

УДК 581.55:631.453:546.44/.795(470.13)

## ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ НА ТЕРРИТОРИЯХ, АНТРОПОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ ЕСТЕСТВЕННЫМИ РАДИОНУКЛИДАМИ

© 2015 г. Е. С. Белых\*, Т. А. Майстренко\*, Б. И. Груздев\*, О. М. Вахрушева\*,  
А. В. Канева\*, А. В. Трапезников\*\*, В. Г. Зайнуллин\*

\*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН  
167982 Сыктывкар, ул. Коммунистическая, 28  
e-mail: daryd22@gmail.com

\*\*Институт экологии растений и животных УрО РАН,  
620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

Поступила в редакцию 02.04.2014 г.

Изучено видовое разнообразие сообществ сосудистых растений, сформировавшихся за 50 лет на вторично свободных территориях с повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов и тяжелых металлов в почве. Отличий в географической и экологической структуре растительных сообществ, произрастающих на техногенно загрязненных и фоновых участках, не выявлено. Показано, что площадки с наибольшим уровнем радиационного и химического воздействия характеризуются меньшим видовым разнообразием по сравнению с фоновыми и менее загрязненными участками.

*Ключевые слова:* тяжелые естественные радионуклиды, тяжелые металлы, разнообразие сосудистых растений.

DOI: 10.7868/S0367059715050054

Необходимым условием нормального функционирования экосистем и биосферы в целом является достаточный уровень видового разнообразия (Лебедева и др., 2002). Облик наземных экосистем определяют главным образом климат, почва и растительность, при этом тип растительного сообщества формируют сосудистые растения. Наземные растения (Mulder, Breure, 2003) и почвенные беспозвоночные (Krivolutsky, 1987) первыми среди представителей биоты реагируют на загрязнение почвы, что может приводить к изменению разнообразия и структуры сообществ (Sienkiewicz, 1986). Понимание закономерностей самовосстановления растительных сообществ, нарушенных в результате деятельности человека, становится особенно актуальным в связи с масштабным загрязнением экосистем токсичными тяжелыми металлами (ТМ), искусственными и естественными радионуклидами (Richards et al., 2008) и другими поллютантами. Достаточно подробно изучены последствия уничтожения растительности в результате механических воздействий, нарушения технологии добычи и транспортировки полезных ископаемых и аэрального антропогенного загрязнения (Миронычева-Тока-

рева, 1998; Москаленко, 1999; Ганичева и др., 2004; Позолотина и др., 2009, 2013). Данные о формировании сообществ сосудистых растений в холодных условиях северотаежной зоны на радиоактивно загрязненных почвах практически отсутствуют (Груздев и др., 1971).

Цель наших исследований — изучение разнообразия сообществ сосудистых растений на техногенно загрязненных территориях и выявление его взаимосвязи с уровнем антропогенных нарушений.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Изучение видового разнообразия растительных сообществ на территории с антропогенно повышенным содержанием в почве радионуклидов земного происхождения проводили в окрестностях пос. Водный (Республика Коми), где более 50 лет назад функционировало предприятие по добыче радия из высокоминерализованных пластовых вод и из привозных отходов урановой промышленности (Иевлев, 2011). Район исследований расположен в подзоне северной тайги, охватывает бассейн нижнего течения р. Ухты. Исследования

проводили на трех экспериментальных участках, различающихся уровнем техногенного воздействия и спектром основных загрязняющих веществ. Контрольные участки расположены за пределами зоны влияния радиохимических заводов и заняты сходными природно-территориальными комплексами.

Пробы почв на исследуемых площадках отбирали методом “конверта” с глубины 0–20 см (ГОСТ 17.4.4.02-84; ГОСТ Р 53123-2008). Физико-химический анализ состава почв проводили в лабораториях “Экоаналит” (аттестат аккредитации РОСС RU.0001.511257) и миграции радионуклидов и радиохимии Института биологии Коми НЦ УрО РАН (аттестат аккредитации САРК RU.0001.441623).

Основой для флористического анализа послужили видовые списки 27 геоботанических описаний, которые составлены на участках с естественной растительностью, характеризующихся фоновым и повышенным содержанием химических токсикантов в почве. На учетных площадках размером 100 м<sup>2</sup> определяли видовой состав, а также проективное покрытие для отдельных видов травянистой растительности и всей площадки в целом. Учитывали жизненные формы растений по Раункиеру (Быков, 1978) и принадлежность видов к географическим и экологическим группам в соответствии с региональной сводкой (Мартыненко, Груздев, 2008). Для оценки видового разнообразия растительности использовали такие показатели, как количество видов на каждой учетной площадке и индекс Шеннона (Лебедева и др., 2002).

Геоботанические площадки выбирали на одинаковых элементах рельефа ландшафта со сходным световым и тепловым режимами. По шкале Раменского (Раменский и др., 1965) оценивали условия водообеспеченности растений. Для характеристики экологического состояния территории по степени комплексного загрязнения почв химическими элементами I (Hg, Cd, Pb, Zn, As) и II (Cu, Ni, Cr, Co, Mo) классов опасности рассчитывали суммарный показатель загрязнения ( $Z_c$ ) ландшафтов на основе данных о содержании ТМ в образцах почв (Ревич и др., 1982).

При обработке, анализе и интерпретации полученных данных использовали методы первичной статистической обработки результатов эксперимента и сравнения средних значений для двух выборок на основе критерия Манна-Уитни. Статистическую обработку экспериментальных данных проводили с использованием программы STATISTICA 7.0.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Выбранные для геоботанического описания пробные площадки s1–s9 расположены на территории необорудованного хранилища радиоактивных отходов. Разлив по поверхности почвы радиосодержащих пластовых вод и особенности технологического процесса обусловили повышенное содержание хлоридов, сульфатов, бария и минеральных солей в техногенно измененной почве (Гераськин и др., 2007). Подземные воды содержали также высокие концентрации Mn, Pb, Ca и других элементов. Размещение на исследуемой территории видоизмененной горной породы с высокой удельной активностью <sup>238</sup>U и его дочерних продуктов распада привело к увеличению концентраций сопутствующих урановым минералам фторидов и некоторых тяжелых металлов (Иевлев, 2001). Для дезактивации участка в начале 1960-х годов территория была засыпана слоем песчано-гравийной смеси. Однако ввиду неравномерного латерального распределения природных изотопов и разной толщины насыпного грунта уровень  $\gamma$ -фона в некоторых точках участка даже после дезактивации достигал 3000 мкР/ч (30 мкЗв/ч) и выше (Гераськин и др., 2007).

После проведенных рекультивационных работ началось интенсивное зарастание участка травянистой растительностью. К настоящему времени на возвышенной части рельефа сформировались сообщества злаково-разнотравной, а на заболоченной первой надпойменной террасе – осоково-разнотравной ассоциаций. Особенности рельефа обусловили выделение нами по три пробных площадки, расположенных на второй надпойменной террасе (пробные площадки s1–s3), ее склоне (s4–s6) и первой надпойменной террасе (s7–s9). Почвы пробных площадок подзолистые, техногенно измененные, до настоящего времени содержат высокие концентрации сульфатов (табл. 1), бария, ТМ и радионуклидов уранового ряда (табл. 2). Средняя мощность дозы облучения в воздухе варьирует от 0.57 до 1.18 мкЗв/ч (см. табл. 2).

Экспериментальные площадки z1–z6 занимают территорию бывших радиевых заводов и характеризуются меньшим уровнем техногенного воздействия. Загрязнение почвы здесь обусловлено только компонентами химического состава пластовых вод и продуктами их переработки (Груздев и др., 1971). Сформировавшийся на маломощных дерново-подзолистых почвах фитоценоз площадок z1–z3 представляет собой разнотравный луг. Как и на других исследуемых площадках, здесь была проведена дезактивация песчано-гравийной смесью. Уровень  $\gamma$ -фона в настоящее время составляет  $1.0 \pm 0.2$  мкЗв/ч. Содержание минеральных солей, ТМ и тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) в верхних слоях

**Таблица 1.** Концентрации химических веществ и элементов (мг/кг в почве (слой 0–20 см) изученных участков

Показатели	Пробная площадка								
	s1–s3	s4–s6	s7–s9	z1–z3	z4–z6	k1–k3	k4–k6	k7–k9	k10–k12
Гумус, %	11.8 ± 0.1	9.3 ± 3.1	7.2 ± 0.2	2.9 ± 1.3	6.4 ± 2.3	5.7 ± 1.9	7.5 ± 1.0	2.9 ± 0.2	7.1 ± 1.3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3 ± 2	10 ± 4	1 ± 0.1	11 ± 3	15 ± 7	9 ± 8	3 ± 2	2 ± 1	14 ± 7
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1.7 ± 1.2	3.0 ± 0.7	1.8 ± 1.5	2.2 ± 0.1	1.5 ± 0.8	0.6 ± 0.3	0.9 ± 0.3	1.1 ± 0.2	4.8 ± 1.8
K <sup>+</sup>	21 ± 7	29 ± 5	290 ± 165	10 ± 6	23 ± 13	7 ± 2	8 ± 2	5 ± 1	31 ± 7
Ba <sup>2+</sup>	314 ± 138	590 ± 120	4600 ± 2000	77 ± 20	148 ± 77	64 ± 10	55 ± 4	63 ± 5	160 ± 17
Ca <sup>2+</sup>	90 ± 12	71 ± 8	3900 ± 2200	18 ± 7	582 ± 260	64 ± 12	63 ± 13	21 ± 4	23 ± 4
Cl <sup>-</sup>	6 ± 1	6 ± 1	150 ± 84	2 ± 1	5 ± 1	3 ± 16	6 ± 2	4 ± 1	6 ± 1
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	21 ± 3	29 ± 15	11000 ± 6000	11 ± 4	30 ± 7	13 ± 1	15 ± 1	20 ± 10	32 ± 7
F <sup>-</sup>	0.8 ± 0.5	1.0 ± 0.6	9.1 ± 8.1	0.4 ± 0.1	0.5 ± 0.3	0.9 ± 0.3	0.6 ± 0.3	0.6 ± 0.1	0.6 ± 0.2
Z <sub>c</sub>	39 ± 10	59 ± 11	599 ± 286	3 ± 2	45 ± 23	3 ± 2	4 ± 3	3 ± 2	36 ± 9

Примечание. Все полученные результаты представлены в виде значений среднего арифметического и его ошибки.

**Таблица 2.** Удельные активности основных дозообразующих радионуклидов в почве (0–20 см) участков и мощность дозы в воздухе

Удельная активность, Бк/кг	Пробная площадка								
	s1–s3	s4–s6	s7–s9	z1–z3	z4–z6	k1–k3	k4–k6	k7–k9	k10–k12
<sup>238</sup> U	22 ± 3	34 ± 4	102 ± 12	5 ± 1	12 ± 3	8 ± 1	8 ± 1	13 ± 2	9 ± 1
<sup>230</sup> Th	543 ± 35	1300 ± 90	3030 ± 190	43 ± 3	153 ± 13	19 ± 1	18 ± 1	36 ± 3	22 ± 3
<sup>226</sup> Ra	1690 ± 110	5080 ± 340	6940 ± 480	219 ± 30	870 ± 420	31 ± 6	28 ± 6	16 ± 4	48 ± 6
<sup>210</sup> Po	1600 ± 140	3180 ± 280	5440 ± 470	184 ± 16	264 ± 134	134 ± 12	151 ± 13	66 ± 6	160 ± 14
<sup>210</sup> Pb	120 ± 10	309 ± 27	1264 ± 110	37 ± 3	357 ± 167	37 ± 3	78 ± 7	46 ± 4	60 ± 5
<sup>232</sup> Th	5.1 ± 0.5	7.5 ± 0.8	10.0 ± 0.9	1.5 ± 0.1	6.8 ± 1.5	0.8 ± 0.1	6.0 ± 0.6	10.0 ± 0.9	8.7 ± 0.8
<sup>228</sup> Th	6.5 ± 0.6	6.1 ± 0.6	5.0 ± 0.4	1.7 ± 0.1	9.4 ± 3.0	5.7 ± 0.5	5.6 ± 0.5	8.5 ± 0.8	7.2 ± 0.6
Мощность дозы внешнего облучения в воздухе, мкЗв/ч	0.57 ± 0.04	1.2 ± 0.1	1.6 ± 0.1	1.0 ± 0.2	1.5 ± 0.4	0.11 ± 0.01	0.11 ± 0.01	0.11 ± 0.01	0.14 ± 0.01

Примечание. Все полученные результаты представлены в виде значений среднего арифметического и его ошибки.

почвы ниже, чем на территории хранилища радиоактивных отходов (см. табл. 1, 2).

Площадки z4–z6 находятся в пойме рек Чуть и Ухта. После закрытия производства уровень  $\gamma$ -фона на территории этого радиевого завода достигал в некоторых местах 8000 мкР/ч (80 мкЗв/ч). Слой песчано-гравийной смеси позволил снизить его в среднем до 50–250 мкР/ч (0.5–2.5 мкЗв/ч) (Груздев и др., 1971). В настоящее время мощность дозы  $\gamma$ -облучения в воздухе составляет  $1.5 \pm 0.4$  мкЗв/ч (см. табл. 2). Повышенное содержание в дерново-луговой почве Ba и Ca (см. табл. 1) связано как с заносом этих элементов на дневную поверхность

пластовыми водами, так и особенностями процесса выделения <sup>226</sup>Ra. Растительное сообщество исследованных площадок (z4–z6) в настоящее время характеризуется как разнотравно-злаковое.

Контрольные участки выбирали, учитывая схожесть эдафотопических условий с исследуемыми площадками, а также близость к ним по флористическому составу и экологическим условиям. Как и радиоактивно загрязненные территории, контрольные участки во второй половине прошлого века подверглись механической антропогенной трансформации, которая привела к исчезновению исходного растительного покрова.

Однако производственная деятельность, обусловившая химическое и радиоактивное загрязнение почв, на этих площадках отсутствовала. Дальнейшее развитие природно-территориальных комплексов происходило естественным путем за счет их самозарастания растениями окружающих сообществ и сорными видами. Контрольные участки удалены от населенного пункта на расстояние 300–700 м. Площадки k1–k6 заняты дерново-подзолистыми, k7–k12 — дерново-луговыми почвами. Геохимический фон контрольных участков соответствует региональным показателям данного физико-географического района (Beznosikov et al., 2007; Атлас..., 2010), за исключением незначительного превышения концентрации Ва в почвах площадок k10–k12 (см. табл. 1), что, вероятно, обусловлено территориальной близостью к хранилищу отходов производства радия. Мощность дозы  $\gamma$ -облучения в воздухе контрольных участков также не отличается от средних многолетних значений для данного региона и не превышает 0.14 мкЗв/ч (см. табл. 2).

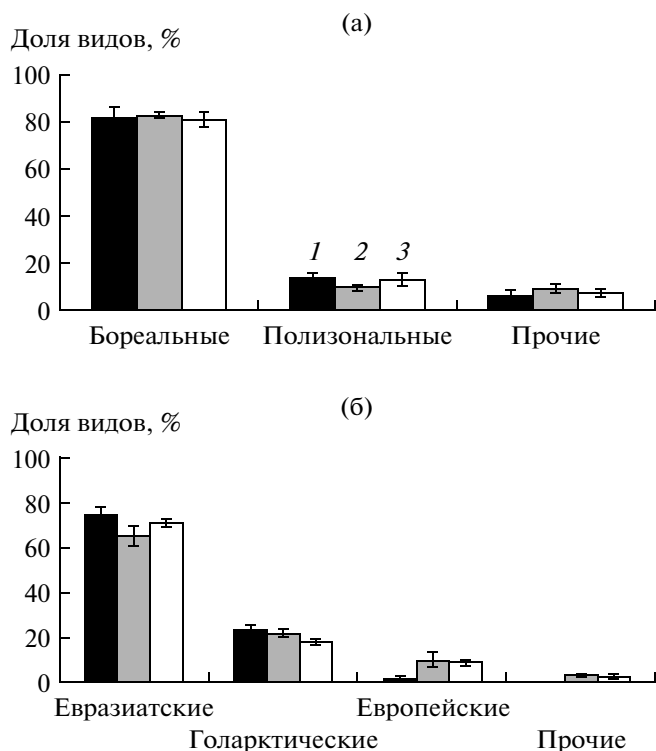
Деактивация радиоактивно загрязненных территорий песчано-гравийной смесью полностью уничтожила существовавшие там растительные сообщества. Последовавшее уже в первые годы после проведения работ интенсивное восстановление растительности на участках происходило в результате естественного зарастания характерными для данных физико-географических и климатических условий видами, попавшими на участок в составе насыпной смеси, а также расширения границ соседних луговых фитоценозов (Груздев и др., 1971). Исследования динамики возобновления растительного покрова, начатые сразу после проведения дезактивационных работ на площадках z4–z6 (Груздев и др., 1971), показали, что первыми вторично свободную территорию занимают сорно-рудеральные виды растений (*Matricaria inodora*, *Cirsium setosum*, *Erysimum cheiranthoides* и *Tussilago farfara* и др.). В дальнейшем обилие и разнообразие пионерных и сорных видов снижалось, часть их оказалась вытеснена с участков луговой растительностью. Так, если через 8 лет после дезактивации к адвентивным и сорным относилось 50% видов встреченных сосудистых растений (Груздев и др., 1971), то в настоящее время их доля на этом же участке снизилась до  $8.4 \pm 1.6\%$  и не отличается от значения этого показателя для контрольных территорий ( $8.1 \pm 1.4\%$ ). При этом доля сорных видов на территории площадок z1–z3 со сходным генезисом радиоактивного и химического загрязнения до сих пор высока и составляет  $30.9 \pm 2.7\%$ .

Полагаем, что преобладание в растительном сообществе сорных видов свидетельствует (Ганичева и др., 2004) о продолжающемся антропогенном влиянии и обусловлено близостью этого участка к населенному пункту и транспортным

путям. Доля сорных видов на изолированной в последние десятилетия от механического урбанизированного воздействия наиболее загрязненной поллютантами территории хранилища радиоактивных отходов составила  $16.6 \pm 2.0\%$ , что превышает значения этого показателя на контрольной территории. Такая изоляция снижает антропогенную нагрузку, но в то же время ограничивает занос семян луговых растений с соседних участков. Кроме того, из-за смыва насыпного слоя местами обнажены промышленные отходы, а корнеобитаемый слой почвы беден питательными веществами.

При составлении геоботанических описаний площадок на всех участках в настоящее время отмечено 95 видов сосудистых растений, принадлежащих к 27 семействам. Наиболее богаты представителями, как и во флоре исследуемого района в целом (Мартыненко и др., 2006), семейства Asteraceae и Rosaceae (по 14 видов, 11 родов), Poaceae (12 видов, 11 родов). Многолетние злаки являются типичными растениями для естественных лугов изучаемой северотаежной подзоны благодаря способности к вегетативному размножению. Менее разнообразны семейства Fabaceae и Ranunculaceae, каждое из которых объединяет 5 родов, включающих соответственно 9 и 6 видов, однако при этом играют существенную роль в луговых фитоценозах. Так, растения семейства Fabaceae не нуждаются в присутствии азотсодержащих соединений в почве, а наличие у них глубоко проникающей корневой системы позволяет получать минеральные вещества из большего объема почвы. Остальные отмеченные в геоботанических списках семейства включают от 1 до 5 видов.

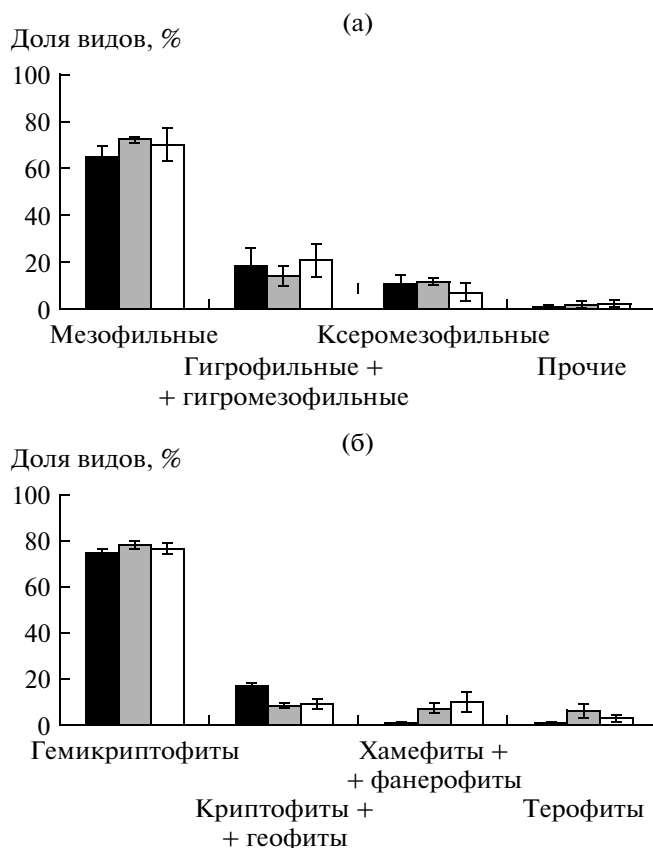
На контрольных площадках зарегистрировано 65 видов сосудистых растений, на территориях бывших радиохимических заводов — 56. Наименее разнообразны по видовому составу участки в занятой луговым биоценозом части территории хранилища радиоактивных отходов: здесь отмечено только 39 видов сосудистых растений. Преобладающей жизненной формой луговых сообществ как на участках с повышенным содержанием в почве химических веществ и ТЕРН, так и на контрольных являются многолетние травы, что обусловлено отсутствием на этих территориях деятельности, связанной с посевом и посадкой сельскохозяйственных культур, а также климатическими условиями, в том числе промерзанием почвы до глубины 60–100 см. На проанализированных учетных площадках отмечено всего три вида однолетних растений (*Rhinanthus vernalis*, *Berteroa incana* и *Spergularia rubra*). В растительный покров всех изученных участков происходит также внедрение древесных растительных форм (представителей родов *Salix*, *Betula*, *Picea* и *Pinus*).



**Рис. 1.** Географическая структура видового состава сосудистых растений на участках с повышенным и фоновым содержанием тяжелых естественных радионуклидов в почве.

а – широтные, б – долготные группы; здесь и на рис. 2: 1 – площадки s1–s9; 2 – z1–z6; 3 – k1–k12.

Географический анализ показал преобладание на всей исследованной территории видов бореальной широтной группы (рис. 1а), типичной для северотаежных природно-территориальных комплексов. На территории хранилища радиоактивных отходов к этой группе относится  $80.5 \pm 4.5\%$  видов, на территориях бывших заводов и контрольных участков –  $82.5 \pm 0.9$  и  $80.5 \pm 3.1\%$  соответственно. Значительно меньшую долю (от 8.9 до 13.3%) составляют виды полizonальной группы, при этом их проективное покрытие на пробных площадках незначительно (1–15%), за исключением *Cirsium setosum* (17–40%). Такое соотношение видов с разными ареалами распространения, где доминантами и эдификаторами растительных сообществ являются бореальные виды, характерно для физико-географического района в целом (Мартыненко и др., 2006). Менее значимая в северотаежных фитоценозах полizonальная группа играет подчиненную роль и представлена главным образом сорно-рудеральными видами. Вклад неморальной, неморально-бореальной и лесостепной групп в составе растительных сообществ, сформировавшихся на исследуемых территориях



**Рис. 2.** Экологическая структура видового состава сосудистых растений на участках с повышенным и фоновым содержанием тяжелых естественных радионуклидов в почве: а – по отношению к водному режиму; б – жизненные формы по Раункиеру.

через 50 лет после начала развития сукцессионных процессов, несущественен. Среди долготных групп на всех изученных участках 65–75% составляют виды с широким евразийским ареалом (рис. 1б) и только около 20% – виды голарктической группы, что также типично для флоры исследуемого района и обусловлено пограничным положением и тесной флористической связью северо-восточного европейского региона с азиатскими областями (Мартыненко и др., 2006).

Таким образом, сформировавшееся к настоящему времени в географической структуре сообществ сосудистых растений распределение видов определяется физико-географическими условиями исследуемой территории и свидетельствует об однонаправленности происходивших в процессе фитоценотического развития сукцессионных изменений.

В спектре экологических групп изученных биоценозов преобладают мезофитные виды растений (рис. 2а), что отражает схожесть экологических условий и местоположения в рельефе выбранных пробных площадок. Почвы исследуемых участков по шкале увлажнения (Раменский

и др., 1965) характеризуются как влажнолуговые (значения показателей увлажнения варьируют от  $62.9 \pm 1.1$  до  $74.0 \pm 1.0$ ). Эти условия способствуют развитию растительности, требующей достаточное, но не избыточное количество воды в почве. Среди представителей этой экологической группы на участках встречаются *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Achillea millefolium*, *Vicia cracca*, *Lathyrus pratensis* и *C. setosum*, характеризующиеся наибольшим проективным покрытием. Отмечены также гигрофитные виды *Geum rivale* и *Filipendula ulmaria*, однако их проективное покрытие невысоко, поскольку постоянное избыточное увлажнение территории отсутствует.

Такое распределение видов в структуре экологических групп наблюдали на всех изученных площадках. Присутствие на расположенных в непосредственной близости от населенного пункта пробных площадках z1–z3 многочисленных растений *Linaria vulgaris* отражает условия существования сформировавшегося здесь сообщества, поскольку появление в составе фитоценоза представителя ксеромезофитной экологической группы свидетельствует о сезонных периодах недостатка влаги, связанных, вероятно, с особенностями механического состава образовавшихся здесь дерново-подзолистых почв. Более высокое, чем на других участках, содержание песчаной фракции, для которой характерна низкая водоудерживающая сила, может приводить к уменьшению необходимого для жизнедеятельности мезофитных видов количества воды в маловодный летний период, что компенсируется развитием более приспособленных к данному неблагоприятному фактору экологических групп. С другой стороны, несколько большее увлажнение площадок s7–s9 обусловило появление в экологическом спектре сообщества таких гигрофитов, как *F. ulmaria*, *Carex acuta* и *C. rostrata*, которые в настоящее время являются доминирующими в структуре разнотравно-осокового фитоценоза.

Преобладание в составе сообществ отдельных географических и экологических групп отражает специфику местообитаний сосудистых растений по отношению к отдельным факторам среды, оказывающим большое влияние на жизнедеятельность биоты: свету, теплу, влажности и другим. Жизненная форма растений по классификации Раункиера является биологическим отражением всего комплекса действующих экологических факторов. В изученных нами растительных сообществах как на контрольных, так и на радиоактивно загрязненных участках доминируют гемикриптофиты, объединяющие 75–78% видов (рис. 2б). Эта группа включает большинство многолетних травянистых растений, обычных для исследуемого региона. Доля хаме- и фанерофитов низка, поскольку изучали луговые сообщества, также неве-

лико и число однолетних видов, что типично для высоких широт (Мартыненко и др., 2006).

Проведенные нами геоботанические исследования растительных сообществ не выявили отличий в географической и экологической структуре видов, произрастающих на экспериментальных и контрольных участках. Анализ эколого-ценотической, биоморфологической и географической структур видового состава луговых сообществ, сформировавшихся на дезактивированных радиоактивно загрязненных территориях, показал, что основная часть флоры представлена бореальными видами (77–82%) сосудистых растений с евразийским (64–77%) типом ареала распространения, относящимися к жизненной форме гемикриптофитов (75–78%) при доминировании луговой эколого-ценотической группы видов. Исключением в ряду выявленных закономерностей является высокая доля (43%) сорных растений в сформировавшихся на площадках z1–z3 луговых фитоценозах.

При этом расчет индекса относительного обилия видов выявил достоверное ( $p < 0.05$ ) уменьшение видового разнообразия на учетных площадках s1–s9, расположенных на территории хранилища отходов радиового производства: среднее значение индекса Шеннона составило  $3.06 \pm 0.12$ , тогда как для пробных площадок, расположенных на территориях бывших радиовых заводов (z1–z6), и контрольных –  $3.84 \pm 0.17$  и  $3.82 \pm 0.12$  соответственно. Число видов, зарегистрированных на учетных площадках s1–s9, также снижено ( $15.4 \pm 0.5$ ), тогда как для контрольной территории и площадок z1–z6 в список вошло в среднем  $22.8 \pm 2.2$  и  $25.3 \pm 2.8$  видов.

Вследствие исходно высокой техногенной нарушенности и заторможенности биологического круговорота в северотаежных ландшафтах (Москаленко, 1999) развитие растительности за 50-летний период сукцессионных процессов не успело привести к формированию на исследуемых территориях лесных экосистем с выраженными базовыми признаками климаксных сообществ. Распределение видов сосудистых растений в структуре фитоценозов, сформировавшихся на нарушенных территориях, свидетельствует об односторонности демулационных процессов восстановления растительного покрова, происходящих в условиях загрязнения ландшафтов и на фоновых территориях (Ганичева и др., 2004). При этом на площадках с высокой степенью техногенного химического и радиоактивного воздействия, расположенных в пределах хранилища отходов предприятия по получению радиового концентрата, несмотря на благоприятное сочетание таких факторов, как влагообеспеченность и изолированность от механических воздействий, динамическое развитие растительных сообществ идет

более медленными темпами, чем на участках, характеризующихся более низким уровнем радиационного и химического загрязнения. Вероятно, в дальнейшем, спустя еще несколько десятилетий, при отсутствии экзогенных нарушений видовое разнообразие травянистых сообществ на этой территории не будет отличаться от других исследованных участков.

Полученные нами результаты изучения биологического разнообразия растительных сообществ на антропогенно нарушенных территориях не противоречат результатам других исследователей (Миронычева-Токарева, 1998; Москаленко, 1999; Ганичева и др., 2004; Позолотина и др., 2009, 2013). Вместе с тем наличие уникальных сведений о 50-летней динамике растительного покрова луговых территорий в лесной зоне Северо-Востока европейской части России и специфических особенностях исследуемых фитоценозов дополняют существующие данные и расширяют спектр возможных колебательных процессов в естественном развитии нарушенных экосистем.

Работа поддержана проектами № 12-И-4-2006 УрО РАН и STProject-060 EANOR.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Атлас почв Республики Коми / Под ред. Добровольского Г.В., Таскаева А.И., Забоевой И.В. Сыктывкар: ООО "Коми республиканская типография", 2010. 356 с.
- Быков Б.А. Геоботаника. Алма-Ата: Наука КазССР, 1978. 288 с.
- Ганичева С.Н., Лукина Н.В., Костина В.А., Никонов В.В. Техногенная дигрессия и восстановительная сукцессия в хвойных лесах Кольского полуострова // Лесоведение. 2004. № 3. С. 57–67.
- Гераськин С.А., Евсеева Т.И., Таскаев А.И. и др. Биологические эффекты у растений и животных, обитающих на севере России, в районах с повышенным уровнем естественной радиоактивности // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 1. С. 34–53.
- ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа.
- ГОСТ Р 53123-2008. Качество почвы. Отбор проб. Руководство по изучению городских и промышленных участков на предмет загрязнения почвы.
- Груздев Б.И., Маслов В.И., Маслова К.И. и др. К вопросу об эффективности дезактивации радиевых загрязнений насыпным методом // Мат-лы радиоэкологических исследований в природных биоценозах: Сб. статей / Отв. ред. Попова О.Н. Сыктывкар, 1971. С. 77–90.
- Иевлев А.А. Водный промысел в Коми АССР – предтеча атомной промышленности Советского Союза // Военно-исторический журн. 2011. № 2. С. 45–47.
- Лебедева Н.В., Дроздов Н.Н., Криволицкий Д.А. Биоразнообразии и методы его оценки // География и мониторинг биоразнообразия: М.: Изд-во НУМЦ, 2002. 432 с.
- Мартыненко В.А., Груздев Б.И. Сосудистые растения Республики Коми. Сыктывкар: Ин-т биологии Коми НЦ УрО РАН, 2008. 136 с.
- Мартыненко В.А., Груздев Б.И., Осадчая Г.Г. Растительные ресурсы окрестностей городов Ухта и Сосногорск. Ухта: Ин-т управления, информации и бизнеса, 2006. 93 с.
- Миронычева-Токарева Н.П. Динамика растительности при зарастании отвалов. Новосибирск: Наука, 1998. 172 с.
- Москаленко Н.Г. Антропогенная динамика растительности равнин криолитозоны России. Новосибирск: Наука, 1999. 280 с.
- Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Каримуллина Э.М. и др. Последствия хронического действия радиации для флоры Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 1. С. 97–106.
- Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Каримуллина Э.М. и др. Последствия хронического облучения для растительности в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопр. радиационной безопасности. 2013. Спецвыпуск. С. 31–45.
- Раменский Л.Г., Цаценкин И.А., Чижиков О.Н., Антипин Н.А. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М.: Сельхозгиз, 1965. 472 с.
- Ревич Б.А., Саев Ю.Е., Смирнова Р.С., Сорокина Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. М.: ИМГРЭ, 1982. 112 с.
- Beznosikov V.A., Lodygin E.D., Kondratenok B.M. Assessment of background concentrations of heavy metals in soils of the northeastern part of European Russia // Eurasian Soil Science. 2007. V. 40. № 9. P. 949–955.
- Krivolutsky D.A. Radiation ecology of soil animals // Biology and fertility of soils. 1987. № 3. P. 51–55.
- Mulder Ch., Breure A.M. Plant biodiversity and environmental stress // Bioindicators and biomonitors. Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G. Eds. Elsevier Science Ltd., 2003. 501 p.
- Richards Z.T., Beger M., Pinca S., Wallace C.C. Bikini Atoll coral biodiversity resilience five decades after nuclear testing // Marine Pollution Bulletin. 2008. V. 56. P. 503–515.
- Sienkiewicz J. Effect of heavy-metals industry on plant communities // The Science of the Total Environment. 1986. V. 55. P. 339–349.