

УДК 630\*187:582.475.4:504.1(470.21)

## ВЛИЯНИЕ АЭРОТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА СКОРОСТЬ РАЗЛОЖЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОСТАТКОВ В СОСНОВЫХ ЛЕСАХ НА СЕВЕРНОМ ПРЕДЕЛЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ<sup>1</sup>

© 2019 г. Е. А. Иванова<sup>а, \*</sup>, Н. В. Лукина<sup>б</sup>, М. А. Данилова<sup>б</sup>, Н. А. Артемкина<sup>а</sup>,  
В. Э. Смирнов<sup>б</sup>, В. В. Ершов<sup>а</sup>, Л. Г. Исаева<sup>а</sup>

<sup>а</sup>Институт проблем промышленной экологии Севера, ФИЦ КНЦ РАН,  
ул. Академгородок, 14а, Мурманская обл., Апатиты, 184209 Россия

<sup>б</sup>Центр по проблемам экологии и продуктивности лесов РАН,  
ул. Профсоюзная, 84/32, стр. 14, Москва, 117997 Россия

\*E-mail: ivanova@inep.ksc.ru

Поступила в редакцию 12.07.2018 г.

После доработки 30.01.2019 г.

Принята к публикации 05.06.2019 г.

Оценивалась скорость разложения растительных остатков (хвоя сосны, листья бореальных кустарничков, листья березы) на начальных этапах в сосняках лишайниково-кустарничковых, формирующихся на северном пределе распространения в естественных условиях и под воздействием аэротехногенного загрязнения выбросами медно-никелевого комбината “Североникель” на Кольском полуострове. В ходе исследования изучалось влияние исходного состава опада на скорость его разложения в лесах на разных стадиях техногенной дигрессии и выявлялись изменения в темпах потери массы и соединений элементов из растительных остатков, проводилось сравнение процессов разложения опада в сосновых и еловых лесах. Результаты исследования подтверждают зависимость скорости разложения от исходных концентраций элементов питания и соотношений лигнин : N, C : N и N : P в хвойных лесах. Снижение скорости потери массы опада в дефолирующих лесах и техногенных редколесьях объясняется снижением его качества, а именно повышенным содержанием тяжелых металлов Ni и Cu, низким содержанием Ca, Mn, K, Mg и расширением соотношения лигнин : N, C : N и N : P в опаде. В лесах, подверженных воздушному загрязнению, по сравнению с фоном при разложении растительных остатков возрастала потеря Ca, Mn, K и Mg, при этом более интенсивно накапливались лигнин, Al, Fe, Ni и Cu. Установлено, что темпы разложения растительных остатков вечнозеленых растений существенно выше в еловых лесах, а скорость разложения листьев березы, напротив, выше в сосновых лесах, что также объясняется качеством опада.

*Ключевые слова:* сосновые леса, разложение опада, темпы потери массы, качество опада, аэротехногенное загрязнение.

DOI: 10.1134/S0024114819060044

Опад является одним из важнейших аспектов биогеохимических циклов лесных экосистем, выступая в качестве источника органического углерода и элементов минерального питания, которые становятся доступными для биоты в ходе его разложения и минерализации. На количество и качество опада влияют как климат (Albrektson, 1988), так и состав растительных сообществ, воз-

раст доминирующих растений и др. (Pedersen, Bille-Hansen, 1999; Berg, 2000). Темпы разложения опада определяются гидротермическими условиями почв (Кузнецов, 2010; Кузнецов, Осипов, 2011), активностью почвенной биоты (Воробьева, Наумова, 2009), зависят от фракционного состава поступающего опада (Бобкова, 2000; Fang et al., 2015), положительно связаны со средней годовой температурой и годовым количеством осадков (Pausas, 1997; Portillo-Estrada et al., 2016).

На ранних этапах разложения опада скорость этого процесса может быть обусловлена исходными концентрациями элементов питания и вторичных метаболитов, определяющими качество растительного материала (Berg, 2000; Zhang et al., 2008). Опад с более высоким содержанием азота

<sup>1</sup> Исследование выполнено в рамках Государственного задания Института проблем промышленной экологии Севера ФИЦ КНЦ РАН № 0226-2018-0111 (AAAA-A18-118021490070-5), за счет гранта Российского научного фонда (проект 16-17-10284) и проекта Государственного задания ЦЭПЛ РАН, номер государственной регистрации — AAAA-A18-118052400130-7. Тема “Методические подходы к оценке структурной организации и функционирования лесных экосистем”.

разлагается быстрее, чем с низкими концентрациями азота и высокими концентрациями лигнина (Wardle et al., 2003); поступление неорганического азота ускоряет минерализацию бедных азотом фракций опада (Ларионова и др., 2017). Стехиометрические отношения C : N и лигнин : N в растительных остатках оказывают значительное влияние на разложение: чем эти отношения уже, тем скорость разложения выше (Berg, McClaugherty, 2008; Rahman et al., 2013; Tu et al., 2014; Lukina et al., 2017).

К факторам, влияющим на скорость разложения опада, относится воздушное промышленное загрязнение. В центральной части Кольского полуострова с 30-х годов прошлого века функционирует крупнейший в Северной Европе источник воздушного промышленного загрязнения – комбинат “Североникель” (г. Мончегорск, АО “Кольская ГМК”), в атмосферных выбросах которого преобладают сернистый газ и тяжелые металлы. Воздушное загрязнение приводит к повреждению ассимилирующих органов хвойных древесных растений и дефолиации деревьев не только в фенологические сроки, увеличивая количество опада (Лукина, Никонов, 1998; Ярмишко, Лянгузова, 2013). Атмосферное загрязнение оказывает влияние на скорость разложения растительных остатков: промышленные выбросы медеплавильного завода оказали негативное влияние на запасы и разложение крупных древесных остатков в древостоях южной тайги вблизи предприятия (Бергман, Воробейчик, 2017). На техногенных пустошах вблизи комбината “Североникель” в окрестностях г. Мончегорска выявлено снижение темпов деструкции листьев березы (Kozlov, Zvereva, 2015). Обнаружена сравнительно невысокая зависимость интенсивности разложения растительных остатков от загрязнения почвы выбросами алюминиевого завода на Кольском полуострове (Евдокимова, Мозгова, 2013). В еловых лесах в условиях аэротехногенного загрязнения отмечалось снижение скорости разложения опада вечнозеленых растений (ель, вороника, брусника) в подкروновых и межкroновых пространствах (Lukina et al., 2017). Показано, что в еловых лесах на северном пределе распространения в естественных условиях и при антропогенных воздействиях скорость разложения опада в лесах определяется качеством растительных остатков, на которое влияет уровень загрязнения. Процессы разложения опада сосновых лесов на северном пределе распространения в условиях воздушного загрязнения не изучены. В данной работе впервые проведена сравнительная оценка скорости разложения растительных остатков на ранних этапах в сосновых и еловых лесах на северном пределе распространения в естественных условиях и условиях аэротехногенного загрязнения.

Цель данной работы – оценить скорость разложения растительного опада на начальных этапах в доминирующих в таежной зоне сосняках лишайниково-кустарничковых, формирующихся в естественных условиях и под воздействием воздушного промышленного загрязнения выбросами комбината “Североникель”. Для достижения поставленной цели решались следующие задачи:

- оценить влияние исходного состава растительных остатков сосновых лесов на скорость их разложения на разных стадиях техногенной дигрессии;
- выявить изменения в темпах потери массы и соединений элементов из растительных остатков сосновых лесов при их разложении на начальных этапах;
- провести сравнительную оценку процессов разложения опада на начальных этапах в сосновых и еловых лесах.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКА

Исследования проводились в сосновых лесах, формирующихся в естественных условиях и подверженных влиянию выбросов медно-никелевого комбината “Североникель” (г. Мончегорск), на мониторинговых площадках, расположенных в юго-западном направлении на различном удалении от источника загрязнения: 7–10 км (техногенные редколесья), 20–30 км (дефолирующие леса) и 110 км (фоновые условия). Продолжительность эксперимента составила 2 года, с сентября 1997 по октябрь 1999 г. В 1990-е годы наблюдалось снижение объема выбросов загрязняющих веществ на Мончегорской площадке Кольской горно-металлургической компании (Цветков В., Цветков И., 2012). По данным АО “Кольская ГМК” выбросы Ni, Cu и SO<sub>2</sub> в 1997–1999 гг. в среднем составляли 1.26, 0.83 и 91.3 тыс. т год<sup>-1</sup>, соответственно. По сравнению с фоновыми условиями в лесах, подверженных загрязнению, превышение доступных для растений концентраций тяжелых металлов в органогенном горизонте почвы достигало 18 раз в дефолирующих лесах и 489 раз в техногенных редколесьях. Выпадения Cu и Ni с дождем на объектах исследований превышали фоновые значения в 63 и 183 раза в дефолирующих лесах и техногенных редколесьях, соответственно, а по соединениям серы превышение достигало 10 раз в условиях загрязнения. Выпадения Cu и Ni со снегом превышали фоновые значения в 35 и 393 раза, соединений серы – в 2 и 4 раза в дефолирующих лесах в техногенных редколесьях, соответственно (табл. 1).

Для оценки темпов разложения использовали образцы активной фракции опада (листья и хвоя) доминирующих видов сосудистых растений (*Pinus sylvestris*, *Betula pendula*, *Vaccinium vitis-idaea*,

Таблица 1. Сравнительная характеристика стадий дигрессии основных лесов

Параметр		Год	Стадия дигрессии			
			фон	дефолирующие	редколесья	
Концентрация доступных для растений соединений тяжелых металлов в органо-генном горизонте почв, мг кг <sup>-1</sup>	Ni	1994–1998*	2.7** ± 0.5***	43.3 ± 6.2	228.8 ± 25.0	
	Cu		1.1 ± 0.2	19.8 ± 5.8	538.3 ± 93.9	
Выпадения соединений тяжелых металлов и серы, мг м <sup>-2</sup>	Дождь	1999	Ni	0.1 ± 0.01	6.3 ± 2.9	18.3 ± 8.4
			Cu	0.2 ± 0.1	6.8 ± 3.3	26.2 ± 14.8
			SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	76.7 ± 18.7	751.4 ± 218.1	781.9 ± 165.9
	Снег	1999	Ni	0.04 ± 0.01	1.4 ± 0.5	15.7 ± 3.9
			Cu	0.2 ± 0.05	1.5 ± 0.9	8.9 ± 3.4
			SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	107.9 ± 17.3	193.0 ± 11.4	395.8 ± 83.5

Примечание: \* – концентрации для фона указаны по данным 1997–1998 гг., для дефолирующих лесов и редколесий – по данным 1994 г., \*\* – среднее значение, \*\*\* – стандартная ошибка.

*Vaccinium myrtillus* и *Empetrum hermaphroditum*), которые отбирались в сентябре 1997 г. на мониторинговых стационарах в фоновых условиях, дефолирующих лесах и редколесьях. Растительный материал (10 г сухого вещества) для разложения закладывали в пакеты из синтетического материала, которые размещали в подкромовых и межкромовых пространствах на мониторинговых площадках в двух повторностях для каждой фракции. Всего было заложено 105 пакетов. Пробы отбирались ежегодно в октябре через 1 и 2 года после начала эксперимента.

Расчеты производились на абсолютно сухой вес, для чего определяли коэффициент гигроскопии, взвешивая образцы до и после их высушивания при температуре 105°C в сушильном шкафу. Перед проведением химического анализа пробы измельчали и подвергали мокрому озолению концентрированной HNO<sub>3</sub> для определения концентрации металлов (Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni) методом атомно-абсорбционной спектроскопии. Общее содержание азота определялось методом Кьельдаля, органического углерода (C<sub>орг</sub>) – методом Тюрина, фосфора – методом колориметрии (Воробьева, 1998). Содержание лигнина определяли путем обработки пробы 72%-ой H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> после предварительного кипячения в растворе цетилтриметиламмония бромид в 0.5-молярном растворе H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Rowland, Roberts, 1994).

Потери массы рассчитывались как разница между массой образцов до закладки и через 1 или 2 года и выражались в процентах. Коэффициент обогащения, демонстрирующий изменение состава растительного материала в процессе разложения, вычислялся для каждого элемента как отношение концентрации после первого или второго года разложения к исходной. Потери элементов питания и лигнина с учетом темпов потери массы выражались в процентах и рассчитывались как раз-

ница произведений концентрации компонента на массу образца до начала эксперимента и через 1 или 2 года, соответственно. Для оценки влияния качества опада на темпы его разложения на объектах исследования в подкромовых и межкромовых пространствах отбирали смешанные образцы опада листьев/хвои вечнозеленых (хвоя ели, сосны, листья вороники, брусники) и листопадных (листья березы и черники) растений. Качество опада характеризовали на основе содержания лигнина (вторичные метаболиты), элементов питания, в том числе входящих в состав выбросов (N, Ca, Mg, K, P, Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Cu), и стехиометрических соотношений C : N, лигнин : N, N : P.

Ординацию смешанных образцов опада (N = 38) в пространстве указанных переменных рассчитывали методом главных компонент. К ординационной диаграмме были добавлены векторы потерь массы за первый и второй годы. Они отражают линейную связь потерь массы с ординационным пространством, заданным двумя первыми осями (в самом анализе главных компонент в качестве переменных потери массы не участвовали).

Для оценки влияния формации лесов (еловые и сосновые) и воздушного загрязнения (через стадию дигрессии) на потери массы, химический состав растительных остатков, потери химических элементов и соединений при разложении применяли  $\nu$ -критерий (Husson et al., 2017). Статистика  $\nu$ -критерия служит для проверки следующей нулевой гипотезы: среднее переменной  $x$  для категории  $Q$  равно среднему для всей выборки. Если нулевая гипотеза отклонена на принятом уровне значимости, можно говорить о том, что переменная  $x$  отличается особенно высокими или низкими значениями в категории  $Q$ , и это позволяет предположить значимое влияние категориальной переменной (т.е. фактора) на  $x$ . При этом сама статистика  $\nu$ -критерия выступает в роли стандартизированной величины эффекта. Расчет

главных компонент и  $v$ -критерия выполнялся в среде статистического программирования R (R Core Team ..., 2017).

Для сравнительной оценки процессов разложения опада в хвойных лесах использованы данные, полученные в еловых лесах, как в естественных условиях, так и в условиях загрязнения, которые обсуждались ранее (Lukina et al., 2017).

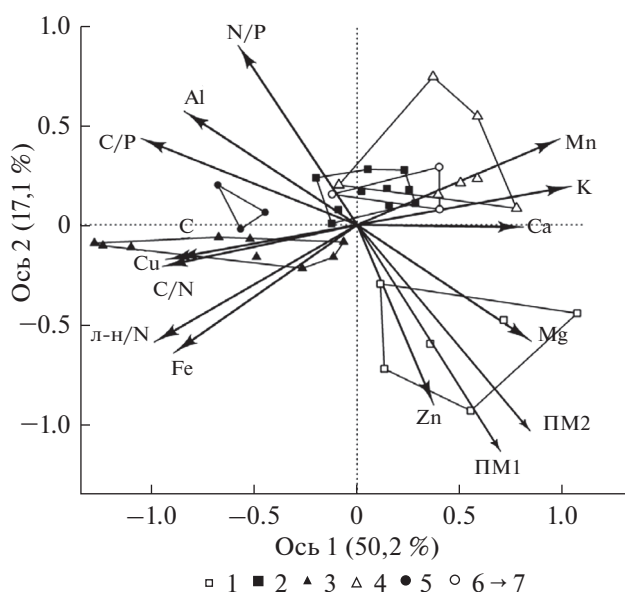
## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

*Исходный химический состав растительного материала и потери массы при разложении.* Анализ главных компонент, проведенный по смешанным образцам, показывает, что первые две оси объясняют 67.3% (рис. 1) общей вариации данных, и, следовательно, могут отражать существенные направления варьирования (градиенты). Первую ось можно интерпретировать как градиент атмосферного загрязнения (увеличение загрязнения справа налево), так как с осью проявляют сильные отрицательные корреляции концентрации C (−0.72), Al (−0.68), Fe (−0.72), Cu (−0.75), отношения лигнин : N (−0.80) и C : N (−0.76); сильные положительные корреляции с первой осью проявляют концентрации Ca (0.64), Mg (0.68), K (0.84), Mn (0.80)

Вторую ось можно интерпретировать как градиент качества опада. С этой осью положительно коррелируют элементы питания, по содержанию которых опад листьев березы существенно отличается от опада бореальных кустарничков, ели и сосны. Содержание Zn положительно (0.72) и отношение N : P отрицательно (−0.73) коррелируют со второй осью. На ординационной диаграмме выделяются: 1) наиболее быстро разлагающийся опад березы с высокой концентрацией цинка и магния и узким отношением N : P; 2) бедный элементами питания и слабо разлагающийся опад хвой сосны, отличающийся широким отношением C : N; 3) опад вороники, выделяющийся широким отношением лигнин : N. Опад хвой ели вместе с опадом кустарничков рода *Vaccinium* формирует отдельный кластер, отличающийся наиболее высоким исходным содержанием Ca, Mn и K, что способствует более активному, по сравнению с вороникой и хвоей сосны, разложению их опада.

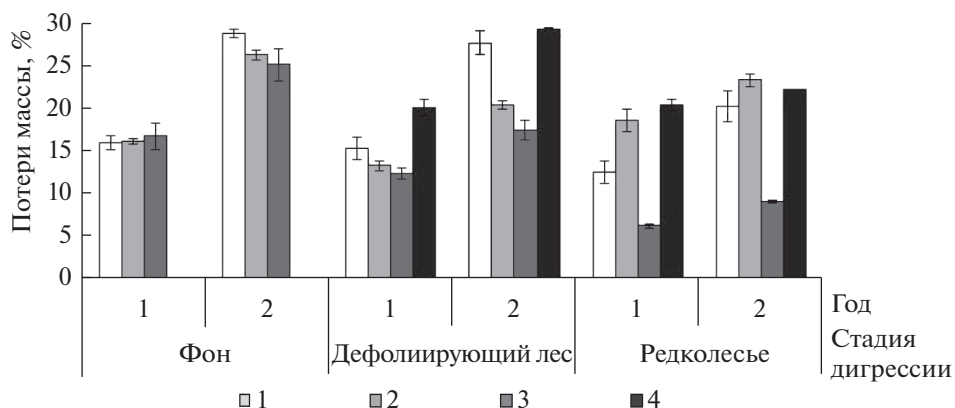
Потери массы показывают довольно сильную связь с ординационным пространством:  $r^2$  равен 0.74 для первого года и 0.76 — для второго. Направления векторов (ПМ1 и ПМ2) свидетельствуют, что скорость разложения максимальна для опада березы.

Расхождения в исходном составе опада различных видов растений подтверждают результаты предыдущих исследований по составу фотосинтезирующих органов растений сосновых лесов (Лукина, Никонов, 1996). Обеднение почв основ-



**Рис. 1.** Положение смешанных образцов опада в пространстве двух первых осей анализа главных компонент. 1 — листья березы, 2 — листья брусники, 3 — листья вороники, 4 — листья черники, 5 — хвоя сосны, 6 — хвоя ели, 7 — векторы переменных. Обозначения: л-н — лигнин, ПМ1 и ПМ2 — потери массы за первый и второй год, остальные символы — начальные концентрации соответствующих элементов.

ными катионами и обогащение тяжелыми металлами приводит к снижению содержания элементов питания, не способных к ретранслокации внутри растений (Ca, Mn), и возрастанию содержания тяжелых металлов в фотосинтезирующих органах растений. В опаде дефолирующих лесов и редколесий по сравнению с фоновыми условиями исходные концентрации Ca, Mg, Mn и Zn оказались ниже, что было показано ранее (Никонов и др., 2004; Лукина, Никонов, 1998; Lukina, Nikonov, 2001), тогда как содержание Ni и Cu существенно выше, что связано с влиянием эмиссий комбината “Североникель”. По сравнению с фоном в дефолирующих лесах и редколесьях содержание P и K в хвое сосны, напротив, повышается (Никонов и др., 2004). Содержание мобильных элементов питания P, N и K в хвое ели и сосны повышается в условиях загрязнения из-за нарушения процессов перераспределения элементов в тканях дерева: опадание хвои не только в фенологические сроки приводит к более интенсивному перемещению мобильных элементов в более молодые ткани. В техногенных редколесьях по сравнению с фоном и дефолирующими лесами наблюдается значительное возрастание концентрации Al и Fe в листьях вороники. В листьях черники в редколесьях снижается по сравнению с дефолирующими лесами содержание Mg и по-



**Рис. 2.** Скорость потерь массы опада доминирующих видов растений (*Pinus sylvestris*, *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*, *Empetrum hermaphroditum*) через 1 и 2 года разложения в сосновых лесах на разных стадиях техногенной дигрессии. Опад: 1 – хвой сосны, 2 – листьев брусники, 3 – листьев вороники, 4 – листьев черники.

вышается содержание Ni и Cu (Лукина, Никонов, 1998; Лукина и др., 2008).

Изменения качества опада определяют соответствующие изменения скорости разложения растительных остатков в лесах в условиях загрязнения. Анализ данных по потерям массы опада вечнозеленых растений в сосновых лесах показал самые высокие темпы разложения в фоновых условиях, а самые низкие – в техногенных редколесьях (табл. 2). Снижение скорости потери массы при разложении за 2 года в условиях воздушного загрязнения по сравнению с фоновыми условиями в сосновых лесах наиболее заметно для хвой сосны и листьев вороники (рис. 2). Скорость разложения листьев брусники понижалась в дефолирующих лесах по сравнению с фоном, но в техногенных редколесьях она оказалась сопоставимой с фоновыми значениями. Наиболее существенное снижение темпов разложения наблюдалось для листьев вороники, отличающейся самым интенсивным накоплением тяжелых металлов и лигнина, отмечалось и в еловых лесах (Lukina et al., 2017). По скорости потери массы листьев березы и черники заметных различий между стадиями дигрессии не обнаружено, что при высоких концентрациях тяжелых металлов можно объяснить повышенными концентрациями в листьях этих листопадных растений азота и калия.

Снижение скорости разложения растительных остатков вечнозеленых растений в связи с возрастанием уровня воздушного загрязнения в дефолирующих лесах и техногенных редколесьях связано со снижением качества опада: более высоким содержанием тяжелых металлов (Ni и Cu) и низким – элементов питания, возрастанием соотношения лигнин : N, что согласуется с результатами исследования влияния качества опада в еловых лесах в сходных условиях (Lukina et al., 2017). Таким образом, качество растительного ма-

териала определяет темпы потери массы: низкие концентрации элементов питания и повышенное содержание тяжелых металлов замедляют разложение в условиях воздушного загрязнения.

*Изменение химического состава растительных остатков в ходе их разложения.* Изменение химического состава растительных остатков в процессе их деструкции можно охарактеризовать с использованием коэффициента обогащения (КО). В сосняках, формирующихся в естественных условиях, наиболее высокий КО по сравнению с другими элементами демонстрируют Fe и лигнин, наименьший – K (табл. 2). Сходные результаты наблюдаются в ельниках (Lukina et al., 2017). В ходе разложения на второй год величина коэффициента увеличивалась для лигнина, Ca, Al, Fe и уменьшалась для K. Калий – активный водный мигрант, вымывается из опада в форме водорастворимых соединений, тогда как Ca, Al, Fe фиксируются в форме органических соединений.

В дефолирующих лесах наибольшие величины КО наблюдаются для лигнина, N, Ni, и Cu, наименьшие – для Mg и K. Это свидетельствует о накоплении при разложении в растительных образцах лигнина, N, Ni, и Cu и обеднении опада Mg и K, что также наблюдается в ельниках, подверженных воздушному загрязнению (Lukina et al., 2017). Самые высокие КО в редколесьях характерны для лигнина, Ni и Cu, низкие – для K и Mg. В процессе разложения на второй год в дефолирующих лесах опад обогащается лигнином, N, Al, Fe, Ni, и Cu и обедняется Mg и K. В редколесьях наблюдалась похожая картина для Al, Fe, Ni, Cu, Mg и K. Выявленные тенденции связаны, с одной стороны, с естественными процессами, наблюдаемыми в фоновых условиях, с другой стороны, с влиянием загрязнения, что особенно ярко выражено для Ni и Cu, а также для Mg, которым опад обедняется.

**Таблица 2.** Потери массы, элементов питания и коэффициенты обогащения элементами растительных остатков вечнозеленых видов растений в сосновых лесах на разных стадиях дигрессии

Параметр	v-критерий			Среднее по формации			Стандартное отклонение по формации			Общее среднее	Общее стандартное отклонение	p		
	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р			Ф	Д	Р
Потери массы и элементов питания ( $N = 11-12$ )														
Потери массы	3.2	-0.1	-3.1	27	22	17	3	5	7	22	6	0.002	0.92	0.002
Ca	-3.0	0.6	2.4	10	17	22	7	6	11	16	9	0.003	0.55	0.02
Mg	-2.6	2.5	0.1	33	46	40	7	10	11	40	11	0.01	0.01	0.92
K	-0.1	0.5	-0.4	65	67	65	12	7	14	66	11	0.89	0.60	0.69
Mn	-3.6	0.5	3.1	12	28	39	8	14	15	26	17	0.00	0.59	0.002
Fe	1.0	0.7	-1.7	-49	-53	-86	42	44	75	-62	56	0.34	0.50	0.09
Al	2.5	0.5	-3.1	8	-2	-23	8	15	29	-5	22	0.01	0.59	0.002
$S_{орг}$	1.7	0.6	-2.3	24	22	15	7	12	6	21	9	0.10	0.56	0.02
N	2.1	-3.2	1.2	8	-7	6	10	13	8	3	12	0.04	0.001	0.24
Cu	3.8	-0.5	-3.4	32	-90	-179	26	56	139	-76	120	<0.01	0.63	0.001
Ni	3.9	-0.9	-3.0	35	-33	-65	29	31	64	-20	60	<0.01	0.36	0.003
P	1.1	0.2	-1.3	19	16	11	15	9	14	16	13	0.27	0.87	0.19
Zn	-0.7	-0.1	0.8	12	14	16	5	12	12	14	10	0.50	0.90	0.41
Лигнин	0.8	-0.7	-0.1	-56	-91	-77	97	106	98	-75	99	0.42	0.47	0.93
Коэффициент обогащения ( $N = 11-12$ )														
Ca	3.68	-0.66	-3.09	1.24	1.06	0.96	0.11	0.09	0.17	1.09	0.17	<0.01	0.51	0.002
Mg	3.64	-2.26	-1.41	0.92	0.70	0.73	0.10	0.14	0.12	0.78	0.16	<0.01	0.02	0.16
K	1.09	-0.45	-0.65	0.48	0.43	0.42	0.17	0.11	0.14	0.44	0.14	0.27	0.65	0.51
Mn	3.93	-0.59	-3.41	1.21	0.93	0.74	0.11	0.20	0.21	0.96	0.26	<0.01	0.56	0.001
Fe	-0.33	-0.72	1.07	2.04	1.97	2.30	0.58	0.59	1.03	2.10	0.75	0.74	0.47	0.28
Al	-1.50	-0.54	2.08	1.26	1.32	1.49	0.10	0.23	0.37	1.35	0.26	0.13	0.59	0.04
$S_{орг}$	0.80	-1.03	0.24	1.04	1.00	1.03	0.10	0.11	0.05	1.02	0.09	0.42	0.30	0.81
N	-0.15	2.67	-2.57	1.25	1.38	1.14	0.12	0.23	0.10	1.26	0.19	0.88	0.01	0.01
Cu	-3.59	0.49	3.17	0.93	2.43	3.50	0.35	0.68	1.92	2.25	1.55	<0.01	0.62	0.002
Ni	-3.54	0.98	2.61	0.88	1.72	2.06	0.39	0.48	0.90	1.54	0.78	<0.01	0.33	0.01
P	0.69	-0.19	-0.52	1.11	1.08	1.07	0.24	0.13	0.10	1.09	0.17	0.49	0.85	0.61
Zn	3.06	-0.20	-2.93	1.20	1.10	1.02	0.06	0.10	0.14	1.11	0.12	<0.01	0.84	0.003
Лигнин	-0.46	0.62	-0.16	2.12	2.45	2.21	1.30	1.31	1.36	2.26	1.29	0.65	0.54	0.87

Примечание: здесь и в таблице 3: Ф — фоновые леса, Д — дефолирующие леса, Р — редколесья, p — вероятность ошибки 1-го рода.

Опад в фоновых условиях через 1 и 2 года разложения отличается от опада дефолирующих лесов и редколесий достоверно более высоким КО для Ca, Mg, Mn, Zn и низким КО для Ni и Cu (табл. 2). Растительные остатки в дефолирующих лесах через 2 года разложения отличались самым высоким КО для N и самым низким КО для Mg, а опад редколесий характеризовался самым высоким КО для Al, Ni, и Cu и самым низким КО для N, Ca, Mn, Zn. Низкий КО для Mg в опаде дефолирующих лесов обусловлен значительным снижением его содержания в ходе разложения вследствие влияния кислотных осадков. При этом в техногенных редколесьях оно могло частично компенсироваться поступлением соединений этого элемента с выбросами комбината и/или с пылью из почв, которые отличаются в редколесьях высоким валовым содержанием основных катионов (Лукина, Никонов, 1996). Высокий КО для N в дефолирующих лесах можно объяснить вымыванием соединений азота из поврежденных крон деревьев, тогда как в техногенных редколесьях влияние крон на циклы элементов очень незначительно.

Информативным показателем изменения потоков соединений элементов питания в ходе разложения служат потери/накопление элементов с учетом потери массы опада. В фоновых условиях наибольшие уровни накопления в ходе разложения характерны для лигнина и Fe, а наибольший уровень потерь — для K, Mg, Ni и Cu. В дефолирующих лесах высоким уровнем накопления отличаются лигнин, Fe, Ni и Cu, а наибольшие потери характерны для K и Mg. В техногенных редколесьях интенсивнее всего накапливаются Fe, Al, Ni и Cu, а самые высокие потери характерны K, Mg и Mn.

Опад в фоновых условиях через 2 года разложения отличается от растительных остатков в дефолирующих лесах и редколесьях высоким уровнем потерь N, Al, Ni и Cu и низким — Ca, Mg, Mn (табл. 2). Через 2 года разложения опад в дефолирующих лесах в наиболее значительной степени обеднялся Mg и обогащался N, в техногенных редколесьях отличался самым высоким уровнем обеднения Ca, Mn и низким —  $C_{орг}$ , а также высоким уровнем обогащения Al, Ni, Cu и Fe. Эти различия в основном объясняются так же, как и различия в коэффициентах обогащения, при этом важное значение имеют и различия в потере массы опада. Относительно высокие потери азота в фоновых условиях, как и низкие потери органического углерода в техногенных редколесьях, объясняются разницей в скорости потери массы опада, которая снижается в условиях загрязнения.

Сравнение данных показало, что в опаде вечнозеленых растений после двух лет его разложения соотношение C : N возрастало от 74 до 89,

лигнин : N — от 46 до 66, N : P — от 13 до 15 в фоновых условиях и редколесьях, соответственно. Таким образом, стехиометрические соотношения лигнин : N, C : N и N : P возрастали в условиях загрязнения, характеризуя ухудшение качества опада.

Сравнительный анализ результатов оценки скорости разложения растительных остатков хвойных лесов показал, что опад вечнозеленых растений еловых лесов (хвоя ели, листья брусники и вороники) в фоновых условиях в течение двух лет разлагался заметно быстрее, чем сосновых (хвоя сосны, листья брусники и вороники) (табл. 3). Различия в скорости разложения опада в фоновых условиях связаны с его качеством: опад вечнозеленых растений еловых лесов, как и почвы (Лукина и др., 2008), богаче элементами питания, при этом отношения C : N и лигнин : N в опаде еловых лесов уже, чем в сосновых. Максимальных значений потери массы опада достигают в межкрупных пространствах ельников, а самая низкая скорость деструкции наблюдается под кронами сосновых деревьев. Вероятной причиной медленного разложения в подкрупных пространствах как еловых, так и сосновых лесов является менее значительная по сравнению с межкрупными пространствами биомасса грибов в вегетационный период, что продемонстрировано для наших объектов исследований ранее (Полянская и др., 2001; Никонов и др., 2001). Однако в сосновых лесах осенью эти внутрибиогеоэкологические различия сглаживаются или даже имеют обратный характер. Известно, что основными агентами разложения являются сапротрофные грибы (Hobbie et al., 1999), хотя, согласно последним данным, микоризные грибы могут принимать участие в разложении растительных остатков и конкурировать с сапротрофами за жизненное пространство (реализованные ниши) (Bödeker et al., 2016). В проведенных ранее микробиологических исследованиях на наших объектах (Полянская и др., 2001; Никонов и др., 2001; Фомичева и др., 2006) оценивалась как общая биомасса грибов, так и доля базидиомицетов (Никонов и др., 2006), которая оказалась значительно выше под кронами. К базидиомицетам относятся доминирующие в бореальных лесах эктомикоризные грибы. Можно предположить, что доля микоризных грибов выше под кронами, а доля сапротрофных грибов, эффективнее разлагающих свежий опад (Bödeker et al., 2016), напротив, выше в межкрупных пространствах, что объясняет более высокие скорости разложения на этих участках. Другой причиной более активного разложения растительных остатков в межкрупных пространствах может быть разрушение под действием света таких хромофорных структур, как полифенолы, содержание которых в опаде вечнозеленых растений весьма высокое, что приводит к ускорению деструкции растительных остатков. Важным фак-

**Таблица 3.** Потери массы, элементов питания и коэффициенты обогащения элементами растительных остатков вечнозеленых видов растений в еловых и сосновых лесах на разных стадиях депрессии

Показатель	v-критерий			Среднее по формации			Стандартное отклонение по формации			Общее среднее			Общее стандартное отклонение			p		
	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р
	Потери массы, %																	
Еловые БГЦ, мк, N = 9	3.86	1.02	0.35	37	23	18	3	8	11							<0.01	0.31	0.73
Еловые БГЦ, пк, N = 6	-0.26	-1.31	-0.24	31	19	17	5	4	8	31	22	17	6	6	8	0.79	0.19	0.81
Сосновые БГЦ, мк, N = 6	-1.45	0.86	0.21	28	24	18	1	5	8							0.15	0.39	0.83
Сосновые БГЦ, пк, N = 6	-2.66	-0.71	-0.36	26	20	16	3	4	6							0.01	0.48	0.72
Еловые БГЦ, N = 15	3.44	-0.13	0.14	35	22	18	5	7	10	31	22	17	6	6	8	<0.01	0.90	0.89
Сосновые БГЦ, N = 12	-3.44	0.13	-0.14	27	22	17	3	5	7									
Потери элементов питания, %																		
Ca*	1.48	2.25	1.60	16	33	34	11	19	20	12	23	26	9	13	15	0.14	0.02	0.11
Ca**	-1.48	-2.25	-1.60	10	17	22	7	6	11									
Mg*	-1.39	0.86	0.35	25	51	43	16	16	30	30	48	41	11	12	19	0.16	0.39	0.73
Mg**	1.39	-0.86	-0.35	33	46	40	7	10	11									
K*	0.41	-0.51	0.50	68	64	69	10	16	20	66	66	66	11	11	16	0.68	0.61	0.62
K**	-0.41	0.51	-0.50	65	67	65	12	7	14									
Mn*	-0.56	2.33	0.70	9	54	48	13	25	36	11	37	42	10	22	24	0.58	0.02	0.48
Mn**	0.56	-2.33	-0.70	12	28	39	8	14	15									
Fe*	-0.05	-0.79	-2.08	-50	-89	-247	84	148	197	-50	-65	-143	57	89	148	0.96	0.43	0.04
Fe**	0.05	0.79	2.08	-49	-53	-86	42	44	75									
Al*	-2.75	-1.64	-2.89	-13	-52	-158	17	97	99	1	-19	-70	15	59	90	0.01	0.10	<0.01
Al**	2.75	1.64	2.89	8	-2	-23	8	15	29									
Сорг*	1.93	-0.79	1.34	33	17	20	11	16	8	27	20	17	9	13	7	0.05	0.43	0.18
Сорг**	-1.93	0.79	-1.34	24	22	15	7	12	6									
N*	0.33	1.40	-2.93	10	1	-15	5	4	12	9	-4	-1	8	11	14	0.74	0.16	<0.01
N**	-0.33	-1.40	2.93	8	-7	6	10	13	8									
Cu*	-1.61	-1.95	-1.85	2	-466	-759	47	599	922	22	-215	-384	36	375	600	0.11	0.05	0.06
Cu**	1.61	1.95	1.85	32	-90	-179	26	56	139									
Ni*	-0.53	-1.77	-1.86	25	-121	-189	52	155	179	32	-62	-109	37	97	127	0.59	0.08	0.06
Ni**	0.53	1.77	1.86	35	-33	-65	29	31	64									
P*	0.02	1.06	-1.92	19	24	-7	16	21	21	19	19	5	15	14	18	0.98	0.29	0.05
P**	-0.02	-1.06	1.92	19	16	11	15	9	14									



Таблица 3. Окончание

Показатель	v-критерий			Среднее по формации			Стандартное отклонение по формации			Общее среднее			Общее стандартное отклонение			p		
	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р	Ф	Д	Р
	Потери элементов питания, %																	
Zn*	1.05	-0.53	-2.14	16	10	-22	10	15	49	14	12	2	7	13	34	0.29	0.60	0.03
Zn**	-1.05	0.53	2.14	12	14	16	5	12	12									
Лигнин*	0.10	0.21	-0.77	-51	-80	-118	76	86	112	-54	-88	-91	88	98	102	0.92	0.83	0.44
Лигнин**	-0.10	-0.21	0.77	-56	-91	-77	97	106	98									
	Коэффициент обогащения																	
Ca*	0.52	-1.99	-1.41	1.27	0.87	0.81	0.16	0.28	0.22	1.25	1.00	0.90	0.12	0.19	0.20	0.60	0.05	0.16
Ca**	-0.52	1.99	1.41	1.24	1.06	0.96	0.11	0.09	0.17									
Mg*	2.34	-0.77	-0.43	1.13	0.63	0.68	0.22	0.22	0.32	0.99	0.67	0.71	0.18	0.17	0.21	0.02	0.44	0.67
Mg**	-2.34	0.77	0.43	0.92	0.70	0.73	0.10	0.14	0.12									
K*	0.12	0.33	-0.54	0.49	0.45	0.37	0.13	0.19	0.21	0.48	0.43	0.40	0.15	0.13	0.16	0.91	0.74	0.59
K**	-0.12	-0.33	0.54	0.48	0.43	0.42	0.17	0.11	0.14									
Mn*	1.98	-2.23	-0.68	1.39	0.59	0.63	0.23	0.33	0.44	1.27	0.82	0.70	0.18	0.29	0.30	0.05	0.03	0.50
Mn**	-1.98	2.23	0.68	1.21	0.93	0.74	0.11	0.20	0.21									
Fe*	0.61	0.73	2.06	2.32	2.41	4.51	1.40	1.88	2.74	2.14	2.12	3.08	0.90	1.15	2.05	0.55	0.46	0.04
Fe**	-0.61	-0.73	-2.06	2.04	1.97	2.30	0.58	0.59	1.03									
Al*	3.22	1.59	2.71	1.72	1.94	3.34	0.27	1.25	1.59	1.41	1.52	2.14	0.28	0.76	1.31	<0.01	0.11	0.01
Al**	-3.22	-1.59	-2.71	1.26	1.32	1.49	0.10	0.23	0.37									
N*	1.87	-1.12	2.92	1.37	1.26	1.44	0.08	0.08	0.19	1.29	1.34	1.24	0.12	0.20	0.20	0.06	0.26	<0.01
N**	-1.87	1.12	-2.92	1.25	1.38	1.14	0.12	0.23	0.10									
Cu*	1.94	1.95	1.79	1.51	7.27	11.73	0.78	7.68	13.69	1.12	4.05	6.41	0.58	4.81	8.79	0.05	0.05	0.07
Cu**	-1.94	-1.95	-1.79	0.93	2.43	3.50	0.35	0.68	1.92									
Ni*	0.94	1.72	1.76	1.16	2.85	3.81	0.85	2.00	2.78	0.97	2.10	2.68	0.57	1.27	1.91	0.35	0.09	0.08
Ni**	-0.94	-1.72	-1.76	0.88	1.72	2.06	0.39	0.48	0.90									
P*	0.92	-1.31	3.04	1.23	0.96	1.32	0.22	0.23	0.11	1.15	1.04	1.16	0.23	0.18	0.16	0.36	0.19	0.002
P**	-0.92	1.31	-3.04	1.11	1.08	1.07	0.24	0.13	0.10									
Лигнин*	0.24	-0.14	0.82	2.27	2.36	2.82	1.02	1.25	1.60	2.17	2.42	2.43	1.19	1.26	1.43	0.81	0.89	0.41
Лигнин**	-0.24	0.14	-0.82	2.12	2.45	2.21	1.30	1.31	1.36									

Примечание: \* – в растительных остатках словых биогеоценозов, \*\* – в растительных остатках основных биогеоценозов; БГЦ – биогеоценоз, мк – межкороны, пк – подкороны.

тором, который влияет на скорость разложения, является температура почв. В период проведения эксперимента по разложению температурный режим на объектах исследований не оценивался, однако измерения 2013 г. показали, что температура почв под кронами ели в период с октября по апрель значительно ниже, чем в межкрупных пространствах; различия зимой могли достигать 4°C, что связано с менее мощным снежным покровом (Lukina et al, 2017). Сходные результаты на объектах исследований получены в период 2015–2018 гг. и в еловых, и в сосновых лесах, причем внутрибиогеоценотические различия в температуре почв проявились и в летний период (наши неопубликованные данные). Таким образом, температурный режим может также объяснять пониженную скорость разложения под кронами ели и сосны по сравнению с межкрупными пространствами. При этом, согласно среднемесячным оценкам, почвы под кронами ели оказались на 1–2°C холоднее, чем под кронами сосны, однако скорость разложения растительных остатков выше в еловых лесах, что подчеркивает большое значение качества опада в процессах разложения.

Необходимо отметить, что опад листьев березы, в отличие от опада вечнозеленых растений, напротив, быстрее разлагается в сосновых лесах по сравнению с еловыми (рис. 3). Результаты анализа исходного состава свидетельствуют, что отношение N : P, отрицательно связанное со скоростью разложения, в листьях березы сосновых лесов существенно меньше, что, возможно, является одной из причин более активного их разложения. Объяснением различий в скорости разложения ассимилирующих органов березы в сосновых и еловых лесах может быть принадлежность березы к разным видам. Листья *B. pendula*, которая доминирует на сухих и бедных почвах, характерных для сосновых лесов в автоморфных условиях, отличается от листьев *B. pubescens*, доминирующей на более плодородных и влажных почвах еловых лесов, пониженным содержанием полифенолов

(Raal et al., 2015), а почки *B. pendula* содержат в восемь раз меньше эфирных масел (Ветчинникова, 2004). Различия в содержании вторичных метаболитов могут объяснять выявленные расхождения в скорости разложения листьев березы этих двух видов.

В фоновых условиях опад еловых лесов демонстрировал более высокие темпы разложения, тогда как в дефолирующих лесах и редколесьях опад еловых и сосновых лесов разлагался с сопоставимыми скоростями, что связано с мощным негативным влиянием воздушного промышленного загрязнения на качество опада и почвенных деструкторов, как микроорганизмов (Полянская и др., 2001; Никонов и др., 2001; Фомичева и др., 2006), так и почвенных беспозвоночных (Зенкова, 2000). При этом в естественных условиях и условиях загрязнения обнаруживается специфика в КО для разных элементов в сосновых и еловых лесах (табл. 3). Опад еловых лесов на фоновых территориях демонстрирует высокие КО для N, Mg, Mn, Al и Cu через два года разложения. В дефолирующих лесах высокие КО обнаружены для Ca и Mn в сосняках, а для Cu – в ельниках. В техногенных редколесьях опад еловых лесов через 2 года разложения демонстрирует высокие КО для P, N, Al, Fe, Cu, Ni. При этом опад еловых лесов через 2 года разложения в фоновых условиях характеризуется высокими потерями  $C_{орг}$  и Al, что обусловлено потерей массы. В дефолирующих лесах наблюдается активное накопление Cu и Ni и потери Ca, Mn, связанные с более ярко выраженными, чем в сосновых лесах, процессами подкисления осадков (Лукина, Никонов, 1996). В техногенных редколесьях можно отметить высокие уровни накопления N, P, Al, Zn, Fe, Ni и Cu через 2 года разложения, которые можно объяснить обогащением растительных остатков этими элементами в результате более эффективного связывания их органическими соединениями, в том числе лигнином, о чем свидетельствуют стехиометрические соотношения C : N – 60 против

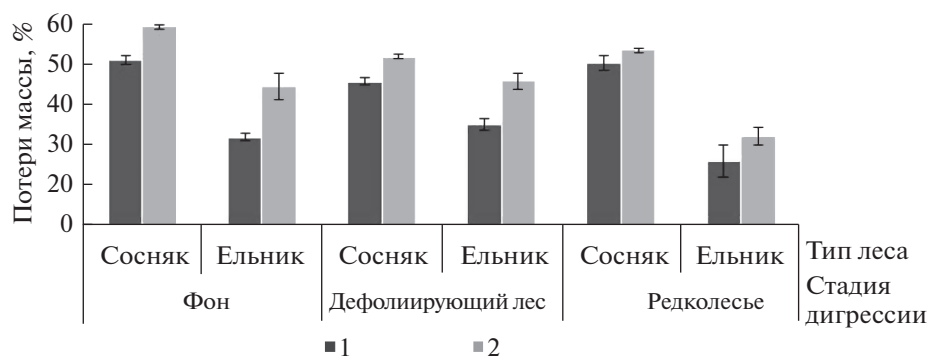


Рис. 3. Скорость потерь массы листьев березы через (1) и (2) года разложения в сосновых и еловых лесах на разных стадиях техногенной дигрессии.

89 в сосняках и лигнин : N – 49 против 66 в сосняках (Lukina et al., 2017).

**Заключение.** В сосновых лесах, подверженных многолетнему воздушному промышленному загрязнению соединениями серы и тяжелых металлов, происходит снижение скорости разложения опада листьев вечнозеленых кустарничков и хвойных с 27% в фоновых условиях до 17% в техногенных редколесьях; темпы разложения листьев березы снижаются менее значительно: от 60 до 55%. Важнейшим фактором, регулирующим скорость разложения опада, является его качество. Снижение содержания Ca, Mg, K, Mn и, напротив, возрастание стехиометрических соотношений лигнин : N, C : N, N : P в исходном составе растительных остатков приводит к замедлению их разложения. В опаде вечнозеленых растений после 2 лет разложения соотношение C : N возросло от 74 до 89, лигнин : N – от 46 до 66, N : P – от 13 до 15 в фоновых условиях и редколесьях, характеризуя ухудшение качества опада в условиях загрязнения. По сравнению с фоном на стадиях техногенной дигрессии в процессе разложения также наблюдается ярко выраженное накопление Fe, Al, Ni и Cu и потери Ca, K, Mg и Mn.

Сравнительный анализ результатов оценки темпов разложения растительных остатков хвойных лесов в фоновых условиях показал, что в течение двух лет опад вечнозеленых растений еловых лесов разлагался значительно быстрее, чем сосновых. Данные различия связаны с качеством растительных остатков: опад вечнозеленых растений еловых лесов богаче элементами питания, отношения C : N и лигнин : N более узкие, чем в сосновых лесах. Предполагается, что ещё одним фактором, влияющим на темпы разложения, является температура почв, которая под кронами демонстрирует самые низкие значения, что способствует замедлению процессов разложения. Опад листьев березы в фоновых условиях быстрее разлагается в сосновых лесах по сравнению с еловыми (60 против 45%, соответственно), что объясняется разницей в качестве опада листьев березы повислой (*Betula pendula*), доминирующей в сосновых лесах, и березы пушистой (*Betula pubescens*), доминирующей в еловых лесах.

В дефолирующих лесах и редколесьях различия в темпах разложения растений еловых и сосновых лесов стираются из-за мощного влияния техногенного загрязнения. При этом значительные потери Ca и Mn в дефолирующих еловых лесах обусловлены более ярко выраженными, чем в сосновых лесах, процессами подкисления осадков. Высокие уровни накопления N, P, Al, Zn, Fe, Ni и Cu в опаде еловых техногенных редколесий через 2 года разложения объясняются обогащением опада этими элементами в результате более

эффективного связывания их органическими соединениями, в том числе лигнином.

\* \* \*

Авторы благодарят Елену Александровну Белову, инженера лаборатории наземных экосистем Института проблем промышленной экологии Севера ФИЦ КНЦ РАН, за организацию и проведение эксперимента по разложению на площадках мониторинговой сети института.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бергман И.Е., Воробейчик Е.Л.* Влияние выбросов металлургического завода на формирование запаса и разложение крупных древесных остатков в елово-пихтовых лесах // Лесоведение. 2017. № 1. С. 24–38.
- Бобкова К.С.* Роль лесной подстилки в функционировании хвойных экосистем Европейского Севера // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. 2000. № 9 (35) URL: <https://ib.komisc.ru/add/old/t/ru/ir/vt/00-35/05.html> (дата обращения 07.07.2018).
- Ветчинникова Л.В.* Береза: вопросы изменчивости (морфо-физиологические и биохимические аспекты). М.: Наука, 2004. 183 с.
- Воробьева И.Г., Наумова А.Н.* Интенсивность процесса деструкции растительного опада в почвах сухих местообитаний // Продуктивность и устойчивость лесных почв: Матер. III междунар. конф., г. Петрозаводск, 7–11 сентября 2009 г. Петрозаводск: Изд-во Карельского НЦ РАН, 2009. С. 192–195.
- Воробьева Л.А.* Химический анализ почв: Учебник. М.: Изд-во Московского гос. университета, 1998. 272 с.
- Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П.* Трансформация растительных остатков в почве в зоне воздействия аэротехногенных выбросов алюминиевого завода // Почвоведение. 2013. № 8. С. 1005–1015.
- Зенкова И.В.* Структура сообществ беспозвоночных животных в лесных подзолах Кольского полуострова: Дисс. ... канд. биол. наук (спец. 03.02.08). Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 2000. 156 с.
- Кузнецов М.А.* Влияние условий разложения и состава опада на характеристики и запас подстилки в средне-таежном чернично-сфагновом ельнике // Лесоведение. 2010. № 6. С. 54–60.
- Кузнецов М.А., Осипов А.Ф.* Растительный опад как компонент биологического круговорота углерода в заболоченных хвойных сообществах средней тайги // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. 2011. № 9. С. 10–12.
- Ларионова А.А., Квиткина А.К., Быховец С.С., Лопес-де-Гереню В.О., Колягин Ю.Г., Каганов В.В.* Влияние азота на минерализацию и гумификацию лесных опавов в модельном эксперименте // Лесоведение. 2017. № 2. С. 128–139.
- Лукина Н.В., Никонов В.В.* Биогеохимические циклы в лесах Севера в условиях аэротехногенного загрязнения: в 2-х ч. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 1996. Ч. 1. 213 с.; Ч. 2. 192 с.
- Лукина Н.В., Никонов В.В.* Питательный режим лесов северной тайги: природные и техногенные аспекты. Апатиты: Изд-во Кольского НЦ РАН, 1998. 316 с.

- Лукина Н.В., Полянская Л.М., Орлова М.А. Питательный режим почв северотаежных лесов. М.: Наука, 2008. 342 с.
- Никонов В.В., Лукина Н.В., Безель В.С., Бельский Е.А., Беспалова А.Ю., Головченко А.В., Горбачева Т.Т., Добровольская Т.Г., Добровольский В.В., Зукерт Н.В., Исаева Л.Г., Лапенис А.Г., Максимова И.А., Марфенина О.Е., Паникова А.Н., Пинский Д.Л., Полянская Л.М., Стайннес Е., Уткин А.И., Фронтасьева М.В., Цибульский В.В., Чернов И.Ю., Яценко-Хмелевская М.А. Рассеянные элементы в бореальных лесах. М.: Наука, 2004. 616 с.
- Никонов В.В., Лукина Н.В., Полянская Л.М., Паникова А.Н. Особенности распространения микроорганизмов в Al-Fe-гумусовых подзолах северотаежных еловых лесов: природные и техногенные аспекты // Микробиология. 2001. Т. 70. № 3. С. 319–328.
- Никонов В.В., Лукина Н.В., Полянская Л.М., Фомичева О.А., Исаева Л.Г., Звягинцев Д.Г. Численность и биомасса почвенных микроорганизмов северо-таежных сосновых лесов при пирогенной сукцессии // Почвоведение. 2006. № 4. С. 484–494.
- Полянская Л.М., Никонов В.В., Лукина Н.В., Паникова А.Н., Звягинцев В.Г. Микроорганизмы Al-Fe-гумусовых подзолов сосняков лишайниковых в условиях аэротехногенного загрязнения // Почвоведение. 2001. № 2. С. 215–226.
- Фомичева О.А., Полянская Л.М., Никонов В.В., Лукина Н.В., Орлова М.А., Исаева Л.Г. Численность и биомасса почвенных микроорганизмов в старовозрастных коренных еловых лесах северной тайги // Почвоведение. 2006. № 12. С. 1469–1478.
- Цветков В.Ф., Цветков И.В. Промышленное загрязнение окружающей среды и лес. Архангельск: Изд-во Северного (Арктического) федерального университета имени М.В. Ломоносова, 2012. 312 с.
- Ярмишко В.Т., Лянгузова И.В. Многолетняя динамика параметров и состояния хвои *Pinus sylvestris* L. в условиях аэротехногенного загрязнения на Европейском Севере // Известия СПбЛТА. 2013. № 2 (203). С. 30–46.
- Albrektson A. Needle litterfall in stands of *Pinus sylvestris* L. in Sweden, in relation to site quality, stand age, and latitude // Scandinavian Journal of Forest Research. 1988. № 3. P. 333–342.
- Berg B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils // Forest Ecology & Management. 2000. V. 133. P. 13–22.
- Berg B., McClaugherty C. Plant litter – decomposition, humus formation, carbon sequestration, 2nd ed. Edt.: B. Berg, C. McClaugherty. Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008. 340 p.
- Bödeker I.T.M., Lindahl B.D., Olson Å., Clemmensen K.E. Mycorrhizal and saprotrophic fungal guilds compete for the same organic substrates but affect decomposition differently // Functional Ecology. British Ecological Society. 2016. V. 30. Iss. 12. P. 1967–1978. URL: <https://doi.org/> (January 16, 2019). <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12677>
- Fang X., Zhao L., Zhou G., Huang W., Liu J. Increased litter input increases litter decomposition and soil respiration but has minor effects on soil organic carbon in subtropical forests // Plant Soil. 2015. V. 392. P. 139–153.
- Hobbie E.A., Macko S.A., Shugart H.H. Insights into nitrogen and carbon dynamics of ectomycorrhizal and saprotrophic fungi from isotopic evidence // Oecologia. 1999. V. 118. Iss. 3. P. 353–360. URL: <https://doi.org/> (January 16, 2019) <https://doi.org/10.1007/s004420050736>
- Husson F., Le S., Pages J. Exploratory multivariate analysis by example using R. 2nd ed. London: Chapman & Hall/CRC Press. 2017. 248 p.
- Kozlov M., Zvereva E. Decomposition of birch leaves in heavily polluted industrial barrens: relative importance of leaf quality and site of exposure // Environmental Science & Pollution Research. 2015. V. 22. Iss. 13. P. 9943–9950. URL: <https://doi.org/> (July 7, 2018). <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4165-8>
- Lukina N., Nikonov V. Assessment of environmental impact zones in the Kola Peninsula forest ecosystems // Chemosphere. 2001. V. 42. Iss. 1. P. 19–34. URL: <https://doi.org/> (July 7, 2018). [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00095-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00095-3)
- Lukina N.V., Orlova M.A., Steinnes E., Artemkina N.A., Gorbacheva T.T., Smirnov V.E., Belova E.A. Mass-loss rates from decomposition of plant residues in spruce forests near the northern tree line subject to strong air pollution // Environmental Science and Pollution Research. 2017. V. 24. Iss. 24. P. 19874–19887.
- Pausas J.G. Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees // Journal of Vegetation Science. 1997. V. 8. P. 643–650.
- Pedersen L.B., Bille-Hansen J. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark // Forest Ecology & Management. 1999. V. 114. P. 55–70.
- Portillo-Estrada M., Pihlatie M., Korhonen J.F.J., Levula J., Frumau A.K.F., Ibrom A., Lembrechts J.J., Morillas L., Horváth L., Jones S.K., Niinemets Ü. Climatic controls on leaf litter decomposition across European forests and grasslands revealed by reciprocal litter transplantation experiments // Biogeosciences. 2016. V. 13. P. 1621–1633.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2017. URL: <http://www.R-project.org>.
- Raal A., Boikova T., Püssa T. Content and dynamics of polyphenols in *Betula* spp. leaves naturally growing in Estonia // Records of Natural Products. 2015. V. 9. № 1. P. 41–48.
- Rahman M.M., Tsukamoto J., Rahman M.M., Yoneyama A., Mostafa K.M. Lignin and its effects on litter decomposition in forests ecosystems // Chemistry & Ecology. 2013. V. 29. Iss. 6. P. 540–553.
- Rowland A.P., Roberts J.D. Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergent fibre methods // Communications in Soil Science & Plant Analysis. 1994. V. 25. № 3–4. P. 269–277.
- Tu L-h., Hu H-l., Chen G., Peng Y., Xiao Y-l., Hu T-x., Zhang J., Li X-w., Liu L., Tang Y. Nitrogen addition significantly affects forest litter decomposition under high levels of ambient nitrogen deposition // PLoS ONE. 2014. V. 9. Iss. 2. URL: <https://doi.org/> (July 7, 2018). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088752>
- Wardle D.A., Nilsson M-C., Zackrisson O., Gallet C. Determinants of litter mixing effects in a Swedish boreal forest // Soil Biology & Biochemistry. 2003. V. 35. Iss. 6. P. 827–835.
- Zhang D., Hui D., Luo Y., Zhou G. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors // J. Plant Ecology. 2008. V. 1. № 2. P. 85–93.

## The Effect of Air Pollution on the Rate of Decomposition of Plant Litter at the Northern Limit of Pine Forests

E. A. Ivanova<sup>1, \*</sup>, N. V. Lukina<sup>2</sup>, M. A. Danilova<sup>2</sup>, N. A. Artemkina<sup>1</sup>, V. E. Smirnov<sup>2</sup>,  
V. V. Ershov<sup>1</sup>, and L. G. Isaeva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Institute of Industrial Ecology Problems of the North, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences, Academgorodok st. 14a, Apatity, Murmansk Oblast, 184200 Russia*

<sup>2</sup>*Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences, Profsoyuznaya st. 84/32 bldg. 14, Moscow, 117997 Russia*

\*E-mail: ivanova@inep.ksc.ru

Received 12 July 2018

Revised 30 January 2019

Accepted 5 June 2019

The rate of decomposition of plant litter (pine needles, leaves of boreal shrubs, leaves of birch) on initial stages was estimated in lichen-dwarf shrub pine forests growing on the northern limit under aerial technogenic pollution from copper and nickel plant of Severonickel and in undisturbed conditions in Kola Peninsula. The effect of litter composition on the rate of decomposition was studied in forests of various stages of technogenic degradation. Changes of rate of mass loss and losses of element compounds from the litter were monitored. Litter decomposition processes in spruce and pine forests were compared. Well-known links between the rate of decomposition and initial concentration of nutritional elements, lignin : N ratio, C : N ratio and N : P ratio were found. Decrease in mass loss rate of the litter in defoliating forests and technogenic sparse forests was associated with its low quality, including higher concentration of heavy metals Ni, Cu, lower concentration of Ca, Mn, K, Mg and extended lignin : N, C : N and N : P ratios in the litter. Forests under aerial technogenic pollution had growing losses of Ca, Mn, K and Mg and more intensive accumulation of lignin, Al, Fe, Ni and Cu as compared to undisturbed conditions. We found higher rate of decomposition of plant litter of evergreen plants in spruce forests. On the opposite, the birch leaves decomposed faster in pine forests, also due to the quality of the litter.

*Keywords: pine forests, decomposition of litter, mass loss rate, quality of litter, aerial technogenic pollution.*

**Acknowledgements:** This study was held in the framework of the State assignment to the Institute of Industrial Ecology Problems of the North, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences (project no. 0226-2018-0111 (AAAA-A18-118021490070-5)), funded by the grant of the Russian Science Foundation (project 16-17-10284) and the State Assignment of the Center for Forest Ecology and Productivity of the Russian Academy of Sciences (no. AAAA-A18-118052400130-7, Technical approaches to assessment of structure and functioning of forest ecosystems).

### REFERENCES

- Albrektson A., Needle litterfall in stands of *Pinus sylvestris* L. in Sweden, in relation to site quality, stand age and latitude, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1988, Vol. 3, No. 1–4, pp. 333–342.
- Berg B., Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils, *Forest Ecology and Management*, 2000, Vol. 133, No. 1–2, pp. 13–22.
- Berg B., Mcclaugherty C., *Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration*, Berlin – Heidelberg: Springer, 2008, 338 p.
- Bergman I.E., Vorobeichik E.L., The effect of a copper smelter emissions on the stock and decomposition of coarse woody debris in spruce and fir woodlands, *Contemporary Problems of Ecology*, 2017, Vol. 10, No. 7, pp. 790–803.
- Bobkova K.S., Rol' lesnoi podstilki v funktsionirovanii khvoynykh ekosistem Evropeiskogo Severa (Forest litter contribution to functioning of coniferous ecosystems in Northern Europe), *Vestnik Instituta biologii Komi Nauchnogo Tsentra Ural'skogo Otdeleniya RAN*, 2000, No. 9 (35).
- Bödeker I.T.M., Lindahl B.D., Olson Å., Clemmensen K.E., Mycorrhizal and saprotrophic fungal guilds compete for the same organic substrates but affect decomposition differently, *Functional Ecology*, 2016, Vol. 30, No. 12, pp. 1967–1978.
- Evdokimova G.A., Pereverzev V.N., Mozgova N.P., Transformation of plant residues in the soil of a zone exposed to emissions from an aluminum smelter, *Eurasian Soil Science*, 2013, Vol. 46, No. 8, pp. 908–917.
- Fang X., Zhao L., Zhou G., Huang W., Liu J., Increased litter input increases litter decomposition and soil respiration but has minor effects on soil organic carbon in subtropical forests, *Plant and Soil*, 2015, Vol. 392, No. 1, pp. 139–153.
- Fomicheva O.A., Polyanskaya L.M., Zvyagintsev D.G., Nikonov V.V., Lukina N.V., Orlova M.A., Isaeva L.G., Population and biomass of soil microorganisms in old-growth primary spruce forests in the Northern Taiga, *Eurasian Soil Science*, 2006, Vol. 39, No. 12, pp. 1323–1331.
- Hobbie E.A., Macko S.A., Shugart H.H., Insights into nitrogen and carbon dynamics of ectomycorrhizal and saprotrophic fungi from isotopic evidence, *Oecologia*, 1999, Vol. 118, No. 3, pp. 353–360.
- <http://www.R-project.org/>, (16 May 2019).
- Husson F., Le S., Pagès J., *Exploratory multivariate analysis by example using R*, Boca Raton: CRC Press, 2017, 248 p.

- Isaev A.S., *Rasseyannye elementy v boreal'nykh lesakh* Moscow: Nauka, 2004, 410 p.
- Kozlov M.V., Zvereva E.L., Decomposition of birch leaves in heavily polluted industrial barrens: relative importance of leaf quality and site of exposure, *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, Vol. 22, No. 13, pp. 9943–9950.
- Kuznetsov M.A., Vliyanie uslovii razlozheniya i sostava opada na kharakteristiki i zapas podstilki v srednetaezhnom chernichno-sfagnovom el'nike (Effect of decomposition conditions and falloff composition on litter reserves and characteristics in a bilberry-sphagnum spruce forest of middle taiga), *Lesovedenie*, 2010, No. 6, pp. 54–60.
- Kuznetsov M.A., Osipov A.F., Rastitel'nyi opad kak komponent biologicheskogo krugovorota ugleroda v zabolochennykh khvoynykh soobshchestvakh srednei taigi (Plant litter as a component of the biological carbon cycle of wet coniferous communities in the middle taiga), *Vestnik Instituta biologii Komi Nauchnogo Tsentra Ural'skogo Otdeleniya RAN*, 2011, No. 9, pp. 10–12.
- Larionova A.A., Kvitkina A.K., Bykhovets S.S., Lopes De Gerenyu V.O., Kolyagin Y.G., Kolganov V.V., Vliyanie azota na mineralizatsiyu i gumifikatsiyu lesnykh opadov v model'nom eksperimente (The contribution of nitrogen to mineralization and humification of forest litter in simulation study), *Lesovedenie*, 2017, No. 2, pp. 128–139.
- Lukina N., Nikonov V., Assessment of environmental impact zones in the Kola Peninsula forest ecosystems, *Chemosphere*, 2001, Vol. 42, No. 1, pp. 19–34.
- Lukina N.V., Nikonov V.V., *Biogeokhimicheskie tsikly v lesakh Severa v usloviyakh aerotekhnogenogo zagryazneniya* (Biogeochemical cycles in the Northern forests subjected to air pollution), Apatity: Izd-vo KNTs RAN, 1996, Vol. 1, 216 p.
- Lukina N.V., Nikonov V.V., *Biogeokhimicheskie tsikly v lesakh Severa v usloviyakh aerotekhnogenogo zagryazneniya* (Biogeochemical cycles in the Northern forests subjected to air pollution), Apatity: Izd-vo KNTs RAN, 1996, Vol. 2, 194 p.
- Lukina N.V., Nikonov V.V., *Pital'nyi rezhim lesov severnoi taigi: prirodnye i tekhnogennye aspekty* (Nutrient status of north taiga forests), Apatity: Izd-vo KNTs RAN, 1998.
- Lukina N.V., Orlova M.A., Steinnes E., Artemkina N.A., Gorbacheva T.T., Smirnov V.E., Belova E.A., Mass-loss rates from decomposition of plant residues in spruce forests near the northern tree line subject to strong air pollution, *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, Vol. 24, No. 24, pp. 19874–19887.
- Lukina N.V., Polyanskaya L.M., Orlova M.A., *Pital'nyi rezhim pochv severotaezhnykh lesov* (Nutritional regime of the north taiga soils), Moscow: Nauka, 2008, 342 p.
- Nikonov V.V., Lukina N.V., Polyanskaya L.M., Fomicheva O.A., Isaeva L.G., Zvyagintsev D.G., Population and biomass of microorganisms in soils of pyrogenic succession in the northern taiga pine forests, *Eurasian Soil Science*, 2006, Vol. 39, No. 4, pp. 433–442.
- Nikonov V.V., Lukina N.V., Polyanskaya L.M., Panikova A.N., Distribution of microorganisms in the Al–Fe–humus podzols of natural and anthropogenically impacted boreal spruce forests, *Microbiology*, 2001, Vol. 70, No. 3, pp. 319–328.
- Pausas J.G., Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees, *Journal of Vegetation Science*, 1997, Vol. 8, No. 5, pp. 643–650.
- Pedersen L.B., Bille-Hansen J., A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark, *Forest Ecology and Management*, 1999, Vol. 114, No. 1, pp. 55–70.
- Polyanskaya L.M., Panikova A.N., Zvyagintsev D.G., Nikonov V.V., Lukina N.V., Microorganisms of Al–Fe–humus podzols under lichen pine forests affected by aerotechnogenic pollution, *Eurasian Soil Science*, 2001, Vol. 34, No. 2, pp. 190–200.
- Portillo-Estrada M., Pihlatie M., Korhonen J.F.J., Levula J., Frumau A.K.F., Ibrom A., Lembrechts J.J., Morillas L., Horváth L., Jones S.K., Niinemets Ü., Climatic controls on leaf litter decomposition across European forests and grasslands revealed by reciprocal litter transplantation experiments, *Biogeosciences*, 2016, Vol. 13, No. 5, pp. 1621–1633.
- Raal A., Boikova T., Püssa T., Content and dynamics of polyphenols in *Betula* spp. leaves naturally growing in Estonia, *Records of Natural Products*, 2015, Vol. 9, No. 1, pp. 41–48.
- Rahman M.M., Tsukamoto J., Rahman M.M., Yoneyama A., Mostafa K.M., Lignin and its effects on litter decomposition in forest ecosystems, *Chemistry and Ecology*, 2013, Vol. 29, No. 6, pp. 540–553.
- Rowland A.P., Roberts J.D., Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergent fibre methods, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1994, Vol. 25, No. 3–4, pp. 269–277.
- Tsvetkov V.F., Tsvetkov I.V., *Promyshlennoe zagryaznenie okruzhayushchei srede i les* (Industrial pollution of environment and forest), Arkhangel'sk: Izd-vo SAFU, 2012, 315 p.
- Tu L.-H., Hu H.-L., Chen G., Peng Y., Xiao Y.-L., Hu T.-X., Zhang J., Li X.-W., Liu L., Tang Y., Nitrogen addition significantly affects forest litter decomposition under high levels of ambient nitrogen deposition, *PLoS ONE*, 2014, Vol. 9, No. 2, Article e88752, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088752>.
- Vetchinnikova L.V., *Bereza. Voprosy izmenchivosti: morfofiziologicheskie i biokhimicheskie aspekty* (Birch. Variability issues: morphophysiological and biochemical aspects), Moscow: Nauka, 2004, 183 p.
- Vorob'eva L.A., *Khimicheskii analiz pochvy* (Chemical analysis of soils), Moscow: Izd-vo MGU, 1998, 271 p.
- Vorobyeva I.G., Naumova A.N., Intensivnost' protsessy destruktssii rastitel'nogo opada v pochvakh sukhikh mestobitanii (Intensity of waste degradation in dry habitat soils), *Productivity and resistance of forest soils*, Proc. Conf., Petrozavodsk, 7–11 September 2009, Petrozavodsk: Izd-vo IL KarNTs RAN, 2009, pp. 192–195.
- Wardle D.A., Nilsson M.-C., Zackrisson O., Gallet C., Determinants of litter mixing effects in a Swedish boreal forest, *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, Vol. 35, No. 6, pp. 827–835.
- Yarmishko V.T., Lyanguzova I.V., Mnogoletnyaya dinamika parametrov i sostoyaniya khvoi *Pinus sylvestris* L. v usloviyakh aerotekhnogenogo zagryazneniya na Evropeiskom Severe (Long-term dynamics of indices and needle state of *Pinus sylvestris* L. in conditions of air industrial pollution on European North), *Izvestiya Sankt-Peterburgskoi lesotekhnicheskoi akademii*, 2013, No. 203, pp. 30–46.
- Zenkova I.V., *Struktura soobshchestv bespozvonochnykh zhivotnykh v lesnykh podzolakh Kol'skogo poluostrova. Diss. kand. biol. nauk* (Structure of invertebrate communities in forest litter in Kola peninsula. Candidate's biol. sci. thesis), Petrozavodsk: PetrGU, 2000, 156 p.
- Zhang D., Hui D., Luo Y., Zhou G., Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors, *Journal of plant ecology*, 2008, Vol. 1, No. 1, pp. 85–93.