

УДК 630\*184.4+551.510.42(470.21)

## ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЕ СУКЦЕССИИ СЕВЕРОТАЕЖНЫХ ЕЛЬНИКОВ ПРИ СНИЖЕНИИ АЭРОТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ\*

© 2011 г. Т. В. Черненко<sup>1</sup>, Р. Р. Кабиров<sup>2</sup>, Е. В. Басова<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН  
117997 Москва, Профсоюзная ул., 84/32  
E-mail: chernenkova50@mail.ru

<sup>2</sup>Башкирский государственный педагогический университет им. М. Акмуллы,  
450000 г. Уфа, ул. Октябрьской революции, 3а  
Поступила в редакцию 25.04.2011 г.

Освещены закономерности формирования состава и структуры северотаежных ельников Кольского Севера в ходе восстановительной сукцессии в условиях снижения уровня выбросов металлургического комбината. Оценены параметры видового разнообразия и эколого-ценотической структуры растительных сообществ, в том числе альгосинузий почв, при разных режимах техногенной нагрузки. Выявлены индикационно-значимые признаки устойчивых преобразований растений разных ярусов в ходе восстановительной сукцессии. Сделан вывод, что сильно трансформированные сообщества вблизи производства по своему составу и структуре продолжают демонстрировать критическое состояние в результате сохранившегося высокого уровня загрязнения почвы и особенностей демулационных изменений компонентов северотаежных экосистем в ходе аллогенной сукцессии.

*Восстановительная сукцессия, техногенное загрязнение, флористическое разнообразие, еловые леса, альгосинузии почв, Кольский полуостров.*

Изучение организации растительных сообществ в ходе естественных процессов лесовосстановления является важным как для практики лесного хозяйства, так и для фундаментальной науки. Различают эндоэкогенетические (автогенные) сукцессии, происходящие в результате саморазвития биологических систем, и экзогенные (аллогенные) сукцессии, осуществляющиеся под влиянием внешних условий [19, 20]. В ходе экзогенных сукцессий антропогенного характера, происходящих после рубки леса, распашки, воздействия пожара, рекреации, техногенных и иных нарушений, наблюдается восстановление растительного покрова, в разной степени приближенное к коренному типу. Темпы и направленность сукцессионных смен зависят от силы и периодичности фактора воздействия, условий экотопа, типа исходного сообщества и наличия семезачатков коренных видов растений.

По сравнению с зарубежными источниками [34, 35, 38] в отечественной литературе наблюдается не так много примеров комплексного изучения постиндустриальных восстановительных сукцессий в лесных экосистемах. Гораздо большее число исследований дигрессионной динамики растительных сообществ и отдельных популяций растений связано с объективно редкими до недавнего случаями времени прекращения деятельности крупных промышленных производств в нашей стране. Сокращение производства и соответствующее снижение интенсивности атмосферных выбросов стало обычным явлением с начала 90-х годов. Следствием этого являлось замедление дигрессионных процессов и появление элементов восстановительной динамики растительного покрова, что подтверждено рядом работ, проведенных в районах бывших техногенных катастроф: Карабашского медеплавильного комбината [27], Кольского ГМК [15, 28], Среднеуральского медеплавильного комбината [23], Шелеховского промузела [2], Норильского ГМК [12].

Сложность интерпретации состояния лесных экосистем, находящихся в условиях прекращения

\* Работа выполнена при поддержке программы Президиума РАН по разработке методологии мониторинга биоразнообразия лесов и грантов РФФИ (11-04-01093, № 07-04-01743).

или существенного снижения уровня полиметаллического загрязнения, связана с сохранением токсичности среды из-за плохой выводимости соединений металлов. По данным И.В. Лянгузовой [13], время полного восстановления фоновых содержаний тяжелых металлов в лесной подстилке северотаежных почв для Ni равно около 100 лет, для Cu – около 50 лет. Действие в таких случаях двух разнонаправленных процессов (восстановительного и дигрессионного) сопровождается, в зависимости от конкретных условий, ослаблением аллогенного и усилением автогенного элемента. При этом деятельность автотрофных организмов является запускающим механизмом восстановительной динамики экосистем. Так, например, при смене доминирующего комплекса диатомовых водорослей на комплекс азотфиксирующих сине-зеленых водорослей, альгогруппировка начинает играть более заметную роль в процессах трансформации соединений азота в почве и его круговороте, а зарастание пионерными видами мхов (*Polytrichum* spp., *Pohlia nutans* и др.) обнаженной минерализованной почвы после распахки или пожара стабилизирует ее водно-воздушный баланс.

Целью данной работы является установление особенностей формирования состава и структуры северотаежных ельников Кольского Севера в ходе восстановительной сукцессии при снижении уровня выбросов в атмосферу металлургического комбината. В задачи исследований входили: (а) оценка параметров флористического разнообразия и эколого-ценотической структуры блока наземных растений; (б) оценка параметров флористического разнообразия и экологической структуры альгосинузий почв; (в) выявление индикационно-значимых признаков для идентификации устойчивых преобразований северотаежных экосистем в ходе аллогенной сукцессии.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились в ельниках кустарничково-зеленомошных, представленных коренным зональным типом северотаежных лесов (*Piceeta fruticuloso-hylocomiosa*) и производными от него сообществами, приуроченными к средним и верхним частям склонов возвышенностей на высоте 250–300 м над ур. моря. Состояние древостоев из *Picea obovata* сравнительно простое: имеется один ярус, характеризующийся небольшой сомкнутостью (0.2–0.4) и малой полнотой (средний класс бонитета IV–V). Средний возраст деревьев варьирует от 200 до 250 лет (табл. 1). Из-за небольшой сомкнутости древостоя имеется

постоянная примесь березы (*Betula subarctica*). Помимо древесного развиты еще три яруса: кустарничковый (иногда он не выражен), травяно-кустарничковый с общим проективным покрытием (ОПП) 60–80% и напочвенный, состоящий из мохообразных и лишайников (ОПП – 70–90%).

Исследуемая территория (Мурманская обл., Мончегорский район) расположена в окрестностях комбината “Североникель” ОАО “Кольский ГМК” в районе 67°55' с.ш. и 32°48' в.д. Район исследования по степени деградации экосистем, в соответствии с классификацией Б.В. Виноградова [4], включает территории экологического бедствия и катастрофы (импактная зона), экологического кризиса (буферная), экологического риска (фоновая) и экологической нормы (контроль). Импактная зона протянулась на 10–15 км в южном направлении от комбината, буферная зона находится в пределах 15–40 км, фоновая зона – на удалении более 40 км от него.

Основными ингредиентами токсического воздействия в исследуемом районе выступают тяжелые металлы и сернистые соединения. Объем промышленных выбросов в атмосферу в 80-х годах прошлого века составлял: двуокиси серы – 220–240 тыс. т год<sup>-1</sup>, соединения никеля – 3400, меди – 2640, кобальта – 100, окислов азота – 1200, серной кислоты (пары) – 3350, хлора – 1000, фторидов – 800 т год<sup>-1</sup> [24]. В последние десятилетия выбросы заметно уменьшились в связи с сокращением объемов производства, в частности, объем выбросов SO<sub>2</sub> снизился более чем в шесть раз и в 2007 г. составил около 35.9 т год<sup>-1</sup> [18].

Исследования проводятся с начала 80-х годов прошлого столетия [14, 26] и были повторены на пробных площадях импактной (5 и 10 км) и буферной (20 и 30 км) зон в 2005–2008 гг. В качестве фона и контроля использованы растительные сообщества, располагающиеся вне зоны техногенного воздействия, приблизительно в 65 км к югу и 70 км к западу от источника выбросов (рис. 1). Отличия условий произрастания лесных сообществ фоновой зоны от контроля состоят в наличии постоянного аэротехногенного загрязнения невысокого уровня, которое создается всеми присутствующими в регионе источниками эмиссий, не вызывающего существенных структурных перестроек в организации лесных сообществ, и регулярно повторяющимися пожарами. При заложении пробных площадей мы исключали территории со следами недавних пожаров (давностью 20–30 лет), современная периодичность которых, по мнению специалистов, равна 40–100 годам [6].

Таблица 1. Изменение общих характеристик еловых сообществ разных сукцессионных серий по градиенту загрязнения

		Расстояние от комбината, км							Контроль	
		5	10		20	30		70		
Характеристика растительного сообщества		Импактная зона			Буферная зона					
		1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	
		32.7910 в.д., 67.9152 с.ш.	32.7746–32.7910 в.д., 67.9082–67.9276 с.ш.	32.7958 в.д., 67.8533 с.ш.	32.7736–32.7963 в.д., 67.8533–67.8706 с.ш.	32.8412 в.д., 67.7296 с.ш.	32.7338–32.8642 в.д., 67.7169–67.7666 с.ш.	32.7882 в.д., 67.6647 с.ш.	32.7846–32.8826 в.д., 67.6638–68.2112–68.2288 с.ш.	2005–2008
		Березовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> )	Березово-ивовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> , <i>Salix</i> spp.)	Березовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> )	Березово-ивовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> , <i>Salix</i> spp.)	Ельник кустарничковый с пятнами лишайников ( <i>Cladonia</i> spp.)	Ельник кустарничковый ( <i>Barbilotia</i> )	Ельник кустарничково-печеночниковый ( <i>Barbilotia</i> )	Ельник кустарничково-зеленомошный	2005–2008
1		2	3	4	5	6	7	8	9	10
		–	–	9Е1Б	5Е5Б	5Е5Б	9Е+Б	8Е2Б	9Е1Б	10Е
Формула древостоя (ярус А)		100	100	90	95	60	50	30	20	10
Степень дефолиации (ярус А), %		4	7	4	7	2	6	2	8	5
Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )		0	0	9.6±0.8	13.5±2.0	14.7±2.2	17±1.9			
Средняя высота (ярус А), м		0	0	0.05±0.03	0.04±0.04	0.1±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1
Сомкнутость крон (ярус А)		0	0.2±0.11	0.1±0.1	0.2±0.06	0.1±0.1	0.3±0.1	0.1±0.1	0.2±0.1	0.2±0.1
Сомкнутость крон (ярус В)		200	250	250	250	260	250	250	250	240
Средний возраст деревьев (ярус А), лет										

Таблица 1 (окончание)

		Расстояние от комбината, км										Контроль
		5		10		20		30		70		
Характеристика растительного сообщества		Импактная зона					Буферная зона					2005–2008
		1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	
1		32.7910 в.д., 67.9152 с.ш.	32.7746–32.7910 в.д., 67.9082–67.9276 с.ш.	32.7958 в.д., 67.8533 с.ш.	32.7736–32.7963 в.д., 67.8533–67.8706 с.ш.	32.8412 в.д., 67.7296 с.ш.	32.7338–32.8642 в.д., 67.7169–67.7666 с.ш.	32.7882 в.д., 67.6647 с.ш.	32.7846–32.8826 в.д., 67.6638–67.6791 с.ш.	31.0368–31.1077 в.д., 68.2112–68.2288 с.ш.		
		Березовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> )	Березово-ивовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> , <i>Salix</i> spp.)	Березовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> )	Березово-ивовое редколесье ( <i>Betula subarctica</i> , <i>Salix</i> spp.)	Ельник кустарничковый с пятнами лишайников ( <i>Cladonia</i> spp.)	Ельник кустарничково-луговинковый ( <i>Barbilotia</i> , местами с покровом из лишайников <i>Trapeleopsis granulosa</i> )	Ельник кустарничково-печеночный ( <i>Barbilotia</i> , <i>Phozia lycoperdoides</i> )	Ельник кустарничково-моховой ( <i>Barbilotia</i> , <i>Phozia lycoperdoides</i> , <i>Hylocomium splendens</i> )	Ельник кустарничково-зеленомошный		
		2	3	4	5	6	7	8	9	10		
		5±1.3	8±3.4	6±0.1	11±3.1	7±0.5	8±1.6	6±0.1	10±1.8	14±4.4		
		26±10.3	23±10.5	20±14.5	25±9.3	55±16.8	64±14.9	70±9.8	71±8.5	67±8.4		
		1±0.5	1±0.2	1±0.5	2±0.8	2±0.5	4±2.0	4±0.5	7±2.3	8±0.9		
		5±0.1	22±13.1	5±4.5	7±4.8	7±6.8	21±17.7	25±11.3	62±17.5	74±9.6		
		0	2 ±2.1	2±1.0	4±2.5	7±3.0	6±2.5	5±4.0	8±2.2	8±2.2		
		0	1±0.8	2±0.1	8±3.7	8±11.7	18±10.2	5±6.9	8±4.7	17±21		
		10	18	13	24	18	24	17	33	35		
		Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )	Видовая насыщенность (400 м <sup>2</sup> )		
		ОПП, %	ОПП, %	ОПП, %	ОПП, %	ОПП, %	ОПП, %	ОПП, %	ОПП, %	ОПП, %		
		Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )	Общее число видов (400 м <sup>2</sup> )		

Геоботанические описания по стандартной методике выполнялись на пробных площадях размером  $20 \cdot 20$  м ( $n = 4-16$ ). Для каждого вида травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов фиксировалось его проективное покрытие в процентах. Изменение видового разнообразия наземного яруса по градиенту загрязнения характеризовалось показателем *видового богатства* – общим числом видов, отмеченных в пределах контура территории, сообществ определенной дигрессионной серии, а также показателем *насыщенности видов*, характеризующим среднее число видов на единицу площади ( $400 \text{ м}^2$ ).

Типизация сообществ проводилась на основе доминантной классификации. Деление сосудистых растений на эколого-ценотические группы (ЭЦГ) произведено в соответствии с классификацией М.Л. Раменской [21]. Обозначение жизненных форм (экобиоморф) почвенных водорослей приведено по классификации Э.А. Штиной [1, 30], в соответствии с которой выделяют 9 экобиоморф, обозначаемых как: Ch, C, X, B, P, M, H, N, V. С помощью данных индексов можно составить формулу экобиоморфологического состава альгоценоза. Например, располагая индексы жизненных форм в порядке убывания доли той или иной из них, получены следующие формулы: XСРChH для альгосинузий лесных биогеоценозов, СХРНCh – для тундровых почв, СХChРН – для всех почв территории бывшего СССР. При изучении видового состава водорослей использовали классические почвенно-альгологические методы: водные культуры и чашечные культуры со стеклами обрастания [5, 11]. В каждой пробе результаты просмотра горизонтов AoL и AoF были объединены, поскольку для почвенных водорослей эти местообитания не дают особых различий, как в видовом составе, так и по степени развития.

Дифференциация сообществ разных дигрессионных стадий осуществлялась методами ординации [32] на основе бестрендового анализа соответствия (DCA, detrended correspondence analysis) с использованием программного пакета PC-ORD 4, позволяющего соотнести видовой состав сообществ и обилие видов с условиями окружающей среды. Для интерпретации биологического смысла распределения совокупности описаний относительно абстрактных осей и выявления экологических факторов, максимально коррелирующих с построенными осями, оценивалась связь видового состава сообществ с 7 основными факторами: богатством почвы азотом, освещенностью, температурой, влажностью, кислотностью (pH), соленостью и континентальностью. Значимость



Рис. 1. Расположение пробных площадей в районе исследований.

каждого фактора определялась с помощью программы SpeDiv для каждого сообщества по шкалам, разработанным Х. Элленбергом [31]. В качестве дополнительного фактора, определяющего изменение видового состава сообществ, оценивалось влияние загрязнения. В качестве показателя, характеризующего этот фактор, выбран коэффициент суммарного загрязнения почвы медью и никелем ( $Zc$ )<sup>1</sup> [16].

Все исследуемые почвы в опорных точках Al-Fe-гумусовые подзолистые, легкого гранулометрического состава на делювии смешанных пород. Для элементного анализа образцы ( $n = 6-10$ ) отбирались из верхних подстилочных горизонтов (F, OF) и следующих за ними вниз по почвенному профилю минеральных горизонтов E. Для оценки уровня загрязнения в образцах почвы 1983 и 2005 г. определялось общее содержание металлов методом атомно-абсорбционной спектроскопии. В 2008 г. использовался метод рентгенофлуоресцентного анализа (РФА). Для анализа оторфованного слоя подстилки в этом случае в качестве стандартов были использованы стандарты растительности, для минеральных горизонтов – почвенные стандарты. Погрешность в определе-

<sup>1</sup>  $Zc = \sum Kk - (n-1)$ , где  $n$  – число анализируемых элементов-загрязнителей,  $Kk$  – коэффициент концентрации, позволяющий оценить уровень содержания химических элементов в исследуемых объектах по отношению к их концентрации в контрольных условиях ( $Kk \geq 1$ ).

нии всех исследованных элементов лежала в пределах 6–8%. Понимая некорректность сравнения абсолютных значений концентраций металлов, определенную разными аналитическими методами, мы использовали показатель суммарного загрязнения ( $Z_c$ ) [16], позволяющий оперировать относительными величинами.

Названия видов печеночников приводятся в соответствии с последним списком печеночников России [33], мхов – по М.С. Игнатову с соавт. [9], лишайников – по R. Santesson et al. [36], сосудистых растений – по С.К. Черепанову [25]. Определение видов лишайников осуществлялось И.С. Ждановым и Л.Г. Бязровым, мхов – Е.А. Игнатовой, печеночников – Е.А. Боровичевым.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОСУЖДЕНИЕ

Несмотря на сокращение выбросов в атмосферу, произошедшее вследствие сокращения производства в 90-х г., результаты химического анализа подтвердили сохранение экстремально высоких концентраций основных загрязняющих веществ во всех природных средах в окрестностях металлургического комбината. Как видно на рис. 2, содержание меди и никеля в верхнем органогенном горизонте почвы из загрязненных местообитаний на несколько порядков превышают контрольные значения и составляют несколько порядков. Вблизи комбината (5 км) показателя величина суммарного загрязнения по содержанию меди и никеля в подстилке уменьшилась в 5,7 раз по сравнению с 2005 г. и в 2,3 раза по сравнению с 2008 г. Сокращение уровня загрязнения сохраняется и на расстоянии 10 км, чего нельзя сказать о точках отбора проб в буферной зоне (20 и 30 км). Там, напротив, при сравнении с 80-ми годами прошлого столетия произошло двукратное увеличение показателя  $Z_c$ , главным образом, за счет накопления меди в подстилке.

Показано, что более 80% тяжелых металлов поглощается растениями из воздуха [13]. Вполне очевидно, что сокращение атмосферных выпадений  $SO_2$  и оксидов металлов явилось значимым фактором для начала восстановления растительности даже при сохранении высоких содержаний поллютантов в почве. В предыдущих публикациях мы подробно характеризовали преобразование состава и структуры ельников при устойчиво высоком уровне атмосферных выбросов [26, 29]. При этом дигрессионная динамика сообществ оценивалась косвенным способом в результате сравнения состояния в разной степени трансформированных еловых сообществ по градиенту загрязнения.

Встает вопрос, есть ли позитивная динамика в состоянии нарушенных сообществ при снижении аэротехногенной нагрузки за указанный период времени и насколько эти изменения являются устойчивыми и значимыми, чтобы биоценоз по совокупности признаков мог быть отнесен к другому типу? В отношении сообществ почвенных водорослей, по мнению Р.Р. Кабирова [10], превращение одного альгоценоза в другой происходит при изменении хотя бы одного из следующих показателей:

- 1) видовой состава (число видов) более чем на 50%;
- 2) комплекса доминантов на уровне отделов;
- 3) таксономической структуры на уровне отделов; значимым следует считать появление или выпадение отделов, к которым относится 10% и более обнаруженных в альгоценозе видов;
- 4) экологической структуры сообщества; значимым следует считать выпадение или появление жизненных форм, к которым относятся 10% и более видового состава.

Попробуем применить данные показатели при оценке изменений таксономической и эколого-ценотической структуры всех компонентов растительных сообществ в условиях последовательного уменьшения аэротехногенного воздействия в течение 17 лет. В дополнение проведем анализ состояния исследуемых ельников методами непараметрической оценки видовой состава, характеризующей изменение структурно-функциональных свойств лесных экосистем.

**Видовой состав** является одной из наиболее важных характеристик растительных сообществ. Его изменения обуславливают перестройку таксономической и экологической структуры. В геоботанике существует показатель – полусмена (*half change*), позволяющий по реакции сообщества провести сравнительную оценку разных экологических факторов вне зависимости от их природы. Это та нагрузка фактора, которая вызывает снижение альфа-разнообразия сообщества в 2 раза, т.е. одну полусмену видовой состава [37]. Ее рассматривают как предельно допустимую, позволяющую сообществу восстановить свою структуру при прекращении действия фактора. В экотоксикологии за одну из кардинальных точек, характеризующих состояние биологической системы, принимают точку  $LD_{50}$  – уменьшение оцениваемого параметра на 50%. По аналогии с указанными подходами предлагаем считать превышение 50%-го изменения видовой состава биоценоза в качестве порогового значения перехода в новое состояние.

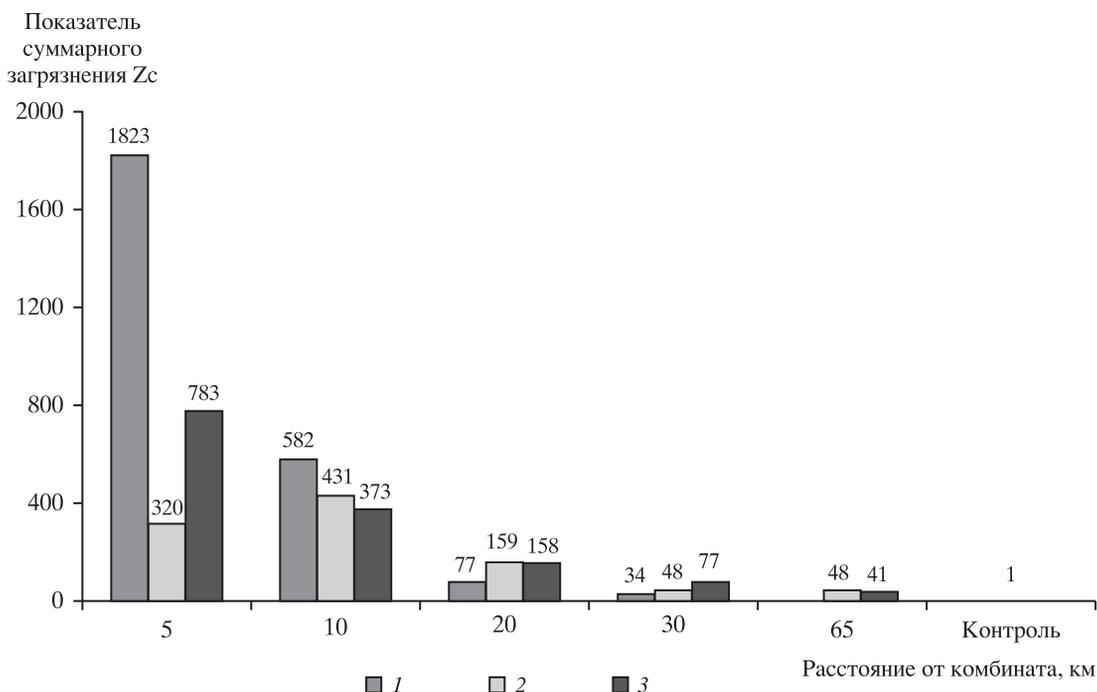


Рис. 2. Изменение суммарной концентрации меди и никеля в подстилке по градиенту загрязнения: 1 – в 1983 г., 2 – в 2005 г., 3 – в 2008 г.

По составу и структуре ельники кустарничково-зеленомошные **фоновых и контрольных** местообитаний различаются незначительно. Сохранившийся уровень загрязнения, характерный для фоновых условий исследуемого района, определил небольшую представленность или отсутствие внеярусной растительности – эпифитных форм лишайников, в то время как в лесах контрольных местообитаний отмечено их разнообразие и обилие (*Alectoria sarmentosa*, *Bryoria implexa*, *B. lanestrus*, *Hypogymnia physodes* и др.). Существующие различия в составе и соотношении видов травяного яруса, главным образом вечнозеленых трав и бореального мелкотравья (*Linnaea borealis*, *Trientalis europaea*, *Dryopteris carthusiana*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Goodyera repens*), а также представленность мхов зеленой группы (*Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi* и *Dicranum* spp.) объясняются естественными процессами саморазвития лесных сообществ, связанными в основном с постпирогенной динамикой экосистем. Общее число отмеченных видов растений наземного яруса контрольных местообитаний в ельниках кустарничково-зеленомошных – 46, фоновых – 52, показатель насыщенности видов равен, соответственно, 35 и 33 (табл. 1). Леса фоновых участков чаще, чем контрольных, подвергались воздействию пожаров, и формирование флористического ансамбля, соответствующего старовозрастным сообществам,

еще не завершено. По мнению В.В. Горшкова и И.Ю. Баккал [7], состояние нижних ярусов по покрытию и видовой структуре стабилизируется в ельниках с давностью пожара не менее 150 лет.

Видовое разнообразие почвенных водорослей на всех исследованных площадках было низким и даже на контрольных площадках не превышало 13. Степень развития, выраженная в баллах обилия, также оказалась не очень высокой. К условиям, лимитирующим развитие почвенных водорослей в хвойных лесах, следует отнести неблагоприятное действие опада, кислотность, низкую интенсивность света, менее благоприятные условия увлажнения. Хвойный опад беден азотом, содержит альгостатические вещества, имеет кислую реакцию, его разлагают многочисленные гетеротрофные организмы, среди которых имеются антагонисты водорослей. Перечисленные факторы оказывают отбирающее действие на почвенные водоросли и контролируют качественный состав и количественные параметры альгоценозов.

В **буферной зоне** место ельников кустарничково-зеленомошных занимают ельники кустарничково-моховые и кустарничково-луговиково-моховые (*Barbilophozia lycopodioides*) местами с покровом из лишайников (*Cladonia* spp., *Trapeliopsis granulosa*). Из кустарничков здесь большее распространение получает вороника (*Empetrum hermaphroditum*), которая произрастает на разла-

гающихся древесных остатках. Разрастается также устойчивый к техногенному загрязнению луговик извилистый (*Avenella flexuosa*), являющийся раннесукцессионным видом. Моховой покров маломощен, в основном состоит из представителей печеночников (*Barbilophozia spp.*); зеленые мхи (*Pohlia nutans*, *Pleurozium schreberi*) встречаются спорадически. Высокая неоднородность состава и структуры наземного покрова растений, вызванная широким эколого-ценотическим диапазоном условий в производных сообществах этой зоны, объясняет факт достаточно высокого видового богатства на площадках в целом (77 видов).

За наблюдаемый период (с 1981 по 2008 г.) на площадках буферной зоны (20 и 30 км) отмечено улучшение жизненного состояния древостоя, степень дефолиации снизилась в среднем на 20% (табл. 1). Общее видовое разнообразие растений наземного покрова возросло на 34%, а видовая насыщенность увеличилась в среднем на 27% (табл. 2). При этом в составе травяно-кустарничкового яруса наблюдалось увеличение видового разнообразия за счет *Solidago virgaurea*, *Pyrola rotundifolia*, *Trientalis europaea*, *Lycopodium annotinum*, *Luzula pilosa*, *Goodyera repens*. Небольшое увеличение общего числа видов отмечено в составе мохового яруса и уменьшение – в лишайниковом (рис. 3, табл. 1). Однако оценка показателя обилия растительности наземного яруса продемонстрировала достаточно устойчивую картину увеличения проективного покрытия как травяно-кустарничкового, так и мохово-лишайникового ярусов. На расстоянии 30 км от комбината за счет разрастания *Pleurozium schreberi* и *Barbilophozia hatcheri* общее проективное покрытие мохового яруса увеличилось с 25 до 65%, что характеризует наличие восстановительной динамики в сообществах, сопровождающиеся появлением и усилением роли видов зеленомошной группы. На расстоянии 20 км в ельниках кустарничковых было отмечено увеличение покрытия лишайниковой синузии с 8 до 30% за счет лишайников бокальчатой (*Cladonia decorticata*, *Cl. cenotea*, *Cl. sulphurina*) и кустистой (*Cetraria islandica*) форм, опережающих как правило развитие мохового покрова в ходе демутиационных изменений (рис. 3). На поверхности почвы участков, ранее лишенных растительности, в настоящее время отмечен накипный лишайник *Trapelia coarctata*.

Число видов почвенных водорослей на 30 км удалении от комбината уменьшилось вдвое, на расстоянии 20 км осталось неизменным, однако обилие водорослей на обеих площадках буферной зоны сократилось почти на 40%, что можно объ-

яснить увеличением уровня загрязнения здесь органического горизонта в последние годы (рис. 3).

В **импактной зоне** почти на всей территории, занятой до начала деятельности производства еловыми лесами [3], распространены березово-ивовые редколесья кустарничковые с *Pohlia nutans* в моховом ярусе и техногенные пустоши. Для этой территории характерно многократное превышение содержания соединений тяжелых металлов в окружающей среде, существенное обеднение почвы элементами питания, сильное нарушение по составу и структуре органического горизонта, сопровождающееся интенсивными процессами смыва и выветривания его с поверхности почвы, местами – полное удаление всего почвенного покрова. В начале 80-х годов древесный ярус был представлен сильно поврежденными и усыхающими деревьями сосны и ели. В настоящее время он полностью выпал из состава сообществ (табл. 1). Изредка встречаются сосна (*Pinus sylvestris*) и невысокие молодые особи березы (*Betula subarctica*). Местами произрастают кусты ив *Salix caprea* и реже *S. phylicifolia*, увеличивших свое обилие в последние годы. Лишь на расстоянии 8–10 км к югу от Мончегорска в сравнимых ландшафтных позициях сохранились еловые редколесья кустарничковые и луговико-кустарничковые полумертвопокровные с *Pohlia nutans* в моховом ярусе. Общее число видов растений наземного покрова невелико – 20, показатель видовой насыщенности – 13.

В растительных сообществах импактной зоны (на расстоянии 5 и 10 км) общее число видов растений наземного покрова по сравнению с периодом 80-х годов возрастает почти вдвое, причем в составе травяно-кустарничкового яруса и лишайникового покрова наблюдаемые изменения более динамичны (рис. 3). Характерным для импактной зоны является появление и усиление в составе напочвенного покрова роли представителей мохообразных и лишайников, главным образом за счет пионерных видов, в частности лишайников накипных (*Trapelia involuta*, *Trapeliopsis granulosa*) и кустистых (*Stereocaulon condensatum*, *S. rivulorum*) форм, с проективным покрытием до 10%. В составе мохообразных отмечена *Pohlia nutans* с проективным покрытием до 15% и единично *Polytrichum hyperboreum*. Общее число видов наземного яруса на площадках на расстоянии 5 км возросло в 2 раза, 10 км – в 1.6 раза.

В итоге при сопоставлении с периодом 80-х годов флористического разнообразия растений наземного покрова еловых сообществ зафиксировано увеличение видового богатства (на 57,

**Таблица 2.** Изменение в составе доминирующих видов в еловых сообществах разных сукцессионных серий по градиенту загрязнения

Вид	Расстояние от комбината, км										
	5		10		20		30		70		
	Импактная зона		Буферная зона		Буферная зона		Буферная зона		Контроль		
1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	1981–1983	2005–2008	2005–2008	
<b>Деревья и кустарники</b>											
<i>Picea obovata</i>	+		+		+			+			+
<i>Pinus sylvestris</i>	+	+									
<i>Betula subarctica</i>		+		+		+			+		
<b>Травы и кустарнички</b>											
<i>Avenella flexuosa</i>	+		+		+			+			+
<i>Chamaericlymenum suecicum</i>											+
<i>Eupetrum hermaphroditum</i>	+		+		+			+			+
<i>Vaccinium myrtillus</i>	+		+		+			+			+
<i>V. vitis-idaea</i>		+		+		+			+		+
<b>Мохообразные</b>											
<i>Barbilophozia hatcheri</i>											
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>								+			
<i>Hylacomium splendens</i>											+
<i>Pleurozium schreberi</i>											+
<i>Pohlia nutans</i>		+									
<b>Лишайники</b>											
<i>Cetraria islandica</i>											
<i>Cladonia decorticata</i>											
<i>C. sulphurina</i>			+								
<i>C. cenotea</i>											
<i>Stereocaulon rivulorum</i>				+							
<i>Trapelia coarctata</i>											
<i>Alectoria sarmentosa</i>											+
<i>Bryoria implexa</i>											+
<i>Bryoria simplicior</i>											+
<i>B. lanestrus</i>											+
<i>Hypogymnia physodes</i>											+

Таблица 2 (окончание)

Вид	Расстояние от комбината, км										Контроль 2005–2008	
	5		10		20		30		70			
	Импактная зона 1981–1983	2005–2008	Импактная зона 1981–1983	2005–2008	Буферная зона 1981–1983	2005–2008	Буферная зона 1981–1983	2005–2008	Буферная зона 1981–1983	2005–2008		
<b>Почвенные водоросли</b>												
<i>Chlamydomonas atactogama</i>												
<i>Bracteacoccus grandis</i>												
<i>Chlamydomonas gloeogama</i>	+		+									+
<i>Chlamydomonas globosa</i>			+									
<i>Ch. elliptica</i>												
<i>Ch. intermedia</i>												
<i>Ch. isogama</i>												
<i>Ch. minima</i>												
<i>Ch. snowiae</i>												
<i>Myrmecia incisa</i>												
<i>Pseudococcomyxa simplex</i>												
<i>Botrydiopsis eriensis</i>												
<i>Chloridella simplex</i>												
<i>Choricystis minor</i>												
<i>Ch. solarinae</i>												
<i>Chlorella vulgaris</i>												
<i>Neochloris pyrenoidosa</i>												

Примечание: В качестве доминирующих видов приняты виды, которые преобладают по обилию или имеют максимальный балл обилия из всех видов, составляющих данный биогоризонт/ярус или альгоценоз.

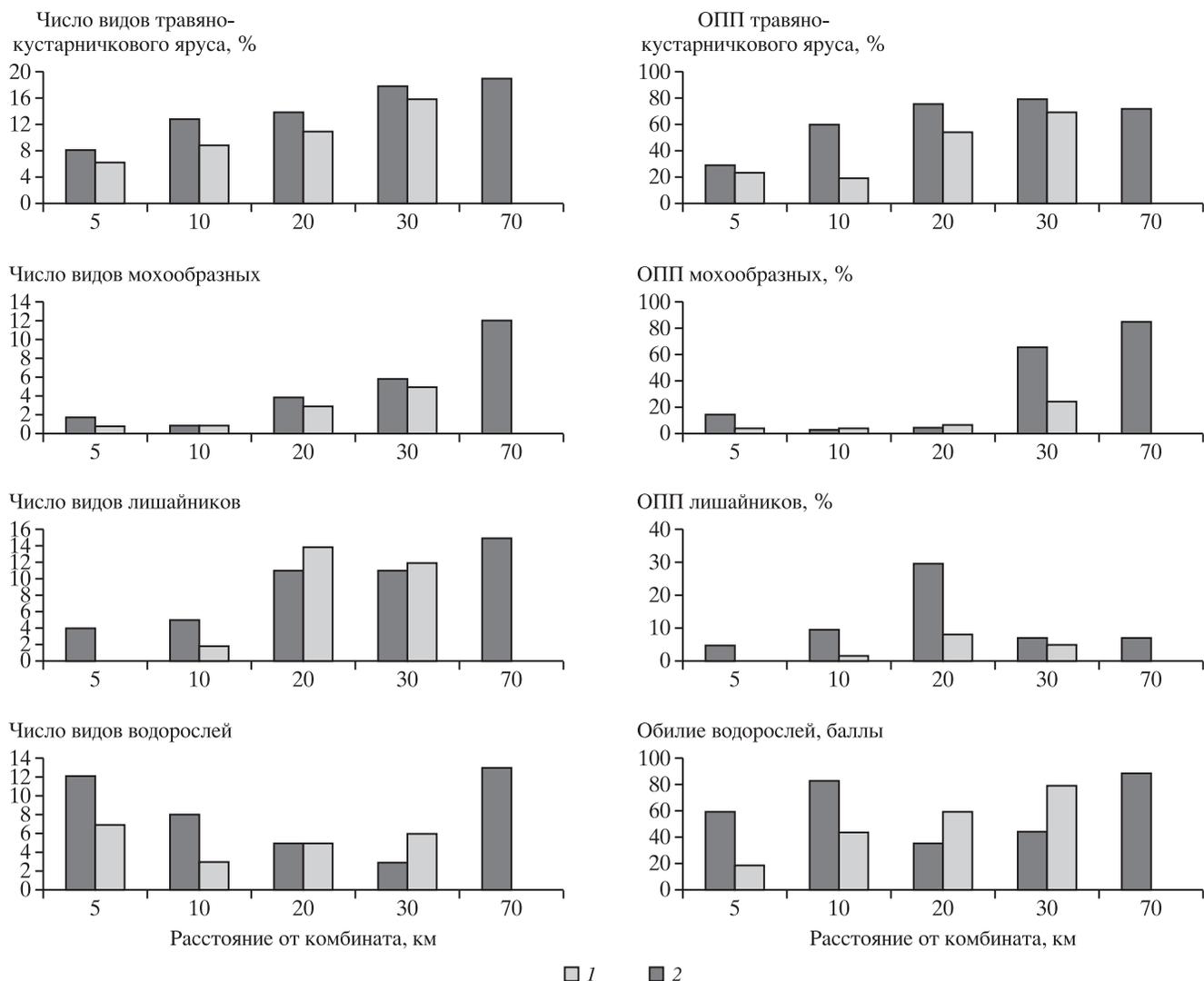
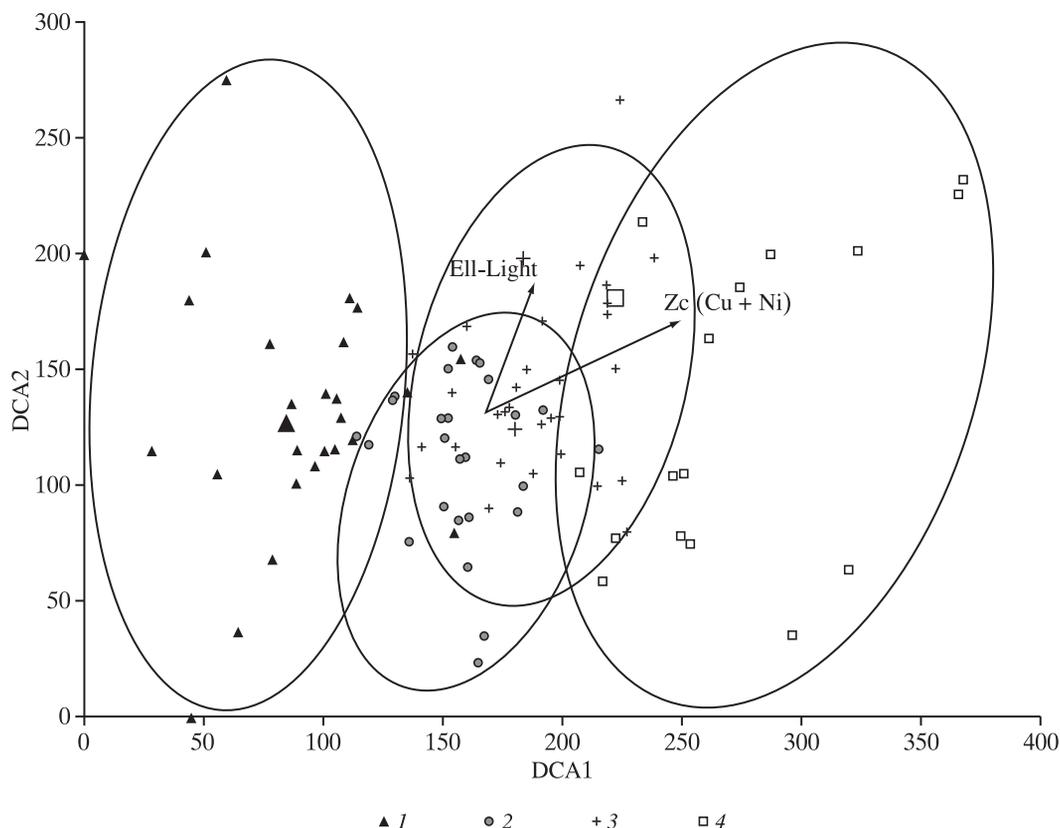


Рис. 3. Изменение видового богатства растений наземного покрова, лишайников и почвенных водорослей в ельниках по градиенту загрязнения в 1981–1983 (1) гг. и 2005–2008 (2)

47, 17 и 17% в 5, 10, 20 и 30 км, соответственно), что свидетельствует о положительной динамике восстановления видового разнообразия особенно в импактной зоне. При этом значимые изменения (более 50%) наблюдались в составе мохово-лишайникового яруса. С другой стороны, по сравнению с контрольными условиями по показателям видового разнообразия сообществ на площадках импактной и буферной зон в настоящее время сохраняются различия, соответствующие превышению 50%-го порога, что подтверждает коренные отличия их состава от контрольных сообществ.

Число видов почвенных водорослей и степень их развития в импактной зоне по сравнению с 1982 г. резко увеличились (рис. 3). Возросшая роль почвенных водорослей может объясняться снижением содержания металлов в субстрате (рис. 2), а также компенсаторной реакцией водорослей по

освоению пространства в условиях сниженной конкуренции со стороны корневой системы высших растений. Дело в том, что при формировании фитоценозов горнопромышленных ландшафтов высшие растения по отношению к водорослям играют двойную роль [9]. В условиях несомкнутой или слабо сомкнутой растительности они стимулируют развитие водорослей, “смягчая” неблагоприятные экологические факторы, прежде всего гидротермические. На следующих этапах сукцессии проявляется “отбирающее” действие высших растений, и часть видов почвенных водорослей, не способных существовать в новых местообитаниях, вытесняется из фитоценоза. Этим обуславливается уменьшение видового разнообразия альгогруппировок, проявившееся в дигрессии ранее сформировавшихся альгоценозов, в частности, в упрощении таксономической и экологической



**Рис. 4.** Ординация растительных сообществ в абстрактных осях DCA: 1 – ельники кустарничково-зеленомошные, 2 – ельники кустарничково-моховые (*Barbilophozia lycopodioides*, *Hylocomium splendens*), 3 – ельники кустарничково-луговиково-печеночниковые (*Barbilophozia lycopodioides*), местами с покровом из лишайников (*Cladonia* spp., *Trapeliopsis granulosa*), 4 – березово-ивовые редколесья (*Betula subarctica*, *Salix* spp.) кустарничковые с *Pohlia nutans* в моховом ярусе (полумертвопокровные).

структуры сообществ водорослей на расстоянии 20–30 км. Немаловажным фактом является увеличение уровня загрязнения почвы по сравнению с предыдущим периодом исследования (рис. 2).

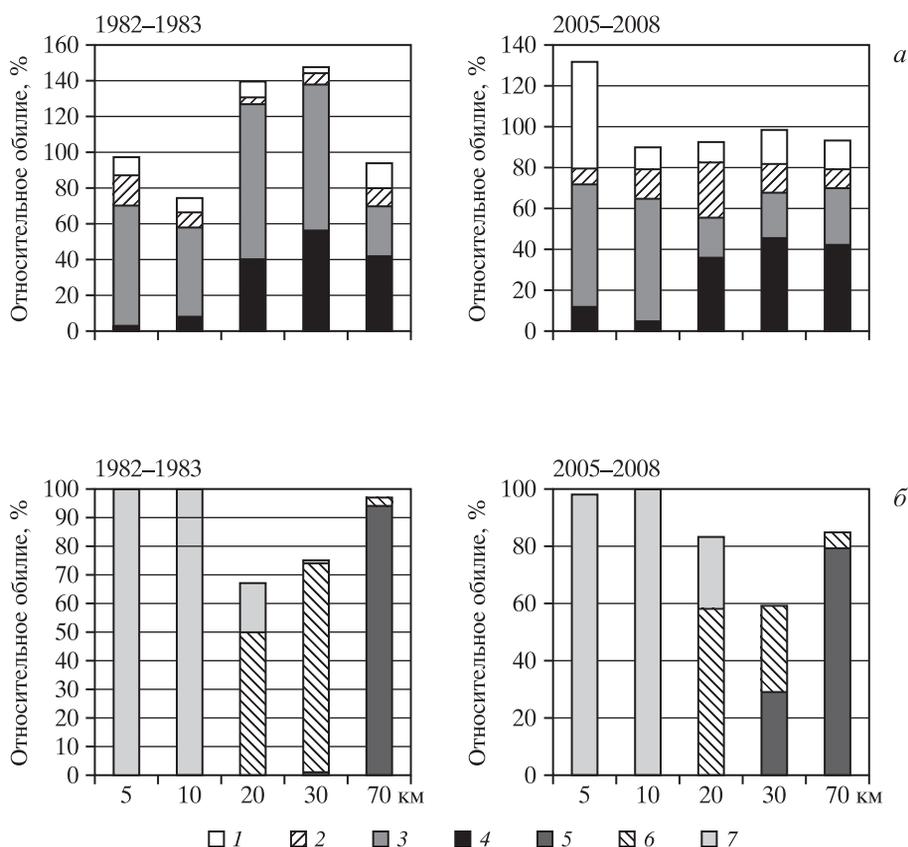
На рис. 4 показан результат ординации описаний растительных сообществ в пространстве абстрактных осей 1 и 2. Ельники кустарничково-зеленомошные и березово-ивовые редколесья вороничные полумертвопокровные (в последние годы представленные порослью мелколиственных пород с *Pohlia nutans* в моховом ярусе) четко разделились по флористическому составу в обособленные группы. Промежуточное значение заняли ельники кустарничковые с хорошо развитым покровом из печеночных мхов (*Barbilophozia* spp.), кустарничковые и ельники кустарничково-луговиково-печеночниковые (20 и 30 км), плохо дифференцирующиеся между собой и перекрывающиеся в ординационном пространстве по своему видовому составу.

Добавив в обработку значения, рассчитанные для каждого описания по шкалам Элленберга, а также значения коэффициента суммарного за-

грязнения по основным токсикантам верхнего органогенного горизонта почвы, мы обнаружили, что наибольшее влияние на видовой состав сообществ оказывает фактор “освещенности” и уровень загрязнения почвы, что подтверждает ведущее значение последнего в формировании структуры и состава дигрессионных серий ельников в окрестностях металлургического производства.

При сравнении типологической принадлежности сообществ в соответствии с доминантной классификацией с описаниями 80-х годов установлены некоторые различия, позволяющие отразить в названии растительных ассоциаций участие мохово-лишайникового покрова (табл. 1). Так как изменения в основном носили количественный, а не качественный характер, результаты сравнения видового состава сообществ не продемонстрировали смещения сообществ в другую область пространства относительно осей ординации.

**Смена доминантов** свидетельствует о коренной перестройке сообществ, что в большинстве случаев приводит к изменению характера обмена



**Рис. 5.** Изменение состава доминантов травяно-кустарничкового (а) и мохового (б) ярусов по градиенту загрязнения (%): 1 – *Vaccinium vitis-idaea*, 2 – *Avenella flexuosa*, 3 – *Empetrum hermaphroditum*, 4 – *Vaccinium myrtillus*, 5 – *Pleurozium schreberi* + *Hylocomium splendens*, 6 – печеночные мхи (*Barbilophozia* spp., *Lophozia* spp.), 7 – *Pohlia nutans*.

веществ со средой. На рис. 5 показано изменение относительного обилия основных эдификаторных видов в составе травяно-кустарничкового яруса и мохообразных по градиенту загрязнения. Видно, что на фоне последовательного снижения участия черники в составе подчиненного яруса в буферной и импактной зонах луговик увеличивает свою значимость в наземном покрове, уступая место более толерантной к загрязнению воронике по мере приближения к комбинату.

По сравнению с данными 80-х годов в составе доминантов древесно-кустарничкового яруса в ближней к источнику выбросов зоне наблюдалось дальнейшее усыхание елей при активной экспансии мелколиственных порослевых березы и ивы, но снижение степени дефолиации хвойных деревьев в буферной зоне. Важным также является последовательное снижение средней высоты деревьев 1-го яруса по градиенту загрязнения в целом (табл. 1), являющееся результатом уменьшения апикального прироста деревьев. Состав эдификаторных видов древесного и травяно-кустарничкового ярусов при сравнении с данными предыдущего периода исследований меняет-

ся сильнее по мере приближения к комбинату (табл. 2). Отличительной особенностью является возрастание роли брусники и луговика извилистого на расстоянии 5 км и снижение значимости воронки в отношении других доминирующих видов – в буферной зоне.

По составу мохообразных контрольные площадки продолжают существенно отличаться устойчивым преобладанием представителей зеленомошной группы – *Pleurozium schreberi* и *Hylocomium splendens*. Участие зеленых мхов в составе напочвенного покрова резко снижается уже в буферной зоне на расстоянии 30 км от ГМК, уступая место печеночникам (*Barbilophozia lycopodioides* и *B. hatcheri*). В импактной зоне *Pohlia nutans* замещает остальные виды мохообразных, выполняя средообразующую роль при заселении оголенных минерализованных участков почвенного покрова (рис. 5, табл. 2). Значимые изменения в ходе восстановительной сукцессии отмечены в составе средообразующих видов на расстоянии 30 км – увеличилось участие зеленых мхов; кроме того, к числу доминирующих видов, помимо *Barbilophozia lycopodioides*, прибавляет-

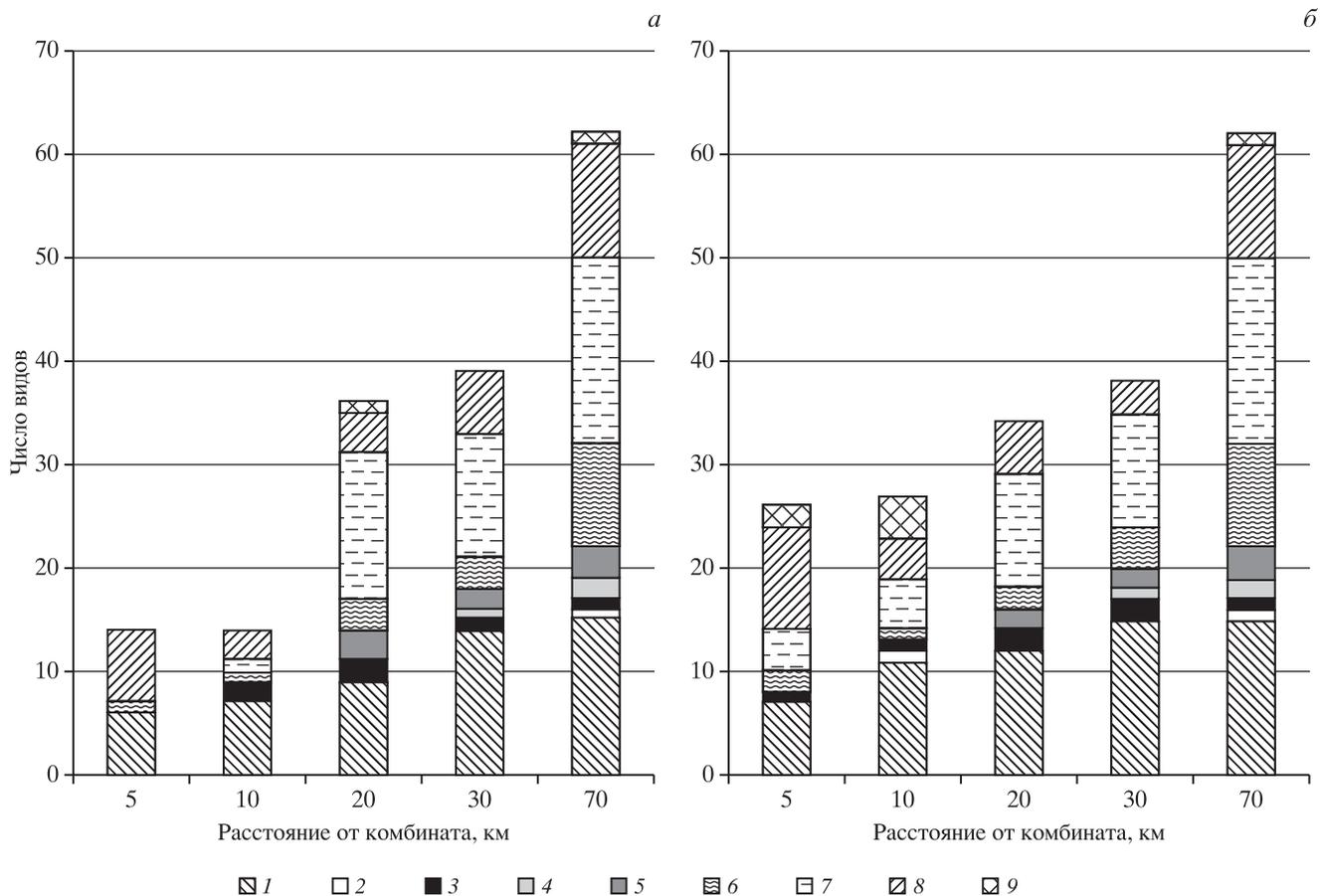


Рис. 6. Изменение видового состава растений наземных ярусов и почвенных водорослей на уровне отделов по градиенту загрязнения в 1981–1983 (а) и 2005–2008 (б) гг.: 1 – Angiospermae, 2 – Equisetophyta, 3 – Lycopodiophyta, 4 – Pteridiophyta, 5 – Marchantiophyta, 6 – Bryophyta, 7 – Ascomycota, 8 – Chlorophyta, 9 – Xanthophyta.

ся *V. hatcheri*. В итоге величина проективного покрытия моховой синузии в буферной зоне более чем в 2 раза превышает ранее зафиксированное значение.

Процессы восстановления в буферной зоне заметны также по усилению роли лишайников в напочвенном покрове (табл. 2). Доминантами являются *Cetraria islandica*, *Cladonia cenotea*, *C. decorticata*, *C. sulphurina*. В составе лишайникового покрова в коренных ельниках при большом видовом разнообразии отсутствуют ярко выраженные доминирующие виды, на уровне рода преобладают виды кустистых (род *Cladonia*) и листоватых форм (*Nephroma arcticum*, *Peltigera aphthosa*).

В альгоценозе лишь *Chlamydomonas gloeogama* сохранила свои доминирующие позиции при сравнении с предшествующим периодом исследования на площадках в импактной (10 км) и буферной (30 км) зонах, остальные доминирующие виды были полностью заменены. В буферной зоне существенным являлась смена доми-

нирующих видов (*Chlamydomonas intermedia* на *Choricystis minor*). Характерно, что при практически одинаковом таксономическом разнообразии на расстоянии 5 км и на контрольных участках (12 и 13 видов) спектр доминирующих видов совершенно отличен (табл. 2). На расстоянии 5 км доминирование *Chlamydomonas gloeogama* сменилось доминированием *Pseudococcomyxa simplex*.

**Изменение систематической структуры на уровне отделов** свидетельствует о серьезной качественной перестройке систематической структуры биоценоза. Устойчивые изменения в составе всех групп организмов в ходе восстановительной сукцессии выразились в увеличении числа отделов. Особенно динамично эти изменения проявились на площадках в 5 и 10 км от комбината за счет появления представителей отделов хвоеобразных и лишено-бриологической группы организмов (рис. 6). Однако доля представителей новых отделов не превышает 10% от общего числа представленных видов.

Особенности систематической структуры альгоценозов на уровне отделов в значительной степени являются индикаторным признаком, так как позволяют судить о характере местообитания. Например, желтозеленые водоросли теневыносливы, требовательны к минеральному питанию, чувствительны к различным видам загрязнения почвы как естественного, так и антропогенного происхождения [22]; синезеленые водоросли – засухоустойчивы, теплолюбивы, предпочитают щелочные условия, кальцелюбивы, устойчивы к загрязнению почвы органическими соединениями; диатомовые водоросли холодостойкие, светолюбивые, предпочитающие нейтральную и щелочную среду [30]. Появление представителей желтозеленых водорослей в импактной зоне говорит о частичном улучшении экологической обстановки, и, напротив, исчезновение их из состава альгоценоза в буферной зоне является признаком явного неблагополучия. Эти изменения, по которым можно идентифицировать переход альгоценоза в новое качество, являются достаточно значимыми (более 10%) (рис. 6). Следовательно, группировки почвенных водорослей по состоянию на 1982 и 2006 гг. являются совершенно разными.

В буферной зоне в 2006 г. отмечено выпадение из сообщества желтозеленых водорослей. В импактной зоне в альгоценозе 2006 г. обнаружены виды, относящиеся к отделу желтозеленых водорослей (Xanthophyta). На их долю приходится 17% от общего числа видов данного альгоценоза (рис. 6). В альгоценозе 1982 г. все 7 найденных видов относились к отделу зеленых водорослей.

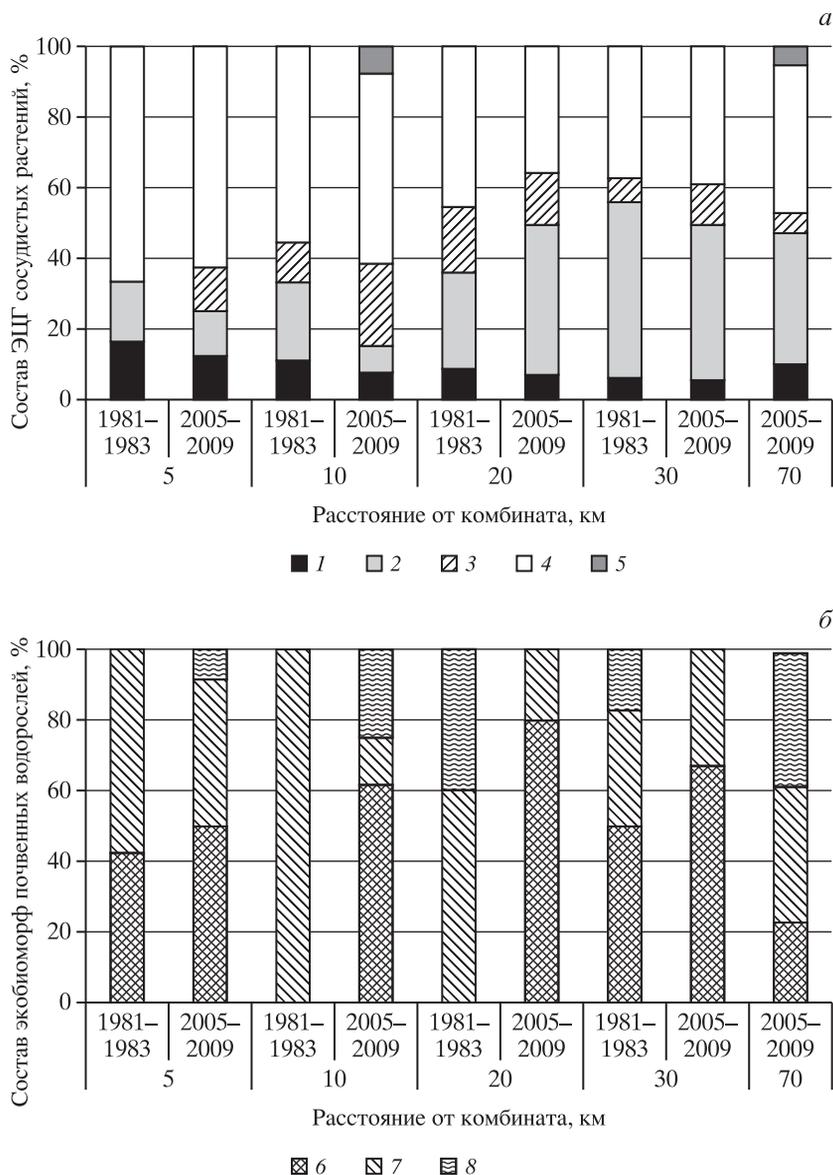
При анализе **экологической структуры сообщества** выделяют биоморфы – жизненные формы, определяемые систематическим положением видов, их формами роста и биологическими ритмами, и экоморфы – жизненные формы, определяемые отношением видов к внешним условиям [17]. Представление об ЭЦГ для сосудистых растений полностью отражает их роль в интерпретации свойств среды и служит, в частности, для понимания организации антропогенно-нарушенных сообществ.

Одной из общих закономерностей изменения организации наземного яруса в импактной зоне (5 и 10 км от комбината) в настоящее время, по сравнению с данными 80-х годов, является тенденция увеличения общего числа ЭЦГ в составе растений травяно-кустарничкового яруса (рис. 7, а). Это свидетельствует об увеличении неоднородности нарушенных местообитаний вблизи источника загрязнения, а также активизации про-

цессов их освоения. В 1981–1983 гг. в сообществах, представленных в импактной зоне, встречались в основном лесные виды с широкой экологической амплитудой: *Vaccinium uliginosum*, *V. vitisidaea*, *Ledum palustre*, *Empetrum hermaphroditum*, из типичных лесных – *Vaccinium myrtillus*, *Lycopodium clavatum* и *Avenella flexuosa*. При повторном изучении, помимо них, были отмечены виды широкого экологического спектра: *Betula nana*, *Equisetum sylvaticum*, *Rubus chamaemorus*, а также виды, характерные для местообитаний с более сухими и бедными почвами: *Calluna vulgaris*, *Arctostaphylos uva-ursi*, *Diphasiastrum complanatum*. В качестве другой интересной особенности зафиксировано сокращение в этой зоне доли лесных видов, произрастающих на относительно богатых почвах под более-менее сомкнутым древесным пологом, и, напротив, увеличение светолюбивых видов, обитающих на наиболее сухих и бедных почвах. В 20 км от металлургического комбината число видов, более требовательных к почвенному богатству, увеличилось в 2 раза за счет *Pyrola rotundifolia*, *Solidago virgaurea*, *Trientalis europaea*, *Chamaenerion angustifolium*, в то время, как соотношение числа видов других групп осталось практически неизменным за двадцатилетний период. В 30-километровой зоне наблюдается незначительное увеличение числа видов, приуроченных к наиболее сухим и бедным почвам (рис. 7, а).

Экологическая структура характеризует приспособительные и средообразующие особенности альгоценоза. Статус альгосинузий по составу эковиоморф по градиенту загрязнения в настоящее время говорит о наличии промежуточной стадии восстановительной динамики. Изменился и состав эковиоморф в импактной зоне – в альгоценозе 2006 г. появились виды, характеризующиеся X-жизненной формой. К ним относится 8% видового состава от общего числа. С другой стороны, альгогруппировки буферной зоны по составу жизненных форм претерпели элементы упрощения (рис. 7, б).

**Заключение.** В результате оценки основных показателей состояния северотаежных ельников Кольского Севера установлены закономерности формирования их организации в ходе восстановительной сукцессии при снижении уровня выбросов металлургического комбината в атмосферу. Процессы восстановления растительности в полной мере можно отнести к демулационным, напоминающим по многим чертам начальные этапы сингенеза постпирогенных сукцессий [6]. При этом разные группы организмов в различных зонах дигрессии имели свои особенности восста-



**Рис. 7.** Изменение эколого-ценологических спектров сосудистых растений (а) и почвенных водорослей (б) по градиенту загрязнения в разные периоды наблюдений: 1 – тундровые виды; 2 – виды с широкой экологической амплитудой; 3 – виды наиболее сухих и бедных почвогрунтов, светолюбивые; 4 – лесные виды, характерные для средних по степени богатства почв и более разреженного древостоя; 5 – лесные виды, характерные для более плодородных почв и хорошо развитого древесного яруса; 6 – Ch; 7 – C; 8 – X.

новления с реализацией характерных отношений к экологическим свойствам среды и механизмов межпопуляционных взаимодействий. Накопление высоких уровней токсических веществ в органических горизонтах почвы, где расположена корневая система сосудистых растений и обитают почвенные водоросли, не способствовало их росту, в то время как организмы, получающие минеральное питание из атмосферы источников (мохообразные и лишайники), позитивно отреагировали на снижение интенсивности атмосферных выбросов увеличением разнообразия и обилия.

Среди основных особенностей позитивной динамики в сообществах импактной зоны следует указать на резкое возрастание видового разнообразия и интенсивности развития почвенных водорослей, что явилось одним из механизмов, поддерживающих стабильность автотрофного блока и всей экосистемы в целом. Другой отличительной чертой инициальной стадии сукцессии здесь явилось зарастание обнаженной минерализованной поверхности почвы накипными формами лишайников и мхом *Pohlia nutans*. На следующей стадии (буферная зона) наблюдалось активное развитие лишайниковой синузии

за счет видов бокальчатых (*Cladonia* spp.) и кустистых (*Cetraria islandica*) форм лишайников и мохового яруса из представителей печеночников при частичном упрощении таксономической и экологической структуры сообществ почвенных водорослей. Далее на внешней границе буферной зоны усиленное разрастание мохового покрова сопровождалось появлением здесь видов зеленомошной группы. В отношении древесно-кустарникового яруса в ближней к источнику выбросов зоне наблюдалось дальнейшее усыхание елей при активной экспансии мелколиственных порослевых березы и ивы, но снижение степени дефолиации хвойных деревьев в буферной зоне. Травяно-кустарниковый ярус демонстрировал относительную стабильность как в пространственном, так и во временном градиенте.

Результаты анализа расположения в экологическом пространстве совокупностей видов, полученного методом ДСА ординации, подтвердили разделение сообществ дигрессионо-демутационных серий по мере снижения техногенной нагрузки на следующие типы: березово-ивовые редколесья кустарничковые с *Pohlia nutans* в моховом ярусе полумертвопокровные; ельники кустарничково-луговиковые печеночниковые, местами с покровом из лишайников (*Cladonia* spp., *Trapeliopsis granulosa*); ельники кустарничково-моховые (*Barbilophozia lycopodioides*, *Hylocomium splendens*) и ельники кустарничково-зеленомошные малонарушенных местообитаний. Уровень загрязнения почвы соединениями тяжелых металлов явился значимым фактором дифференциации состава сообществ.

При общей тенденции увеличения видового разнообразия наземного покрова растений в производных сериях еловых сообществ наиболее значимые различия (более 50%) по сравнению с начальным периодом исследований наблюдались лишь на площадках в импактной зоне. На уровне отделов изменения в составе наземного яруса растений были не значительными во всех зонах загрязнения, в отличие от изменений в составе доминирующих видов и эколого-ценотических групп. Несмотря на то, что описанные изменения носили прогрессивный характер, соответствующий общей направленности демутиационных смен, исследуемые сообщества в окрестностях комбината по всем признакам своей организации имели существенные отличия от коренных ельников кустарничково-зеленомошных контрольных условий и, несмотря на снижение уровня выбросов, по своему составу и структуре продолжали демонстрировать критическое качество.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахина Т.И., Штина Э.А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984. 150 с.
2. Бережная Н.С., Михайлова Т.А. Реакция сосновых древостоев на изменение техногенной нагрузки // Тр. Всерос. конф. "Природная и антропогенная динамика наземных экосистем", 11–15 октября 2005, г. Иркутск. Иркутск. 2005. С. 387–389.
3. Болтнева Л.И., Игнатьева А.А., Карабань Р.Т., Назаров И.М., Сисигина Т.И. Прогностическая модель поражения растительности промышленными выбросами в атмосферу // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллинн: Изд-во АН СССР, 1982. Ч. 2. С. 163–173.
4. Виноградов Б.В. Основы ландшафтной экологии. М.: ГЕОС, 1998. 418 с.
5. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 2 с.
6. Горшков В.В. Послепожарное восстановление мохово-лишайникового яруса в сосновых лесах Кольского полуострова // Докл. Академии наук. 1995. Т. 431. № 1. С. 118–121.
7. Горшков В.В., Баккал И.Ю. Закономерности восстановительной динамики северотаежных лесов после пожаров. Восстановление напочвенного покрова еловых (*Picea obovata* Ledeb.) лесов // Динамика лесных сообществ Северо-Запада России. СПб.: ВВМ, 2009. С. 197–204.
8. Игнатов М.С., Игнатова Е.А., Пронькина Г.А. Сводная таблица "Мхи заповедников России" // Современное состояние биологического разнообразия на заповедных территориях России. М.: МСОП, МПР РФ, Комиссия РАН по сохранению биологического разнообразия, 2004. С. 0-361.
9. Кабиров Р.Р. Роль почвенных водорослей в антропогенных экосистемах // Успехи современного естествознания. 2007. № 6. С. 12–16.
10. Кабиров Р.Р. Понятие континуальности и дискретности в почвенной альгологии // Проблемы современной альгологии. Матер. Всерос. школы-семинара, 7–9 октября 2008, г. Уфа. Уфа: РИЦ БашГУ, 2008. С. 49–53.
11. Кабиров Р.Р., Шилова И.И. Сообщества почвенных водорослей на территории промышленных предприятий // Экология. 1994. № 6. С. 16–20.
12. Ленкова Т.Л. Естественное возобновление листовенных лесов Таймыра в условиях техногенного стресса // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллинн: Изд-во АН СССР, 1982. Ч. 2. С. 409–411.
13. Лянгузова И.В. Тяжелые металлы в системе почва-растение: подвижность, поступление и распределение // Проблемы экологии растительных сообществ Севера. СПб.: ООО "ВВМ", 2005. С. 175–189.

14. Лукина Н.В., Черненкова Т.В. Техногенные сукцессии в лесах Кольского полуострова // Экология. 2008. Т. 39. № 5. С. 329–337.
15. Лукина Н.В., Сухарева Т.А., Исаева Л.Г. Техногенные дигрессии и восстановительные сукцессии в северотаежных лесах. М.: Наука, 2005. 246 с.
16. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. М.: Ин-т минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов. 1982. С. 1–66.
17. Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии. М.: Наука, 1989. 223 с.
18. Мониторинг окружающей среды // Данные Кольской ГМК. <http://www.kolagmk.ru/ecology/monitoring>
19. Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир. 1975. 740 с.
20. Работнов Т.А. Фитоценология. М.: Изд-во Моск. Ун-та. 1983. 296 с.
21. Раменская М.Л. Анализ флоры Мурманской области и Карелии. Л.: Наука, 1983. 216 с.
22. Саут Р., Уиттик А. Основы альгологии. М.: Мир, 1990. 597 с.
23. Трубина М.Р. Начальные этапы восстановительных микросукцессий на нарушенных участках темнохвойных лесов в условиях загрязнения // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллинн: Изд-во АН СССР, 1982. Ч. 2. С. 436–439.
24. Цветков В.Ф., Цветков И.В. Лес в условиях аэротехногенного загрязнения. Архангельск: Солти, 2003. 354 с.
25. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб.: Мир и семья. 1995. 990 с.
26. Черненкова Т.В. Фитоценологические исследования ельников кустарничково-зеленомошных в окрестностях Мончегорского металлургического комбината // Лесоведение. 1995. № 1. С. 57–65.
27. Черненкова Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. М.: Наука. 2002. 191 с.
28. Черненкова Т.В., Басова Е.В., Бочкарев Ю.Н., Пузаченко М.Ю. Оценка биоразнообразия лесов в зоне влияния горно-металлургического комбината “Североникель” // Лесоведение. 2009. № 6. С. 38–45.
29. Черненкова Т.В., Бутусов О.В., Сычев В.В., Конева Г.Г., Кабилов Р.Р., Степанов А.М., Куперман Р.Г., Катаев Г.Д. Воздействие металлургических производств на лесные экосистемы Кольского полуострова. СПб.: Ассоциация по решению экологических проблем “Родники”, 1995. 252 с.
30. Штина Э.А., Голлербах М.М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука. 1976. 240 с.
31. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa // Scripta Geobotanica. 1991. V. 18. P. 1–248.
32. Hill M.O., Gauch H.G. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique // Vegetatio. 1980. № 42. P. 47–58.
33. Konstantinova N.A., Bakalin V.A., Andreeva E.N., Bezgodov A.G., Borovichev E.A., Dulin M.V., Mamontov Yu.S. Checklist of liverworts (Marchantiophyta) of Russia // Arctoa. 2009. V. 18. P. 1–63.
34. Li Hong-yuan. A New Approach of Ecological and Landscape Renewal in Industrial Waste Land, City. 2005. № 4. P. 17–19.
35. Restoration and Recovery of an Industrial Region / Ed. Gunn, John M. New York: Springer–Verlag. 1995. V. XVII. 358 p.
36. Santesson R., Moberg R., Nordin A., Tønsberg T., Vitikainen O. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. Uppsala: Museum of Evolution, Uppsala University, 2004. 359 p.
37. Whittaker R.H., Woodwell G.M. Ordination and classification of vegetation: The Hague // Handbook of vegetation science, 1973. № 5. P. 55–80.
38. Winterhalder K. Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbery, a major mining and smelting area // Environ. Rev. 1996. № 4. P. 185–224.

## Regeneration Successions of Northern Taiga Spruce Forests under Reduction of Aerotechnogenic Impact

T. V. Chernenkova, R. R. Kabirov, E. V. Basova

The regularities of developing the composition and structure of northern taiga spruce forests in the course of regeneration succession under a reduction of emissions from the metallurgic plant on Kola Peninsula are described. Parameters of the species diversity and ecological-coenotic structure of plant communities, including algosinusia of the soils, are assessed under different technogenic loads. Indicative indices of sustainable transformations of plants from different stand stories in the course of restoration succession were revealed. Strongly transformed communities nearby the enterprise are shown to be at the critical state resulted from the preserved high level of soil pollution and demutation changes of the taiga components in the course of allogenic succession.