособления членистоногих к жизни на суше / **М.С. Гиляров.** – М. : Наука, 1970. – 275 с.

42. **Гиляров М.С.** Зоологический метод диагностики почв / **М.С. Гиляров.** – М. : Наука, 1965. – 276 с.

43. **Гиляров М.С.** Особенности почвы как среды обитания и ее значение в эволюции насекомых / **М.С. Гиляров.** – М.; Л. : Изд-во АН СССР, 1949. – 279 с.

44. ГИС-анализ экологической структуры растительности дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках / **Г.А. Бондарь, Г.А. Задоржная, О.Н. Кунах, А.В. Жуков** // Відновлення порушених природних екосистем: матер. IV міжнар. наук. конф. (м. Донецьк, 18–21 жовтня 2011 р.). – Донецьк, 2011. – С. 56–60.

45. **Гладышев М.И.** Концепция биогеоценоза с позиций общей теории систем / **М.И. Гладышев** // Экология. – 1990. – № 4. – С. 11–19.
46. **Горбунов Н.И.** Почвенные коллоиды и их значение для плодородия / **Н.И. Горбунов**. – М. : Наука, 1967. – 243 с.
47. **Горобец Н.Д.** Исследования по сельскохозяйственной рекультивации территорий, нарушенных открытыми разработками марганца в Никопольском марганцеворудном бассейне: диссертация кандидата сельскохозяйственных наук / **Н.Д. Горобец**. – Днепропетровск, 1975. – 151 с.
48. **Горовая А.И.** Разработка экспресс-метода определения гумусу в технозомах для экологической оценки в практике рекультивации земель / **А.И. Горовая, С.М. Лисицкая, А.В. Жуков** // Сучасні проблеми науки та освіти: матер. 11-ї Міжнародної міждисциплінарної науково-практичної конференції. – Ялта, 2011. – С. 134–135.
49. **Горячкин С.В.** Проблема приоритетов в современных исследованиях почвенного покрова: структурно-функционально-информационный подход или парциальный анализ / **С.В. Горячкин** // Научные труды «Современные естественные и антропогенные процессы в почвах и геосистемах». – М., 2006. – С. 53–80.
50. **Грезе Н.С.** Пауки Донской области / **Н.С. Грезе** // Тр. студ. кружка по изуч. родной природы при Московск. ун-те. – 1909. – Т. 4. – С. 99–111.
51. **Грицан Ю.И.** Геоинформационный анализ экологических свойств техноземов на участке рекультивации земель, нарушенных горнодобывающей промышленностью / **Ю.И. Грицан, А.В. Жуков, О.Н. Кунах** // Экологические проблемы горно-металургических регионов. Прогрессивные информационные и технологические решения: докл. междунар. симпозиума. – Днепродзержинск, 2010. – С. 48–52.
52. **Грицан Ю.И.** Екологічне різноманіття агробіогеоценозів як передумова впровадження системи точного землеробства на рекультивованих землях / **Ю.И. Грицан, О.А. Демидов, О.В. Жуков** // Структурна перебудова та екологізація економіки в контексті переходу України до збалансованого розвитку: матер. III Українського екологічного конгресу (10–11 грудня 2009 р.). – К. : Центр екологічної освіти та інформації, 2009. – С. 75–78.
53. **Грицан Ю.И.** Система екологічних показників як основа прийняття управлінських рішень для відновлення земель, порушених гірничодобувною промисловістю / **Ю.И. Грицан, О.В. Жуков, К.В. Добровольська** // Проблеми екології та екологічної освіти: матер. VII міжнар. конф. – Кривий Ріг, 2008. – С. 33–35.
54. **Демидов А.А.** Пространственная вариабельность агрегатного состава техноземов / **А.А. Демидов, Ю.И. Грицан, А.В. Жуков** // Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. – 2010. – № 2. – С. 11–19.
55. **Дідух Я.П.** Использование фитоиндикационных оценок при изучении структуры лесных экосистем / **Я.П. Дідух, Д.Г. Емшанов, Ю.А. Школьников** // Экология. – 1997. – № 5. – С. 353–360.
56. **Дідух Я.П.** Градієнтний аналіз екологічних параметрів рослинних угруповань долини р. Ворскли (УРСР) / **Я.П. Дідух, П.Г. Плюта** // Укр. ботан. журн. – 1991. – Т. 48, № 4. – С. 18–23.
57. **Дідух Я.П.** Екологічні режими степових та лісових угруповань у зоні північного степу / **Я.П. Дідух, П.Г. Плюта** // Укр. ботан. журн. – 1992. – Т. 49, № 4. – С. 13–18.
58. **Дідух Я.П.** Методологічні підходи до проблем фітоіндикації екологічних факторів / **Я.П. Дідух** // Укр. ботан. журн. – 1990. – Т. 47. – С. 5–12.
59. **Дідух Я.П.** Проблема створення бази даних еколого-фітоценотичної інформації флори України / **Я.П. Дідух, О.А. Немченко, І.П. Сіренко** // Ойкумена. – 1991. – № 4. – С. 67–71.
60. **Дідух Я.П.** Применение фитоиндикации для комплексной характеристики природных режимов различных элементов склонов / **Я.П. Дідух, П.Г. Плюта** // Изв. АН СССР. – 1991. – № 2. – С. 106–113. – (Серія географія).
61. **Дідух Я.П.** Фітоіндикація гідротермічного і едафічного режимів лучних степів / **Я.П. Дідух, П.Г. Плюта** // Укр. ботан. журн. – 1990. – Т. 47, № 5. – С. 41–46.
62. **Дідух Я.П.** Фітоіндикація екологічних факторів / **Дідух Я.П., Плюта П.Г.** – К. : Наук. думка, 1994. – 280 с.
63. **Длусский Г.М.** Методы количественного учета почвообитающих муравьев / **Г.М. Длусский** // Зоол. журн. – 1965. – Т. 44, № 5. – С. 716–727.
64. **Дмитриев Е.А.** К проблеме неоднородности почв и почвенного покрова / **Е.А. Дмитриев** // Биологические науки. – 1988. – № 12. – С. 66–77.
65. **Догель В.А.** Количественный анализ фауны лугов в Петергофе / **В.А. Догель** // Русский Зоолог. журн. – 1924. – Т. 4, вып. 1, 2. – С. 117–154
66. **Догель В.А.** Опыт количественного исследования населения почвы в еловом лесу / **В.А. Догель, Г. Ефремов** // Тр. Ленингр. о-ва естествоисп. – 1921. – Т. 55(2). – С. 97–110
67. **Докучаев В.В.** Русский чернозем / **В.В. Докучаев**. – М.; Л., 1936. – 440 с.
68. **Емельянов И.Г.** Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем / **И.Г. Емельянов**. – К., 1999. – 168 с.
69. **Емельянов И.Г.** Разнообразие и устойчивость биосистем / **И.Г. Емельянов** // Успехи современной биологии. – 1994. – Т. 114, вып. 3. – С. 304–318.
70. **Емельянов И.Г.** Роль разнообразия в функционировании биологических систем / **И.Г. Емельянов**. – К., 1992. – 64 с.
71. **Емшанов Д.Г.** Методы пространственной экологии в изучении лесных экосистем / **Д.Г. Емшанов**; под ред. **Д.М. Гродзинского**. – К. : Меркьюри Глоуб Юкрейн, 1999. – 219 с.
72. **Емшанов Д.Г.** Мониторинговые исследования бересто-чернокленовых дубрав Приднепровья / **Д.Г. Емшанов** // Биомониторинг лесных экосистем степной зоны. – Днепропетровск, 1992. – С. 89–97.
73. **Емшанов Д.Г.** Оценка информативности видов в исследованиях

структуры лесных экосистем / **Д.Г. Емшанов** // *Вопр. степ. лесоведения и лесной рекультивации земель*. – Днепропетровск, 1996. – С. 82–89.

74. **Емшанов Д.Г.** Пограничность, амфиценоотические явления в лесных экосистемах и очередные задачи их изучения / **Д.Г. Емшанов** // *Экология и ноосферология*. – Днепропетровск, 1995. – Т. 1, вып. 1–2. – С. 99–109.

75. **Емшанов Д.Г.** Формы локализации БГЦ как классификационная единица (на примере чернокленовых дубрав Присамарья Днепропетровского) / **Д.Г. Емшанов** // *Мониторинговые исследования биогеоценологических качеств степной зоны*. – Днепропетровск, 1995. – С. 122–137.

76. **Етеревская Л.В.** Почвообразование и рекультивация земель в техногенных ландшафтах Украины: дис. ... доктора с.-х. наук: 06.01.03 / **Л.В. Етеревская**. – Харьков, 1989. – 42 с.

77. **Етеревська Л.В.** Рекультивовані ґрунти: підходи до класифікації та систематики / **Л.В. Етеревська, Г.Ф. Момот, Л.В. Лехцієр** // *Ґрунтознавство*. – 2008. – Т. 9, № 3–4. – С. 147–150.

78. **Жуков А.В.** Геостатистический анализ распределения фитомассы на участке рекультивации земель, нарушенных горнодобывающей промышленностью / **А.В. Жуков, И.В. Лядская, А.В. Вагнер** // *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. – 2010. – № 1. – С. 48–52.

79. **Жуков А.В.** Геостатистический анализ электрической проводимости техноземов на экспериментальном участке рекультивации земель ДГАУ (г. Орджоникидзе) / **А.В. Жуков, О.Н. Кунах** // *Сучасний стан та проблеми розвитку сільськогосподарських меліорацій: матер. міжнарод. науково-практичної конференції*. – Дніпропетровськ : ДДАУ, 2010. – С. 105–107.

80. **Жуков А.В.** Ландшафтный аспект экологической ниши слепышей / **А.В. Жуков, О.Н. Кунах, Т.П. Коновалова** // *Біологічний вісник МДПУ ім. Б. Хмельницького*. – 2011. – № 3. – С. 13–27.

81. **Жуков А.В.** Первичная продуктивность агробиоценозов на экспериментальном участке рекультивации земель, нарушенных горнодобывающей промышленностью / **А.В. Жуков, И.В. Лядская** // *Вісник Дніпропетровського університету*. – 2010. – Вип. 18, т. 1. – С. 29–36. – (Біологія. Екологія).

82. **Жуков А.В.** Пространственная изменчивость электропроводности почвы под воздействием роющей активности слепышей на различных масштабных уровнях / **А.В. Жуков, Т.М. Коновалова** // *Вісник Дніпропетровського університету*. – 2011. – Вип. 2, т. 2. – С. 34–41. – (Біологія. Медицина).

83. **Жуков А.В.** Твердость дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках / **А.В. Жуков, О.Н. Кунах** // *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. – 2011. – № 1. – С. 63–69.

84. **Жуков А.В.** Фодересфера слепышей (*Spalax microphthalmus*) / **А.В. Жуков, О.Н. Кунах, Т.П. Коновалова** // *Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона*. – Донецк : ДонНУ, 2010. – Вып. 10, № 1 – С. 105–123.

85. **Жуков О.В.** Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Дощові черв'яки (Lumbricidae): монографія / **Жуков О.В., Пахомов О.Є., Кунах О.М.** – Дніпропетровськ : Вид-во ДНУ, 2007. – 371 с.

86. **Жуков О.В.** Екоморфичний аналіз консорцій ґрунтових тварин / **О.В. Жуков**. – Дніпропетровськ : Вид-во «Свідлер А.Л.», 2009. – 239 с.

87. **Жуков О.В.** Целюлозолітична активність техноземів на експериментальній ділянці рекультивації земель, порушених гірничодобувною промисловістю / **О.В. Жуков, І.В. Лядская** // *Вісник Донецького університету*. – 2009. – № 2. – С. 286–290. – (Серія А. Природничі науки).

88. **Забалуєв В.О.** Едафо-фітоценоотичне обґрунтування формування та функціонування стійких агроєкосистем на рекультивованих землях Степу України: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора с.-г. наук: 03.00.16 / **В.О. Забалуєв**. – Національний агроуніверситет. – К., 2005. – 40 с.

89. **Загороднюк И.В.** Оценка таксономического разнообразия фаунистических комплексов / **И.В. Загороднюк, И.Г. Емельянов, В.Н. Хоменко** // *Доповіді Нац. акад. наук України*. – 1995. – № 7. – С. 145–148.

90. **Задорожная Г.А.** Пространственная изменчивость твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах / **Г.А. Задорожная** // *Рекультивация складных техноэкоцистем у новому тисячолітті: ноосферний аспект: матер. Міжнародної науково-практичної конференції, (29–30 травня)*. – Дніпропетровськ : ДДАУ, 2012. – С. 153–163.

91. **Задорожна Г.О.** Просторова організація дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах / **Г.О. Задорожна** // *Біологічний вісник МДПУ ім. Б. Хмельницького* – 2012. – № 4. – С. 48–57.

92. **Захарченко А.В.** 3-мерная морфометрия почв как основа концептуального моделирования их физического состояния / **А.В. Захарченко, И.Н. Росновский, С.П. Кулижский** // *Фундаментальные физические исследования в почвоведении и мелиорации*. – 2003. – С. 21.

93. **Захарченко А.В.** Метод трехмерной морфометрии почв / **А.В. Захарченко** // *Вестник Томского государственного университета*. – 2004. – № 30. – С. 50–57.

94. **Захарченко А.В.** Опыт трехмерного отражения поверхностей почвенных горизонтов в натуральных исследованиях / **А.В. Захарченко, Н.В. Захарченко** // *Почвоведение*. – 2006. – № 2. – С. 153–160.

95. **Захарченко А.В.** Топологическая и физическая лужистость почвенных слоев / **А.В. Захарченко, И.Н. Росновский, Д.А. Ивлев** // *Вестник Томского государственного университета*. – 2007. – 300 (II). – С. 153–159. – (Серия: Биология).

96. **Иудин Д.И.** Мультифрактальный анализ структуры биотических сообществ / **Д.И. Иудин, Д.Б. Гелашвили, Г.С. Розенберг** // *Докл. АН*. – 2003. – Т. 389, № 2. – С. 279–282.

97. **Иудин Д.И.** Применение мультифрактального анализа структуры биотических сообществ в экологическом мониторинге / **Д.И. Иудин, Д.Б. Гелашвили** // *Проблемы регионального экологического мониторинга: ма-*

тер. научн. конф. – Н. Новгород : Изд-во ННГУ, 2002. – С. 49–52.

98. **Іванців В.В.** Продукування яйцевих коконів лямбріцидами і енхітреїдами (Annelida: Oligochaeta: Lumbricidae, Enchytraeidae) західних областей України / **В.В. Іванців** // Вісн. Львів. університету. – 2003. – Вип. 34. – С. 165–172. – (Серія: Біологічна).

99. **Карпачевский Л.О.** Зеркало ландшафта / **Л.О. Карпачевский**. – М. : Мысль, 1983. – 107 с.

100. **Карпачевский Л.О.** Некоторые методические аспекты учета пространственной неоднородности в почвоведении / **Л.О. Карпачевский** // Масштабные эффекты при исследовании почв. – М. : Изд-во МГУ, 2001. – С. 39–46.

101. **Карпачевский Л.О.** Пестрота почвенного покрова в лесном биогеоценозе / **Л.О. Карпачевский**. – М. : Изд-во МГУ, 1977. – 327 с.

102. **Карпачевский Л.О.** Почва – компонент разных природных систем: Методологические вопросы / **Л.О. Карпачевский** // Истор. и методол. естеств. наук. – М. : Изд-во МГУ, 1980. – С. 32–45.

103. **Карпачевский Л.О.** Роль беспозвоночных животных в разложении лесного опада / **Л.О. Карпачевский** // Проб. почв. зоологии. – М. : Наука, 1966. – С. 66–67.

104. **Карпачевский Л.О.** Роль биодиагностики в почвенных исследованиях / **Л.О. Карпачевский** // Биологическая диагностика почв. – М. : Наука, 1976. – С. 111–112.

105. **Качинский Н.А.** Физика почвы / **Н.А. Качинский**. – М. : Высшая школа, 1965. – Ч. 1. – С. 75–79.

106. **Кашкаров Д.Н.** Основы экологии животных / **Д.Н. Кашкаров**. – М.; Л. : Медгиз., 1938. – 602 с.

107. **Кашкаров Д.Н.** Основы экологии животных / **Д.Н. Кашкаров**. – Л. : Учпедгиз., 1945. – 383 с.

108. **Кашкаров Д.Н.** Среда и общество (основы синэкологии) / **Д.Н. Кашкаров**. – М. : Медгиз., 1933. – 244 с.

109. **Келеберда Т.И.** Почвообразование на промышленных отвалах под лесной растительностью / **Т.И. Келеберда** // Почвоведение. – 1978. – № 9. – С. 109–115.

110. Концептуальные основы устойчивого развития нарушенных природных экосистем / [Кобец А.С., Волох П.В., Узбек И.Х. и др.]; под ред. **П.В. Волоха, И.Х. Узбека**. – Днепропетровск : Изд-во «Свидлер А.Л.», 2012. – 125 с.

111. **Козлов Д.Н.** Инвентаризация ландшафтного покрова методами пространственного анализа для целей ландшафтного планирования / **Д.Н. Козлов** // Тр. Междунар. конф. «Ландшафтное планирование. Общие основания. Методология. Технология». – М. : Геогр. фак. МГУ, 2006. – С. 117–137.

112. **Козлов Д.Н.** Традиции и инновации в крупномасштабной почвенной картографии / **Д.Н. Козлов, Н.П. Сорокина** // Цифровая почвенная

картография: теоретические и экспериментальные исследования. – М. : Изд-во Почвенного ин-та им. В.В. Докучаева, 2012. – С. 35–57.

113. **Козловский Ф.И.** Почвенный индивидуум и методы его определения / **Ф.И. Козловский** // Закономерности пространственного варьирования свойств почв и информационно-статистические методы их изучения. – М. : Наука, 1970. – С. 42–59.

114. **Козловский Ф.И.** Теория и методы изучения почвенного покрова / **Ф.И. Козловский**. – М.: ГЕОС, 2003. – 536 с.

115. Количественная оценка цветовых свойств дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах участка рекультивации Никопольского марганцеворудного бассейна / **Е.В. Андрусевич, А.В. Жуков, Г.А. Задорожная, О.Н. Осадчук** // Сучасні проблеми біології, екології та хімії: збірка матеріалів III Міжнародної конференції. – Запоріжжя: Сору Art. – С. 378–379.

116. **Коновалова Т.М.** Оценка педотурбационной активности слепыша на участке рекультивации земель, нарушенных горнодобывающей промышленностью / **Т.М. Коновалова** // Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. – 2010. – № 2. – С. 30–33.

117. **Коновалова Т.М.** Трехмерная структура почвы в области пороя слепыша (*Spalax microphthalmus*) / **Т.М. Коновалова** // Вісник Дніпропетровського університету. – 2011. – Вип. 19, т. 2. – С. 71–75. – (Серія: Біологія. Екологія).

118. **Корнблум Э.А.** Мозаичные почвенные профили и способ их описания / **Э.А. Корнблум, И.Н. Любимова, Т.В. Турсина** // Почвоведение. – 1972. – № 8. – С. 145–154.

119. **Корнблум Э.А.** О роли изменений плотности и твердости в образовании слитых черноземов Кубани / **Э.А. Корнблум, И.Н. Любимова, А.М. Иванов** // Почвоведение. – 1977. – № 1. – С. 14–30.

120. **Корнблум Э.А.** Основные уровни морфологической организации почвенной массы / **Э.А. Корнблум** // Почвоведение. – 1975. – № 9. – С. 36–48.

121. **Корсунов В.М.** Педосфера Земли / **Корсунов В.М., Красеха Е.Н.** – Улан-Удэ : Изд-во БНЦ СО РАН, 2010. – 472 с.

122. **Кремер А.М.** Микростроение сильноподзолистой почвы и передвижение глинистых суспензий / **А.М. Кремер** // Почвоведение. – 1969. – № 6. – С. 28–36.

123. **Кремер А.М.** Неоднородности почвенного покрова как самоорганизующиеся системы / **А.М. Кремер** // Закономерности пространственного варьирования свойств почв и информационно-статистические методы их изучения. – М., 1970. – С. 68–80.

124. **Кунах О.Н.** Влияние педотурбационной активности слепыша (*Spalax microphthalmus*) на целлюлозолитическую активность и электрическую проводимость почвы / **О.Н. Кунах, Т.М. Коновалова, Е.В. Прокопенко** // Вісник Донецького національного університету. – 2011. – № 11.

– С. 151–155. – (Сер. А: Природничі науки).

125. **Кунах О.Н.** ГИС-технологии и 3D-описание твердости почвы при рекультивации земель / **О.Н. Кунах, Г.А. Задорожна, А.В. Жуков** // III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю: збірник наукових статей. – Вінниця: ВНТУ, 2011. – Т. 1. – С. 184–187.

126. **Кунах О.Н.** Отображение техноземов в географическом и экологическом пространствах / **О.Н. Кунах, В.В. Коляда** // Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. – 2010. – № 1. – С. 56–60.

127. **Лисенко Г.М.** Порівняльна синфітоіндикаційна оцінка екотопів лучних степів «Михайлівської цілини» та «Стрілецького степу» / Г.М. Лисенко // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону. – Донецьк : ДонНУ, 2009. – № 1 (9). – С. 57–66.

128. **Лисенко Г.** Порівняльна синфітоіндикаційна оцінка подільських лучних степів / **Г. Лисенко, І. Данилик, Л. Борсукевич** // Вісник Львівського університету. – 2010. – Вип. 53. – С. 9–18. – (Серія: Біологічна).

129. **Лисенко Г.М.** Синфітоіндикаційна оцінка рослинних угруповань Бердянського полігону (Запорізька обл.) та їх положення в екологічному континуумі Причорноморських (Понтичних) степів / **Г.М. Лисенко, В.П. Коломійчук, В.В. Шаповал** // Чорноморськ. бот. журнал. – 2010. – Т. 6, № 3. – С. 338–351.

130. **Любимова И.Н.** Идеи Э.А. Корнблума и их развитие в современном почвоведении: к 75-летию со дня рождения ученого / **И.Н. Любимова, Т.А. Соколова** // Почвоведение. – 2009. – № 5. – С. 606–611.

131. **Масюк Н.Т.** Особенности формирования естественных и культурных фитоценозов на вскрышных горных породах в местах производственной добычи полезных ископаемых / **Н.Т. Масюк** // Рекультивация земель: сб. науч. тр. ДСХИ. – Днепропетровск, 1974. – С. 62–105.

132. **Масюк Н.Т.** Плодородие искусственных почвенно-экологических систем, формируемых при техногенной трансформации черноземов / **Н.Т. Масюк** // Эколого-биологические и социально-экономические основы сельскохозяйственной рекультивации в степной черноземной зоне УССР: труды ДСХИ. – Днепропетровск, 1984. – Т. 49. – С. 71–88.

133. **Масюк Н.Т.** Рациональное использование насыпного слоя почвы на участках рекультивации в черноземной зоне / **Н.Т. Масюк, Н.Е. Бекаревич** // Освоение нарушенных земель. – М. : Наука. 1976. – С. 112–150.

134. **Медведев В.В.** Механизмы образования макроагрегатов черноземов / **В.В. Медведев** // Почвоведение. – 1994. – № 11. – С. 24–30.

135. **Медведев В.В.** Неоднородность как закономерное проявление горизонтальной структуры почвенного покрова / **В.В. Медведев** // Грунтознавство. – 2010. – Т. 11, № 1–2. – С. 6–15.

136. **Медведев В.В.** Неоднородности почв и точное земледелие / **В.В. Медведев**. – Харьков : Изд-во «13 типография», 2007. – Ч. 1. – 296 с.

137. **Медведев В.В.** Неоднородность почв и точное земледелие / **В.В.**

Медведев. – Харьков, 2009. – Ч. 2. – 260 с.

138. **Медведев В.В.** Плотность сложения почв (генетический, экологический и агрономический аспекты) / **Медведев В.В., Лындина Т.Е., Лактионова Т.Н.** – Харьков, 2004. – 244 с.

139. **Медведев В.В.** Почвенно-технологическое районирование пахотных земель Украины / **В.В. Медведев, Т.Н. Лактионова**. – Харьков : Изд-во «13 типография», – 2007. – 395 с.

140. **Медведев В.В.** Структура почвы / **В.В. Медведев**. – Харьков, 2008. – 406 с.

141. **Медведев В.В.** Твердость и твердограммы в исследованиях по обработке почв / **В.В. Медведев** // Почвоведение. – 2009. – № 3. – С. 325–327.

142. **Медведев В.В.** Твердость почвы / **В.В. Медведев**. – Харьков : Изд-во КП «Городская типография», 2009. – 152 с.

143. Методологические основания отображения элементарных геосистемных процессов / **Ю.Г. Пузаченко, М.В. Федяева, Д.Н. Козлов, М.Ю. Пузаченко** // Современные естественные и антропогенные процессы в почвах геосистем. – М. : Почв. институт им. В.В. Докучаева, 2006. – С. 13–52.

144. **Миньковский Г.М.** Структурный подход в почвоведении / **Г.М. Миньковский** // Почвоведение. – 1995. – № 7. – С. 9–18.

145. **Михайловский Г.Е.** Специфика экологических систем и проблемы их изучения / **Г.Е. Михайловский** // Журн. общ. биол. – 1984. – Т. 45, № 1. – С. 66–77.

146. **Михеева И.В.** Пространственные флуктуации и вероятностно-статистические распределения свойств каштановых почв Кулундинской степи / **И.В. Михеева** // Почвоведение. – 2005. – № 3 – С. 316–327.

147. **Онипченко В.Г.** Пространственная гетерогенность высокогорных фитоценозов и свойств почвы / **В.Г. Онипченко, О.С. Вертелини, М.И. Макаров** // Почвоведение. – 1998. – № 6. – С. 689–695.

148. **Онипченко В.Г.** Роль почвы в формировании и сохранении разнообразия растений / **В.Г. Онипченко** // Роль почвы в формировании и сохранении биологического разнообразия. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2011. – С. 86–155.

149. Особенности склонового почвообразования и развития эрозии / **М.И. Полупан [и др.]** // Вісник аграрної науки. – 1996. – № 7. – С. 15–23.

150. Отображение пространственного варьирования свойств ландшафтного покрова на основе дистанционной информации и цифровой модели рельефа / **Д.Н. Козлов, М.Ю. Пузаченко, М.В. Федяева, Ю.Г. Пузаченко** // Изв. РАН. – 2008. – № 4. – С. 112–124. – (Серия: Географ.).

151. Память почв: почва как память биосферно-геосферно-антропоферных взаимодействий / Отв. ред. **В.О. Таргульян, С.В. Горячкин**. – М. : Изд-во ЛКИ, 2008. – 692 с.

152. **Пахомов А.Е.** Биогеоэкологическая роль млекопитающих в почвообразовательных процессах степных лесов Украины / **А.Е. Пахомов**.

– Днепропетровск : ДГУ, 1998. – Т. 2. – 216 с. – (Трофический тип воздействия. Биотехнологический процесс становления экологической устойчивости эдафотопы).

153. **Пахомов А.Е.** ГИС-подход для оценки изменчивости электропроводности почвы под влиянием педотурбационной активности слепыша (*Spalax microphthalmus*) / **А.Е. Пахомов, Т.М. Коновалова, А.В. Жуков** // *Вісник Дніпропетровського університету*. – 2010. – Вип. 18, т. 1. – С. 58–66. – (Серія: Біологія. Екологія).

154. **Пахомов А.Е.** Положительное и отрицательное влияние экологического инжиниринга: сравнение парадигм / **А.Е. Пахомов, А.В. Жуков** // *Вісник Дніпропетр. університету*. – Дніпропетровськ, 2004. – № 1. – С. 141–146. – (Сер. Біологія. Екологія).

155. **Пахомов А.Е.** Формирование почвенной мезофауны под влиянием педотурбационной активности микромаммалей / **А.Е. Пахомов, А.В. Жуков** // *Вестник Днепропетр. университета*. – Днепропетровск, 1998. – Вип. 4. – С. 72–77.

156. **Пахомов О.Є.** Функціональне різноманіття ґрунтової мезофауни заплавлених степових лісів в умовах штучного забруднення середовища / **Пахомов О.Є., Кунах О.М.** – Дніпропетровськ : Вид-во ДНУ, 2005. – 324 с.

157. Педотурбационная активность слепышей (*Spalax microphthalmus*) как фактор пространственной организации пауков (Aranei) / **А.В. Жуков, О.Н. Кунах, Е.В. Прокопенко, Т.М. Коновалова** // *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. – 2011. – № 2. – С. 28–35.

158. **Перель Т.С.** Распространение и закономерности распределения дождевых червей фауны СССР / **Т.С. Перель**. – М. : Наука, 1979. – 272 с.

159. **Петрушенко А.А.** Самодвижение материи в свете кибернетики / **А.А. Петрушенко**. – М. : Наука, 1971. – 292 с.

160. **Погребняк П.С.** Основы лесной типологии / **П.С. Погребняк**. – К., 1955. – 456 с.

161. **Покаржевский А.Д.** Проблема размерности и система оценки риска загрязнения почв ксенобиотиками / **А.Д. Покаржевский, К.В. Тереще** // *Вестник Днепропетр. ун-та*. – 1993. – Вип. 1. – С. 44–48. – (Серія: Біологія і екологія).

162. **Полупан Н.И.** Влияние микрорельефа на процессы эрозии / **М.И. Полупан** // *Почвоведение*. – 1998. – № 6. – С. 753–762.

163. Природний механізм захисту схилених ґрунтів від водної ерозії / **[Полупан М.І., Балюк С.А., Соловей В.Б., Величко В.А., Волков П.О.]**; за ред. **М.І. Полупана** – К. : Фенікс, 2011. – 144 с.

164. **Прокопенко Е.В.** Разнообразие герпетобионтных беспозвоночных на экспериментальном участке рекультивации земель, нарушенных горнодобывающей промышленностью / **Е.В. Прокопенко, А.В. Жуков** // *Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону*. – 2011. – № 1 (11). – С. 172–187.

165. **Прокопенко О.В.** Структура населения пауков (Aranei) степовой

цїлини в урочищі Яцев Яр (Дніпропетровська область) / **О.В. Прокопенко, О.В. Жуков** // *Проблеми екології і охорони природи техногенного регіону*. – Донецк : ДонНУ, 2010. – Вип. 10, № 1 – С. 151–157.

166. Просторова агроекологія у вирішенні завдань сільськогосподарського напрямку біологічного етапу рекультивациї земель / **А.С. Кобець, О.А. Демидов, Ю.І. Грицан, О.В. Жуков** // *Рекультивация складних техноекосистем у новому тисячолітті: ноосферний аспект: матер. Міжнародної науково-практичної конференції (29–30 травня)*. – Дніпропетровськ : ДДАУ, 2012. – С. 44–49.

167. Просторова організація дерново-літогенних ґрунтів на червоно-бурих глинах / **О.В. Жуков, Г.О. Задорожна, К.В. Андруевич, О.І. Шляхта, О.М. Осадчук** // *Рекультивация складних техноекосистем у новому тисячолітті: ноосферний аспект: матер. Міжнародної науково-практичної конференції (29–30 травня)*. – Дніпропетровськ : ДДАУ, 2012. – С. 149–151.

168. Пространственная экология почвенных животных / **[Покаржевский А.Д., Гонгальский К.Б., Зайцев А.С., Савин Ф.А.]**. – М. : КМК, 2007. – 174 с.

169. **Пузаченко Ю.Г.** Анализ организации растительного покрова методами ординации / **Ю.Г. Пузаченко, А.Г. Санковский** // *Журнал общей биологии*. – 1992. – Т. 53, № 6. – С. 757–773.

170. **Пузаченко Ю.Г.** Анализ пространственно-временной динамики экологической ниши на примере популяции лесной куницы (*Martes martes*) / **Ю.Г. Пузаченко, А.С. Желтухин, Р.Б. Сандлерский** // *Журнал общей биологии*. – 2010. – Т. 71, № 6. – С. 467–487.

171. **Пузаченко А.Ю.** Роющая деятельность обыкновенного слепыша *Spalax microphthalmus Rodentia, Spalacidae* / **А.Ю. Пузаченко, А.А. Власов** // *Зоолог. журн.* – 1993. – Т. 72, вып. 11. – С. 91–103.

172. Разнообразии почвенной мезофауны на экспериментальном участке рекультивации земель, нарушенных горнодобывающей промышленностью / **А.В. Жуков, А.Н. Сумароков, О.Н. Кунах, Е.В. Прокопенко** // *Рекультивация складних техноекосистем у новому тисячолітті: ноосферний аспект: матер. Міжнародної науково-практичної конференції (29–30 травня)*. – Дніпропетровськ : ДДАУ, 2012. – С. 144–149.

173. Рекультивация нарушенных земель как устойчивое развитие сложных техноекосистем / **[Узбек И.Х., Кобець А.С., Волох П.В., Дырда В.И., Демидов А.А.]**. – Днепропетровск : Пороги, 2010. – 263 с.

174. Рекультивация порушених земель: досвід та перспективи досліджень в Дніпропетровському державному аграрному університеті / **А.С. Кобець, П.М. Макаренко, І.Х. Узбек, П.В. Волох, О.О. Масюк, І.П. Чабан, Ю.І. Грицан, О.В. Жуков** // *Пріоритети збалансованого (сталого) розвитку України: матер. II Українського екологічного конгресу (27–28 жовтня 2008 р.)*. – К.: Центр екологічної освіти та інформації. – 2008. – Ч. 1. – С. 375–379.

175. **Роде А.А.** Система методов исследования в почвоведении / **А.А.**

Роде. – Новосибирск, 1971. – 92 с.

176. **Родин Л.Е.** Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах / **Родин Л.Е., Ремезов Н.П., Базилевич Н.И.** – Л., 1968. – 145 с.

177. **Самсонова В.П.** Пространственная изменчивость почвенных свойств: на примере дерново-подзолистых почв / **В.П. Самсонова.** – М. : Изд-во ЛКИ, 2008. – 160 с.

178. **Скляр В.Е.** Пауки (Aranei) из гнезд грызунов Донецкого Приазовья / **В.Е. Скляр, Е.Б. Попов** // Зоолог. журн. – 1972. – Т. 51, вып. 4. – С. 602–604.

179. **Смелый А.Н.** Урожайность озимых зерновых культур в зависимости от основных агроприемов возделывания в условиях юго-запада ЦЧР: автореф. дис. на соиск. уч. ст. канд. с.-х. наук: спец. 06.01.09 «Растениеводство» / **А.Н. Смелый.** – Воронеж, 2009. – 24 с.

180. **Стебаев И.В.** Роль экоморф в почвенно-зоологическом учении и первая попытка их классификации / **И.В. Стебаев, В.Э. Колпаков** // Зоолог. журн. – 2003. – Т. 82, № 2. – С. 224–228.

181. **Стриганова Б.Р.** Пространственные вариации функциональной структуры сообществ животного населения степных почв Европейской России / **Б.Р. Стриганова** // Поволжский экологический журнал. – 2005. – № 3 – С. 268–276.

182. **Стриганова Б.Р.** Питание почвенных сапрофагов / **Б.Р. Стриганова.** – М. : Наука. – 1980. – 243 с.

183. **Сумароков А.М.** Обоснование восстановления экологического потенциала агробиоценозов при уменьшении пестицидных нагрузок в Украине / **А.М. Сумароков, А.В. Жуков** // Изв. Харьк. энтомол. о-ва. – 2006 (2007). – Т. 14, вып. 1–2. – С. 145–154.

184. **Супрун С.В.** Влияние антропогенных факторов на плодородие почвы, урожайность и качество корнеплодов сахарной свеклы: автореф. дис. на соискание учен. степени канд. с.-х. наук: спец. 06.04.01 «Агрохимия» / **С.В. Супрун.** – М., 2008. – 23 с.

185. **Тарасов В.В.** К вопросу о биоэкологической паспортизации сорных растений лесных культур Днепропетровской области / **В.В. Тарасов** // Биогеоэкологические особенности лесов Присамарья и их охрана : тр. комплексной экспед. – Днепропетровск : Изд-во Днепропетровского ун-та, 1981. – С. 122–139.

186. **Тарасов В.В.** Флора Дніпропетровської та Запорізької областей. Судинні рослини. Біологоекологічна характеристика видів / **В.В. Тарасов.** – Дніпропетровськ : Вид-во ДНУ, 2005. – 276 с.

187. **Таріка О.Г.** Агроекологічне обґрунтування освоєння і використання лесоподібного суглинку при рекультиватії земель в Нікопольському марганцеворудному басейні: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук: спец. 03.00.16 «Екологія» / **О.Г. Таріка.** – Дніпропетровськ, 2006. – 25 с.

188. **Тиунов А.В.** Метабиоз в почвенной системе: влияние дождевых чер-

вей на структуру и функционирование почвенной биоты: автореф. дис. на соиск. учен. степени д-ра биол. наук: спец. 03.00.16 / **А.В. Тиунов.** – М. : Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, 2007. – 44 с.

189. **Ткачук А.В.** Екологічна оцінка відновлення земель, порушених гірничодобувною промисловістю / **А.В. Ткачук, Ю.І. Грицан, О.В. Жуков** // Екологічні проблеми гірничо-металургійного комплексу України за умов формування принципів збалансованого розвитку: матер. наук.-практ. конференції. – Дніпропетровськ, 2008. – С. 127–130.

190. **Тонконогов В.Д.** Эволюционно-генетическая классификация почв и непочвенных образований суши / **В.Д. Тонконогов** // Почвоведение. – 2001. – № 6. – С. 653–659.

191. **Узбек І.Х.** Фізико-хімічні властивості едафотопів техногенних ландшафтів і їх еколого-економічне значення / **І.Х. Узбек, Т.І. Галаган** // Грунтознавство. – К.; Дніпропетровськ, 2004. – Т. 5, № 1–2. – С. 102–106.

192. **Уиттекер Р.** Сообщества и экосистемы / **Р. Уиттекер.** – М. : Прогресс, 1980. – 328 с.

193. **Урманцев Ю.А.** Что может дать биологу представление объекта как системы в системе объектов того же рода? / **Ю.А. Урманцев** // Журн. общ. биол. – 1978. – Т. 39, № 5. – С. 699–718.

194. Устойчивое развитие сложных экотехносистем / [**Шеманев В.И., Гордиенко Н.А., Дырда В.И., Забалуев В.О.**] – М.; Днепропетровск, 2005. – 355 с.

195. **Ферсман А.Е.** Геохимия / **А.Е. Ферсман.** – Л. : Онти-химтеорет, 1934. – Т. 2. – 354 с.

196. **Фридланд В.М.** Структура почвенного покрова / **В.М. Фридланд.** – М. : Мысль, 1972. – 424 с.

197. **Фридланд В.М.** Структуры почвенного покрова мира / **В.М. Фридланд.** – М. : Мысль, 1984. – 238 с.

198. **Фридланд В.М.** Элементарные почвенные ареалы как исходные единицы почвенно-географической таксономии и некоторые их производные / **В.М. Фридланд** // Закономерности пространственного варьирования свойств почв и информационно-статистические методы их изучения. – М. : Наука, 1970. – с. 5–14.

199. **Харитонов Д.Е.** Каталог русских пауков / **Д.Е. Харитонов.** – Л. : Изд-во АН СССР, 1932. – 206 с.

200. **Хорошев А.В.** Современное состояние ландшафтной экологии / **А.В. Хорошев, Ю.Г. Пузаченко, К.Н. Дьяконов** // Известия АН. – 2006. – № 5. – С. 12–21. – (Серия: География).

201. **Цыганов Д.Н.** Фитоиндикация экологических факторов в подзоне хвойно-широколиственных лесов / **Д.Н. Цыганов.** – М. : Наука, 1983. – 198 с.

202. **Чернов Ю.И.** Понятие «животное население» и принципы геоэкологических исследований / **Ю.И. Чернов** // Журн. общ. биол. – 1971. – Т. 32, № 4. – С. 425–438.

203. **Чернов Ю.И.** Природная зональность и животный мир суши /

Ю.И. Чернов. – М. : Мысль, 1975. – 222 с.

204. **Чернов Ю.И.** Факторы географического распространения почвенных животных / **Ю.И. Чернов** // Проб. почв. зоологии. – Вильнюс, 1975. – С. 36–39.

205. **Чернышенко В.С.** Экоморфический анализ А.Л. Бельгарда как теоретическая основа для математического прогнозирования динамики популяций / **В.С. Чернышенко, Я.Ю. Лысенко** // Экология та ноосферология. – 2008. – Т. 19, № 1–2. – С. 19–30.

206. **Чернышенко С.В.** Системный подход к задаче моделирования сукцессионных процессов в фитоценозах / **С.В. Чернышенко** // Вопросы степного лесоведения и лесной рекультивации земель. – Днепропетровск, 1996. – С. 70–77.

207. **Шарова И.Х.** Жизненные формы жуужелиц / **И.Х. Шарова.** – М. : Наука, 1981. – 360 с.

208. **Шарый П.А.** Геоморфометрия в науках о Земле и экологии, обзор методов и приложений / **П.А. Шарый** // Изв. Самарского НЦ РАН. – 2006. – Т. 8, № 2. – С. 458–473.

209. **Шенин Е.В.** Пространственная неоднородность свойств на различных иерархических уровнях – основа структуры и функций почв / **Е.В. Шенин, Е.Ю. Милановский** // Масштабные эффекты при исследовании почв. – М. : МГУ, 2001. – С. 47–61.

210. **Шитиков В.К.** Оценка биоразнообразия: попытка формального обобщения / **В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг** // Количественные методы экологии и гидробиологии (Сборник научных трудов, посвященный памяти А.И. Баканова). – Тольятти : СамНЦ РАН, 2005. – С. 91–129.

211. Экологическое разнообразие растительности техноземов / **А.В. Жуков, О.Н. Кунах, Н.В. Волошина, Е.В. Андрусевич** // Рекультивация складных техноэкосистем у новому тисячолітті: ноосферний аспект: матер. Міжнародної науково-практичної конференції (29–30 травня). – Дніпропетровськ : ДДАУ, 2012. – С. 31–41.

212. **Эшби У.Р.** Введение в кибернетику / **У.Р. Эшби.** – М., 1959. – 432 с.

213. **Яшна А.С.** Просторова мінливість агрегатної структури дерново-літогенних ґрунтів на лесовидних суглинках рекультивованих ландшафтів Нікопольського марганцево-рудного басейну / **А.С. Яшна, О.В. Жуков** // Екологічний інтелект – 2012: матер. доповідей VII Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої пам'яті проф. В.М. Плахотника – Дніпропетровськ, 2012. – С. 211–212.

214. 3D spatial variation of the soil impedance as affected by soil tillage / **A. Castrignano, D. De Giorgio, F. Fornaro, A.V. Vonella** // Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions – 13th International Soil Conservation Organisation Conference – Brisbane, 2004 – №. 744. – P. 1–5.

215. Action de la faune sur les etats de la matiere organique dans les ecosytemes / **M.B. Bouche, G. Kilbertus, O. Reisinger, A. Mourey, J.A. Cancela**

da Fonseca (eds.) // Humification et Biodegradation. – Pierron, Sarreguemines, 1975. – P. 157–168.

216. **Alexander M.J.** The long-term effect of eucalyptus plantations on a tin-mine spoil and its implication for reclamation / **M.J. Alexander** // Landscape Urban Planning – 1989. – Vol. 17. – P. 47–60.

217. Analysis, Investigation and Monitoring of Water resources, for the management of multi-purpose reservoirs / **J.F. Moreno [et al.]** // Survey of Remote Sensing Data Analysis Methods. Contract № ENV4-CT98-0740 Version 1.0, WP 3100 - EO Signal Analysis Methods. – 1999. – http://dataserv.cetp.ipsl.fr/AIM-WATER/reports/EOSurvey_report.pdf

218. **Anand M.** Complexity in plant communities: the notion and quantification / **M. Anand, L. Orloci** // J. Theor. Biol. – 1996. – Vol. 179. – P. 179–186.

219. **Anand M.** Ecological monitoring of terrestrial ecosystem recovery from man-made perturbation: assessing community complexity / **M. Anand, B.C. Tucker, R. Desrochers** // Proceedings of the 10-th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution. July 1–3 2002, Segovia, Spain. – WIT Press, Southampton, UK. – 2002. – P. 341–350.

220. **Anand M.** On hierarchical partitioning of an ecological complexity function / **M. Anand, L. Orloci** // Ecol. Modell. – 2000. – Vol. 132. – P. 51–62.

221. Assessment and field-scale mapping of soil quality properties of a saline-sodic soil / **D.L. Corwin, S.R. Kaffka, J.W. Hopmans, Y. Mori, S.M. Lesch, J.D. Oster** // Geoderma. – 2003. – Vol. 114 (3–4). – P. 231–259.

222. Atwell B.J. The effect of compaction on wheat during early tillering: I. growth, development and root structure / **B.J. Atwell** // New Phytology. – 1990. – Vol. 115. P. 29–35.

223. Available fuel dynamics in nine contrasting forest ecosystems in north America / **S.R. Ryu, J. Chen, T.R. Crow, S.C. Saunders** // Environmental Management. – 2004. – Vol. 33. – P. 87–107.

224. **Baddeley A.** Non- and semiparametric estimation of interaction in inhomogeneous point patterns / **A. Baddeley, J. Moller, R. Waagepetersen** // Stat. Neerlandica. – 2000. – Vol. 54. – P. 329–350.

225. **Baddeley A.** Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns / **A. Baddeley, R. Turner** // J. Stat. Software. – 2005. – Vol. 12. – P. 1–42.

226. **Balian R.** From Microphysics to Macrophysics / **R. Balian.** – Heidelberg: Springer, 1991. – Vol. I. – 160 p.

227. **Barker G.** Phylogenetic diversity: a quantitative framework for measurement of priority and achievement in biodiversity conservation / **G. Barker** // Biological Journal of the Linnean Society. – 2002. – Vol. 76. – P. 165–194.

228. Baumgartner S. Measuring the diversity of what? And for what purpose? A comparison of ecological and economic biodiversity indices / **S. Baumgartner** // Verhandlungen der Gesellschaft fur Okologie. – 2003. – № 33. – P. 490

229. **Bell G.** The ecology and genetics of fitness in forest plants. 1. Environmental heterogeneity measured by experimental trials / **G. Bell, M.J. Lechowicz**

// Journal of Ecology. – 1991. – Vol. 79. – P. 663–685.

230. **Bengough A.G.** Mechanical impedance to root growth: A review of experimental techniques and root growth responses / **A.G. Bengough, C.E. Mullins** // Journal Soil Science. – 1990. – Vol. 41. – P. 341–358.

231. **Berg B.** Comparisons of decomposition rates measured by means of cellulose / **B. Berg, L. Karenlampi, A.K. Veum** // Fennoscandian tundra ecosystems. – Berlin: Springer. – 1975. – Part 1. – P. 261–267. – (Plants and microorganisms, edited by F.E. Wielgolaski).

232. **Berger W.H.** Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments / **W.H. Berger, F.L. Parker** // Science. – 1970. – № 168. – P. 1345–1347.

233. **Beven K.** A physically based variable contributing area model of basin hydrology / **K. Beven, N. Kirkby** // Hydro. Sci. Bull. – 1979. – P. 43–69.

234. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges / **M. Loreau, S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J.P. Grime, A. Hector** // Science. – 2001. – Vol. 294. – P. 804–808.

235. **Borcard D.** All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices / **D. Borcard, P. Legendre** // Ecological Modelling. – 2002. – Vol. 153. – P. 51–68.

236. **Borcard D.** Environmental control and spatial structure in ecological communities: an example using oribatid mites (Acari, Oribatei) / **D. Borcard, P. Legendre** // Environmental and Ecological Statistics. – 1994. – Vol. 1. – P. 37–61.

237. **Borcard D.** Partialling out the spatial component of ecological variation / **D. Borcard, P. Legendre, P. Drapeau** // Ecology. – 1992. – Vol. 73. – P. 1045–1055.

238. **Calenge C.** A general framework for the statistical exploration of the ecological niche / **C. Calenge, M. Basille** // Journal of Theoretical Biology. – 2008. – Vol. 252. – P. 674–685.

239. **Calenge C.** The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals / **C. Calenge** // Ecological modeling. – 2006. – Vol. 197. – P. 516–519.

240. **Canals R.M.** Soil nutrient fluxes and vegetation changes on molehills / **R.M. Canals, M.T. Sebastia** // Journal of Vegetation Science. – 2000. – Vol. 11. – P. 23–30.

241. **Cao Y.** Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution, a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices / **Y. Cao, A.W. Bark, W.P. Williams** // Hydrobiologia. – 1996. – V. 341. P. 1–19.

242. **Cavins J.T.** Establishment of calibration curves for comparing pour-through and saturated media extract nutrient values / **J.T. Cavins, B.E. Whipker, W.C. Fonteno** // HortScience – 2004. – Vol. 39. – P. 1635–1639.

243. **Chambers J.C.** A comparison of soil and vegetation properties of seeded and naturally revegetated pyritic alpine mine spoil and reference sites / **J.C. Chambers, R.W. Brown, R.S. Johnston** // Landscape Urban Plann. – 1987. –

Vol. 14. – P. 507–519.

244. **Clarke J.I.** Morphometry from maps / **J.I. Clarke, G.H. Dury** // Essey in Geomorphology. – Heinemann; London. – 1966. – P. 235–274.

245. **Clarke K.R.** A taxonomic distinctness index and its statistical properties / **K.R. Clarke, R.M. Warwick** // J. Appl. Ecol. – 1998. – Vol. 35. – P. 523–531.

246. **Clarke K.R.** The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. Mar. / **K.R. Clarke, R.M. Warwick** // Ecol. Prog. Ser. – 1999. – Vol. 184. – P. 21–29.

247. **Coleman N.** High species richness in the shallow marine waters of south-east Australia. / **N. Coleman, A.S.H. Gason, G.C.B. Poore** // Mar. Ecol. Prog. Series. – 1997. – V. 154. – P. 17–26.

248. **Coleman T.L.** Soil Moisture, Organic Matter, and Iron Content Effect on the Spectral Characteristics of Selected Vertisols and Alfisols in Alabama / **T.L. Coleman, O.L. Montgomery** // Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. – 1987. – Vol. 53. – P. 1659–1663.

249. Community Ecology Package. R package version 2.0-2 / [**Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P. & all.**]. – 2011. – <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

250. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes / **F. Burel, J. Baudry, A. Butet, P. Clergeau, Y. Delettre, D. Le Coeur, F. Dubs, N. Morvan, G. Paillat, S. Petit, C. Thenail, E. Brunel, J.C. Lefeuvre** // Acta Oecologica. – 1998. – V. 19. – P. 47–60.

251. **Corwin D.L.** Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture / **D.L. Corwin, S.M. Lesch** // Comp. Electron. Agric. – 2005. – Vol. 46. – P. 11–43.

252. **Corwin D.L.** Application of soil electrical conductivity to precision agriculture – theory, principles, and guidelines / **D.L. Corwin, S.M. Lesch** // Agron. J. – 2003. – Vol. 95(3). – P. 455–471.

253. **Corwin D.L.** Geospatial Measurements of Apparent Soil Electrical Conductivity for Characterizing Soil Spatial Variability / **D.L. Corwin, J. Alvarez-Benedi (edit.)** // Soil-Water-Solute Process Characterization. An Integrated Approach. – 2005. – P. 639–672.

254. **Cornulier T.** Assessing the influence of environmental heterogeneity on bird spacing patterns: a case study with two raptors / **T. Cornulier, V. Bretagnolle** // Ecography. – 2006. – Vol. 29. – P. 240–250.

255. Cover versus biomass as an estimate of species abundance, does it make a difference to the conclusions? / **A. Chiarucci, J.B. Wilson, B.J. Anderson, V. De Dominicis** // J. Vegetation Sci. – 1999. – V. 10. – P. 35–42.

256. **Cusson M.** Influence of topographic heterogeneity and spatial scales on the structure of the neighbouring intertidal endobenthic macrofaunal community / **M. Cusson, E. Bourget** // Mar. Ecol. Prog. Series. – 1997. – V. 150. – P. 81–193.

257. **Dalgaard T.** Agroecology, scaling and interdisciplinarity / **T. Dalgaard,**

N.J. Hutchings, J.R. Porter // Agriculture Ecosystems and Environment. – 2003. – Vol. 100. – P. 39–51.

258. Dealing with soil variability: some insights from land degradation research in central Spain / **C. Fitzjohn, J.L. Ternan, A.G. Williams, A. Perez-Gonzalez, S. De Alba** // Land Degradation & Development. – 2002. – Vol. 13. – P. 141–150.

259. **De Benedictis P.A.** On the correlations between certain diversity indices / **P.A. De Benedictis** // American Naturalist. – 1973. – № 107. – P. 295–302.

260. Decomposition of cellulose in relation to soil properties and plant growth / [**Latter P.M., Harrison A.F., Walton D.W.H. eds.**]. – Cotton strip assay: an index of decomposition in soils. Grange-over-Sands, NERC/ITE. – 1988. – P. 68–71.

261. **De Kroon H.** Morphological plasticity in clonal plants: the foraging concept reconsidered / **H. De Kroon, M.J. Hutchings** // Journal of Ecology. – 1995. – Vol. 83. – P. 143–152.

262. Desender K. Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders / **K. Desender, A. Ervinck, G. Tack** // Belg. J. Zool. – 1999. – Vol. 129. – P. 139–156.

263. Disturbance response in vegetation – towards a global perspective on functional traits / **S. McIntyre, S. Lavorel, J. Landsberg, T.D.A. Forbes** // J. Veg. Sci. – 1999. – Vol. 10. – P. 621–630.

264. **Dray S.** Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbours matrices (PCNM) / **S. Dray, P. Legendre, P. Peres-Neto** // Ecological Modelling. – 2006. – Vol. 196. – P. 483–493.

265. **Dufrene M.** Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach / **M. Dufrene, P. Legendre** // Ecological Monographs. – 1997. – Vol. 67(3). – P. 345–366.

266. Early stages of lignite mine soil genesis: changes in biochemical properties / **S.M.V. Gonzalez, T.M.C. Cepeda, M.C. Leiros, G.F. Sotres, G.F. Ojea** // Soil Biol. Biochem. – 1991. – Vol. 23. – P. 589–595.

267. **Eastment H.T.** Spatial variability in spoil sampling / **H.T. Eastment, M.J. Russell, M.A. Toleman** // Landscape Urban Plann. – 1989. – Vol. 17. – P. 121–126.

268. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat- suitability maps without absence data? / **A.H. Hirzel, J. Hausser, D. Chessel, N. Perrin** // Ecology. – 2002. – Vol. 83. – P. 2027–2036.

269. **Ellenberg H.** Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas / **H. Ellenberg** // Scripta geobotanica. – Göttingen, 1974. – Vol. 9. – 197 p.

270. **Elton C.S.** Ecology of Invasions by Animals and Plants / **C.S. Elton**. – London, UK : Chapman, Hall, 1958. – 360 p.

271. Estimating the leaf area index of North Central Wisconsin forests using the Landsat Thematic Mapper / **K.S. Fassnacht, S.T. Gower, M.D. MacKenzie, E.V. Nordheim, T.M. Lillesand** // Remote Sensing of Environment. – 1997. – Vol. 61. – P. 229–245.

272. **Ettema C.** Spatial soil ecology / **C. Ettema, D.A. Wardle** // Trends in

Ecology & Evolution. – 2002. – Vol. 17. – P. 177–183.

273. **Etzelmuller B.** Automatic regional classification of topography in Norway / **B. Etzelmuller, D. Romstad, J. Fjellanger** // Norwegian journal of geology. – 2007. – Vol. 87. – P. 167–180.

274. **Faechner T.** Prediction of Yield Response to Soil Remediation / **T. Faechner, M.J. Pyrcz, C.V. Deutsch** // Geoderma. – 2000. – Vol. 97. P. 21–38.

275. Field scale variability of soil properties in central Iowa soils / **C.A. Cambardella, T.B. Moorman, J.M. Novak [et al.]** // Soil Science Soc. Am. – 1994. – Vol. 58. – P. 1501–1511.

276. **Fields M.J.** Burrowing activities of kangaroo rats and patterns in plant species dominance at a shortgrass steppe-desert grassland ecotone / **M.J. Fields, D.P. Coffin, J.R. Gosz** // J. Veg. Sci. – 1999. – Vol. 10. P. 123–130.

277. **Fitter A.H.** Architecture and biomass allocation as components of the plastic response of root systems to soil heterogeneity / **A.H. Fitter** // Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants: Ecophysiological Processes Above- and Belowground. – eds M.M. Caldwell and R.W. Pearcy. – Academic Press, San Diego. – 1994. – P. 305–323.

278. Forest ecosystem processes at the watershed scale: Sensitivity to remotely-sensed leaf area index estimates / **R. Nemani, L. Pierce, S.W. Running, L. Band** // International Journal of Remote Sensing. – 1993. – Vol. 14. – P. 2519–2534.

279. **Foster M.A.** Effects of the plains pocket gopher (*Geomys bursarius*) on rangeland / **M.A. Foster, J. Stubbendieck** // Journal of Range Management. – 1980. – Vol. 33. – P. 74–78.

280. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps / **K. McGarigal, S.A. Cushman, M.C. Neel, E. Ene** // Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. – 2002. – <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

281. **Friederichs K.** Die Grundfragen und Gesetzmäßigkeiten der land- und forstwirtschaftlichen Zoologie, insbesondere der Entomologie / **K. Friederichs**. – Berlin : Parey, 1930. – Bd. 1. – 417 S.; Bd. 2 – 463 S.

282. **Gabriel D.** Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity / **D. Gabriel, C. Thies, T. Tschardt** // Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics– 2005. – Vol. 7. – P. 85–93.

283. **Gams H.** Prinzipienfragen der Vegetationsforschung. Ein Beitrag zur Berggiffklarung und Methodik der Biocoenologie / **H. Gams** // Vierteljahrsschr. Naturf. Ges. Zurich. – 1918. – № 63. – S. 293–493

284. **Gaston K.J.** Global patterns in biodiversity / **K.J. Gaston** // Nature. – 2000. – № 405. – P. 220–227.

285. **Gaston K.J.** What is biodiversity? / **K.J. Gaston** // Biodiversity: A Biology of Numbers and Differences. – London, UK: Blackwell Science Ltd, 1996. – P. 1–9.

286. **Geary R.C.** The contiguity ratio and statistical mapping / **R.C. Geary** // Incorporated Statistician. – 1954. – Vol. 5. – P. 115–145.

287. **Geiger R.** The climate near the ground / **R. Geiger**. – Harvard Univer-

sity Press, Cambridge – 1973. – P. 611.

288. **Gisin H.** Okologie und Lebensgemeinschaft der Collembolen im Schweizerischen Exkursionsgebiet Basels / **H. Gisin** // Rev. Suisse Zool. – 1943. – Vol. 50, № 4. – S. 198–224.

289. Global terrestrial gross and net primary productivity from the earth observing system / **S.W. Running, P.E. Thornton, R.Nemani, J.M. Glassy, O.E. Sala, R. Jackson, H.A. Mooney, R. Hwarth** // Methods in ecosystem science. – New York; Springer-Verlag, 2000. – P. 44–57.

290. **Grace J.B.** The factors controlling species density in herbaceous plant communities, an assessment / **J.B. Grace** // Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. – 1999. – V. 2. – P. 1–28.

291. **Gray J.S.** The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf / **J.S. Gray** // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. – 2000. – Vol. 250. – P. 23–49.

292. **Griffiths D.** Local and regional species richness in North American lacustrine fish / **D. Griffiths** // J. Anim. Ecol. – 1997. – Vol. 66. – P. 49–56.

293. **Grigal D.F.** Spatial variation in chemical properties of forest floor and surface mineral soil in the north central United States / **D.F. Grigal, R.E. McRoberts, L.F. Ohmann** // Soil Science. – 1991. – Vol. 151. – P. 282–290.

294. **Grohmann C.H.** Resampling SRTM 03 – data with kriging / **C.H. Grohmann** // GRASS/OSGeo-News. – 2006. – Vol. 4. – P. 20–25.

295. **Gross K.L.** Spatial variation in nitrogen availability in three successional plant communities / **K.L. Gross, K.S. Pregitzer, A.J. Burton** // J. Ecol. – 1995. – Vol. 83. – P. 357–67.

296. **Grundmann G.L.** Geostatistical analysis of the distribution of NH₄ and NO₂ 2-oxidizing bacteria and serotypes at the millimeter scale along a soil transect / **G.L. Grundmann, D. Debouzie** // FEMS Microbiology Ecology. – 2000. – Vol. 34. – P. 57–62.

297. **Gustafson E.J.** Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern / **E.J. Gustafson, G.R. Parker** // Landscape Ecology. – 1992. – Vol. 7. – P. 101–110.

298. **Hall L.** The habitat concept and a plea for standard terminology / **L. Hall, P. Krausman, M. Morrison** // Wildlife Society Bulletin. – 1997. – Vol. 25. – P. 173–182.

299. **Hall S.J.** Taxonomic distinctness and diversity measures, responses in marine fish communities / **S.J. Hall, S.P. Greenstreet** // Mar. Ecol. Prog. – 1998. – Ser. 166. – P. 227–229.

300. **Halvorson A.D.** Field mapping soil conductivity to delineate dryland seeps with four-electrode techniques / **A.D. Halvorson, J.D. Rhoades** // Soil Sci. Soc. Am. J. – 1976. – Vol. 44. – P. 571–575.

301. **Hamlett J.M.** Resistant and exploratory techniques for use in semivariogram analyses / **J.M. Hamlett, R. Horton, N.A.C. Cressie** // Soil Sci. Soc. Amer. J. – 1986. – Vol. 50. – P. 868–875.

302. **Hanson H.C.** Ecology in agriculture / **H.C. Hanson** // Ecology. – 1939. – Vol. 20. – P. 111–117.

303. **Heatwole H.** The concept of the econe, a fundamental ecological unit / **H. Heatwole** // Trop. Ecol. – 1989. – Vol. 30, № 1. – P. 13–19.

304. **Heth G.** Burrow patterns of the mole rat *Spalax ehrenbergi* in two soil types (terra-rossa and rendzina) in Mount Carmel / **G. Heth** // Israel. J. Zool. – 1989. – Vol. 217. – P. 39–56.

305. **Hill M.O.** Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences / **M.O. Hill** // Ecology. – 1973. – P. 427–431.

306. **Hill M.O.** TWINSpan: a fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes / **M.O. Hill**. – Cornell University, New York, USA. – 1979.

307. **Hirzel A.H.** Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modeling / **A.H. Hirzel, A. Guisan** // Ecological Modelling. – 2002. – Vol. 157(2–3), – P. 331–341.

308. **Hobbs R.J.** Community and population dynamics of serpentine grassland annuals in relation to gopher disturbance / **R.J. Hobbs, H.A. Mooney** // Oecologia (Berlin). – 1985. – Vol. 67. – P. 342–351.

309. **Hooper D.U.** The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity / **D.U. Hooper** // Ecology. – 1998. – Vol. 79. – P. 704–719.

310. **Hoosbeek M.R.** Towards the quantitative modeling of pedogenesis – a review / **M.R. Hoosbeek, R.B. Bryant** // Geoderma. – 1992. – Vol. 55. – P. 183–210.

311. Horizontal distribution patterns of testate amoebae (Protozoa) in a Sphagnum magellanicum carpet / **E. Mitchell, D. Borcard, A.J. Buttler, P. Grosvernier, D. Gilbert, J.M. Gobat** // Microb. Ecol. – 2000. – Vol. 39. – P. 290–300.

312. **Huntly N.** Effects of subterranean mammalian herbivores on vegetation / **N. Huntly, O. J. Reichman** // J. Mammal. – 1995. – Vol. 75. – P. 852–859.

313. **Hurlbert A.H.** Species–energy relationships and habitat complexity / **A.H. Hurlbert** // Ecol. Lett. – 2004. – Vol. 7. – P. 714–720.

314. **Hutchinson G.E.** Concluding remarks / **G.E. Hutchinson** // Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology – 1957. – Vol. 22. – P. 415–427.

315. **Hutchinson G.E.** The niche: an abstractly inhabited hypervolume / **G.E. Hutchinson** // The ecological theatre and the evolutionary play. – New Haven, Yale Univ. Press. – 1965. – P. 26–78

316. **Inouye R.S.** Convergence and divergence of oldfield vegetation after 11 years of nitrogen addition / **R.S. Inouye, D. Tilman** // Ecology. – 1995. – Vol. 76. – P. 1872–1887.

317. Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events / **R.M. Warwick, C.M. Ashman, A.R. Brown, K.R. Clarke, B. Dowell, B. Hart, R.E. Lewis, N. Shillabeer, P.J. Somerfield,**

- J.F. Tapp** // Mar. Ecol. Prog. Series. – 2002. – Vol. 234. – P. 1–13.
318. **Iverson L.R.** Wali Buried, viable seeds and their relation to revegetation after surface mining / **L.R. Iverson** // J. Range Management. – 1982. – Vol. 35. – P. 648–652.
319. **Izsak J.** A link between ecological diversity indices and measures of biodiversity / **J. Izsak, L. Papp** // Ecol. Modell. – 2000. – Vol. 130. – P. 151–156.
320. **Izsak J.** Application of the quadratic entropy indices for diversity studies of drosophilid assemblages / **J. Izsak, L. Papp** // Environ. Ecol. Stat. – 1995. – Vol. 2. – P. 213–224.
321. **Izsak J.** Quadratic diversity: Its maximization can reduce the richness of species / **J. Izsak, L. Szeidl** // Environ. Ecol. Stat. – 2002. – Vol. 9. – P. 423–430.
322. **Jackson R.B.** Integrating resource heterogeneity and plant plasticity: modeling nitrate and phosphate uptake in a patchy soil environment / **R.B. Jackson, M.M. Caldwell** // Journal of Ecology. – 1996. – Vol. 84. – P. 891–903.
323. **Jackson R.B.** Rapid physiological adjustment of roots to localized soil enrichment / **R.B. Jackson, J.H. Manwaring, M.M. Caldwell** // Nature. – 1990. – Vol. 344. – P. 58–60.
324. **Jackson R.B.** The scale of nutrient heterogeneity around individual plants and its quantification with geostatistics / **R.B. Jackson, M.M. Caldwell** // Ecology. – 1993. – Vol. 74. – P. 612–614.
325. **Jakubauskas M.E.** Thematic Mapper characterization of lodgepole pine serals in Yellowstone National Park, USA / **M.E. Jakubauskas** // Remote Sensing of Environment. – 1996. – Vol. 56. – P. 118–132.
326. **Jones C.G.** Organisms as ecosystem engineers / **C.G. Jones, J.H. Lawton, M. Shachak** // Oikos. – 1994. – Vol. 69. – P. 373–386.
327. **Jones C.G.** Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers / **C.G. Jones, J.H. Lawton, M. Shachak** // Ecology. – 1997. – Vol. 78, No 7. – P. 1946–1957.
328. **Johnson W.M.** The pedon and polypedon / **W.M. Johnson** // Soil Sci. Soc. Am. Proc. – 1963. – Vol. 27. – P. 212–215.
329. **Jungk A.** Availability in soil and acquisition by plants as the basis for phosphorus and potassium supply to plants / **A. Jungk, N. Claassen** // Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. – 1989. – № 152. – S. 151–157.
330. **Kalisz P.J.** Effect of prairie voles on vegetation and soils in central Kentucky / **P.J. Kalisz, W.H. Davis** // Am. Midl. Nat. – 1992. – Vol. 127. – P. 392–399.
331. **Kalisz P.J.** Soil mixing by scarab beetles and pocket gophers in north-central Florida / **P.J. Kalisz, E.L. Stone** // Soil Science Society of America Journal. – 1984. – Vol. 48. – P. 169–172.
332. **Kelly V.R.** Resource heterogeneity in oldfields / **V.R. Kelly, C.D. Canham** // J. Vegetation Sci. – 1992. – Vol. 3. – P. 545–552.
333. **Kinzig A.P.** Implications of endemics–area relationships for estimates of species extinctions / **A.P. Kinzig, J. Harte** // Ecology. – 2000. – Vol. 81(12). – P. 3305–3311.
334. **Kinzig A.P.** The Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions / **Kinzig A.P., Pacala S.W., Tilman D.** – Princeton: Princeton University Press, 2002. – 256 p.
335. **Kleb H.R.** Vegetation effects on soil resource heterogeneity in prairie and forest / **H.R. Kleb, S.D. Wilson** // American Naturalist. – 1997. – Vol. 150. – P. 283–298.
336. **Kumar S.** Spatial heterogeneity influences native and nonnative plant species richness / **S. Kumar, T. J. Stohlgren, G. W. Chong** // Ecology. – 2006. – Vol. 87(12). – P. 3186–3199.
337. **Kvalseth T.O.** Note on biological diversity, evenness, and homogeneity measures / **T.O. Kvalseth** // Oikos. – 1991. – № 62 – P. 123–137
338. **Lande R.** Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities / **R. Lande** // Oikos. – 1996. – Vol. 76. – P. 5–13.
339. **Landolt E.** Okologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora / **E. Landolt** // Veroff. Geobot. Inst. ETH. Zurich. – 1977. – H. 64. – S. 1-208.
340. **Lark R.M.** Variation in soil conditions and crop performance to detect the spatial variability of the salt and clay content / **R.M. Lark, J.V. Stafford** // Precision agriculture–97. Proc. Eur. Conf. on Precision Agriculture, 1st, Warwick University Conweight loss on ignition. – 1997. – P. 349–359.
341. **Legendre L.** Auxiliary energy, ergoclines and aquatic biological production / **L. Legendre, S. Demers** // Naturaliste can. (Qur.). – 1985. – Vol. 112. P. 5–14.
342. **Legendre P.** Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? / **P. Legendre** // Ecology. – 1993. – Vol. 74. – 1659–1673.
343. **Legendre P.** Spatial pattern and ecological analysis / **P. Legendre, M.J. Fortin** // Vegetatio. – 1989. – Vol. 80. – P. 107–138.
344. **Lehman C.L.** Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities / **C.L. Lehman, D. Tilman** // The American Naturalist. – 2000. – № 156. – P. 534–552.
345. **Lesch S.M.** ESAP-95Version 2.10R: user manual and tutorial guide / **Lesch S.M., Rhoades J.D., Corwin D.L.** – Research Report 146. USDA-ARS George E. Brown Jr. Salinity Laboratory, Riverside, CA, USA. – 2000.
346. **Lidicker W.Z.** Impacts of non-domesticated vertebrates on California grasslands / **W.Z. Lidicker** // Grassland Structure and Function: California Annual Grassland. Huenneke, L.F. and H. Mooney (eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. – 1989. – P. 135–150.
347. **Loreau M.** Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances / **M. Loreau** // Oikos. – 2000. – Vol. 91. – P. 3–17.
348. **Loreau M.** Material cycling and the stability of ecosystems / **M. Loreau** // American Naturalist. – 1994. – Vol. 143. – P. 508–513.
349. **Luna F.** Cost of foraging in the subterranean rodent *Ctenomys talar-*

um: effect of soil hardness / **F. Luna, C.D. Antinuchi** // *Can. J. Zool.* – 2006. – Vol. 84. – P. 661–667.

350. **Luna F.** Digging energetics in the South American rodent *Ctenomys talarum* (Rodentia, Ctenomyidae) / **F. Luna, C.D. Antinuchi, C. Busch** // *Can. J. Zool.* – 2002. – Vol. 80. – P. 2144–2149.

351. **Lydy M.J.** A comparison of selected diversity, similarity, and biotic indices for detecting changes in benthic–invertebrate community structure and stream quality / **M.J. Lydy, C.G. Crawford, J.W. Frey** // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* – 2000. – Vol. 39. – P. 469–479.

352. **MacArthur R.H.** Fluctuations of animal populations and a measure of community stability / **R.H. MacArthur** // *Ecology.* – 1955. – Vol. 36. – P. 533–536.

353. **MacArthur R.H.** On the relative abundance of bird species / **R.H. MacArthur** // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* – 1957. – Vol. 43, N. 3. – P. 293–295.

354. **MacArthur R.H.** On the relative abundance of species / **R.H. MacArthur** // *Am. Nat.* – 1960. – Vol. 94, N. 874. – P. 25–36.

355. **MacArthur R.H.** The Theory of Island Biogeography / **MacArthur R.H., Wilson E.O.** – Princeton: Princeton University Press, 1967. – 360 p.

356. **MacArthur R.** The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species / **R. MacArthur, R. Levins** // *American Naturalist.* – 1967. – Vol. 101. – P. 377–385.

357. **Mackey R.L.** The diversity–disturbance relationship. Is it generally strong and peaked? / **R.L. Mackey, D.J. Currie** // *Ecology.* – 2001. – Vol. 82. – P. 3479–3492.

358. **Magurran A.E.** Ecological diversity and its measurement / **A.E. Magurran.** – London: Chapman and Hall. – 177 p.

359. **Magurran A.E.** Species abundance distributions: pattern or process? / **A.E. Magurran** // *Funct. Ecol.* – 2005. – Vol. 19, N 1. – P 177–181.

360. **May R.M.** Assessing extinction rates / **May R.M., Lawton J.H., Stork N.E.** – Extinction rates. – Oxford, UK: Oxford University Press, 1995. – P. 1–24.

361. **May R.M.** Patterns of species abundance and diversity / **R.M. May, M.L. Cody, J.M. Diamond** // *Ecology and Evolution of Communities.* – Cambridge : Harvard University Press. – 1975. – P. 81–120.

362. **May R.M.** Stability and Complexity in Model Ecosystems / **R.M. May.** – Princeton : Princeton University Press, 1974. – 240 p.

363. **McBratney A.B.** On digital soil mapping / **A.B. McBratney, M.L. Mendonca-Santos, B. Minasny** // *Geoderma.* – 2003. – Vol. 117, Issue 1-2. – P. 3–52.

364. **McCann K.S.** The diversity–stability debate / **K.S. McCann** // *Nature.* – 2000. – № 405. – P. – 228–233.

365. **McConnaughay K.D.M.** Interactions among Colonizing Annuals: Is There an Effect of Gap Size? / **K.D.M. McConnaughay, F.A. Bazzaz** // *Ecology.* – 1990. Vol. 71. – №. 5. – P. 1941–1951.

366. **McIntyre N.E.** Ecology of urban arthropods: a review and a call to action / **N.E. McIntyre** // *Annals of the Entomological Society of America.* – 2000. – Vol. 93. – P. 825–835.

367. **Meisner C.A.** Root hair occurrence and variation with environment / **C.A. Meisner, K.J. Karnok** // *Agronomy Journal.* – 1991. – Vol. 83. – P. 814–818.

368. **Milchunas D.G.** Inertia in plant community structure: state changes after cessation of nutrient-enrichment stress / **D.G. Milchunas, W.K. Lauenroth** // *Ecological Applications.* – 1995 – Vol. 5. – P. 452–458.

369. **Misra R.K.** Penetration of soil aggregates of finite size: plant roots / **R.K. Misra, A.R. Dexter, A.M. Alston** // *Plant Soil.* – 1986. – Vol. 95. – P. 59–85.

370. Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps / **B. Reutter, V. Helfer, A. Hirzel, P. Vogel** // *J. Biogeogr.* – 2003. – Vol. 30. – P. 581–590.

371. Modeling small watersheds in Brazilian Amazonia with shuttle radar topographic mission-90m data / **M.M. Valeriano, T.M. Kuplich, M. Storino, B.D. Amaral, J.N. Mendes, D.J. Lima** // *Computers and Geosciences.* – 2006. – Vol. 32. – P. 1169–1181.

372. **Moller J.** An introduction to simulation-based inference for spatial point processes / **J. Moller, R. Waagepetersen** // *Spatial statistics and computational methods.* – New York; Springer, 2002. – P. 143–198.

373. **Moran P.A.P.** Notes on continuous stochastic phenomena / **P.A.P. Moran** // *Biometrika.* – 1950. – Vol. 37. – P. 17–23.

374. **Nevo E.** Adaptive convergence and divergence of subterranean mammals / **E. Nevo** // *Annu. Rev. Ecol. Syst.* – 1979. – Vol.10. – P. 269–308.

375. **Odum E.** Fundamentals of Ecology / **E. Odum.** – Philadelphia : Saunders, 1953. – 386 p.

376. **Odum H.T.** Primary production in flowing waters / **H.T. Odum** // *Limnology and Oceanography.* – 1956. Vol. 1. – P. 102–117.

377. **Onipchenko V.G.** «Mass-effect» in alpine communities of the northwestern Caucasus / **V.G. Onipchenko, G.A. Pokarzhevskaya** // *Veröfflichung Geobotanischen Institutes ETH, Stiftung RubelZurich.* – 1994. – Vol. 115. – P. 61–68.

378. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems / **W.H. Schlesinger, J.A. Raikes, A.E. Hartley, A.F. Cross** // *Ecology.* – 1996. – Vol. 77. – P. 364–374.

379. **Orloci L.** Biodiversity analysis: issues, concepts, techniques / **L. Orloci, M. Anand, V. D. Pillar** // *Commun. Ecol.* – 2002. – Vol. 3(2). – P. 217–236.

380. **Ormecci C.** Use of real-time remote sensing data for evaluating soil moisture and salinity effects on light penetration depth / **C. Ormecci, S. Ekercin** // *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences.* – Beijing, 2008. – Vol. XXXVII. – Part B2. – P. 167–173.

381. **Pakeman R.J.** Moorland vegetation succession after the control of bracken with asulam / **R.J. Pakeman, M.G. Le Duc, R.H. Marrs** // *Agriculture Ecosystems and Environment.* – 1997. – Vol. 62. – P. 41–52.

382. **Palmer M.W.** Small scale environmental variability and the analysis of species distributions along gradients / **M.W. Palmer, P.M. Dixon** // *Journal of Vegetation Science.* – 1990. – Vol. 1. – P. 57–65.

383. **Panagopoulos T.** Early growth of *Pinus nigra* and *Robinia pseudoacacia* stands; contributions to soil genesis and landscape improvement on lignite spoils in Ptolemaida / **T. Panagopoulos, A. Hatzistathis** // *Landscape and Urban Planning*. – 1995. – Vol. 32. – P. 19–29.

384. **Panagopoulos T.** The role of soil properties variability to reclamation success on the lignite strip-mined land in Northern Greece / **T. Panagopoulos** // *Spatial and Organizational Dynamics- Discussion Papers*. – 2012. – Vol. 9. – P. 43–59.

385. **Panayiotopoulos K.P.** Compaction and penetration resistance of an alfisol and entisol and their influence on root growth of maize seedlings / **K.P. Panayiotopoulos, C.P. Papadopoulou, A. Hatjioannidou** // *Soil Tillage Research*. – 1994. – Vol. 31. – P. 323–337.

386. **Paoletti M.G.** The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators / **M.G. Paoletti** // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. – 1999. – Vol. 74. – P. 137–155.

387. **Paoletti M.G.** Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators / **M.G. Paoletti, M. Hassall** // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. – 1999. – Vol. 74. – P. 157–165.

388. **Paoletti M.G.** Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability / **M.G. Paoletti** // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. – 1999. – Vol. 74. – P. 1–18.

389. **Parkin T.B.** Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows / **T.B. Parkin, E.C. Berry** // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1999. – Vol. 31. – P. 1765–1771.

390. **Parkin T.B.** Nitrogen transformations associated with earthworm casts / **T.B. Parkin, E.C. Berry** // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1994. – Vol. 26(9). – P. 1233–1238.

391. **Parkin T.B.** Spatial variability of microbial processes in soil / **T.B. Parkin** // *A review. J. of Environ. Qual.* – 1993. – Vol. 22. – P. 409–417.

392. **Partel M.** Root dynamics and spatial pattern in prairie and forest / **M. Partel, S.D. Wilson** // *Ecology*. – 2002. – Vol. 83. – P. 1199–1203.

393. **Paruelo J.M.** Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands / **J.M. Paruelo, W.K. Lauenroth** // *Journal of Biogeography*. – 1998. – Vol. 25. – P. 721–733.

394. **Pennisi B.V.** 3 ways to measure medium EC / **B.V. Pennisi, M. van Iersel** // *GMPPro*. – 2002. – Vol. 22(1). – P. 46–48.

395. **Pielou E.C.** *Ecological Diversity* / **E.C. Pielou**. – New York: Wiley, 1975. – 420 p.

396. **Pielou E.C.** Shannon's formula as a measure of species diversity: its use and misuse / **E.C. Pielou** // *American Naturalist*. – 1966. – № 100. – P. 463–465.

397. **Pike R.I.** Elevation-relief rouo, hypsometric integral and geomorphic area-altitude analysis / **R.I. Pike, S.E. Wilson** // *Geol. Soc. Am. Bull.* – 1971. – Vol. 82. – P. 1079–1084.

398. **Pires A.M.** Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal) / **A.M. Pires, I.G. Cowx, M.M. Coelho** // *Hydrobiologia*. – 2000. – V. 435. – P. 167–175.

399. Plant diversity and composition: effects on productivity and nutrient dynamics of experimental grasslands / **D. Tilman, J. Knops, D. Wedin, D. Reich** // *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*. – Oxford: Oxford University Press, 2002. – P. 21–35.

400. **Pontegnie M.** Impacts of silvicultural practices on the structure of hemi-edaphic macrofauna community / **M. Pontegnie, G. du Bus de Warnaffe, Ph. Lebruna** // *Pedobiologia* – 2005. – № 49 – P. 199–210.

401. **Purvis A.** Getting the measure of biodiversity / **A. Purvis, A. Hector** // *Nature*. – 2000. – № 405. – P. 212–219.

402. **Rabinowitz D.** Colonization and establishment of Missouri prairie plants on artificial soil disturbances. II. Detecting small-scale plant-to-plant interactions and separating disturbance from resource provision / **D. Rabinowitz, J.K. Rapp** // *American Journal of Botany*. – 1985. – Vol. 72. – P. 1629–1634.

403. **Rao C.R.** Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach / **C.R. Rao** // *Theor. Popul. Biol.* – 1982. – Vol. 21. – P. 24–43.

404. **Raunkier C.** *The life forms of plants and statistical plant geography* / **C. Raunkier**. – Oxford: Clarendon Press, 1934. – 632 p.

405. **Reichman O.J.** Borrows and borrowing behavior by mammals / **O.J. Reichman, S.C. Smith, H.H. Genoways** // *Current Mammology*. – New York and London. – 1990. – P. 197–244.

406. **Reichman O.J.** The influence of three sympatric species of fossorial mole-rats (Bathyergidae) on vegetation / **O.J. Reichman, J.U.M. Jarvis** // *J. Mammal.* – 1989. – Vol. 70. – P. 763–771.

407. Relating benthic infaunal community structure to environmental variables in estuaries using nonmetric multidimensional scaling and similarity analysis / **G. McRae, D.K. Camp, W.G. Lyons, T.L. Dix** // *Environ. Monit. Assessment*. – 1998. – Vol. 51. – P. 233–246.

408. Relationship of soil characteristics to vegetation on a sequence of degraded and rehabilitated soils in Honduras / **A. Paniagua, J. Kammerbauer, M. Avedillo, A.M. Andrews** // *Agriculture Ecosystems and Environment*. – 1999. – Vol. 72. – P. 215–225.

409. **Renyi A.** On measures of entropy and information / **A. Renyi, J. Neyman** // *Proceedings of the Fourth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. – Berkeley: University of California Press, 1961. – Vol. I. – P. 547–561.

410. **Rice J.C.** Evaluating fishery impacts using metrics of community structure / **J.C. Rice** // *Ices J. Mar. Sci.* – 2000. – Vol. 57. – P. 682–688.

411. **Ricklefs R.E.** *Ecology* / **R.E. Ricklefs, G.L. Miller** // Fourth edition. – New York, 2000. – 520 P.

412. **Ricotta C.** Additive partition of parametric information and its associated

b-diversity measure / **C. Ricotta** // *Acta Biotheor.* – 2003. – Vol. 51 (2). – P. 91–100.

413. **Ricotta C.** An information–theoretical measure of taxonomic diversity / **C. Ricotta, G.C. Avena** // *Acta Biotheor.* – 2003. – Vol. 51 (1). – P. 35–41.

414. **Ripley B.D.** The second-order analysis of stationary point processes / **B.D. Ripley** // *Journal of Applied Probability* – 1976. – Vol. 13. – P. 255–266.

415. **Robertson G.P.** The spatial distribution of nematode tropic groups across a cultivated ecosystem / **G.P. Robertson, D.W. Freckman** // *Ecology.* – 1995. – Vol. 76. – P. 1425–1432.

416. **Robertson G.P.** The spatial variability of soil resources following long-term disturbance / **G.P. Robertson, J.R. Crum, B.G. Ellis** // *Oecologia.* – 1993. – Vol. 96. – P. 451–456.

417. **Robinson D.** Resource capture by localised root proliferation: why do plants bother? / **D. Robinson** // *Annals of Botany.* – 1996. – Vol. 77. – P. 179–185.

418. **Rosenzweig M.L.** Species diversity gradients: we know more and less than we thought / **M.L. Rosenzweig** // *Journal of Mammalogy.* – 1992. – Vol. 73. – P. 715–730.

419. **Rosenzweig M.L.** Species Diversity in Space and Time / **M.L. Rosenzweig.** – Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1995. – 386 p.

420. **Rosenzweig M.L.** How are diversity and productivity related? / **M.L. Rosenzweig, Z. Abramsky** // D. Schluter and R. Ricklefs, editors. Historical and geographical determinants of community diversity. – Chicago, Illinois, USA: University of Chicago Press, 1993. – P. 52–65

421. **Rosiere R.E.** Revegetation of Tripoli quarries in the Ozark highlands of Oklahoma / **R.E. Rosiere, D.M. Engle, J.M. Cadle** // *Landscape and Urban Plan.* – 1989. – Vol. 17. – P.175–188.

422. **Rossi J.R.** Statistical tool for soil biology. XI. Autocorrelogram and Mantel test, European / **J.R. Rossi** // *Journal of Soil Biology.* – 1996. – Vol. 32. – P. 195–203.

423. **Roy A.** Formulating diversity vector for ecosystem comparison / **A. Roy, S.K. Tripathi, S.K. Basu** // *Ecological Modelling.* – 2004 – Vol. 179. – P. 499–513.

424. **Rusch G.** The influence of spatial heterogeneity on regeneration by seed in a limestone grassland / **G. Rusch, J.M. Fernandez-Palacio** // *Journal of Vegetation Science.* – 1995. – Vol. 6. – P. 417–426.

425. Sampling spatial and temporal variation in soil nitrogen availability / **M.L. Cain, S. Subler, J.P. Evans, M.J. Fortin** // *Oecologia.* – 1999. – Vol. 118. – P. 397–404.

426. **Sarr D.A.** A hierarchical perspective of plant diversity / **D.A. Sarr, D.E. Hibbs, M.A. Huston** // *Quarterly Review of Biology.* – 2005. – Vol. 80. – P. 187–212.

427. **Schafer W.M.** Variability of minesoils and natural soils in southeastern Montana / **W.M. Schafer** // *Soil Science Society of America Journal.* – 1979. – Vol. 43. – P. 1207–1212.

428. **Simberloff D.** The guild concept and the structure of ecological communities / **D. Simberloff, T. Dayan** // *Annual Review of Ecology and Systematics.* – 1991. – Vol. 22. – P. 115–143.

429. **Simonson R.W.** Concepts and function of the pedon / **R.W. Simonson, D.R. Gardner** // 7th Int. Cong. Soil Sci., Trans. Internat. Congress of Soil Sci., Madison, WI. – 1960. – Vol. 4. – P. 127– 131.

430. **Simpson E.H.** Measurement of diversity / **E.H. Simpson** // *Nature.* – 1949. – № 163. – P. 688.

431. Site-specific management in salt-affected sugar beet fields using electromagnetic induction / **S.R. Kaffka, S.M. Lesch, K.M. Bali, D.L. Corwin** // *Comp. Electron. Agric.* – 2005. – Vol. 46. – P. 329–350.

432. Site-specific management zones based upon soil electrical conductivity in a semiarid cropping system / **C.K. Johnson, D.A. Mortensen, B.J. Wienhold, J.F. Shanahan, J.W. Doran** // *Agron. J.* – 2003 – Vol. 95. – P. 303–315.

433. **Shannon C.** A mathematical theory of communication / **C. Shannon** // *Bell System Technology Journal.* – 1948. – № 27. – P. 379–423.

434. **Shannon C.E.** The Mathematical Theory of Communication / **Shannon C.E., Weaver W.** – Urbana : University of Illinois Press, 1949. – 360 p.

435. **Sheets K.R.** Non-invasive soil water content measurement using electromagnetic Induction / **K.R. Sheets, J.M.H. Hendrickx** // *Water Resour. Res.* – 1995. – Vol. 31. – P. 2401–2409.

436. **Shimatani K.** On the measurement of species diversity incorporating species differences / **K. Shimatani** // *Oikos.* – 2001. – Vol. 93. – P. 135–147.

437. **Shmida A.** Coexistence of plant species with similar niches / **A. Shmida, S. Ellner** // *Vegetatio.* – 1984. – Vol. 58. – P. 29–55.

438. **Smith A.** The influence of species diversity on sward yield and quality / **A. Smith, P.J. Allcock** // *Journal of Applied Ecology.* – 1985. – Vol. 22. – P. 185–198.

439. **Smouse P.E.** Multiple regression and correlation extensions of the Mantel test of matrix correspondence / **P.E. Smouse, J.C. Long, R.R. Sokal** // *Systematic Zoology.* – 1986 – Vol. 35. – P. 627–632.

440. **Snaydon R.W.** Micro-distribution of *Trifolium repens* L. and its relationship to soil factors / **R.W. Snaydon** // *Journal of Ecology.* – 1962. – Vol. 50. – P. 133–143.

441. **Soberon J.M.** Patterns of variations in the numbers of animal populations and the biological foundations of Taylor’s law of the mean / **J.M. Soberon, M. Loevinsohn** // *Oikos.* – 1987. – 48. – P. 249–252.

442. Soil attribute prediction using terrain analysis / **I. Moore, P. Gessler, G. Nielsen, G. Peterson** // *Soil Sci. Soc. Am. J.* – 1993. – Vol. 57. – P. 443–452.

443. Soil electrical conductivity and soil salinity: New formulations and calibrations / **J.D. Rhoades, N.A. Manteghi, P.J. Shouse, W.J. Alves** // *Soil Sci. Soc. Am. J.* – 1989. – Vol. 53. – P. 433–439.

444. **Somerfield P.J.** A further examination of two new taxonomic distinctness measures / **P.J. Somerfield, F. Olsgard, M.R. Carr** // *Mar. Ecol. Prog.*

Series. – 1997. – Vol. 154. – P. 303–306.

445. Spatial variability of surface temperature along two transects of a bare soil / **M. Vauclin, S.R. Vieira, R. Bernard, J.L. Hatfield** // *Water Resour. Res.* – 1982. – Vol. 18. – P. 1677–1686.

446. **Spassky S.** Die Spinnen des Don-Gebietes / **S. Spassky** // *Zool. Anz.* – 1912. – Bd. 40, № 6–7. – S. 179–188.

447. **Steininger M.K.** Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: Data from Brazil and Bolivia / **M.K. Steininger** // *International Journal of Remote Sensing.* – 2000. – Vol. 21. – P. 1139–1157.

448. **St John T.V.** Growth and spatial distribution of nutrient-absorbing organs: selective exploitation of soil heterogeneity / **T.V. St John, D.C. Coleman, C.P.P. Reid** // *Plant and Soil.* – 1983. – Vol. 71. – P. 487–493.

449. **Stirling G.** Empirical Relationships between Species Richness, Evenness, and Proportional Diversity / **G. Stirling, B. Wilsey** // *American Naturalist.* – 2001. – № 158. – P. 286–299.

450. **Strahler A.N.** Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography / **A.N. Strahler** // *Geol. Soc. Am. Bull.* – 1952. – Vol. 63. – P. 1117–1142.

451. **Stuefer J.F.** Exploitation of environmental heterogeneity by spatial division of labour in a clonal plant / **J.F. Stuefer, H. de Kroon, H.J. During** // *Funct. Ecol.* – 1996. – Vol. 10. – P. 328–334.

452. **Stuefer J.F.** Potential and limitations of current concepts regarding the response of clonal plants to environmental heterogeneity / **J.F. Stuefer** // *Vegetatio.* – 1996. – Vol. 127. – P. 55–70.

453. Subsurface compaction reduces the root and shoot growth and grain yield of wheat / **G.R. Bathke, D.K. Cassel, W.L. Hargrove, P.M. Porter** // *Soil Science.* – 1992. – Vol. 154. – P. 316–328.

454. **Swift M.J.** Decomposition in terrestrial ecosystems / **Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M.** – Oxford : Blackwell Scientific. – 1979. – 420 p.

455. **Taylor L.R.** Aggregation, variance and the mean / **L.R. Taylor** // *Nature.* – 1961. – Vol. 332. – P. 721–722.

456. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea / **J.A. Veech, K.S. Summerville, T.O. Crist, J.C. Gering** // *Oikos.* – 2002. – Vol. 99. – P. 3–9.

457. The factorial decomposition of the Mahalanobis distances in habitat selection studies / **C. Calenge, G. Darmon, M. Basille, A. Loison, J.M. Jullien** // *Ecology.* – 2008. – Vol. 89. – P. 555–566.

458. The influence of soil type and cultivation system on the spatial distributions of the soil fauna and microorganisms and their interactions / **H. Fromm, K. Winter, J. Filser, R. Hantschel, F. Beese** // *Geoderma.* – 1993. – Vol. 60. – P. 109–118.

459. The relationship between productivity and species richness / **R.B. Waide, M.R. Willig, C.F. Steiner, G. Mittelbach, L. Gough, S.I. Dodson, G.P. Juday, R. Parmenter** // *Ann. Rev. Ecol. Syst.* – 1999. – Vol. 30. – P. 257–300.

460. **Tieszen L.** NDVI, C3 and C4 production, and distributions in the Great Plains grassland cover classes / **L. Tieszen, B.C. Reed, D.D. Dejong** // *Ecological Applications.* – 1997. – Vol. 7. – P. 59–78.

461. **Tilman D.** Biodiversity and stability in grasslands / **D. Tilman, J.A. Downing** // *Nature.* – 1994. – Vol. 367. – P. 363–365.

462. **Tilman D.** Biodiversity: population versus ecosystem stability / **D. Tilman** // *Ecology.* – 1996. – Vol. 77. – P. 350–363.

463. **Tilman D.** Functional diversity / **D. Tilman** // *Encyclopedia of biodiversity.* – San Diego, California, USA: Academic Press, 2001. – P. 109–120.

464. **Tilman D.** Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations / **D. Tilman, C. Lehman, K. Thompson** // *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA).* – 1997. – Vol. 94. – P. 1857–1861.

465. **Tilman D.** Plant dominance along an experimental nutrient gradient / **D. Tilman** // *Ecology.* – 1984. – Vol. 65. – P. 1445–1453.

466. **Tilman D.** Plant succession and gopher disturbance along an experimental gradient / **D. Tilman** // *Oecologia.* – 1983. – Vol. 60. P. 285–292.

467. **Tilman D.** Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems / **D. Tilman, D. Wedin, J. Knops** // *Nature.* – 1996. – Vol. 379. – P. 718–720.

468. **Tilman D.** Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients / **D. Tilman** // *Ecological Monographs.* – 1987. – Vol. 57. – P. 189–214.

469. **Tilman D.** The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles / **D. Tilman** // *Ecology.* – Vol. 80(5). – 1999. – P. 1455–1474.

470. **Törne E.** Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests / **E. Törne** // *Pedobiologia.* – 1990. – Vol. 34. – P. 89–101.

471. **Turner M.G.** Landscape ecology: the effect of pattern on process / **M.G. Turner** // *Annual Review of Ecology and Systematics.* – 1989. – Vol. 20. – P. 171–197.

472. Value of mountain rye for suppression of annual brome grasses on semi-arid mined lands / **M.R. Andersen, E.J. Deput, R.H. Abernethy, L.H. Kleinman** // *J. Range Management.* – 1992. – Vol. 45. – P. 345–351.

473. **Verhagen A.** Site-specific management: Balancing production and environmental requirements at farm level / **A. Verhagen, H.W.G. Booltink, J. Bouma** // *Agric. Syst.* – 1995. – Vol. 49. – P. 369–384.

474. **Vinton M.A.** Interactions between individual plant species and soil nutrient status in short-grass steppe / **M.A. Vinton, I.C. Burke** // *Ecology.* – 1995. – Vol. 76. – P. 1116–1133.

475. **Vitousek P.M.** Plant community turnover and ecosystem nutrient flux / **P.M. Vitousek** // *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics:* Academic Press, New York. – 1985. – P. 325–333.

476. **Vitousek P.M.** Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeo-

chemistry / **P.M. Vitousek, D.U. Hooper** // Biodiversity and ecosystem function. Springer-Verlag, Berlin, Germany. – 1993. – P. 3–14.

477. **Vleck D.** Burrow structure and foraging costs in the fossorial rodent, *Thomomys bottae* / **D. Vleck** // *Oecologia*. – 1981. – Vol. 49. – P. 391–396.

478. **Vleck D.** The energy cost of burrowing by the pocket gopher *Thomomys bottae* / **D. Vleck** // *Physiol. Zool.* – 1979. – Vol. 52. – P. 122–125.

479. **Wade G.L.** Grass competition and establishment of native species from forest soil seed banks / **G.L. Wade** // *Landscape Urban Planning*. – 1989. – Vol. 17. – P. 135–149.

480. **Walker B.H.** Biodiversity and ecological redundancy / **B.H. Walker** // *Conservation Biology*. – 1992. – Vol. 6. – P. 18–23.

481. **Walker B.** Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species / **B. Walker, A. Kinzig, J. Langridge** // *Ecosystems*. – 1999. – Vol. 2. – P. 95–113.

482. **Warman P.R.** The Gays river mine tailing revegetation study / **P.R. Warman** // *Landscape Urban Planning*. – 1988. – Vol. 16. – P. 283–288.

483. **Wartenberg D.** Canonical trend surface analysis: a method for describing geographic pattern / **D. Wartenberg** // *Syst. Zool.* – 1985. – Vol. 34. – P. 259–279.

484. **Warwick R.M.** Death assemblages of molluscs on St Martin's Flats, Isles of Scilly, a surrogate for regional biodiversity? / **R.M. Warwick, J. Light** // *Biodiversity Conserv.* – 2002. – Vol. 11. – P. 99–112.

485. **Warwick R.M.** New «biodiversity» measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress / **R.M. Warwick, K.R. Clarke** // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* – 1995. – Vol. 129. – P. 301–305.

486. **Warwick R.M.** Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species / **R.M. Warwick, K.R. Clarke** // *Oceanography Mar. Biol.* – 2001. – Vol. 39 (39). – P. 207–231.

487. **Warwick R.M.** Taxonomic distinctness and environmental assessment / **R.M. Warwick, K.R. Clarke** // *J. Appl. Ecol.* – 1998. – Vol. 35. – P. 532–543.

488. **Weiher E.** Relative abundance and evenness patterns along diversity and biomass gradients / **E. Weiher, P.A. Keddy** // *Oikos*. – 1999. – V. 87. – P. 355–361.

489. What is the observed relationship between species richness and productivity? / **G.G. Mittelbach, C.F. Steiner, S.M. Scheiner, K.L. Gross, H.L. Reynolds, R.B. Waide, M.R. Willig, S.I. Dodson, L. Gough** // *Ecology*. – 2001. – Vol. 82. – P. 2381–2396.

490. **Whipker B.E.** Electrical Conductivity (EC): Units and Conversions / **B.E. Whipker, T.J. Cavins**. – <http://www.ces.ncsu.edu/depts/hort/floriculture/Florex/EC%20Conversion.pdf>

491. **Whitmore T.C.** Tropical deforestation and species extinction / **T.C. Whitmore, J.A. Sayer**. – London, UK: Chapman, Hall, 1992. – 180 p.

492. **Whittaker R.H.** Dominance and diversity in land plant communities /

R.H. Whittaker // *Science*. – 1965. – Vol. 147. – P. 250–260.

493. **Whittaker R.H.** Evolution and measurement of species diversity / **R.H. Whittaker** // *Taxonomy*. – 1972. – № 21. – P. 213–251.

494. **Whittaker R.H.** Vegetation of the siskiyou mountains, Oregon and California / **R.H. Whittaker** // *Ecological Monographs*. – 1960. – № 30. – P. 279–338.

495. **Widom B.** A new model for the study of liquid-vapor phase transitions / **B. Widom, J.S. Rowlinson** // *J. Chem. Phys.* – 1970. – Vol. 52. – P. 1670–1684.

496. **Wilson M.V.** Measuring beta diversity with presence-absence data / **M.V. Wilson, A. Shmida** // *J. Ecol.* – 1984. – Vol. 72. – P. 1055–1064.

497. **Wood W.F.** A quantitative system for classifying landforms / **W.F. Wood, J.B. Snell** // *Quartermasters & Eng. Command, U.S. Army. Tech. Repl. EP-124*.

498. **Zaniewski A.** Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns / **A. Zaniewski, A. Lehmann, J. Overton** // *Ecol. Model.* – 2002. – P. 261–280.

499. **Zelený D.** Pattern of local plant species richness along a gradient of landscape topographical heterogeneity: result of spatial mass effect or environmental shift? / **D. Zelený, Li Ching-Feng, M. Chytrý** // *Ecography*. – 2010. – Vol. 33, issue 33 – P. 578–589.

СОДЕРЖАНИЕ

| | |
|---|-----|
| Предисловие | 7 |
| 1. Природно-ресурсный потенциал Приднепровского региона и экологическая оценка антропогенного влияния на среду | 19 |
| 2. Материалы и методы исследований | 35 |
| 2.1. Классификация и номенклатура рекультивируемых почв | 35 |
| 2.2. Гранулометрический состав вскрышных пород | 39 |
| 2.3. Физические свойства техноземов и их изменение в период биологического этапа рекультивации | 42 |
| 2.4. Содержание гумуса и элементов питания в техноземах | 43 |
| 2.5. Водно-солевой режим рекультивированных земель | 49 |
| 2.6. Научно-исследовательский стационар рекультивации земель ДДАУ | 54 |
| 3. Пространственная организация фитоценоза на экспериментальном участке рекультивации земель | 61 |
| 3.1. Пространственное варьирование фитомассы | 65 |
| 3.2. Влияние эдафических факторов на продуктивность фитоценозов | 71 |
| 3.3. Растительный опад (мортмасса) | 76 |
| 3.4. Пространственная организация растительности на лессовидных суглинках | 80 |
| 4. Пространственная изменчивость целлюлозолитической активности почв | 93 |
| 5. Пространственная изменчивость эдафических свойств техноземов | 102 |
| 5.1. Пространственная изменчивость агрегатного состава почв | 102 |
| 5.2. Пространственное распределение гумуса в техноземах | 116 |
| 5.3. Анализ цифровых изображений поверхности почвы | 132 |
| 5.4. Пространственная изменчивость электропроводности техноземов | 169 |
| 6. Пространственная изменчивость твердости техноземов | 190 |
| 6.1. Твердость дерново-литогенных почв на лессовидных суглинках | 201 |
| 6.2. Твердость дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах | 225 |
| 6.3. Пространственная изменчивость твердости дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах | 237 |
| 6.4. Пространственная изменчивость твердости педоземов | 265 |
| 7. Экологическое разнообразие сообществ растений и животных техноземов | 277 |
| 7.1. Концепция экоморф как основа представлений об экологическом разнообразии сообществ | 277 |
| 7.2. Разнообразие растительности техноземов | 297 |
| 7.3. Экологическое разнообразие сообществ растений и животных | 304 |
| 7.4. Экоморфическая структура растительности участка рекультивации по А.Л. Бельгарду | 333 |

| | |
|---|-----|
| 7.5. Синфитоиндикация растительных сообществ участка рекультивации | 344 |
| 7.6. Классификация растительности по фитоиндикационным характеристикам | 353 |
| 7.7. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на лёссовидных суглинках | 356 |
| 7.8. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на красно-бурых глинах | 361 |
| 7.9. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности на педоземах | 365 |
| 7.10. Пространственная изменчивость индикаторных шкал растительности дерново-литогенных почв на серо-зеленых глинах | 367 |
| 7.11. Разнообразие герпетобионтов на экспериментальном полигоне рекультивации земель | 372 |
| 8. Пространственный аспект биоразнообразия в агроэкосистемах | 389 |
| 8.1. Экосистемные инженеры: пространственная организация фодересферы | 389 |
| 8.2. Педотурбационная активность микромаммалий как фактор пространственной организации биоразнообразия герпетобионтов | 412 |
| 8.3. Применение данных дистанционного зондирования земли для оценки пространственных параметров экологической ниши | 427 |
| 8.4. Анализ размещения точечных объектов: порои слепышей (<i>Spalax microphthalmus</i>) | 453 |
| 9. Пространственный анализ продуктивности агроценозов в условиях природного земледелия | 466 |
| 9.1. Ландшафтная экология как основа пространственного анализа продуктивности агроценозов | 466 |
| 9.2. Пространственно-временная динамика индекса NDVI | 473 |
| 9.3. Геоморфологические детерминанты продуктивности агроценозов | 479 |
| 9.4. Влияние характеристик рельефа на вегетационный индекс NDVI | 485 |
| 9.5. Пространственная изменчивость твердости почвы | 489 |
| 9.6. Выделение пространственно однородных участков по твердости почвы | 493 |
| 9.7. Пространственная изменчивость влажности | 500 |
| 9.8. Корреляция матриц расстояния агроэкологических характеристик | 504 |
| Заключение | 506 |
| Библиография | 523 |



ДЕМИДОВ
*Александр Анато-
льевич, кандидат
сельскохозяйствен-
ных наук, доцент*



КОБЕЦ
*Анатолий Степа-
нович, доктор наук
по государствен-
ному управлению,
профессор*



ГРИЦАН
*Юрий Иванович,
доктор биологичес-
ких наук, профессор*



ЖУКОВ
*Александр Викто-
рович, доктор био-
логических наук,
доцент*

ПРОСТРАНСТВЕННАЯ АГРОЭКОЛОГИЯ И РЕКУЛЬТИВАЦИЯ ЗЕМЕЛЬ

МОНОГРАФИЯ

Редактор *М.П. Гончаренко*
Компьютерная верстка *Я.А. Воронько*

Редакционно-издательский отдел
Днепропетровского госагроуниверситета
49600, г. Днепропетровск, ул. Ворошилова, 25

Подписано к печати 10.06.2013. Формат 60×84/16.
Уч.-изд. лист. 35,68. Усл. печ. лист. 41,78.
Тираж 300 экз. Бумага офсетная. Заказ № _____

Издательство «Свидлер А.Л.»
49041, г. Днепропетровск, а/с 2493, тел./факс +38 (056) 776-39-16
Идентификатор издателя в системе ISBN:627
Отпечатано в типографии издательства «Свидлер А.Л.»
<http://svidler.dp.ua>