

УДК 630*182.2:502.3:504.5:546.3

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ЛЕСНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ПЕРИОД СОКРАЩЕНИЯ ВЫБРОСОВ МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО ЗАВОДА

© 2014 г. Е. Л. Воробейчик, М. Р. Трубина, Е. В. Хантемирова, И. Е. Бергман

Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

e-mail: ev@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 07.05.2014 г.

На основе повторных регистраций состояния древесного и травяно-кустарничкового ярусов елово-пихтовых лесов, выполненных на 25 постоянных пробных площадях (с периодичностью 5–10 лет с 1989 г. по 2013 г.), охарактеризована динамика растительных сообществ в период снижения атмосферных выбросов Среднеуральского медеплавильного завода (г. Ревда Свердловской обл.). Несмотря на значительное сокращение, а затем почти полное прекращение выбросов (с 150–225 тыс. т/год в 1980-х годах до менее 5 тыс. т/год после 2010 г.), растительность в импактной зоне (на удалении 1 и 2 км от завода) остается в крайне угнетенном состоянии (в течение всех лет наблюдений продолжается гибель древостоя, сохраняется очень низкое разнообразие травяно-кустарничкового яруса). Естественные факторы, а именно ветровальные нарушения после урагана в 1995 г., сыграли более важную роль в динамике лесных сообществ на территории со слабым (30 км от завода) и умеренным (4 и 7 км) уровнями загрязнения, чем собственно сокращение выбросов.

Ключевые слова: промышленное загрязнение, атмосферное загрязнение, тяжелые металлы, медеплавильный завод, снижение выбросов, лесные экосистемы, растительные сообщества, древостой, травяно-кустарничковый ярус, биоразнообразие, биомасса, восстановительная динамика, южная тайга, Средний Урал.

DOI: 10.7868/S0367059714060158

Как известно, в последние десятилетия во многих экономически развитых и некоторых развивающихся странах происходит снижение атмосферных выбросов промышленных предприятий в результате улучшения технологий, а также снижения объемов производства или его переноса на другие территории. Связанное со снижением выбросов уменьшение токсической нагрузки на экосистемы предоставляет возможность изучать процессы их естественного восстановления. Следует признать, что такие процессы до настоящего времени недостаточно изучены. Специальные исследования демулационных сукцессий немногочисленны: в частности, можно указать публикации, посвященные древостою (Vavrova et al., 2009; Зверев, 2009; Jonard et al., 2012), включая радиальный прирост деревьев (Juknys et al., 2003; Danek, 2007; Черненкова, Бочкарев, 2013), и напочвенному покрову (Трубина, Махнев, 1997; Черненкова и др., 2001; Vidic et al., 2006; Vavrova et al., 2009; Черненкова и др., 2011; Лянгузова, Мазная, 2012).

В то же время исследования подобного рода важны с теоретической точки зрения, поскольку

дают материал для анализа механизмов одного из видов устойчивости — способности системы возвращаться в исходное состояние. Немаловажен и практический аспект проблемы: от знания закономерностей и скоростей восстановительной динамики зависит выбор оптимальной стратегии природопользования при принятии решений о необходимости и характере рекультивационных мероприятий. Все это определяет рост интереса к данной проблеме (Gunn et al., 1995; Vavrova et al., 2009; Калабин, Моисеенко, 2011; Черненкова, Бочкарев, 2013).

Однако работы по изучению восстановительной динамики сталкиваются с рядом принципиальных ограничений методологического характера. Основное из них — отсутствие или неполнота информации о состоянии биоты до начала снижения техногенного воздействия. Корректное сопоставление материалов за разные периоды времени возможно только в том случае, если состояние биоты зарегистрировано строго в одних и тех же точках пространства. Если это требование не соблюдено, то очень велик риск ошибочно принять пространственную вариабельность парамет-

ров за их изменение во времени. Этот аспект особенно важен на импактных территориях, поскольку в условиях сильного загрязнения резко возрастает пространственное варьирование как величины токсической нагрузки, так и видового состава и структуры растительных сообществ (Трубина, Воробейчик, 2012).

Другое ограничение связано со сложностью выявления причин наблюдаемых изменений. Строгое доказательство того, что динамика растительности обусловлена снижением выбросов, а не действием внутренних и других внешних факторов, представляет собой крайне сложную задачу. Для ее решения, во-первых, необходим анализ изменения токсической нагрузки, причем не только атмосферного поступления токсикантов, но и их депонирования и транслокации в почве. Во-вторых, изучение демутационной динамики растительности необходимо сочетать с характеристикой климатических изменений и погодных аномалий, которые могут существенно модифицировать ход сукцессии и быть ее более важными драйверами, чем собственно снижение выбросов. Другими словами, необходим сопряженный анализ нескольких временных рядов — состояния растительности, токсической нагрузки и погодных условий. В идеале такие ряды должны состоять из большого количества точек, чтобы можно было не только описывать тренды изменений, но и анализировать связи между ними.

В большинстве случаев, за редким исключением (Vavrova et al., 2009; Зверев, 2009; Лянгузова, Мазная, 2012), повторные регистрации выполнены на пробных площадях, не совпадающих с исходными, а иногда информация о состоянии биоты до начала снижения выбросов вообще отсутствует. Чаще всего анализ восстановительной динамики базируется на результатах сравнения только двух временных срезов — до и после снижения выбросов.

В настоящее время нет единого мнения относительно скорости демутационных сукцессий, вызванных сокращением выбросов. Одни авторы полагают, что вслед за снижением техногенного воздействия происходит быстрое восстановление экосистем, другие считают, что биота “по инерции” продолжает оставаться в угнетенном состоянии еще длительное время даже после полного прекращения выбросов. Инерционная гипотеза исходно была сформулирована как следствие из экспериментов с имитационными моделями (Тарко и др., 1995). Корректных эмпирических данных для ее подтверждения или опровержения очень мало, и они противоречивы: в ряде исследований действительно продемонстрировано отсутствие положительного тренда после снижения выбросов, в частности для демографических параметров березы (Зверев, 2009) и черники (Лянгу-

зова, Мазная, 2012); в других, напротив, отмечено относительно быстрое восстановление, в частности радиального прироста деревьев (Juknys et al., 2003; Черненькова, Бочкарев, 2013) и обилия травяно-кустарничкового яруса (Черненькова и др., 2001, 2011).

Цель данной работы — анализ динамики лесных растительных сообществ после сокращения выбросов крупного точечного источника промышленных выбросов. В ходе работы мы проверяли две гипотезы: первая — естественные факторы при слабом и умеренном уровнях загрязнения могут оказывать более сильное воздействие на динамику растительности, чем собственно сокращения выбросов; вторая — в зоне сильного загрязнения растительность продолжает деградировать или остается в угнетенном состоянии в течение длительного времени даже после почти полного прекращения выбросов.

Исследования лесных экосистем в районе воздействия одного из крупнейших источников атмосферного загрязнения в России — Среднеуральского медеплавильного завода, выбросы которого к настоящему времени резко снижены, были начаты нами в конце 1980-х годов и касались, среди прочего, оценки состояния лесной растительности (Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, Хантемирова, 1994) и почвы (Кайгородова, Воробейчик, 1996). Повторную регистрацию состояния растительных сообществ мы проводили на постоянных пробных площадях с периодичностью в 5–10 лет, охватив наблюдениями почти 25 лет. Динамику величины токсической нагрузки оценивали не только по объему атмосферных выбросов, но и по изменению содержания тяжелых металлов в почве (Трубина и др., 2014); также был привлечен материал по динамике погодных условий за рассматриваемый период.

РАЙОН ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования проведены в районе воздействия атмосферных выбросов Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ), расположенного на окраине г. Ревды, в 50 км к западу от г. Екатеринбург. Основные ингредиенты выбросов — газообразные соединения серы, фтора и азота, а также пылевые частицы с сорбированными тяжелыми металлами (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Hg и др.) и металлоидами (As). Предприятие функционирует с 1940 г. Валовый выброс СУМЗа в 1980-х годах достигал 150–225 тыс. т/год, к началу 2000-х он снизился до 65 тыс. т/год, к середине 2000-х — до 25 тыс. т/год, а после кардинальной реконструкции предприятия в 2010 г. — до менее 5 тыс. т/год (рис. 1).

Рассмотрена территория к западу от СУМЗ (направление против господствующих ветров).

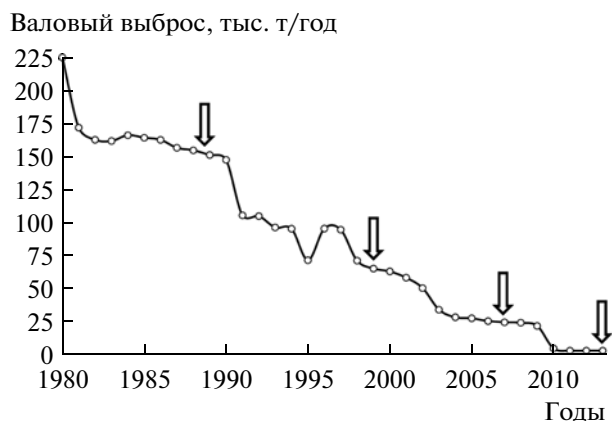


Рис. 1. Динамика валовых выбросов СУМЗа в период 1980–2013 гг. Стрелками обозначен год регистрации состояния травяно-кустарничкового яруса.

По содержанию тяжелых металлов в депонирующих средах и состоянию высшей растительности ранее в этом направлении были выделены три зоны нагрузки – импактная (до 2 км от завода), буферная (до 7 км) и фоновая (далее 7 км) (Воробейчик и др., 1994).

Согласно физико-географическому районированию, данная территория относится к подзоне южной тайги, к провинции низкогорий Среднего Урала; абсолютные высоты – от 100 до 450 м над ур. м. (Прокаев, 1976). В период 1960–2010 гг. среднегодовая температура составляла $+1.7^{\circ}\text{C}$, самый холодный месяц – январь (-15.0°C), самый теплый – июль ($+17.7^{\circ}\text{C}$), безморозный период – менее 90 дней; среднее годовое количество осадков равно 540 мм, мощность снегового покрова достигает 40–50 см. Лесистость района составляет более 60%; распространены темнохвойные леса и производные от них – березовые и осиновые (Прокаев, 1976). В почвенном покрове преобладают буроземы, серые и дерново-подзолистые почвы.

Работы проведены в елово-пихтовых разновозрастных лесах с элементами неморального флористического комплекса, произрастающих на пологих склонах увалов. Почвы – дерново-подзолистые среднемощные тяжелосуглинистые кислые ($\text{pH}_{\text{водный}}$ гумусового горизонта в фоновой зоне равен 4.5–5.0).

В древесном ярусе доминируют ель сибирская (*Picea obovata*) и пихта сибирская (*Abies sibirica*), единичны береза повислая (*Betula pendula*), сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*) и осина (*Populus tremula*). Средний возраст деревьев верхнего яруса в начале наблюдений в большинстве случаев составлял 60–80 лет. Высота и диаметр деревьев максимальны в фоновой зоне (18–20 м и 18–23 см соответственно), минимальны – в импактной (9–12 м и 9–14 см соответственно). В подлеске наи-

более обильны рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia*), бузина (*Sambucus sibirica*), черемуха (*Padus avium*) и липа сердцелистная (*Tilia cordata*). Кустарниковый ярус почти не выражен (представлен в основном малиной (*Rubus idaeus*), жимолостью обыкновенной (*Lonicera xylosteum*) и шиповником иглистым (*Rosa acicularis*)).

В 1989 г. в фоновой зоне доминантами и содоминантами напочвенного покрова были *Oxalis acetosella*, *Aegopodium podagraria*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Dryopteris carthusiana*, *Asarum europaeum*, *Maianthemum bifolium*, *Cerastium pauciflorum*, *Stellaria holostea*, в буферной – *Oxalis acetosella*, *Cerastium pauciflorum*, *Maianthemum bifolium*, *Carex montana*, *Calamagrostis obtusata*, *Rubus saxatilis*, *Linnaea borealis*, в импактной – *Equisetum sylvaticum*, *Deschampsia cespitosa*, *Tussilago farfara*, *Agrostis capillaris*, *Maianthemum bifolium*, *Calamagrostis arundinacea*, *C. langsdorffii*.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Постоянные пробные площади были заложены в 1989 г. в импактной (на удалении 1 и 2 км к западу от завода), буферной (4 и 7 км) и фоновой (30 км) зонах токсической нагрузки (всего 25 площадей размером 25×25 м, по 5 на удаление). Повторные регистрации состояния древостоя выполнены в 1998 и 2008 гг., травяно-кустарничкового яруса (ТКЯ) – в 1999, 2007 и 2013 гг. Таким образом, временной отрезок наблюдений охватывает почти 25 лет, в течение которых выбросы предприятия постепенно снижались (см. рис. 1). Соответственно мы располагаем информацией о состоянии растительности на момент стабильно высоких выбросов (1989 г.), их существенного снижения (1999 г.) и почти полного прекращения (2007 и 2013 гг.).

Все регистрации параметров выполнены строго на одних и тех же пробных площадях. Лишь на удалении 2 км от завода из-за пожара две пробные площади, заложенные в 1989 г., в 1998 г. были заменены на новые (поэтому данные для 2 км при сравнении 1989 и 1998 гг. были исключены из дисперсионного анализа – см. табл. 2 и 4).

Густоту древостоя, запас древесины и долю сухостоя по запасу определяли сплошным перечетом деревьев с измерением высоты и диаметра. Для корректного сопоставления материалов по древостою, которые в 1989, 1998 и 2008 гг. были получены на основе несколько различающихся методик, таксационные описания разных лет пересчитаны по единому методу (Усольцев, Залесов, 2005).

Для выявления флористического состава и видового богатства ТКЯ использовали геоботанические описания. Видовое богатство ТКЯ рассмотрено в трех пространственных масштабах: микро-

Таблица 1. Динамика параметров древостоя в разных зонах нагрузки (среднее \pm ошибка, учетная единица – пробная площадь, $n = 5$)

Параметр	Год	Зона нагрузки (удаление от завода, км)				
		Фоновая (30)	Буферная (7)	Буферная (4)	Импактная (2)	Импактная (1)
Густота древостоя, шт/га	1989	2048 \pm 251	2086 \pm 108	1318 \pm 448	1450 \pm 125	822 \pm 126
	1998	858 \pm 86	1226 \pm 49	701 \pm 86	1094 \pm 206	365 \pm 60
	2008	1104 \pm 117	1155 \pm 69	1184 \pm 262	1997 \pm 133	464 \pm 257
Запас древесины, м ³ /га	1989	409.2 \pm 53.9	418.1 \pm 44.0	313.1 \pm 26.4	149.3 \pm 22.1	63.0 \pm 9.2
	1998	253.1 \pm 29.4	321.2 \pm 19.6	228.5 \pm 25.1	139.6 \pm 24.5	38.2 \pm 6.8
	2008	438.9 \pm 61.5	526.0 \pm 32.3	394.5 \pm 23.5	301.2 \pm 14.9	74.2 \pm 57.2
Доля сухостоя по числу стволов деревьев, %	1989	7.8 \pm 4.2	7.0 \pm 1.2	16.5 \pm 3.2	25.2 \pm 2.3	26.8 \pm 4.7
	1998	7.4 \pm 2.9	12.4 \pm 0.7	18.7 \pm 4.9	7.8 \pm 2.7	34.4 \pm 4.2
	2008	22.3 \pm 1.2	18.7 \pm 5.7	4.1 \pm 1.9	–	80.4 \pm 8.2

Примечание. Прочерк означает отсутствие данных.

Таблица 2. Результаты дисперсионного анализа (с повторными измерениями) различий параметров древостоя между зонами нагрузки и годами (приведен F -критерий, в скобках – достигнутый уровень значимости)

Параметр	Период наблюдений, годы	Источник изменчивости		
		Зона	Время	Зона \times время
Густота древостоя	1989–1998	30.5 (<0.001)	85.0(0.001)	1.0(0.419)
	1998–2008	9.0 (0.001)	5.5 (0.031)	2.2 (0.115)
Запас древесины	1989–1998	132.8 (0.001)	14.7 (0.001)	0.4(0.774)
	1998–2008	28.6 (0.001)	15.4 (0.001)	1.8 (0.165)
Доля сухостоя	1989–1998	11.0(0.001)	1.4(0.252)	0.7(0.579)
	1998–2008	6.2 (0.022)	2.3 (0.177)	8.0 (0.011)

Таблица 3. Динамика параметров травяно-кустарничкового яруса лесных сообществ в период 1989–2013 гг. (среднее \pm ошибка, учетная единица – пробная площадь, $n = 5$)

Параметр	Год	Зона нагрузки (удаление от завода, км)				
		Фоновая (30)	Буферная (7)	Буферная (4)	Импактная (2)	Импактная (1)
S_1	1989	7.6 \pm 1.2	3.9 \pm 0.5	3.8 \pm 0.4	0.6 \pm 0.1	0.8 \pm 0.1
	1999	11.4 \pm 0.7	5.4 \pm 0.4	4.9 \pm 0.4	0.9 \pm 0.3	1.7 \pm 0.3
	2007	10.0 \pm 0.3	4.9 \pm 0.3	3.9 \pm 0.2	0.9 \pm 0.3	1.3 \pm 0.2
	2013	11.0 \pm 0.6	4.7 \pm 0.4	3.2 \pm 0.3	0.7 \pm 0.1	1.3 \pm 0.2
S_2	1989	36.8 \pm 2.4	32.2 \pm 1.2	24.8 \pm 1.8	9.2 \pm 0.6	7.0 \pm 1.4
	1999	53.2 \pm 1.9	39.0 \pm 1.8	31.4 \pm 3.6	11.6 \pm 1.6	6.4 \pm 1.2
	2007	58.2 \pm 0.9	44.0 \pm 1.8	31.8 \pm 3.2	14.0 \pm 2.0	7.0 \pm 0.6
	2013	60.8 \pm 1.2	41.4 \pm 1.3	28.2 \pm 2.2	12.6 \pm 2.2	6.8 \pm 0.3
Общая биомасса, г/м ²	1989	16.5 \pm 3.0	7.3 \pm 1.7	18.6 \pm 4.8	6.7 \pm 2.0	16.5 \pm 7.8
	1999	30.2 \pm 2.8	14.6 \pm 0.3	14.3 \pm 1.8	4.8 \pm 2.2	15.7 \pm 2.2
	2007	52.2 \pm 6.9	17.9 \pm 3.7	16.5 \pm 1.9	2.9 \pm 1.7	44.5 \pm 21.1
	2013	71.6 \pm 7.1	22.5 \pm 6.4	9.4 \pm 1.3	2.2 \pm 1.2	25.8 \pm 9.6

Примечание. Здесь и в табл. 4: S_1 – количество видов на площади 0.25 м²; S_2 – количество видов на площади 625 м².

Таблица 4. Результаты дисперсионного анализа (с повторяющимися измерениями) различий параметров травяно-кустарничкового яруса между зонами нагрузки и годами (приведен F -критерий, в скобках – достигнутый уровень значимости)

Параметр	Период наблюдений, годы	Источник изменчивости		
		Зона	Время	Зона × время
S_1	1989–1999	138.4 (<0.001)	15.8 (0.001)	0.7 (0.595)
	1999–2007	123.1 (<0.001)	3.0 (0.101)	1.9 (0.157)
	2007–2013	188.9 (<0.001)	1.7 (0.214)	3.4 (0.033)
S_2	1989–1999	187.5 (<0.001)	13.0 (0.002)	3.0 (0.062)
	1999–2007	109.6 (<0.001)	6.9 (0.018)	0.4 (0.823)
	2007–2013	181.5 (<0.001)	0.6 (0.438)	1.1 (0.412)
Биомасса: общая	1989–1999	3.1 (0.059)	5.5 (0.033)	1.5 (0.249)
	1999–2007	20.9 (<0.001)	2.8 (0.115)	1.0 (0.427)
	2007–2013	19.3 (<0.001)	1.4 (0.257)	0.9 (0.479)
злаки и осоки	1989–1999	2.9 (0.069)	32.1 (<0.001)	3.8 (0.030)
	1999–2007	4.7 (0.010)	11.1 (0.004)	1.9 (0.152)
	2007–2013	5.4 (0.005)	7.6 (0.013)	1.1 (0.406)
разнотравье	1989–1999	81.2 (<0.001)	8.1 (0.012)	3.5 (0.041)
	1999–2007	171.5 (<0.001)	3.7 (0.072)	10.0 (<0.001)
	2007–2013	99.5 (<0.001)	1.7 (0.204)	2.2 (0.115)
папоротники	1989–1999	12.7 (<0.001)	2.9 (0.107)	0.9 (0.447)
	1999–2007	5.6 (0.005)	8.4 (0.010)	1.3 (0.302)
	2007–2013	15.8 (<0.001)	4.0 (0.063)	1.3 (0.316)
хвощи	1989–1999	23.8 (<0.001)	2.7 (0.123)	0.3 (0.829)
	1999–2007	14.1 (<0.001)	2.1 (0.167)	4.9 (0.008)
	2007–2013	6.4 (0.002)	7.2 (0.015)	2.0 (0.140)

масштабе (на площади 0.25 м², т.е. среднее количество видов на площадку размером 50 × 50 см), мезомасштабе (на площади 625 м², т.е. среднее количество видов на пробную площадь) и макромасштабе (общее количество видов в целом для удаления, т.е. на площади 3125 м²). В 1989 и 1999 гг. для оценки видового богатства в микромасштабе использовали по 15 площадок размером 50 × 50 см, случайным образом размещенных в пределах пробной площади, в 2007 и 2013 гг. – по 35. Надземную биомассу ТКЯ оценивали в период ее максимального развития (середина июля) методом укусов с последующей разборкой по видам; использовали 15 (в 1989 и 1999 гг.) или 10 (в 2007 и 2013 гг.) площадок размером 50 × 50 см, размещенных случайно в пределах пробной площади. После разбора укусов по видам образцы сушили в сушильном шкафу при температуре 80°C в течение суток и определяли их воздушно-сухую массу (с точностью 0.01 г).

Для характеристики динамики погодных условий использовали данные ближайшей метеостан-

ции (г. Ревда) за период с 1960 г. по 2010 г. Динамика выбросов СУМЗа (см. рис. 1) реконструирована на основе различных источников информации: ежегодных Государственных докладов о состоянии окружающей природной среды в Свердловской обл. (за 1994–2012 гг.), материалов предприятия, размещенных на его официальном сайте (www.sumz.umn.ru/ru/about/ecology), а также приведенных И.А.Юсуповым с соавт. (1999). Величины выбросов для периода 1980–1985 гг. получены на основе значений в целом для г. Ревды (приведены в работе М.В. Kozlov et al. (2009)), исходя из соотношения выбросов СУМЗа и г. Ревды в 1986 г.

В ходе анализа данных рассматривали три периода: первый – с 1989 г. по 1999 г., второй – с 1999 г. по 2007 г., третий – с 2007 г. по 2013 г. Для оценки значимости различий параметров растительности между зонами нагрузки и годами отдельно для каждого периода использовали двухфакторные дисперсионные анализы с повторными измерениями. Перед их проведением значения преобразовывали с помощью логариф-

мирования ($y = \ln(x + 1)$) или извлечения квадратного корня.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Динамика древесного яруса. С 1989 г. по 1999 г. в древесном ярусе произошли существенные изменения (табл. 1): густота древостоя и запас древесины значительно (на 20–40%) уменьшились, причем синхронно на всех участках (взаимодействие “зона × время” незначимо, табл. 2). В то же время доля сухостоя практически не изменилась. С 1999 по 2008 г. густота древостоя и запас древесины увеличились во всех зонах нагрузки, причем к 2008 г. значения показателей полностью восстановились до уровня 1989 г. (см. табл. 1). Доля сухостоя возросла во всех зонах нагрузки, но несинхронно (см. табл. 2): наиболее существенно (до 80%) – в импактной зоне.

Динамика травяно-кустарничкового яруса. В первый период (с 1989 г. по 1999 г.) видовое богатство ТКЯ существенно изменилось (табл. 3), причем однонаправленно во всех зонах, за исключением импактной (табл. 4). Общим трендом в фоновой и буферной зонах было увеличение количества видов в микро-, мезо- и макромасштабе (рис. 2). В импактной зоне рост видового богатства в микромасштабе не сопровождался его увеличением в мезо- и макромасштабе. Другими словами, в этой зоне увеличилась видовая насыщенность в масштабе десятков сантиметров (что могло произойти из-за роста обилия имеющихся видов и/или их более равномерного пространственного распределения), а не собственно видовое богатство.

Изменение видового состава ТКЯ в сообществах фоновой и буферной зон было связано, как правило, с появлением видов, положительно реагирующих на осветление полога и механическое нарушение почвенного покрова: *Agrostis capillaris*, *Stachys officinalis*, *St. sylvatica*, *Deschampsia cespitosa*, *Calamagrostis langsdorffii*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Dryopteris filix-max*, *Lathyrus pratensis*, *Moehringia trinervia*, *Phegopteris connectilis*, *Bistorta officinalis*, *Prunella vulgaris* и др. В импактной зоне видовой состав не изменился.

Общая биомасса ТКЯ существенно увеличилась только в фоновой и буферной (7 км) зонах, в основном за счет злаков (*Calamagrostis obtusata*) и разнотравья; биомасса других функциональных групп возросла в меньшей степени (рис. 3). В импактной зоне изменилась только структура биомассы: доля злаков увеличилась, хвощей – уменьшилась.

Во второй период (с 1999 г. по 2007 г.) разнообразие ТКЯ в микромасштабе стабилизировалось во всех зонах нагрузки, а в мезо- и макромасштабе увеличилось только в фоновой и буферной (7 км)

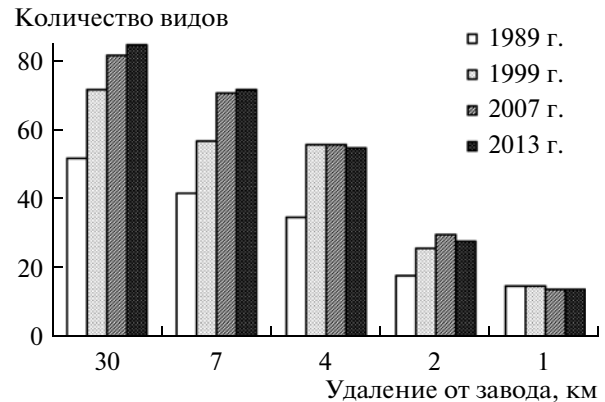


Рис. 2. Динамика видового богатства (общее количество видов на удалении) на разных участках градиента загрязнения.

зонах, но в меньшей степени, чем в первый период. Изменения в видовом составе выражены только в фоновой и буферной (7 км) зонах и также, как и в первый период, были связаны с появлением видов нарушенных местообитаний (*Galeopsis bifida*, *Urtica dioica*, *Tussilago farfara*, *Chamaenerion angustifolium*) или видов, свойственных другим типам сообществ (*Veratrum lobelianum*, *Vicia sepium*, *Coccyganthe flos-cuculi*, *Epilobium palustre*, *Glechoma hederacea*, *Succisa pratensis*). В импактной зоне видовой состав практически не изменился.

Общая биомасса ТКЯ в этот период существенно увеличилась только в фоновой и импактной (1 км) зонах, в остальных осталась на прежнем уровне. В фоновой зоне рост произошел в основном за счет папоротников и в меньшей степени – злаков и разнотравья, в импактной зоне – исключительно за счет злаков (*Agrostis capillaris*). Биомасса хвощей продолжала снижаться во всех зонах, но особенно сильно в импактной.

В третий период (с 2007 г. по 2013 г.) во всех зонах нагрузки разнообразие сообществ в макромасштабе практически не изменилось, в микро- и мезомасштабе снизилось в импактной (2 км) и буферной зонах, осталось неизменным в непосредственной близости от завода (1 км) и несколько увеличилось в фоновой зоне. Общая биомасса ТКЯ существенно возросла только в фоновой зоне, тогда как в остальных либо осталась на прежнем уровне, либо значительно снизилась. Увеличение биомассы в фоновой зоне было связано исключительно с разрастанием папоротников. Снижение биомассы в импактной (1 км) зоне произошло за счет злаков, в буферной (4 км) – злаков и хвощей.

Динамика токсической нагрузки. Несмотря на многократное снижение атмосферных выбросов СУМЗа (см. рис. 1), концентрации тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn) в верхнем слое

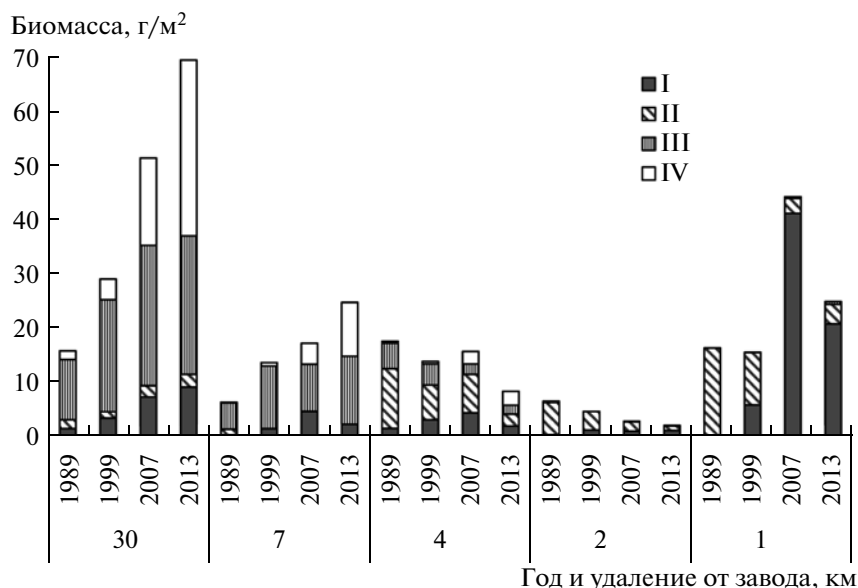


Рис. 3. Динамика структуры травяно-кустарничкового яруса на разном удалении от источника выбросов: I – злаки и осоки, II – хвощи, III – разнотравье, IV – папоротники.

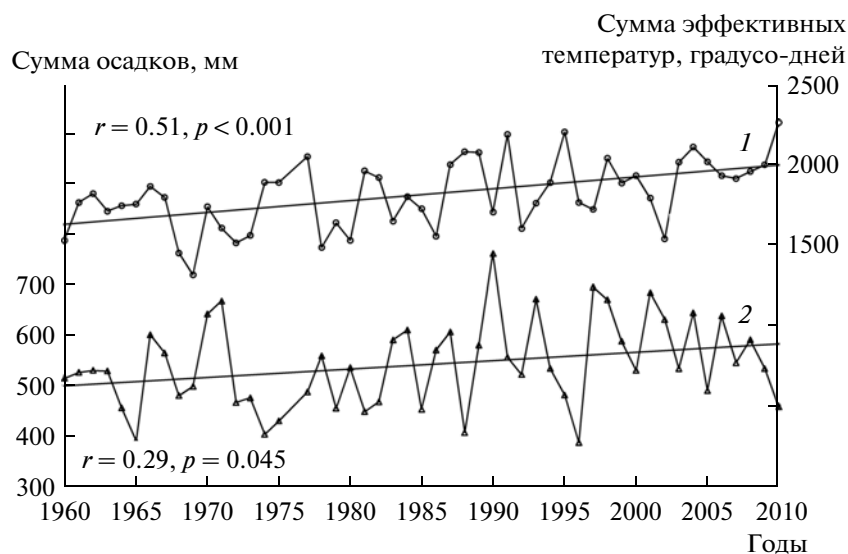


Рис. 4. Многолетняя динамика годовой суммы эффективных (выше 10°C) температур (1) и годового количества осадков (2). Линии – линейный тренд (r – коэффициент линейной корреляции, p – достигнутый уровень значимости).

гумусового горизонта почвы во всех зонах не только не уменьшились к 2012 г. по сравнению с 1989 г., но даже увеличились (Трубина и др., 2014). Так, концентрации свинца в фоновой зоне выросли с 19 мкг/г в 1989 г. до 66 мкг/г в 2012 г., в буферной (4 км) – с 45 до 135 мкг/г, в импактной (1 км) – с 280 до 380 мкг/г. Кислотность гумусового горизонта в период с 1989 г. по 1999 г. не изменилась, а с 1999 г. по 2012 г. на всех участках снизилась на 0.5–0.7 ед. pH и приблизилась к значениям, характерным для дерново-

подзолистых почв Среднего Урала (4.6–5.0) (Трубина и др., 2014).

Динамика погодных условий. Анализ метеоданных показал, что, хотя в целом для последних 50 лет наблюдается отчетливый тренд потепления и увлажнения климата (рис. 4), для периода 1989–2010 гг. погодные условия можно считать константными: коэффициент корреляции для линейной аппроксимации близок к нулю как для годовой суммы эффективных температур ($r = 0.07$, $p = 0.774$), так и для годовой суммы осадков ($r = -0.06$, $p = 0.814$).

Из аномальных погодных явлений, важных с точки зрения последствий для динамики растительности, в рассматриваемый период в Свердловской области, насколько нам известно, было зарегистрировано только одно – ураган 6 июня 1995 г. (скорость ветра при порывах достигала 40 м/с), сопровождавшийся аномальным летним снегопадом (толщина снегового покрова составила 26 см) с отложением мокрого снега на кронах деревьев (Успин, 2000). Ураган вызвал катастрофические ветровалы, приведшие в пяти районах Свердловской обл. к массовому вывалу деревьев на площади более 360 тыс. га (Сибгатуллин, Шлыкова, 2000). Заметим, что подобные ветровалы на Среднем Урале не уникальны, они происходят периодически раз в 40–50 лет (Турков, 1979). Район наших исследований задело лишь краем этого урагана, поэтому вывал деревьев не был массовым, увеличилась лишь частота одиночных и групповых вывалов; снегопад также способствовал ветролому и гибели деревьев.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Динамика растительных сообществ кардинально различалась на территориях с фоновым или средним уровнем загрязнения и на сильно загрязненных участках, причем различия касались как характера динамики, так и ее возможных механизмов.

Динамика сообществ фоновой и буферной зон нагрузки. За рассматриваемый 25-летний период наблюдений (1989–2013 гг.) на этих участках произошли существенные и в определенном отношении положительные изменения растительности, которые было бы очень заманчиво считать прямым следствием снижения атмосферных выбросов. Однако ряд обстоятельств не позволяет сделать такое заключение.

Прежде всего, произошедшее в первый период синхронное снижение густоты древостоя и запаса древесины во всех зонах нагрузки косвенно свидетельствует о том, что на динамику древостоя повлияла какая-то общая для всего района внешняя причина, причем не связанная с загрязнением (исходя из факта снижения выбросов можно было бы ожидать противоположную реакцию – увеличение запаса древесины). Наблюдавшееся во второй период синхронное для всех зон увеличение густоты и запаса нельзя рассматривать в качестве “бесспорной улики”, поскольку оно с одинаковой вероятностью может быть приписано как реакции на снижение выбросов, так и восстановлению после снятия действия внешнего фактора, вызвавшего изменения в первый период.

Кроме того, увеличение доли сухостоя во второй период свидетельствует о продолжающемся разрушении древесного яруса, но не о его восста-

новлении. Это может быть связано с активизацией процесса гибели деревьев из-за достижения ими предельного возраста (Зверев, 2009) или снижения жизнеспособности под действием самых разнообразных причин (Juknys et al., 2003; Черненко и др., 2011; Jonard et al., 2012). В любом случае данный процесс противоположен ожидаемому при снижении выбросов.

Отсутствие выраженного тренда в изменении климата в рассматриваемый период (см. рис. 4) позволяет, по крайней мере в первом приближении, исключить данный фактор из числа основных детерминантов динамики растительности. С другой стороны, наличие погодной аномалии фактически дает ключ к пониманию механизмов наблюдаемой динамики, поскольку ураган 1995 г. можно считать наиболее вероятным претендентом на роль обсуждавшейся выше единой для всего района внешней причины изменения древесного яруса. Более того, эту аномалию можно считать и наиболее правдоподобным объяснением описанных изменений структуры растительных сообществ, поскольку динамика напочвенного покрова – это, скорее всего, его прямая реакция на изреживание древостоя.

Как мы уже отметили, вывал деревьев в результате урагана 1995 г. в районе наших исследований не был массовым и соответственно не привел к разрушению леса; его последствия для ТКЯ были, скорее, благоприятными: в результате изреживания древостоя произошло осветление полога и появились новые микроместообитания, что в подчиненных ярусах вызвало “взрывной” рост разнообразия. Произошедшие в фоновой и буферной зонах изменения, а именно резкое увеличение разнообразия и биомассы ТКЯ (в первый период) с последующей стабилизацией этих параметров (во второй и третий периоды), появление и увеличение обилия видов открытых и нарушенных местообитаний, хорошо согласуются с результатами наблюдений за лесной растительностью после ветровальных нарушений (Скворцова и др., 1983; Ulanova, 2000; Von Oheimb et al., 2007), а также механических нарушений, имитирующих вывалы единичных деревьев (Trubina, 2009). В частности, увеличение обилия папоротников и злаков (главным образом *Calamagrostis obtusata*) – характерная особенность демулационных сукцессий после ветровалов в темнохвойных лесах Среднего Урала (Скворцова и др., 1983; Беляева, 2000); именно обилие этих групп синхронно увеличилось во всех зонах нагрузки (см. рис. 3). Показательно и то, что рост разнообразия в сообществах фоновой и буферной зон произошел исключительно за счет видов, положительно реагирующих на осветление или механическое нарушение почвенно-растительного покрова.

Динамика сообществ импактной зоны нагрузки. За весь 25-летний период наблюдений рост разнообразия на участке вблизи завода (1 км) практически отсутствовал, а в 2 км был выражен в существенно меньшей степени, чем в фоновой и буферной зонах (см. рис. 2). Очень медленное восстановление разнообразия после сокращения выбросов, особенно в условиях сильного загрязнения, продемонстрировано в ряде работ, касающихся не только растительности (Gunn et al., 1995; Vavrova et al., 2009; Черненко и др., 2011), но и других групп биоты, в частности гидробионтов (Navas et al., 1995; Keller et al., 1998) и лишайников (Bates et al., 2001).

В импактной зоне динамика сообществ выражалась фактически только в изменении структуры доминирования: снижении обилия хвоща лесного (*Equisetum sylvaticum*) и увеличении — полевицы тонкой (*Agrostis capillaris*). Постепенная элиминация первого вида из сообществ этой зоны может быть связана как с увеличением освещения из-за гибели древостоя (известно, что хвощ лесной предпочитает затененные влажные леса), так и с усилением конкуренции со стороны полевицы (вид, положительно реагирующий на освещение), которая в импактной зоне создает мощную дернину из живых и отмерших побегов и корней.

Стабильность угнетенного состояния растительности в импактной зоне свидетельствует о существенном снижении восстановительной способности деградированных экосистем. Данное обстоятельство в первую очередь связано с сохраняющейся высокой токсичностью почвы из-за крайне низкой скорости ее самоочищения от тяжелых металлов (Tyler, 1978). Подробно причины данного феномена в настоящей работе не рассматриваются, так как для этого необходим детальный анализ закономерностей миграции металлов в почвенном профиле. Однако важно подчеркнуть, что, поскольку данные по содержанию металлов касаются основного корнеобитаемого слоя, увеличение концентраций свидетельствует не только о сохранении прежнего уровня токсической нагрузки на растения, но даже о его увеличении. Зарегистрированное снижение кислотности почвы (на 0.5–0.7 ед. рН) имеет, скорее, негативное значение для восстановления растительности, поскольку еще сильнее уменьшило подвижность металлов, но не привело к таким значениям рН (более 6), при которых бы снизилась биодоступность металлов и соответственно их токсичность для биоты (McBride et al., 1997). Следовательно, снижение атмосферных выбросов предприятия приводит к уменьшению токсической нагрузки на растения только за счет одной составляющей — газообразных поллютантов (SO_2 , HF, NO_x), тогда как другая составляющая — тяжелые металлы и металлоиды, депонированные в почве, — остается неизменной. Это обстоя-

тельство особенно важно, поскольку выраженное негативное воздействие медеплавильных заводов на растительность в первую очередь связано именно с поступлением в среду тяжелых металлов, особенно при высокой (естественной или техногенной) кислотности почвы, а не только с действием кислых газов самих по себе (Kozlov et al., 2009).

Другими причинами стабильности состояния растительных сообществ в импактной зоне могут быть отсутствие поступления достаточного количества диаспор из-за исчезновения большинства видов, а также истощение почвенного банка семян (Ginocchio, 2000; Meerts, Grommesch, 2001; Trubina, 2009). Колонизации свободных участков может препятствовать мощный слой почти неразложившейся лесной подстилки, характерный для экосистем в импактной и буферной зонах возле СУМЗа (Воробейчик, 1995): ее мощность на этих территориях в среднем составляет около 5 см (максимально — до 10–15 см), тогда как в фоновых условиях — только 1–2 см. Негативное воздействие подстилки на возобновление и выживаемость растений, а также на состав и видовое богатство растительных сообществ хорошо известно (Sydes, Grime, 1981; Xiong, Nilsson, 1999; Weltzin et al., 2005).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Повторные регистрации состояния лесной растительности, выполненные на постоянных пробных площадях с периодичностью 5–10 лет в течение почти 25 лет, позволили проверить справедливость нескольких гипотез о ее динамике в период существенного сокращения атмосферных выбросов крупного медеплавильного завода.

Строгое доказательство первой из них — о главенствующей роли естественных факторов — вряд ли вообще возможно, однако весь комплекс косвенных данных свидетельствует в ее пользу: факторы естественного происхождения, а именно ветровальные нарушения после урагана, на территориях со слабым и умеренным уровнем загрязнения сыграли более важную роль в динамике лесных сообществ, чем собственно сокращение выбросов. Из этого вытекает важное методическое следствие: материалы кратковременных наблюдений рискованно использовать как доказательство быстрого восстановления экосистем, вызванного снижением промышленных выбросов, из-за возможного совпадения во времени такого снижения с действием естественных факторов; соответственно для корректного заключения о причинах динамики необходимы долговременные исследования.

Несмотря на почти полное прекращение атмосферных выбросов, лесная растительность в зоне

сильного загрязнения остается в крайне угнетенном состоянии. Продолжение гибели древостоя и полное отсутствие восстановительных процессов в травяно-кустарничковом ярусе в течение всего периода наблюдений можно рассматривать как свидетельство справедливости второй проверяемой нами гипотезы — инерционной. Стабильность угнетенного состояния экосистем, скорее всего, определяется не только крайне медленным очищением почвы от тяжелых металлов, но и другими причинами — наличием мощного слоя подстилки, отсутствием достаточного количества диаспор, биотическими взаимодействиями и др. Однако чтобы оценить относительный вклад каждого из этих факторов, необходимы специальные исследования, прежде всего натурные эксперименты.

Но каков бы ни был механизм “консервации” импактного состояния, следует признать, что растительные сообщества наиболее загрязненных участков обладают крайне низкой способностью к самовосстановлению. Можно предположить, что даже после полного прекращения выбросов для естественного восстановления видового разнообразия и состава сообществ могут потребоваться сотни лет. С практической точки зрения это означает, что переход экосистем в импактное состояние в рассматриваемом масштабе времени можно считать необратимым, а возврат из него в исходное — невозможным без значительных рекультивационных мероприятий.

Благодарим Н.В. Золотареву, Р.М. Хантемирова, С.Ю. Кайгородову, Е.А. Бельского за обсуждение и комментарии к тексту рукописи. Работа выполнена при поддержке Правительства Свердловской обл. и РФФИ (проект № 13-04-96073), Программы фундаментальных исследований УрО РАН (проект № 12-П-4-1026) и Программы развития ведущих научных школ (НШ-2840.2014.4).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Беляева Н.В.* Катастрофический ветровал и изменения травяно-кустарничкового и мохового ярусов в лесах Висимского заповедника // Последствия катастрофического ветровала для лесных экосистем. Екатеринбург, 2000. С. 46–62.
- Воробейчик Е.Л.* Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. 1995. № 4. С. 278–284. [*Vorobeichik E.L.* Changes in thickness of forest litter under chemical pollution // *Rus. J. of Ecology*. 1995. V. 26. № 4. P. 252–258.]
- Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
- Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В.* Реакция лесных фитоценозов на техногенное загрязнение: зависимость доза–эффект // Экология. 1994. № 3. С. 31–43. [*Vorobeichik E.L., Khantemirova E.V.* Reaction of forest phytocenoses to technogenic pollution: dose-effect dependences // *Rus. J. of Ecology*. 1994. V. 25. № 3. P. 171–180.]
- Зверев В.Е.* Смертность и возобновление березы извилистой в зоне воздействия медно-никелевого комбината в период значительного сокращения выбросов: результаты 15-летнего мониторинга // Экология. 2009. № 4. С. 271–277. [*Zverev V.E.* Mortality and recruitment of mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) in the impact zone of a copper-nickel smelter in the period of significant reduction of emissions: The results of 15-year monitoring // *Rus. J. of Ecology*. 2009. V. 40. № 4. P. 254–260.]
- Кайгородова С.Ю., Воробейчик Е.Л.* Трансформация некоторых свойств серых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1996. № 3. С. 187–193. [*Kaigorodova S.Y., Vorobeichik E.L.* Changes in certain properties of grey forest soil polluted with emissions from a copper-smelting plant // *Russ. J. of Ecology*. 1996. V. 27. № 3. P. 177–183.]
- Калабин Г.В., Моисеенко Т.И.* Экодинамика техногенных провинций горнопромышленных производств: от деградации к восстановлению // Докл. РАН. 2011. V. 437. № 3. С. 398–403.
- Лягузова И.В., Мазная Е.А.* Динамические тренды популяций *Vaccinium myrtillus* L. в зоне воздействия медно-никелевого комбината: результаты 20-летнего мониторинга // Экология. 2012. № 4. С. 261–269. [*Lyanguzova I.V., Maznaya E.A.* Dynamic trends in *Vaccinium myrtillus* L. senopopulations in the zone affected by a copper-nickel smelter complex: Results of 20-year monitoring // *Rus. J. of Ecology*. 2012. V. 43. № 4. P. 281–288.]
- Прокаев В.И.* Физико-географическое районирование Свердловской области. Свердловск: Свердл. пед. ин-т, 1976. 137 с.
- Сибгатуллин Р.З., Шлыкова Н.А.* Влияние катастрофического ветровала 1995 г. на первобытные леса Висимского заповедника // Последствия катастрофического ветровала для лесных экосистем. Екатеринбург, 2000. С. 24–31.
- Скворцова Е.Б., Уланова Н.Г., Басевич В.Ф.* Экологическая роль ветровалов. М.: Лесн. пром-сть, 1983. 192 с.
- Тарко А.М., Бакадыров А.В., Крючков В.В.* Моделирование действия атмосферных загрязнений на лесные экосистемы в регионе // Докл. РАН. 1995. Т. 341. № 4. С. 571–573.
- Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В.* и др. Динамика лесной растительности после снижения промышленных выбросов: быстрое восстановление или продолжение деградации? // Докл. РАН. 2014. Т. 458. № 6. (в печати).
- Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л.* Сильное промышленное загрязнение увеличивает β -разнообразие растительных сообществ // Докл. РАН. 2012. Т. 442. № 1. С. 139–141.
- Трубина М.Р., Махнев А.К.* Динамика напочвенного покрова лесных фитоценозов в условиях хронического загрязнения фтором // Экология. 1997. № 2. С. 90–95. [*Trubina M.R., Makhnev A.K.* Dynamics of ground vegetation in forest phytocenoses under conditions of chronic pollution by fluorine // *Rus. J. of Ecology*. 1997. V. 28. № 2. P. 73–77.]

- Турков В.Г. О вывале деревьев ветром в первобытном лесу как биогеоэкологическом явлении (на примере горных пихтово-еловых лесов Среднего Урала) // Темнохвойные леса Среднего Урала. Свердловск, 1979. С. 121–140.
- Усольцев В.А., Залесов С.В. Методы определения биологической продуктивности насаждений. Екатеринбург: УГЛТУ, 2005. 147 с.
- Успин А.А. Метеорологическая характеристика катастрофического ветровала на Среднем Урале (июнь 1995 г.) // Последствия катастрофического ветровала для лесных экосистем. Екатеринбург, 2000. С. 18–24.
- Черненко Т.В., Кабиров Р.Р., Механикова Е.В. и др. Демутация растительности после остановки медеплавильного комбината // Лесоведение. 2001. № 6. С. 31–37.
- Черненко Т.В., Бочкарев Ю.Н. Динамика еловых насаждений Кольского Севера в условиях воздействия природно-антропогенных факторов среды // Журн. общ. биол. 2013. Т. 74. № 4. С. 283–303.
- Черненко Т.В., Кабиров Р.Р., Басова Е.В. Восстановительные сукцессии северотаежных ельников при снижении аэротехногенной нагрузки // Лесоведение. 2011. № 6. С. 49–66.
- Юсупов И.А., Луганский Н.А., Залесов С.В. Состояние искусственных сосновых молодняков в условиях аэропромвыбросов. Екатеринбург: УГЛТА, 1999. 185 с.
- Bates J.W., Bell J.N.B., Massara A.C. Loss of *Lecanora conizaeoides* and other fluctuations of epiphytes on oak in S.E. England over 21 years with declining SO₂ concentrations // Atmos. Environ. 2001. V. 35. № 14. P. 2557–2568.
- Danek M. The influence of industry on Scots pine stands in the south-eastern part of the Silesia-Krakow upland (Poland) on the basis of dendrochronological analysis // Water, Air, Soil Pollut. 2007. V. 185. № 1–4. P. 265–277.
- Ginocchio R. Effects of a copper smelter on a grassland community in the Puchuncavi Valley, Chile // Chemosphere. 2000. V. 41. № 1–2. P. 15–23.
- Gunn J., Keller W., Negusanti J. et al. Ecosystem recovery after emission reductions: Sudbury, Canada // Water, Air, Soil Pollut. 1995. V. 85. № 3. P. 1783–1788.
- Havas M., Woodfine D.G., Lutz P. et al. Biological recovery of two previously acidified, metal contaminated lakes near Sudbury Ontario, Canada // Water, Air, Soil Pollut. 1995. V. 85. № 2. P. 791–796.
- Jonard M., Legout A., Nicolas M. et al. Deterioration of Norway spruce vitality despite a sharp decline in acid deposition: A long-term integrated perspective // Global Change Biol. 2012. V. 18. № 2. P. 711–725.
- Juknys R., Vencloviene J., Stravinskiene V. et al. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth and condition in a polluted environment: From decline to recovery // Environ. Pollut. 2003. V. 125. № 2. P. 205–212.
- Keller W., Heneberry J.H., Gunn J.M. Effects of emission reductions from the Sudbury smelters on the recovery of acid- and metal-damaged lakes // J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery. 1998. V. 6. № 3. P. 189–198.
- Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E. Impacts of point polluters on terrestrial biota: Comparative analysis of 18 contaminated areas. Dordrecht: Springer, 2009. 466 p.
- McBride M., Sauvé S., Hendershot W. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils // Eur. J. Soil Sci. 1997. V. 48. № 2. P. 337–346.
- Meerts P., Grommesch C. Soil seed banks in a heavy-metal polluted grassland at Prayon (Belgium) // Plant Ecol. 2001. V. 155. № 1. P. 35–45.
- Sydes C., Grime J.P. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland: I. Field investigations // J. Ecol. 1981. V. 69. № 1. P. 237–248.
- Trubina M.R. Species richness and resilience of forest communities: combined effects of short-term disturbance and long-term pollution // Plant Ecol. 2009. V. 201. № 1. P. 339–350.
- Tyler G. Leaching rates of heavy metal ions in forest soil // Water, Air, Soil Pollut. 1978. V. 9. № 2. P. 137–148.
- Ulanova N.G. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: A review // Forest Ecol. Manag. 2000. V. 135. № 1–3. P. 155–167.
- Vavrova E., Cudlin O., Vavricek D., Cudlin P. Ground vegetation dynamics in mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) forests recovering after air pollution stress impact // Plant Ecol. 2009. V. 205. № 2. P. 305–321.
- Vidic T., Jogan N., Drobne D., Vithar B. Natural revegetation in the vicinity of the former lead smelter in Žerjav, Slovenia // Environ. Sci. Technol. 2006. V. 40. № 13. P. 4119–4125.
- Von Oheimb G., Friedel A., Bertsch A., Härdtle W. The effects of windthrow on plant species richness in a Central European beech forest // Plant Ecol. 2007. V. 191. № 1. P. 47–65.
- Weltzin J.F., Keller J.K., Bridgham S.D. et al. Litter controls plant community composition in a northern fen // Oikos. 2005. V. 110. № 3. P. 537–546.
- Xiong S., Nilsson C. The effects of plant litter on vegetation: A meta-analysis // J. Ecol. 1999. V. 87. № 6. P. 984–994.