

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ВОДОРАСТВОРИМЫХ ФОРМ УГЛЕРОДА И АЗОТА ПОЧВ В ПЕРВЫЕ ГОДЫ ПОСЛЕ СПЛОШНОЙ РУБКИ

© 2024 г. В. В. Старцев^{a,*} (<http://orcid.org/0000-0002-6425-6502>),

Д. А. Севергина^a (<http://orcid.org/0000-0002-3464-2744>),

А. А. Дымов^{a,b} (<http://orcid.org/0000-0002-1284-082X>)

^aИнститут биологии Коми НЦ УрО РАН, ул. Коммунистическая, 28, Сыктывкар, 167985 Россия

^bМГУ им М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, стр.12, Москва, 119991 Россия

*e-mail: vik.startsev@gmail.com

Поступила в редакцию 18.10.2023 г.

После доработки 10.01.2024 г.

Принята к публикации 11.01.2024 г.

Лесозаготовительные мероприятия являются одним из главных антропогенных факторов, изменяющих лесные экосистемы. Эксперимент для изучения влияния лесозаготовительной техники на свойства почв после рубки ельника чернично-зеленомошного заложен на территории средней тайги Республики Коми, в ходе которого провели закладку волоков с разным числом проходов колесной техники (форвардер Ponsse Elephant). Углерод (C_{bc}) и азот (N_{bc}) водорастворимых соединений играют важную роль в глобальном круговороте элементов. Представлены результаты наблюдений за содержанием водорастворимого органического вещества почвы исходного леса (подзолистая почва) и почв технологических участков вырубki, испытавших различную нагрузку: пасечный участок и волока: три прохода лесозаготовительной техники (подзолистая почва), десять проходов (турбозем детритный), с последующим выравниванием (турбозем). Выявлено значительное увеличение общего углерода в почвах после рубки в первые два года. Наибольшие изменения касаются верхних минеральных горизонтов EL и TUR_{cwd} , в которых содержание углерода возрастает в 3–6 раз, 0.32–2.2% по сравнению со значениями почвы исходного леса, 0.45%. Установлено значительное увеличение содержания C_{bc} в органогенных, до 33.4 мг/г, и минеральных горизонтах до 0.46 мг/г почв после сплошной рубки, что в среднем в три раза выше исходных показателей. Содержание водорастворимого азота спустя два года после рубки возрастает в органогенном горизонте от 0.23 до 2.12 мг/г. В минеральных горизонтах после рубки показатель N_{bc} варьировал от 0.003 до 0.020 мг/г. Значения в почве исходного леса – 0.002–0.011 мг/г. Показано, что содержание углерода и азота водорастворимых соединений можно считать важным критерием изменения почвенного органического вещества в результате лесозаготовительных мероприятий, поскольку концентрации значительно отличаются от исходных показателей.

Ключевые слова: рубка леса, полевой эксперимент, пасека, технологические элементы вырубki, подзолистые почвы, водорастворимые органические вещества, Albic Retisols

DOI: 10.31857/S0032180X24060028 , **EDN:** YCDBMV

ВВЕДЕНИЕ

Тажные экосистемы подвержены различным типам антропогенной деятельности, и при этом могут быть чувствительными индикаторами современных климатических изменений [49]. Лесозаготовительные мероприятия являются одним из главных антропогенных факторов, изменяющих лесные экосистемы. Проведение рубок главного пользования приводит к существенному изменению лесного

покрова и лесных почв [4, 7, 12]. Известно, что площадь пасечных участков составляет до 59–71%, волоков – 18–29% от общей площади лесосеки [4, 14]. Почвы пасечных участков не испытывают прямого воздействия тяжелой агрегатной техники в отличие от почв волоков, которые подвергаются наибольшему разрушению. Важным показателем становится число проходов колесной техники [8, 9, 65, 67], которое обуславливает перемешивание подстилок и минеральных горизонтов почв, поступление

порубочных остатков вглубь почвенного профиля при многократных проходах тяжелой лесозаготовительной техники [15].

В связи со значительными запасами углерода, сосредоточенного в лесных экосистемах, содержанию и изменению состава соединений углерода почв посвящено существенное количество работ [4, 16, 24, 42, 57, 59]. Почвы лесных экосистем бореального пояса содержат приблизительно 30% общепланетарных запасов углерода [64]. Но при этом работ по оценке влияния рубок на состав и свойства почвенного органического вещества в условиях европейского Севера не так много [6, 8]. Углерод водорастворимых соединений является одним из наиболее активных и подвижных источников углерода, представляет собой лабильную форму, которая быстро преобразовывается в почвах [18, 19, 47, 56] и играет важную роль в глобальном круговороте элемента [23, 32, 46, 48].

Минерализация водорастворимого органического вещества (**ВОВ**) оказывает значительное влияние на потерю углерода из наземных экосистем, включая лесные [29, 32]. Процессы сохранения и накопления ВОВ могут влиять на функции и питательный режим почв [43]. Таким образом, ВОВ участвует в формировании химического состава почв, осуществляет транспорт веществ в профиле почв [20, 29, 54]. ВОВ является наиболее важным субстратом для микроорганизмов [10, 21, 22, 25, 28, 37]. В настоящее время этот показатель часто применяют в качестве индикатора микробной активности [3, 30]. В работах как отечественных, так и зарубежных исследователей отмечены важные функции ВОВ, как наиболее динамической фракции органического вещества почв, которая является индикатором изменений ПОВ и процессов почвообразования в целом [10, 13]. Продемонстрировано, что его изменения могут быть рассмотрены в качестве показателя для мониторинга неблагоприятного воздействия на почвы [66, 45], а проведение экспериментальных и модельных исследований динамики ВОВ позволяют оценить его концентрации и вклад в глобальный цикл углерода [40].

На основе анализа литературы предполагается, что сведения о содержании и изменении ВОВ при широко распространенных лесозаготовительных мероприятиях на европейском северо-востоке России актуальны для получения новой информации и выделения ВОВ в качестве индикатора антропогенного воздействия (лесозаготовки, пожары и сельскохозяйственное использование). Актуальным остается проведение исследований по оценке сезонной динамики водорастворимых веществ, что может способствовать более глубокому пониманию этих процессов и их влияния на функционирование почв.

Цель работы — оценить изменение содержания углерода и азота водорастворимых соединений в почвах после рубки хвойно-лиственного насаждения в средней тайге Республики Коми.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования выполнены в подзоне средней тайги Республики Коми в 2020–2022 гг. Климат района исследований умеренно-континентальный, умеренно холодный. Среднегодовая температура воздуха составляет $+0.4^{\circ}\text{C}$, среднемесячная температура в июле $+16.7^{\circ}\text{C}$, в январе — -15.2°C . Годовое количество осадков 560 мм, испаряемость 442 мм, коэффициент увлажнения составляет 1.27, что свидетельствует об избыточном увлажнении [1, 2]. Согласно почвенно-географическому районированию, исследуемая территория расположена в южной части Вымь-Вычегодского округа типичных подзолистых почв, иллювиально-железистых подзолов, торфянисто-подзолисто-глееватых иллювиально-гумусовых почв. Объекты исследования были расположены на вершине мореного увала. Территория относится к Вычегодско-Мезенской равнине, почвообразующими породами которой служат водно-ледниковые суглинисто-глинистые однородные и слоистые отложения [1] (рис. 1).

Исходно на исследуемом участке развивалась подзолистая почва, формирующаяся в хвойно-лиственном насаждении (2020 г.). В зимний период 2020/2021 гг. на исследуемом участке была проведена рубка древостоя, включающая использование многооперационных машин (форвардер и харвестер). Исследование проводилось на разных технологических участках вырубki (рис. 2): пасечный участок (П) и волока с разным числом проходов колесной техники. Волока различались по степени механических нарушений: три (3П) и десять проходов тяжелой лесозаготовительной техники (10П), также были исследованы волока с десятью проходами с последующим выравниванием (10Р). В качестве экспериментальной машины для моделирования волоков использовали четырехосный форвардер Ponsse Elephant Erg08w A090626 (22.8 т). Перед проездом форвардера загружали балансом осины. Общая масса форвардера с древесиной составляла 36.3 т. На каждом технологическом участке вырубki закладывали по одному опорному разрезу для полнопрофильного отбора образцов один раз в полевой сезон. Для участка исходного леса и последующего пасечного участка разрезы были заложены в 2020, 2021 и 2022 гг. На волоках полнопрофильные разрезы закладывали в 2021 и 2022 гг. Разрезы закладывали в колеях, межколейное пространство механически не было нарушено. Для исследования динамики водорастворимых форм углерода и азота в течение двух лет после рубки ежемесячно с мая по октябрь — 6 отборов ежегодно (в 2021 г. с июня

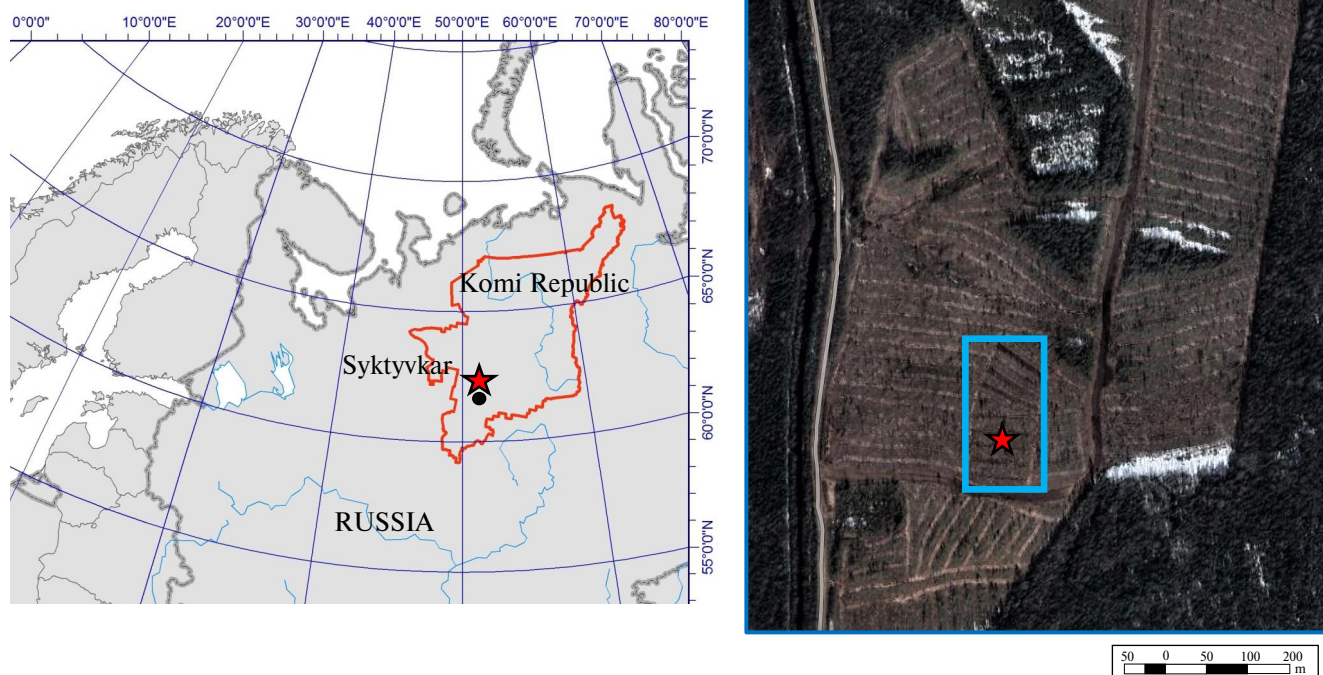


Рис. 1. Расположение участка вырубki и объекта исследования. Изображение участка взято с сайта Google Maps.

по сентябрь — 5 отборов) отбирали образцы из подстилок и верхних минеральных горизонтов почв пасечного участка (EL) и волоков ($TUR_{суд}$). Место отбора проб для учета сезонной динамики C_{bc} и N_{bc} на технологических элементах вырубki определяли случайным образом.

Более подробно данные об участке исследования и эксперименте по влиянию количества проходов на свойства почв были представлены в работе [8].

Химический анализ почв проводили в аккредитованной экоаналитической лаборатории и отделе почвоведения ИБ ФИЦ Коми НЦ УрО РАН. Общее содержание углерода ($C_{общ}$) и азота ($N_{общ}$) в образцах опорных разрезов определяли на анализаторе EA-1100 (Carlo Erba). Для определения содержания общего углерода и азота была отобрана смешанная проба из каждого генетического горизонта в разрезе. Содержание водорастворимых фракций углерода (C_{bc}) и азота (N_{bc}) с учетом сезонной динамики ($n = 5-6$) определяли на анализаторе TOC-VCPN (Япония, Shimadzu) с модулем TNM-1. Результаты представлены при уровне значимости $P = 0.95$. Экстракцию водорастворимых веществ проводили деионизированной водой (ELGA Lab Water, Англия) при комнатной температуре при соотношении 1 : 50 (почва : вода) для минеральных горизонтов и 1 : 100 для органических горизонтов в пробирках BIOFIL. Суспензии встряхивали в течение часа на шейкере Heidolph

Multi Reax (ускорении 6X, 4600 об/мин) при комнатной температуре. Фильтрацию проводили непосредственно после встряхивания на установках Millipore с использованием кварцевых фильтров (MN, Германия, с размером пор 0.4 мкм). Данные пересчитывали на воздушно-сухую навеску анализируемой пробы.

В программе Statistica 10.0 были построены графики блока для сравнения различий между участками исследования и медианных значений, разброса значений. Диаграммы распределения были построены в Microsoft Excel 2010.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физико-химические свойства почв. Исследования влияния рубки на физико-химические свойства почв описаны ранее в работе [8]. Некоторые физико-химические параметры представлены в табл. 1. Показано, что почва пасечного участка в первый год после рубки характеризовалась среднекислыми значениями 4.2–5.5 pH_{H_2O} . Спустя два года после рубки в 2022 г. показатель pH_{H_2O} по профилю почвы пасечного участка варьировал от 4.4 до 5.7. Химические свойства почв волоков через два года после рубки имеют ряд отличий, как от фоновых, так и от показателей спустя год после рубки. В почве волока с тремя проходами pH_{H_2O} варьировал в 2021 г. от 4.4 до 5.8, в 2022 г. — 4.7–5.4. В почве 10П наблюдается некоторое подкисление

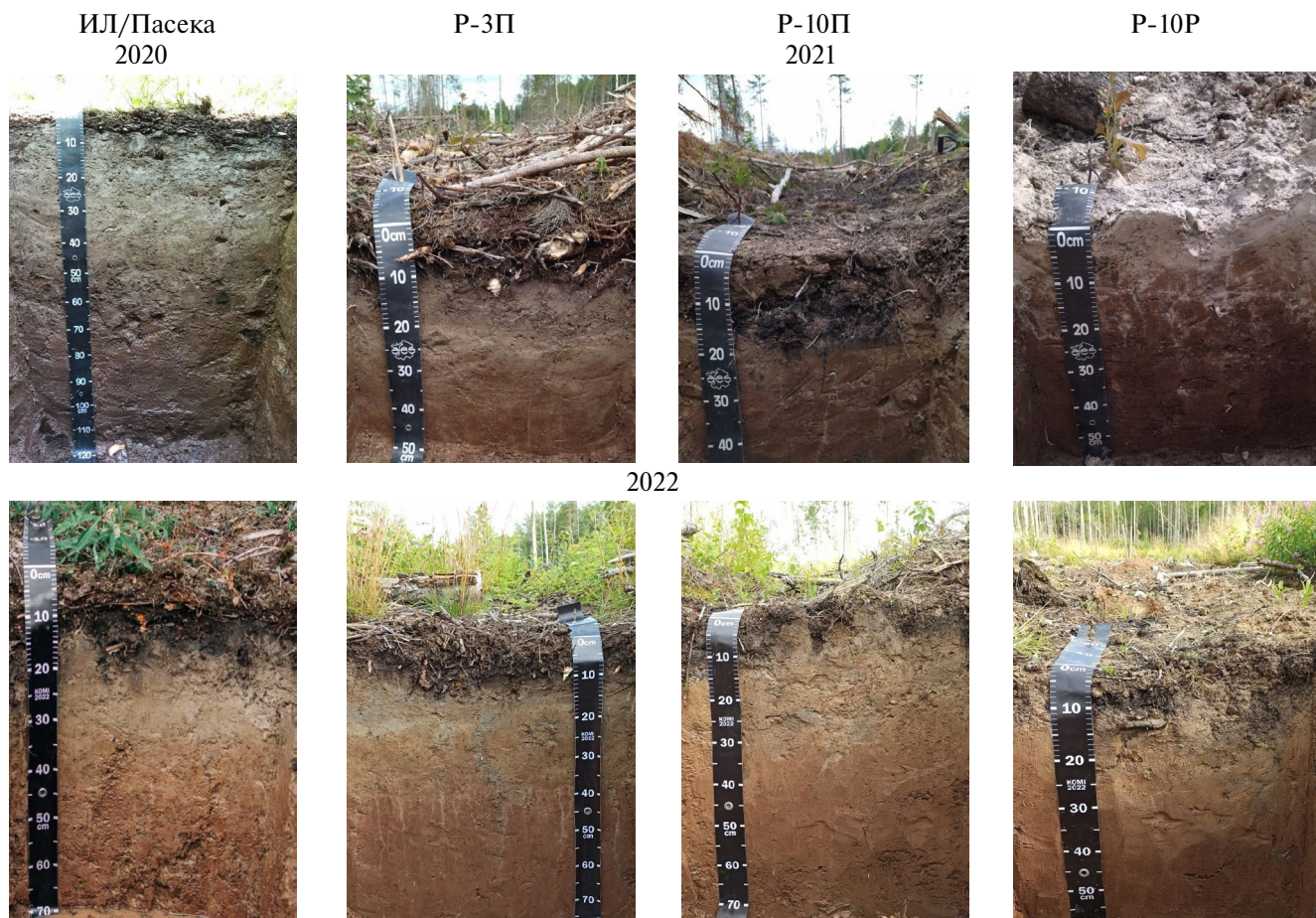


Рис. 2. Профили исследованных почв. ИЛ — исходный лес, П — пасека (слева, внизу), 3П — разрез на волоке с тремя проходами, 10П — разрез на волоке с десятью проходами, 10Р — разрез на волоке с десятью проходами и последующим выравниванием.

верхнего турбированного горизонта до 4.7 в 2021 г. и 4.8 спустя два года после рубки по сравнению с почвой Р-10Р, поскольку органогенный горизонт не был полностью уничтожен, а перемешан с верхним минеральным. Для почвы 10Р pH_{H_2O} варьировал от 5.0–5.2, что характерно для срединных минеральных горизонтов.

Анализ гранулометрического состава позволил выявить некоторое увеличение содержания физической глины (<0.01) в минеральных горизонтах почв волоков по сравнению с почвой до вырубki. Распределение фракции физической глины носит равномерно-элювиальное распределение с увеличением в нижних минеральных горизонтах. Кроме этого, выявлено увеличение илистой фракции (<0.001 мм) в срединных и нижних минеральных горизонтах почв волоков в 1.2–5.0 раз. Содержание илистой фракции в почве 3П варьирует от 13 до 44%, в почве 10П — от 19 до 46%. Максимальное содержание и увеличение илистой фракции по сравнению с фоновой почвой выявлено для участка

10Р — от 27 до 60%. Вероятно, колесная техника путем продавливания и перемешивания способствует миграции илстых частиц вниз по профилю почв. Таким образом, почвы волоков характеризуются более тяжелым гранулометрическим составом (супесь—глина легкая) по сравнению с исходной почвой (супесь—средний суглинок).

Содержание общего углерода и азота. Содержание углерода и азота в исходной подзолистой почве характеризуется регрессивно-аккумулятивным распределением элементов по профилю с максимальными концентрациями в подстилках и их уменьшением в минеральных горизонтах. Это типично для данного типа почв, формирующихся в хвойно-лиственном насаждении, что согласуется с литературными данными [58, 33].

Содержание углерода исходной почвы до рубки леса (ИЛ) в подстилке варьировало от 34.4 до 45.4%, в минеральных горизонтах 0.16–0.45% (табл. 2). Содержание азота составляло 1.10–1.73 и 0.021–0.037% соответственно. По содержанию углерода в

Таблица 1. Содержание углерода ($C_{\text{общ}}$) и азота ($N_{\text{общ}}$) в почвах исходного леса и пасечного участка

Разрез	Год	Горизонт	Глубина, см	C _{общ}	N _{общ}	C/N
				%		
ИЛ	2020	O(L)	0—1	42.90 ± 1.50	1.73 ± 0.19	29
		O(F)	1—4	44.50 ± 1.60	1.72 ± 0.19	30
		O(H)	4—5	34.40 ± 1.20	1.10 ± 0.12	36
		EL1	5—20	0.45 ± 0.10	0.04 ± 0.01	14
		EL2	20—45	0.16 ± 0.04	0.02 ± 0.01	9
		BEL	45—65	0.21 ± 0.05	0.02 ± 0.01	11
Пасека	2021	O(L)	0—1	44.80 ± 1.60	1.90 ± 0.21	28
		O(F)	1—4	44.40 ± 1.60	1.60 ± 0.18	32
		O(H)	4—5	40.00 ± 1.40	1.22 ± 0.13	38
		EL1	5—20	0.31 ± 0.07	0.02 ± 0.01	14
		EL2	20—45	0.54 ± 0.12	0.03 ± 0.01	19
		BEL	45—65	0.11 ± 0.03	0.02 ± 0.01	7
	2022	O(L)	0—1	14.90 ± 1.50	0.60 ± 0.12	29
		O(F)	1—4	33.40 ± 1.20	1.14 ± 0.13	34
		O(H)	4—5	39.40 ± 1.40	1.11 ± 0.12	41
		EL1	5—20	0.93 ± 0.21	0.05 ± 0.01	23
		EL2	20—45	0.46 ± 0.11	0.04 ± 0.01	14
		BEL	45—65	0.12 ± 0.03	0.02 ± 0.01	9

Примечание. ИЛ – исходный лес, $\pm \Delta$ – границы интервала абсолютной погрешности при $P = 0.95$. Прочерк – данные отсутствуют.

подстилке и минеральных горизонтах почвы пасечного участка через год после рубки выявлены близкие показатели по сравнению с почвой исходного леса. В первый год после рубки содержание углерода в органогенном горизонте почвы пасечного участка составляло от 40.0 до 44.8%. Содержание азота варьировало 1.22–1.90%. Несколько более высокие показатели содержания углерода в верхнем подгоризонте подстилки, вероятно, обусловлены поступлением порубочных остатков, хвои, листьев [6]. В минеральных горизонтах содержание $C_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$ характеризуется уменьшением (0.110–0.54% углерода, 0.019–0.033% азота). Спустя два года после рубки содержание углерода в подстилке варьировало от 14.9 до 39.4%. В минеральных горизонтах содержание $C_{\text{общ}}$ составляло от 0.12 до 0.93%, $N_{\text{общ}}$ – 0.016–0.048%. Уменьшение $C_{\text{общ}}$ в верхнем подгоризонте подстилки на второй год после рубки,

вероятно, обусловлено возрастанием в составе напочвенного покрова светолюбивого травянистого вида *Avenella flexuosa* (луговик извилистый). В работе [17] показано, что подстилки с высоким содержанием травянистых растений отличаются от типичных лесных пониженными концентрациями углерода, это свидетельствует о различных соотношениях исходных органических веществ в опаде – более высокой доле лигнина в лесных и целлюлозы в травяных подстилках [17]. Выявлено, что содержание углерода в верхнем минеральном горизонте EL спустя два года после рубки практически в два раза возрастает (до $0.93 \pm 0.21\%$) по сравнению с исходными значениями (до $0.45 \pm 0.10\%$). Вероятно, это связано с большей пропиткой органическим веществом горизонтов при разложении порубочных растительных остатков на второй год после

Таблица 2. Содержание углерода (C_{общ}) и азота (N_{общ}) в почвах волоков

Разрез	Год	Горизонт	Глубина, см	C _{общ}	N _{общ}	C/N	
				%			
3П	2021	O(L)	0–2	47.00 ± 1.60	1.24 ± 0.14	44	
		O(F+H)	2–5	42.50 ± 1.50	1.25 ± 0.14	40	
		EL1	5–15	0.65 ± 0.15	0.05 ± 0.01	15	
		EL2	15–25	0.15 ± 0.03	0.02 ± 0.01	10	
		BEL	25–35	0.14 ± 0.03	0.02 ± 0.01	9	
		BT	35–50	0.16 ± 0.04	0.02 ± 0.01	8	
	2022	O(L)	0–2	35.90 ± 1.30	1.23 ± 0.14	34	
		O(F+H)	2–5	39.30 ± 1.40	1.33 ± 0.15	34	
		EL1	5–15	0.83 ± 0.19	0.04 ± 0.01	25	
		EL2	15–25	0.38 ± 0.09	0.03 ± 0.01	15	
		BEL	25–35	0.17 ± 0.04	0.02 ± 0.01	9	
		BT	35–50	0.26 ± 0.06	0.03 ± 0.01	9	
	10П	2021	TUR _{cwd}	0–15	2.20 ± 0.30	0.11 ± 0.02	23
			EL	15–20	0.27 ± 0.06	0.03 ± 0.01	12
BEL			20–30	0.18 ± 0.04	0.03 ± 0.01	8	
BT			30–50	0.15 ± 0.03	0.03 ± 0.01	7	
2022		TUR _{cwd}	0–15	6.30 ± 0.60	0.24 ± 0.05	31	
		EL	15–20	0.53 ± 0.12	0.04 ± 0.01	15	
		BEL	20–30	0.27 ± 0.06	0.03 ± 0.01	11	
		BT	30–50	0.17 ± 0.04	0.03 ± 0.01	7	
10Р	2021	TUR _{cwd}	0–10	0.32 ± 0.07	0.03 ± 0.01	12	
		BEL	10–20	0.25 ± 0.06	0.04 ± 0.01	8	
		BT	20–50	0.17 ± 0.04	0.04 ± 0.01	6	
	2022	TUR _{cwd}	0–10	2.00 ± 0.30	0.11 ± 0.02	21	
		BEL	10–20	0.48 ± 0.11	0.05 ± 0.01	12	
		BT	20–50	0.36 ± 0.08	0.05 ± 0.01	9	

Примечание. 3П – разрез на волокне с тремя проходами, 10П – разрез на волокне с десятью проходами, 10Р – разрез на волокне с десятью проходами и последующим выравниванием. ±Δ – границы интервала абсолютной погрешности при P = 0.95. Прочерк – данные отсутствуют.

рубки. По содержанию азота значительных изменений не выявлено.

Содержание углерода и азота в почвах волоков (табл. 3) также характеризуется изменениями, проявляющимися в их увеличении в верхних минеральных горизонтах. В почве с тремя проходами (3П) содержание углерода и азота было максимально близко к исходным значениям. Вероятно, это обусловлено меньшей техногенной нагрузкой на данном участке. Спустя год после рубки в

почве 3П содержание углерода в подстилке составляло 42.5–47.0% углерода и 1.24–1.25% азота, в минеральных горизонтах содержание углерода варьировало от 0.14 до 0.65%, азота – 0.017–0.049%, что соответствует значениям почвы ИЛ. Два года спустя после рубки наблюдаются аналогичные с исходными закономерности распределения в профиле почвы с уменьшением содержания углерода в подстилке (35.9–39.3%) и увеличением в верхних минеральных горизонтах (0.17–0.83%).

Таблица 3. Некоторые физико-химические параметры исследованных почв

Разрез	Год	Горизонт	Глубина, см	pH _{H2O}	Содержание частиц, %	
					<0.01	<0.001
ИЛ	2020	O(L)	0–1	5.3 ± 0.1	—	—
		O(F)	1–4	4.5 ± 0.1	—	—
		O(H)	4–5	4.3 ± 0.1	—	—
		EL1	5–20	5.0 ± 0.1	19	9
		EL2	20–45	5.7 ± 0.1	28	9
		BEL	45–65	5.8 ± 0.1	20	8
Пасека	2021	O(L)	0–1	5.4 ± 0.1	—	—
		O(F)	1–4	4.6 ± 0.1	—	—
		O(H)	4–5	4.2 ± 0.1	—	—
		EL1	5–20	4.6 ± 0.1	8	3
		EL2	20–45	5.0 ± 0.1	8	4
		BEL	45–65	5.5 ± 0.1	35	12
3П		O(L)	0–2	5.1 ± 0.1	—	—
		O(F+H)	2–5	4.4 ± 0.1	—	—
		EL1	5–15	4.7 ± 0.1	13	5
		EL2	15–25	5.4 ± 0.1	25	5
		BEL	25–35	5.7 ± 0.1	33	15
		BT	35–50	5.8 ± 0.1	44	27
10П		TUR _{cwd}	0–15	4.7 ± 0.1	22	9
		EL	15–20	5.3 ± 0.1	19	7
		BEL	20–30	5.7 ± 0.1	44	23
		BT	30–50	5.9 ± 0.1	46	28
10Р		TUR _{cwd}	0–10	5.1 ± 0.1	27	5
		BEL	10–20	5.5 ± 0.1	60	41
		BT	20–50	5.7 ± 0.1	58	40

Примечание. ИЛ — исходный лес, ±Δ — границы интервала абсолютной погрешности при $P = 0.95$. Прочерк — данные отсутствуют.

Основные отличия наблюдаются в почвах на волоках с десятью проходами колесной лесозаготовительной техники. Содержание углерода в турбированных горизонтах TUR_{cwd} почв 10П и 10Р спустя год после рубки составляло от 0.32 до 2.2%, азота 0.031–0.112%, что обусловлено перемешиванием подстилок с верхними минеральными горизонтами. В почве 10П содержание $S_{\text{общ}}$ в горизонте TUR_{cwd} возросло до $6.3 \pm 0.6\%$. В нижних минеральных горизонтах значения практически не изменились. В почве участка с рекультивацией содержание углерода в верхнем минеральном горизонте составило $2.0 \pm 0.3\%$. Увеличение содержания

углерода выявлено и в нижних минеральных горизонтах (0.36–0.48%). Схожие закономерности установлены по содержанию азота в почвах волоков с десятью проходами колесной техники.

Наиболее наглядно изменение содержания углерода и азота можно представить при анализе медианных значений в верхнем минеральном горизонте EL (TUR_{cwd}) (рис. 3а, 3с), который претерпел наибольшие изменения после механического воздействия колесной техники (турбирование, перемешивание). Показатель медианы содержания углерода $S_{\text{общ}}$ можно представить в ряду 0.45% (ИЛ) — 0.55% (П) — 0.72% (3П) — 1.05% (10Р) — 4.1% (10П).

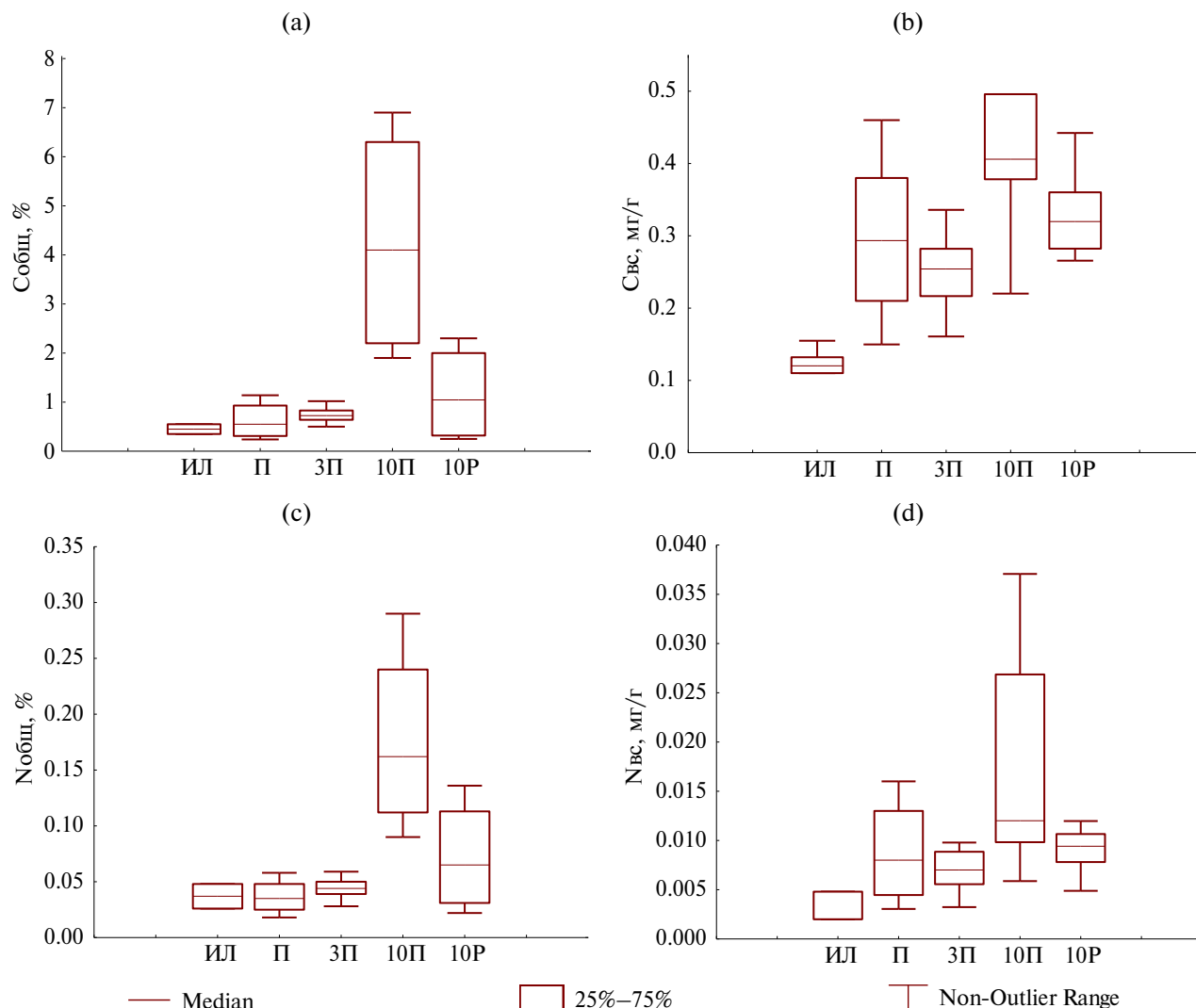


Рис. 3. Содержание углерода $C_{\text{общ}}$ (a) и $C_{\text{вс}}$ (b), азота $N_{\text{общ}}$ (c) и $N_{\text{вс}}$ (d) в верхних минеральных горизонтах EL и $TUR_{\text{свд}}$ за 2021–2022 гг. $\pm \Delta$ – границы интервала абсолютной погрешности при $P = 0.95$. Обозначения почв см. рис. 2.

Медианы по содержанию азота имеют схожие закономерности: 0.037% (ИЛ) – 0.035% (П) – 0.044% (3П) – 0.065% (10Р) – 0.162% (10П).

Выявлено значительное увеличение углерода в верхних турбированных горизонтах $TUR_{\text{свд}}$ на второй год после рубки в 3–6 раз по сравнению с 2021 г. и в 4–14 раз в сравнении с исходными значениями в верхнем минеральном горизонте EL до рубки. Содержание азота в верхнем минеральном горизонте почв волоков с десятью проходами в целом возросло в 2–4 раза по сравнению с прошлым годом. Таким образом, можно предположить, что пул погребенного органического вещества может стать важным источником углерода, который, вероятно, будет долгое время сохраняться в почвах волоков. Как отмечено в работе [5], в механически

нарушенных почвах участков лесосек накапливается большое количество углерода медленно разлагающегося органического вещества крупных древесных остатков, которое со временем обогащает биофильными элементами верхние и нижележащие горизонты почв.

Водорастворимые формы углерода и азота. Важной составляющей органического вещества является его водорастворимая фракция, которая формируется из фильтратов подстилки, корневых выделений и продуктов жизнедеятельности почвенных животных [32, 41, 50]. Содержание $C_{\text{вс}}$ в исследованных почвах в значительной степени повторяет распределение $C_{\text{общ}}$ и имеет также регрессивно-аккумулятивное распределение по профилю почв, которое характеризуется значительным сокращением

содержания углерода C_{bc} в минеральных горизонтах по сравнению с подстилками. В литературе отмечают сильную взаимосвязь между содержанием водорастворимого углерода и почвенного органического углерода, не в краткосрочном моменте времени [73], а в долгосрочной перспективе [38].

Изменение водорастворимого углерода и азота в почве пасечного участка. Почва исходного участка до рубки характеризуется содержанием углерода C_{bc} от 1.68 до 21.71 мг/г в подстилках и 0.02–0.15 мг/г минеральных горизонтах. Проведение исследований по оценке сезонной динамики ВОВ позволило выявить увеличение содержания C_{bc} в подстилке в осенние месяцы (рис. 4). Максимальные концентрации C_{bc} отмечены для подгоризонтов свежего опада $O(L)$, они варьировали в течение мониторингового периода 8.84–14.46–21.71–10.73 мг/г, что, вероятно, связано с насыщением подстилки органическими соединениями, поступающими со свежей хвоей и листьями в течение вегетационного периода. Выявлена динамика увеличения содержания водорастворимого углерода со временем в средне- и хорошо разложившихся подгоризонтах подстилки. Особенно отчетливо это проявляется

в гумусированном подгоризонте $O(H)$. Содержание C_{bc} увеличивалось от 1.68 в июле до 10.62 мг/г в октябре, что обусловлено гумификацией органического материала и пропиткой подгоризонта дождевыми водами в осенний период, насыщенными органическими веществами. Минеральные горизонты характеризуются значительно меньшим содержанием водорастворимых веществ. В верхнем элювиальном горизонте содержание водорастворимого углерода аналогично подстилочным горизонтам увеличивается в период с июля по сентябрь и уменьшается в октябре. Вероятно, это обусловлено началом сезона дождей и вымыванием из органогенных горизонтов органических соединений в верхние минеральные. В литературе отмечено, что концентрация ВОВ в почве контролируется несколькими факторами, в том числе климатическими условиями [36, 51]. Осадки могут привести к выделению в почвенный раствор более высоких концентрации ВОВ [46].

В целом результаты сопоставимы с данными полученными ранее для схожей почвы ельника зеленомошного, развивающегося на суглинистых почвообразующих породах в условиях хорошо

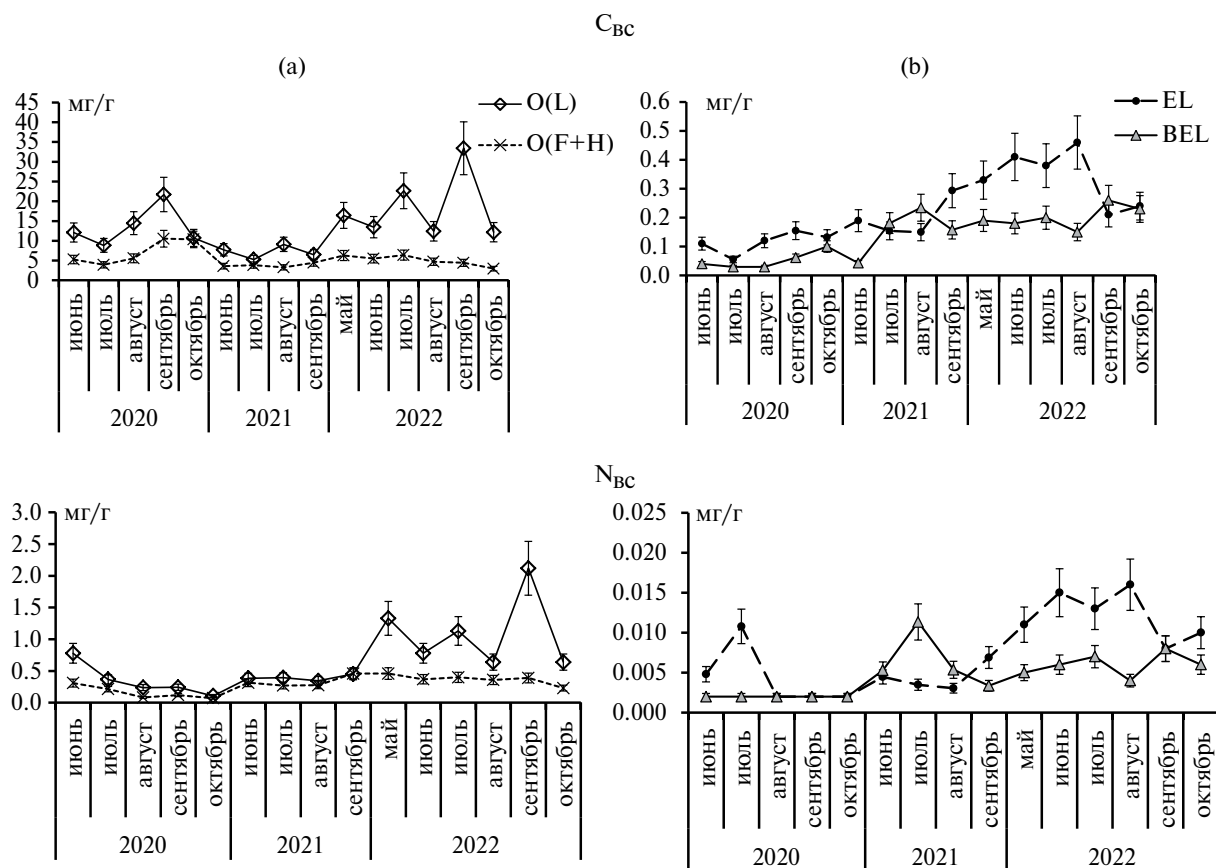


Рис. 4. Сезонная динамика C_{bc} и N_{bc} в исследованных почвах исходного (2020 г.) и пасечного участка (2021–2022 гг.) в органогенных (а) и минеральных (б) горизонтах. $\pm \Delta$ — границы интервала абсолютной погрешности при $P = 0.95$.

дренированных ландшафтов не территории Республики Коми [5, 34]. Анализ литературы показал, что полученные данные близки к средним мировым значениям концентрации C_{bc} в почвенном профиле мощностью 0–30 см 0.077 мг/г (0.073–0.081) [26, 27, 58, 40].

Проведенный мониторинг в полевой период в 2021 г. позволил выявить изменения в содержании водорастворимых органических веществ в исследованных почвах уже в первый год после зимней рубки. Содержание углерода водорастворимых соединений C_{bc} в подстилке почвы пасечного участка составляло от 3.3 до 9.1 мг/г, что ниже, чем до рубки. В минеральных горизонтах содержание C_{bc} варьировало от 0.04 до 0.29 мг/г, что в целом выше, чем исходные значения до рубки. Распределение ВОВ по профилям почв осталось аналогичным фоновому — регрессивно-аккумулятивное. Установлена тенденция увеличения содержания углерода ВОВ в минеральных горизонтах к осенним месяцам. Максимальное содержание C_{bc} выявлено в октябре — 0.29 мг/г в горизонте EL, что, вероятно, связано с началом осеннего периода, увеличением количества осадков и повышением миграционной способности органических веществ. Кроме этого, уже в первый год после рубки, наблюдается изменение содержания C_{bc} в минеральных горизонтах. В июле и августе содержание углерода в верхнем элювиальном горизонте ниже, чем в горизонте BEL. До рубки этого не наблюдалось.

На второй год после рубки выявлено значительное возрастание содержания водорастворимого углерода, как в органогенном, так и в минеральных горизонтах почвы пасечного участка по сравнению с предыдущими периодами. Особенно это касается верхних минеральных горизонтов, в которых наблюдалась почечность органических веществ из подстилочных горизонтов, обусловленная вымыванием не связанных с минеральными веществами водорастворимых органических веществ, которые пропитывают верхние минеральные горизонты почв. Содержание углерода C_{bc} в элювиальном горизонте варьирует в течение вегетационного сезона от 0.21 до 0.46 мг/г, что в среднем в три раза выше фоновых показателей. В нижележащем минеральном горизонте BEL содержание C_{bc} превышало значения до рубки в четыре раза и составляло от 0.15 до 0.23 мг/г.

Содержание водорастворимого азота значительно меньше, чем углерода, но характеризуется теми же закономерностями (рис. 4). Для почвы фоновой участка в 2020 г. содержание в подстилке варьировало от 0.07 до 0.37 мг/г. В 2021 г. содержание N_{bc} в органогенном горизонте почвы пасеки значительно возрастает от 0.32 до 0.46 мг/г. Спустя два года увеличение содержания водорастворимого азота продолжается и составляет 0.23–2.12 мг/г. Закономерности высокого содержания N_{bc} в почве

пасечного участка после рубки выявлены и для минеральных горизонтов. В верхнем минеральном горизонте EL содержание водорастворимого азота в фоновой почве варьировало от 0.002 до 0.011 мг/г, для BEL характерно очень низкое содержание N_{bc} в течение сезона 0.002 ± 0.0004 мг/г.

Полученные результаты схожи с данными [60], в которых было обнаружено увеличение содержания азота в органогенных горизонтах в 1.4 раза после сплошных рубок. Такое увеличение авторы связывают с нарушением почвенного покрова, увеличением притока воды, накоплением в почве разлагающихся древесных остатков, либо с увеличением микробной активности [28]. Вероятно, показатель содержания N_{bc} в подстилке почв можно будет считать условным диагностическим признаком влияния рубок на почвенное органическое вещество.

Изменение водорастворимых форм углерода и азота в почвах волоков. В почве волока с тремя проходами (ЗП) сохранился, но был преобразован органогенный горизонт. Содержание C_{bc} в нем в первый год после рубки составляло 2.8–8.3 мг/г, что сопоставимо с результатами исходной почвы до рубки и пасечного участка. Однако наблюдается уменьшение содержания C_{bc} в подстилке во временном интервале с июля по сентябрь. Вероятно, даже при минимальном продавливании происходит изменение распределения органических веществ по профилю почв. Спустя два года после рубки выявлено увеличение содержания углерода C_{bc} от 8.3 до 21.7 мг/г в подгоризонте O(L) и от 2.8 до 4.2 мг/г в подгоризонте O(F+N). Характер сезонной динамики водорастворимого углерода в органогенном горизонте показывает максимальное накопление в июле 2022 г., спустя два года после рубки (22.2 мг/г) (рис. 5). В остальные месяцы получены схожие результаты (4.7–11.8 мг/г), но наблюдается тенденция к увеличению содержания C_{bc} в подстилке после рубки. Содержание C_{bc} в верхнем минеральном горизонте (EL) почве ЗП наоборот увеличивалось от июля к сентябрю (0.10→0.16→0.27 мг/г), хоть показатели близки к значениям фоновых и пасечных участков. На второй год после рубки выявлено общее увеличение содержания углерода водорастворимых соединений в элювиальном горизонте почвы (0.22–0.34 мг/г) по сравнению с первым годом после рубки (рис. 5).

Содержание N_{bc} в почве ЗП в первый год после рубки характеризуется увеличением в органогенном горизонте с течением времени с июля до сентября 0.248→0.312→0.371 мг/г, что выше показателей почвы ИЛ и близко к содержанию в почве пасечного участка. Особенно это выражено в осенние месяцы при увеличении влажности. На второй год содержание азота N_{bc} в органогенном горизонте ЗП варьировало от 0.260 до 0.510 мг/г, что выше, чем на исходном участке и спустя год после рубки. В верхнем минеральном горизонте содержание

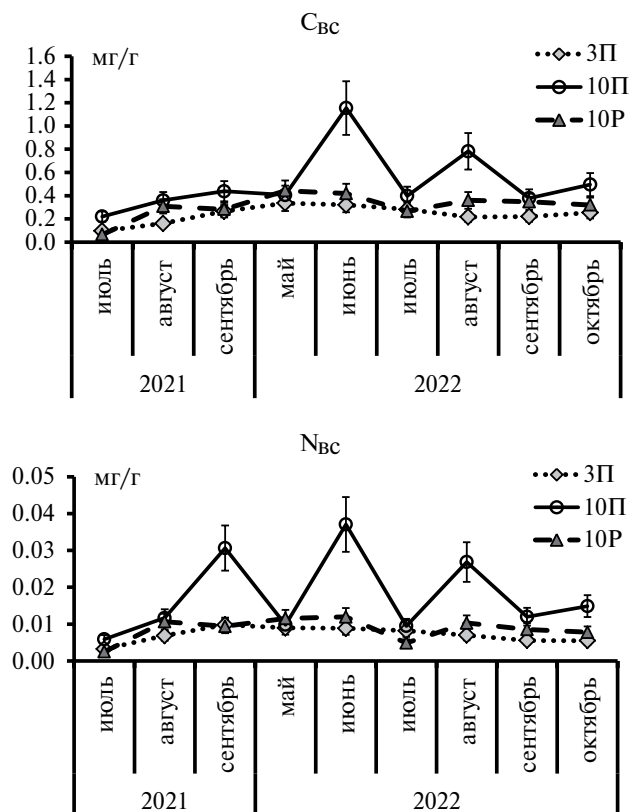


Рис. 5. Сезонная динамика C_{bc} и N_{bc} в верхних минеральных горизонтах почв волоков (2021–2022 гг). $\pm \Delta$ – границы интервала абсолютной погрешности при $P = 0.95$. Обозначения почв см. рис. 2.

азота водорастворимых соединений составляло в первый год после рубки от 0.003 мг/г в июле до 0.010 мг/г в сентябре 2021 г. Тенденция увеличения от летних месяцев к осенним сохраняется и для N_{bc} . Спустя два года после рубки содержание N_{bc} в элювиальном горизонте почвы 3П наоборот уменьшается от весенних к осенним месяцам с мая по октябрь от 0.009 до 0.005 мг/г. В целом содержание N_{bc} в минеральных горизонтах почвы 3П спустя два года после рубки близко к показателям исходной почвы.

Показано значительное увеличение содержания углерода и азота водорастворимых веществ в верхних турбированных горизонтах почв волоков с десятью проходами (рис. 3b, 3d). Кроме этого, выявлено увеличение доли углерода C_{bc} от общего органического углерода в минеральных горизонтах почв волоков с десятью проходами 1–10% по сравнению с почвой волока с тремя проходами. Для почвы 10П в первый год после рубки C_{bc} постепенно увеличивалось от 0.22 в июле до 0.44 мг/г в сентябре. Спустя два года содержание углерода водорастворимых соединений в турбированном горизонте $TUR_{c_{wd}}$ значительно увеличилось

и варьировало от 0.38 до 1.15 мг/г. Максимальные значения были установлены в июне 1.15 мг/г и августе 0.78 мг/г 2022 г. В почве 10Р содержание C_{bc} в первый год после рубки составляло 0.13–0.31 мг/г. На второй год после рубки содержание варьировало от 0.27 до 0.44 мг/г, что в целом выше, чем в первый год после рубки, но схоже с результатами для почв других технологических элементов вырубki.

В турбированном горизонте почвы волокa с десятью проходами 10П содержание азота водорастворимых соединений варьировало в первый год после рубки от 0.006 до 0.031 мг/г (рис. 5). Сохранилась тенденция к увеличению содержания N_{bc} от летних месяцев к осенним. В почве 10Р содержание азота составило в первый год 0.003–0.011 мг/г. На второй год после рубки выявлено неравномерное содержание азота N_{bc} в верхнем турбированном горизонте почвы 10П по месяцам, которое варьировало от 0.010 до 0.037 мг/г. Максимальные концентрации N_{bc} выявлены в июне и августе 2022 г. Для почвы с рекультивацией 10Р показатель N_{bc} на второй год после рубки носит более равномерный характер по месяцам исследованного года. Содержание углерода C_{bc} спустя два года после рубки составляет 0.005–0.012 мг/г, что близко к показателю года после рубки (0.003–0.011 мг/г), но ниже, чем в почве 10П ввиду полного отсутствия органогенного горизонта, который во многом определяет состав и свойства органических веществ [53].

В результате проведенных исследований установлено, что после сплошных рубок происходит резкое уменьшение количества растительного опада, что приводит к снижению содержания водорастворимых веществ, это было отмечено в первый год после рубки, несмотря на дополнительное поступление порубочных остатков. Некоторые авторы отмечают снижение экспорта ВОВ с участков вырубki [35]. Увеличение содержания водорастворимых органических веществ в подстилке и минеральных горизонтах вероятно обусловлено началом разложения древесных остатков и заселением вырубki травянистыми растениями, что наблюдали на второй год после рубки. Увеличение содержания водорастворимых форм углерода и азота в верхних минеральных горизонтах почв волоков с разной техногенной нагрузкой обусловлено их перемешиванием с подстилкой, поступлением дополнительного органического вещества с порубочными остатками. В литературе отмечено, что возрастание содержания ВОВ длится 2–10 лет [52, 55] с постепенным снижением содержания через несколько лет после проведения сплошных рубок, что некоторые авторы связывают со стабилизацией почвенного органического вещества [31, 52, 60].

Существует большое количество работ направленных на выявление взаимосвязей концентрации водорастворимых соединений углерода и азота зависимости от климатических зон и типа

растительности [11, 29, 39]. Многочисленные исследования были проведены по изучению содержания ВОВ в зависимости от температуры и влажности [29]. Доступность растворенного органического вещества в почве также зависит от его взаимодействия с минеральными компонентами [63]. Важными являются гранулометрический состав (содержание физической глины и илистой фракции), водоудерживающая способность, пористость и скорость инфильтрации, которые влияют на сорбционную силу в почве [62]. Показатель содержания гидроксидов алюминия и железа, которые являются одними из наиболее важных адсорбентов ВОВ [44]. Интересным и важным является факт, что ВОВ является субстратом для почвенных микроорганизмов, а также влияет на характеристики углерода микробной биомассы и микробного дыхания [40, 70, 71]. Поэтому особенности водорастворимого органического вещества и его воздействие на микробиологические характеристики требуют дальнейшего изучения [72].

Лабильная водорастворимая фракция углерода чувствительна к нарушениям почв даже больше, чем общий пул ПОВ [61]. Некоторые авторы отмечают положительный опыт использования ВОВ в качестве индикатора изменений окружающей среды в водных и морских науках и предлагают использовать его изменения и тренды в почвоведении [45]. В работе [69] показано свойство ВОВ чутко реагировать на изменения в землепользовании и управлении, такими как преобразование лесов в сельскохозяйственные системы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате исследования влияния сплошной рубки на содержание углерода, азота и их водорастворимых форм установлено, что даже при минимальном воздействии колесной лесозаготовительной техники происходит изменение распределения веществ в профиле почв. Выявлено значительное увеличение содержания $C_{\text{общ}}$ и $N_{\text{общ}}$ в верхних турбированных горизонтах исследованных почв. Аналогично возрастает содержание водорастворимых форм углерода и азота, превышающих исходные значения на всех технологических участках вырубки, что обусловлено дополнительным поступлением и разложением порубочных остатков на поверхность.

Значительное увеличение содержания ВОВ в профиле почв после сплошной рубки леса позволяет сделать вывод о важности данного показателя в рамках изучения изменений почвенного органического вещества под влиянием различных антропогенных и естественных факторов. Содержание $C_{\text{вс}}$ и $N_{\text{вс}}$ имеет ключевое значение, поскольку значительно отличается от исходных показателей. Продолжение научной работы в области изучения водорастворимых соединений углерода и азота и их изменений

в результате естественных и антропогенных факторов является актуальным, а данная работа послужит основой для дальнейших исследований.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-74-10007, <https://rscf.ru/project/23-74-10007/>.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас почв Республики Коми / Под ред. Добровольского Г.В. и др. Сыктывкар, 2010. 356 с.
2. Атлас Республики Коми по климату и гидрологии / Под ред. Таскаева А.И. М.: Наука, 1997. 116 с.
3. Горбов С.Н., Безуглова О.С., Скрипников П.Н., Тищенко С.А. Растворимое органическое вещество в почвах Ростовской агломерации // Почвоведение. 2022. № 7. С. 894–908. <https://doi.org/10.31857/S0032180X2207005X>
4. Дымов А.А. Влияние сплошных рубок в бореальных лесах России на почвы (Обзор) // Почвоведение. 2017. № 7. С. 787–798. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17070024>
5. Дымов А.А. Почвы механически нарушенных участков лесосек средней тайги Республики Коми // Лесоведение. 2018. № 2. С. 130–142. <https://doi.org/10.7868/S0024114818020055>
6. Дымов А.А. Сукцессии почв в бореальных лесах Республики Коми. М.: ГЕОС, 2020. 336 с. <https://doi.org/10.34756/GEOS.2020.10.37828>
7. Дымов А.А., Старцев В.В. Изменение температурного режима подзолистых почв в процессе естественного лесовозобновления после сплошнолесосечных рубок // Почвоведение. 2016. № 5. С. 599–608. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16050038>
8. Дымов А.А., Старцев В.В., Горбач Н.М., Севергина Д.А., Кутявин И.Н., Осипов А.Ф., Дубровский Ю.А. Изменения почв и растительности при разном числе проездов колесной лесозаготовительной техники (средняя тайга, Республика Коми) // Почвоведение. 2022. № 11. С. 1426–1441. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22110028>
9. Ильинцев А.С., Наквасина Е.Н. Образование коллейности при проходе лесозаготовительной техники в ельниках на двучленных породах // Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии. 2021. № 237. С. 168–182. <https://doi.org/10.21266/2079-4304.2021.237.168-182>
10. Караванова Е.И. Водорастворимые органические вещества: фракционный состав и возможности их

- сорбции твердой фазой лесных почв (обзор литературы) // Почвоведение. 2013. № 8. С. 924–936. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13080042>
11. Караванова Е.И., Золовкина Д.Ф. Влияние состава подстилок на характеристики их водорастворимых органических веществ // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 2020. Т. 2. С. 67–73. <https://doi.org/10.3103/S0147687420020052>.
 12. Лукина Н.В., Полянская Л.М., Орлова М.А. Питательный режим почв северотаежных лесов. М.: Наука, 2008. 342 с.
 13. Луценко Т.Н., Аржанова В.С., Ким Н.Ю. Трансформация растворенного органического вещества почвы на вырубках пихтово-елового леса // Почвоведение. 2006. № 6. С. 674–680.
 14. Паутов Ю.А., Ильчуков С.В. Пространственная структура производных насаждений на сплошных концентрированных вырубках в Республике Коми // Лесоведение. 2001. № 2. С. 27–32.
 15. Росновский И.Н. Повреждение почвы при летних лесозаготовках в западной Сибири // Лесоведение. 2001. № 2. С. 22–26.
 16. Тебенькова Д.Н., Гичан, Д.В., Гагарин Ю.Н. Влияние лесоводственных мероприятий на почвенный углерод: обзор // Вопросы лесной науки. 2022. Т. 5. № 4. С. 21–58. <https://doi.org/10.31509/2658-607x-202252-116>.
 17. Титлянова А.А., Шибарева С.В., Самбуу А.Д. Травяные и лесные подстилки в горной лесостепи Тувы // Сиб. экол. журнал. 2004. № 3. С. 425–432.
 18. Токарева И.В., Прокушкин А.С. Содержание органического вещества и его водорастворимой фракции в мохово-лишайниковых ассоциациях криолитозоны // Вестник Моск. гос. ун-та леса. Лесной вестник. 2012. № 1. С. 156–159.
 19. Толпешта И.И., Соколова Т.А. Общая концентрация и фракционный состав соединений алюминия в почвенных растворах из торфянисто-подлисто-глебоватых почв на двучленных отложениях // Почвоведение. 2011. № 2. С. 153–164.
 20. Умарова А.Б. Преимущественные потоки влаги в почвах: закономерности формирования и значение в функционировании почв. М.: ГЕОС, 2011. 266 с.
 21. Холодов В.А., Фарходов Ю.Р., Ярославцева Н.В., Данченко Н.Н., Ильин Б.С., Лазарев В.И. Водоекстрагируемый и микробный углерод черноземов разного вида использования // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2022. Вып. 112. С. 122–133. <https://doi.org/10.19047/0136-1694-2022-112-122-133>.
 22. Холодов В.А., Ярославцева Н.В., Яшин М.А., Фарходов Ю.Р., Ильин Б.С., Лазарев В.И. Содержание органического углерода и азота в размерных фракциях агрегатов типичных черноземов // Почвоведение. 2021. № 3. С. 320–326. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21030072>
 23. Шамрикова Е.В., Груздев И.В., Пунегов В.В., Хаббулина Ф.М., Кубик О.С. Водорастворимые низкомолекулярные органические кислоты в автоморфных суглинистых почвах тундры и тайги // Почвоведение. 2013. № 6. С. 691–697. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13060099>
 24. Achat D.L., Fortin M., Landmann G., Ringeval B., Augusto L. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting // Scientific Reports. 2015. V. 5(1). P. 1–10.
 25. Bengtsson M.M., Attermeyer K., Catalán N. Interactive effects on organic matter processing from soils to the ocean: are priming effects relevant in aquatic ecosystems? // Hydrobiologia. 2018. V. 822. P. 1–17.
 26. Camino-Serrano M., Gielen B., Luyssaert S., Ciais P., Vicca S., Guenet B. et al. Linking variability in soil solution dissolved organic carbon to climate, soil type, and vegetation type // Global Biogeochemical Cycles. 2014. V. 28(5). P. 497–509. <https://doi.org/10.1002/2013g.b004726>.
 27. Camino-Serrano, M., Guenet B., Luyssaert S., Ciais P., Bastrikov V., De Vos B. et al. Orchidee-som: Modeling soil organic carbon (SOC) and dissolved organic carbon (DOC) dynamics along vertical soil profiles in Europe // Geoscientific Model Development. 2018. V. 11. 937–957.
 28. Chantigny M.H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices // Geoderma. 2003. V. 113(3–4). P. 357–380.
 29. Christ M.J., David M.B. Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a spodosol // Soil Biol. Biochem. 1996. V. 28(9). P. 1191–1199.
 30. De Feudis M., Cardelli V., Massaccesi L., Hofmann D., Berns A.E., Bol R., Cocco S., Corti G., Agnelli A. Altitude affects the quality of the water-extractable organic matter (WEOM) from rhizosphere and bulk soil in European beech forests // Geoderma. 2017. V. 302. P. 6–13. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.015>.
 31. Delprat L., Chassin P., Line's M., Lambert C. Characterization of dissolved organic carbon in cleared forest soils converted to maize cultivation // Eur. J. Agron. 1997. V. 7. P. 201–210.
 32. Don A., Kalbitz K. Amounts and degradability of dissolved organic carbon from foliar litter at different decomposition stages // Soil Biol. Biochem. 2005. V. 37(12). P. 2171–2179.
 33. Dymov A.A. Soils of Native Forest Ecosystems // Eurasian Soil Science. 2023. V. 56. Suppl. 1. P. S36–S45. <https://doi.org/10.1134/S1064229323700199>.
 34. Dymov A.A. Soils of Cuttings and Secondary Forests // Eurasian Soil Science. 2023. V. 56. Suppl. 1. P. S46–S83. <https://doi.org/10.1134/S1064229323700205>.

35. *Ellert B.H., Gregorich E.G.* Management-induced changes in the actively cycling fractions of soil organic matter // *Carbon Forms and Functions in Forest Soils* / Eds. McFee W.W et al. Madison, 1995. P. 119–138.
36. *Filep T., Rékási M.* Factors controlling dissolved organic carbon (DOC), dissolved organic nitrogen (DON) and DOC/DON ratio in arable soils based on a dataset from Hungary // *Geoderma*. 2011. V. 162. P. 312–318.
37. *Gmach M.R., Cherubin M.R., Kaiser K., Cerri C.E.P.* Processes that influence dissolved organic matter in the soil: A review // *Sci. Agric.* 2020. V. 77(3). P. 1–10. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0164>.
38. *Gregorich E.G., Liang B.C., Drury C.F., Mackenzie A.F., McGill W.B.* Elucidation of the source and turnover of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils // *Soil Biol. Biochem.* 2000. V. 32. P. 581–587.
39. *Guggenberger G., Zech W.* Dissolved organic-carbon control in acid forest soils of the Fichtelgebirge (Germany) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses // *Geoderma*. 1993. V. 59(1–4). P. 109–129. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90065-S](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90065-S)
40. *Guo Z., Wang Y., Wan Z., et al.* Soil dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: Global budget, spatial distribution and controls // *Global Ecol Biogeogr.* 2020. V. 29(12). P. 2159–2175. <https://doi.org/10.1111/geb.13186>.
41. *Hongve D.* Production of dissolved organic carbon in forested catchments // *J. Hydrology*. 1999. V. 224(3–4). P. 91–99.
42. *Johnson D.W., Curtis P.S.* Effects of forest management on soil C and N storage: metaanalysis // *Forest Ecology and Management*. 2001. V. 140(2–3). P. 227–238.
43. *Kaiser K., Kaupenjohann M., Zech W.* Sorption of dissolved organic carbon in soils: effects of soil sample storage, soil-to-solution ratio, and temperature // *Geoderma*. 2001. V. 99. P. 317–28. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00077-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00077-X)
44. *Kaiser K., Guggenberger G., Zech W.* Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils // *Geoderma*. 1996. V. 74. P. 281–303.
45. *Kaiser K., Kalbitz K.* Cycling downwards: dissolved organic matter in soils // *Soil Biol. Biochem.* 2012. V. 52. P. 29–32. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002>
46. *Kalbitz K., Soliger S., Park J.-H., Michalzik B., Matzner E.* Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review // *Soil Science*. 2000. V. 165. P. 277–304. <https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001>.
47. *Kling G.W.* Land-water interactions: The influence of terrestrial diversity on aquatic ecosystems // *Arctic and alpine biodiversity*. Ecological Studies. 1995. V. 113. https://doi.org/10.1007/978-3-642-78966-3_21.
48. *Kuzyakov Y., Domanski G.* Carbon input by plants into the soil // *J. Plant Nutrition Soil Sci.* 2000. V. 163. P. 421–431.
49. *Lal R.* Forest soils and carbon sequestration // *Forest Ecology and Management*. 2005. V. 220. P. 242–258.
50. *Marschner B., Bredow A.* Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon in sterilized and biologically active soil samples // *Soil Biol. Biochem.* 2002. V. 34(4). P. 459–466. [https://doi.org/10.1016/s0038-0717\(01\)00203-6](https://doi.org/10.1016/s0038-0717(01)00203-6).
51. *McDowell W.H.* Dissolved organic matter in soils: future directions and unanswered questions // *Geoderma*. 2003. V. 113. P. 179–186.
52. *Meyer J.L., Tate C.M.* The effects of watershed disturbance on dissolved organic carbon dynamics of a stream // *Ecology*. 1983. V. 64. P. 33–44.
53. *Michalzik B., Tipping E., Mulder J., Gallardo-Lancho J.F., Matzner E., Bryant C.L., Clarke N., Lofis S., Vicente-Esteban M.* Modelling the production and transport of dissolved organic carbon in forest soils // *Biogeochemistry*. 2003. V. 66. P. 241–264.
54. *Moers M.E., Baas M., de Leeuw J. W., Boon J.J., Schenck P.A.* Occurrence and origin of carbohydrates in peat samples from a red mangrove environment as reflected by abundances of neutral monosaccharides // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 1990. V. 54. P. 2463–2472.
55. *Moore T.R.* Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand: 1. Maimai // *Water Resour. Res.* 1989. V. 25. P. 1321–1330.
56. *Neff J.C., Asner G.P.* Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model // *Ecosystems*. 2001. V. 4. P. 29–48. <https://doi.org/10.1007/s100210000058>.
57. *Perminova I.V., Dubinenkov I.V., Kononikhin A.S., Konstantinov A.I., Zhrebker A.Ya., Andzhushev M.M., Lebedev V.A. et al.* Molecular Mapping of Sorbent Selectivities with Respect to Isolation of Arctic Dissolved Organic Matter as Measured by Fourier Transform Mass Spectrometry // *Environ. Sci. Technol.* 2014. V. 48(13). P. 7461–7468. <https://doi.org/10.1021/es5015423>
58. *Pesantez J., Mosquera G.M., Crespo P., Breuer L., Windhorst D.* Effect of land cover and hydro-meteorological controls on soil water DOC concentrations in a high-elevation tropical environment // *Hydrological Processes*. 2018. V. 32. P. 2624–2635. <https://doi.org/10.1002/hyp.13224>.
59. *Puhlick J.J., Fernandez I.J., Weiskittel A.R.* Evaluation of forest management effects on the mineral soil carbon pool of a lowland, mixed-species forest in Maine, USA // *Can. J. Soil Sci.* 2016. V. 96(2). P. 207–218.

60. Qualls R.G., Haines B.L., Swank W.T., Tyler S.W. Soluble organic and inorganic nutrient fluxes in clearcut and mature deciduous forests // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2000. 64. 1068–1077.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6431068x>.
61. Roper M.M., Gupta V., Murphy D. Tillage practices altered labile soil organic carbon and microbial function without affecting crop yields // *Austral. J. Soil Res.* 2010. V. 48. P. 274–285.
62. Saidu A.R., Smernik R.J., Baldock J.A., Kaiser K., Sanderman J. Microbial degradation of organic carbon sorbed to phyllosilicate clays with and without hydrous iron oxide coating // *Eur. J. Soil Sci.* 2015. V. 66. P. 83–94.
63. Saidu A.R., Smernik R.J., Baldock J.A., Kaiser K., Sanderman, J. The sorption of organic carbon onto differing clay minerals in the presence and absence of hydrous iron oxide // *Geoderma*. 2013. V. 209–210. P. 15–21.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.026>.
64. Scharlemann J.P., Tanner E.V., Hiederer R., Kapos V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool // *Carbon Managment*. 2014. V. 5. P. 81–91.
<https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>.
65. Shabani S. Modelling and mapping of soil damage caused by harvesting in Caspian forests (Iran) using CART and RF data mining techniques // *J. Forest Sci.* 2017. V. 63. P. 425–432.
66. Silveira M.L.A. Dissolved organic carbon and bioavailability of N and P as indicators of soil quality // *Scientia Agricola*. 2005. V. 62. P. 502–508.
<https://doi.org/10.1590/S0103-90162005000500017>.
67. Solgi A., Naghdi R., Tsiaras P.A., Nikooy M. Soil Compaction and Porosity Changes Caused During the Operation of Timberjack 450C Skidder in Northern Iran // *Croatian J. Forest Engineering*. 2015. V. 36(2). P. 217–225.
68. Startsev V.V., Yakovleva E.V., Kutuyavin I.N., Dymov A.A. Fire impact on the carbon pools and basic properties of Retisols in native spruce forests of European North and Central Siberia of Russia // *Forests*. 2022 V. 13. P. 1135.
<https://doi.org/10.3390/f13071135>.
69. Van Gaalen N., Verschoren V., Clymans W., Poesen J., Govers G., Vanderborght J., Diels J. Controls on dissolved organic carbon export through surface runoff from loamy agricultural soils. *Geoderma*. 2014. V. 226–227(1). P. 387–396.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.018>.
70. Xu X., Schimel J.P., Janssens I.A., Song X., Song C., Yu G. *et al.* Global pattern and controls of soil microbial metabolic quotient // *Ecological Monographs*. 2017. V. 87(3). P. 429–441.
<https://doi.org/10.1002/ecm.1258>.
71. Xu X., Thornton P. E., Post W.M. A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems // *Global Ecology and Biogeography*. 2013. V. 22(6). P. 737–749.
<https://doi.org/10.1111/geb.12029>.
72. Xu X., Wang N., Lipson D.L., Sinsabaugh R.L., Schimel J.P., He L. *et al.* Microbial macroecology: in search of mechanisms governing microbial biogeographical patterns // *Global Ecology and Biogeography*. 2020.
<https://doi.org/10.1111/geb.13162>.
73. Zhou W.J., Sha L.Q., Schaefer D.A., Zhang Y.P., Song Q.H., Tan Z.H., Deng Y. *et al.* Direct effects of litter decomposition on soil dissolved organic carbon and nitrogen in a tropical rainforest // *Soil Biol. Biochem.* 2015. V. 81. P. 255–258.

Dynamics of the Content of Water-Soluble Forms of Carbon and Nitrogen in Soils in the First Years after Logging

V. V. Startsev^{1, *}, D. A. Severgina¹, and A. A. Dymov^{1, 2}

¹*Institute of Biology of Komi SC UrO RAS, Syktyvkar, 167985 Russia*

²*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

*e-mail: vik.startsev@gmail.com

Logging is one of the main anthropogenic factors that change forest ecosystems. An experiment was launched to study the effect of logging equipment on soil properties after cutting spruce forests in the middle taiga of the Komi Republic, during which the laying of drags with different numbers of passes of wheeled vehicles (forwarder PONSSE ELEPHANT) was carried out. Carbon (WSOC) and nitrogen (WSN) of water-soluble compounds play an important role in the global cycle of elements. The article presents the results of observations on the content of WSOC and WSON soils of indigenous forests (Albic Retisols) and deforestation soils that have experienced different loads: portage (3P – three passes of logging equipment, 10P – ten passes, 10P – followed by leveling). A significant increase in total

carbon in soils after logging in the first two years was revealed. The greatest changes relate to the upper mineral horizons (EL and TURcwd), in which the carbon content increases 3–6 times (0.32–2.2%) compared with the soil values of the original forest (0.45%). A significant increase in the WSOC content in organogenic (up to 33.4 mg/g) and mineral horizons (up to 0.46 mg/g) soils after continuous logging was found, which is on average three times higher than the baseline values. The content of water-soluble nitrogen increases in the organogenic horizon from 0.23 to 2.12 mg/g two years after logging. In the mineral horizons after logging, the WSON index varied from 0.003 to 0.020 mg/g (values in the soil of the original forest were 0.002–0.011 mg/g). It is shown that an increase in the carbon and nitrogen content of water-soluble compounds can be considered a conditional diagnostic sign of the influence of logging activities on soil organic matter, since concentrations differ significantly from the initial indicators.

Keywords: logging, field experiment, apiary, technological elements of deforestation, water soluble organic matter, Albic Retisols