

Биогеохимическая оценка лесных экосистем в зоне влияния Норильского промышленного комплекса

Э. Ф. ВЕДРОВА, Л. В. МУХОРТОВА

*Институт леса им. В. Н. Сукачева СО РАН
660036, Красноярск, Академгородок, 50/28
E-mail: estella_vedrova@mail.ru*

АННОТАЦИЯ

Показано, что углероддепонирующая роль фитомассы по градиенту загрязнения уменьшается почти в 30 раз. Процессы высвобождения меди и никеля при разложении фитодетрита и их потребления при синтезе продукции несбалансированны. Мертвый растительный материал выполняет роль сорбционного, седиментационного и механического барьера, где происходит концентрация тяжелых металлов и серы.

Ключевые слова: тяжелые металлы, лесные экосистемы, динамика запасов органического и минерального вещества, интенсивность обменных процессов.

Круговорот веществ в природе контролируется совокупностью биологических, геохимических и геофизических факторов. Именно в этом смысле употребляются термины “биогеохимический круговорот”, “биогеохимические циклы”, “биогеохимическая миграция и дифференциация” элементов, соединений, вещества [Ковда, 1985]. Стабильность биогеохимических циклов органического вещества и минеральных элементов обуславливает устойчивость наземных, в том числе лесных, экосистем и служит предпосылкой их длительного существования [Вернадский, 1992; Глазовская, 1988; Добровольский, 1999; Одум, 1986; Покаржевский, 1988; и др.]. Продолжительное изменение действия любого средообразующего фактора, появление новых факторов неизбежно приводит к изменению показателей динамики органического вещества и круговорота элементов, смене доминирующих видов – продуцентов органического вещества, и, в конечном счете, к новому состоянию экосистемы [Виноградов,

1959; Водяницкий, 2012; Евдокимова, 1995; Лесные экосистемы..., 2002; Лукина, Никонов, 1996; и др.]. Одним из серьезных факторов нарушения естественных биогеохимических циклов в лесных экосистемах является промышленное воздушное загрязнение. Его действие может проявляться по-разному в зависимости от климатических условий, особенностей местообитания и др. Особенно неустойчивы к антропогенным воздействиям лесные экосистемы Крайнего Севера. Функционируя в экстремальных для древесных пород климатических условиях, они характеризуются замедленностью процессов энерго- и массообмена, слабой способностью вод и почв к самоочищению, низкой биологической продуктивностью, ограниченными возможностями в утилизации и трансформации различных поступающих извне соединений [Глазовская, 1988; Евдокимова, 1995; Одум, 1986].

Биогеохимическая оценка зоны воздействия промышленных эмиссий включает определение основных параметров процессов на-

земного цикла углерода, азота и минеральных элементов в экосистемах фоновых и загрязненных территорий и получение количественных оценок изменения эффективности связывания их в продукции органического вещества экосистем, трансформированных воздействием газовой-пылевой выбросов. Цикл каждого химического элемента в экосистеме описывается запасом элемента в ее компонентах (т/га, г/га) и интенсивностью потоков элемента, поддерживающих этот запас (г/(га год), мг/(га · год)). К компонентам лесной экосистемы относятся биомасса древостоя и подчиненных ярусов леса (подрост, подлесок, напочвенный покров), фитодетрит на поверхности почвы (сухостой, валеж, лесная подстилка) и в почве (корневая мортмасса), собственно гумусовые вещества и минеральная часть почвы. Интенсивность обмена веществом и энергией между компонентами и каждого из них с окружающей средой в процессах продуцирования и отмирания биомассы, разложения фитодетрита обеспечивает функционирование экосистемы, ее продуктивность и устойчивость.

Цель данной работы – оценить влияние тяжелых металлов (медь, никель, кобальт, свинец) и серы, преобладающих в составе газовой-пылевой эмиссии промузла г. Норильска, на состояние лесных экосистем равнинной территории по градиенту загрязнения. В задачи исследования входило определение динамики запасов органического и минерального вещества и интенсивности обменных процессов в системе растительность – почва.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Оценка динамики живого и мертвого органического вещества в экосистемах равнинных территорий проведена на ключевых участках (кл. уч.), заложенных в бассейне р. Рыбная на разном удалении от Норильского промышленного района: кл. уч. 1 (три пробные площади) – на расстоянии 21 км от Норильска, кл. уч. 2 (одна пробная площадь) – 31 км, кл. уч. 3 (три пробные площади) – 45 км, кл. уч. 4 (две пробные площади) – 70 км, кл. уч. 5 (две пробные площади) – 85 км от Норильска. По природным условиям ключевые участки сходны между собой. Геоморфология тер-

ритории – аккумулятивная низменная равнина – определяет специфику распространения промышленных смогов: горные системы, ограничивающие равнину с запада и востока, обеспечивают стекание воздушных поллютантов по направлению господствующих ветров. По лесорастительному районированию Сибири [Коротков, 1991] территория исследования относится к Путоранской лесорастительной провинции Норильско-Хантайского лесорастительного округа. Исходный растительный покров территории (по состоянию на 1983 г.) характеризовался редкостойными березово-лиственничными мохово-лишайниковыми лесами и березово-лиственничными редколесьями на более дренированных участках (кл. уч. 1 и 3), лиственничными и березово-еловыми редкостойными лесами и редколесьями (кл. уч. 5). В настоящее время исходная растительность в разной степени изменена воздействием техногенных выбросов. Перестройка растительных сообществ протекает по пути обезлесивания и отундривания территории. Распад древесного яруса сопровождается замещением кустарниками, разрушается мохово-лишайниковый покров, повышается ценотическая значимость травянистых жизненных форм, в том числе инвазийных видов растений. Согласно категории нарушенности, ключевые участки 1 и 2 характеризуют очень сильно (тотально) нарушенные сообщества, 3 и 4 – сильно нарушенные, 5 – слабо нарушенные растительные сообщества.

В качестве контрольных параметров использовались результаты исследований, проведенных на Хантайской исследовательской станции, расположенной на левобережье нижнего течения р. Хантайка [Ведрова, Клименко, 2007]. Три постоянные пробные площади, заложенные здесь, характеризуют елово-лиственничные редколесья и долинные леса Путоранской лесорастительной провинции Норильско-Хантайского лесорастительного округа. Лиственница сибирская, ель сибирская, береза (бородавчатая и повислая) формируют лиственнично-еловые и елово-березовые насаждения зеленомошного и лишайникового типов [Лесные экосистемы, 2002]. В почвенном покрове территории фоновыми являются криоземы, объединяющие

собственно мерзлотные гидроморфные почвы, в профиле которых под органомным или органоминеральным горизонтом залегает гомогенная криотурбированная тиксотропная минеральная толща грязно-бурой окраски, подстилаемая льдистой мерзлотой [Ершов, 2004].

Методы исследования подробно изложены в ранее опубликованных материалах [Ведрова, Климченко, 2007]. Оценка запасов надземной биомассы древостоя, подроста и подлеска, массы сухостоя на ключевых участках проведена А. В. Пименовым, полученные данные используются нами с любезного согласия исследователя.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Вызванная техногенным прессингом перестройка компонентного состава растительных экосистем приводит к снижению в них запаса органического вещества. Современный облик растительного покрова территории пробных площадей ключевых участков 1 и 2 представлен полностью усохшим древостоем, кустарниками карликовой формы и травами с доминированием мелких дерновинных злаков. Мхи отсутствуют. Запасы органического вещества на кл. уч. 1 и 2, на 90–75 % представленные сухостоем, составляют 21 и 7 т/га соответственно. Живая надземная фитомасса не превышает 2 т/га, 60–70 % сконцентрировано в кустарниках (рис. 1).

Тотальное усыхание древостоев характерно и для местообитаний кл. уч. 3. Как и на предыдущих участках, 78 % органического

вещества надземной фитомассы сосредоточено в сухостое. Кустарниковый ярус формирует в два раза большую биомассу, чем на кл. уч. 1. Запасы напочвенного покрова не изменяются, в нем по-прежнему доминируют дерновинные злаки, но появляется мало мощный пятнистый моховой ярус.

Умеренно нарушенный растительный покров территории кл. уч. 5 представлен листовичным и березово-еловым редколесьем. Техногенное влияние сказывается в основном на количественных параметрах живого покрова при сохранении зонально обусловленной качественной структуры. Соотношение основных структурных компонентов биомассы в насаждениях носит такой же характер, как в лесных экосистемах Хантайской станции: 80 % запаса надземной биомассы принадлежит древостою, 4–6 % – подросту и подлеску, 9–10 % – мохово-лишайниковому, 3–7 % – травяно-кустарничковому ярусам. При этом сравниваемые местообитания значительно различаются по количеству органического вещества в надземной биомассе древостоя, подроста и подлеска: на кл. уч. 5 биомасса этих компонентов в 2,5 раза ниже. Запасы сухостоя здесь в пять раз выше, чем в экосистемах Хантайской станции. Наиболее вероятной причиной количественных различий является длительное, хоть и ослабленное из-за удаленности, воздействие техногенных выбросов на живой покров территории кл. уч. 5. С другой стороны, нельзя полностью исключить и возможность неполной адекватности экологических условий сравниваемых территорий.

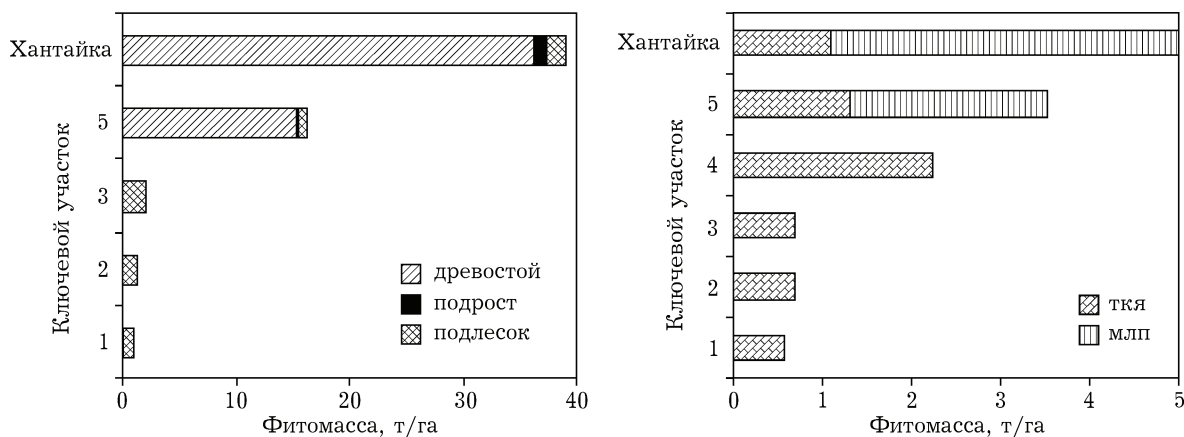


Рис. 1. Изменение запаса биомассы в экосистемах по градиенту загрязнения

Углерод, азот и зольные элементы (З.Э.) в надземной биомассе насаждений по градиенту загрязнения (кг/га)

Ключевой участок (расстояние от Норильска, км)	Древостой			Подрост			Подлесок			Всего		
	С	N	З.Э.	С	N	З.Э.	С	N	З.Э.	С	N	З.Э.
1 (21)	Отсутствует			Отсутствует			700	8	24	700	8	24
2 (31)	То же			200	0,1	0,4	500	9	23	500	9	23
3 (45)	»			Отсутствует			1100	18	47	1100	18	47
5 (85)	8000	52	179	100	0,3	1,0	400	6	11	8500	59	191
Хантайка	18000	125	542	500	7,0	15,1	800	11	21	19300	143	578

Таким образом, по мере увеличения техногенных нагрузок происходит снижение запаса органического вещества в экосистемах, обусловленное ослаблением вплоть до полной гибели древостоя и подроста. При этом увеличивается роль подлеска, но он не компенсирует потерь органического вещества. Запасы углерода в надземной биомассе уменьшаются почти в 30 раз. Аналогично изменяются запасы азотсодержащих соединений и минеральных элементов (табл. 1).

Живая лиственница слабонарушенных местообитаний с умеренно нарушенным растительным покровом (кл. уч. 5) максимально концентрирует все металлы в тканях ветвей, менее всего их содержится в стволовой древесине (рис. 2). Содержание меди и никеля в хвое в 1,5–2 раза ниже, чем в ветвях. Кора концентрирует медь. Для всех металлов, кроме меди, в древесине показатели в 3–4 раза превышают средние величины, приводимые для растительного вещества [Водяницкий, 2005, 2012; Добровольский, 1997; Перельман, Касимов, 1999].

Живой напочвенный покров также аккумулирует тяжелые металлы (рис. 3). В сильно нарушенных сообществах на расстоянии 21 и 31 км от места выброса их концентрация в 2–4 раза выше, чем в травяно-кустарничковом ярусе горных территорий того же лесорастительного округа и в 6–8 раз выше приводимых значений среднего содержания в сухом растительном веществе суши.

В образцах травянистой растительности отмечена максимальная концентрация серы (от 1265 до 6060 мг/кг). Она накапливается также в живых корнях (1433 ± 114 мг/кг), подстилке (1457 ± 137 мг/кг) и корневом детрите (1385 ± 115 мг/кг), при этом живые корни часто содержат серы больше, чем мертвый растительный материал. Растущая лиственница максимально концентрирует серу (как и металлы) в хвое и ветвях, а сухой – в коре стволов.

Для ненарушенных лесных экосистем при-тундровых редколесий характерно преобладание запасов фитодетрита на поверхности (сухой, подстилка, валеж) и в толще почв

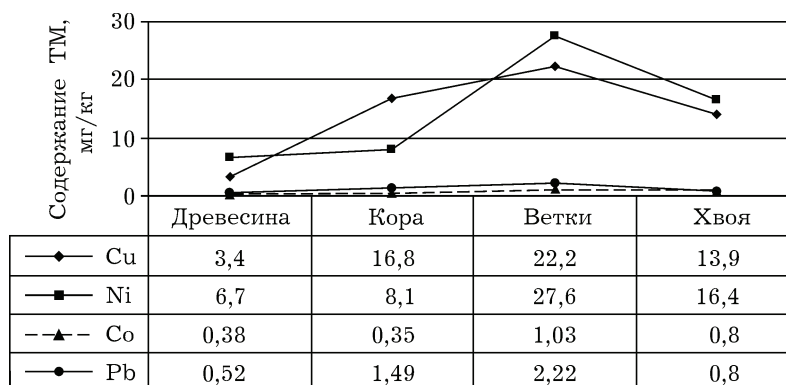


Рис. 2. Содержание тяжелых металлов во фракциях биомассы лиственницы, мг/кг

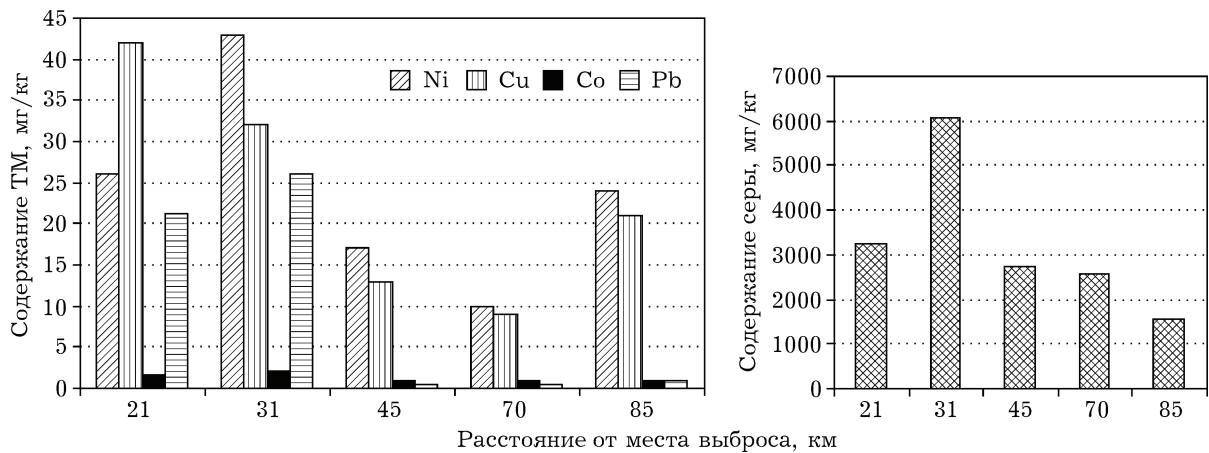


Рис. 3. Изменение содержания ТМ и серы в напочвенном покрове по градиенту загрязнения

(корневой детрит) над аккумуляцией органического вещества в наземной биомассе (древостой, подрост, подлесок, напочвенный покров). Превышение в большинстве случаев составляет 1,5–2 раза [Ведрова, Клименко, 2007]. Такое соотношение получено и для лесных экосистем горных территорий, расположенных на разном удалении от пылегазовых эмиссий Норильского промузла. В контрольных елово-лиственничных и лиственнично-еловых насаждениях Хантайской станции запасы фитодетрита в 2 раза выше биомассы наземной части насаждений. По мере приближения к зоне выбросов техногенных аэрозолей разница увеличивается в 4–40 раз (рис. 4).

Основу запаса фитодетрита (57–78 %) составляет лесная подстилка. Ее масса на ключевых участках составляет 44–66 т/га, несмотря на частичную или полную гибель основных источников формирования – древесного полога и мохово-лишайникового покрова, что незначительно отличается от лесных экосистем Хантайской станции. Различия проявляются при сравнении фракционного состава подстилок. В подстилках местообитаний с погибшим древостоем, преобладают ферментированные остатки (58 %), но не древесных фракций и мхов, как в насаждениях Хантайской станции, а травянистого компонента. В свежееобразованном верхнем слое (L) 62 % массы состоит из трав. Их присутствие активизирует гумификационное звено процесса разложения, что выражается в увеличении до 30 и более процентов массы подгоризонта гумификации в составе

подстилки. Если условно принять, что вся наземная биомасса трав в течение года отмирает, то при массе остатков в слое ферментации, равной 25 т/га, время оборота величины годового поступления трав в подстилку превысит 25 лет. Заторможенность минерализации подстилок подтверждается невысокой концентрацией биомассы микроорганизмов, обеспечивающих циклы обмена веществ. В местообитаниях с сильным техногенным загрязнением концентрация углерода микробальной биомассы ($C_{мб}$) составляет 0,27–0,32 % против 0,60–1,50 % в местообитаниях ненарушенных или слабонарушенных лесных экосистем. В последнем случае содержание $C_{мб}$ в подстилках в 3–10 раз выше, чем в верхнем, прилегающем к подстилке, слое почвы. В очень сильно и сильно нару-

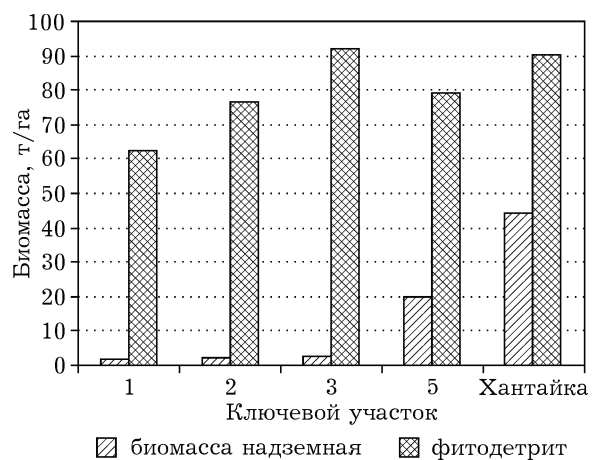


Рис. 4. Изменение запаса биомассы и фитодетрита в экосистемах по градиенту загрязнения

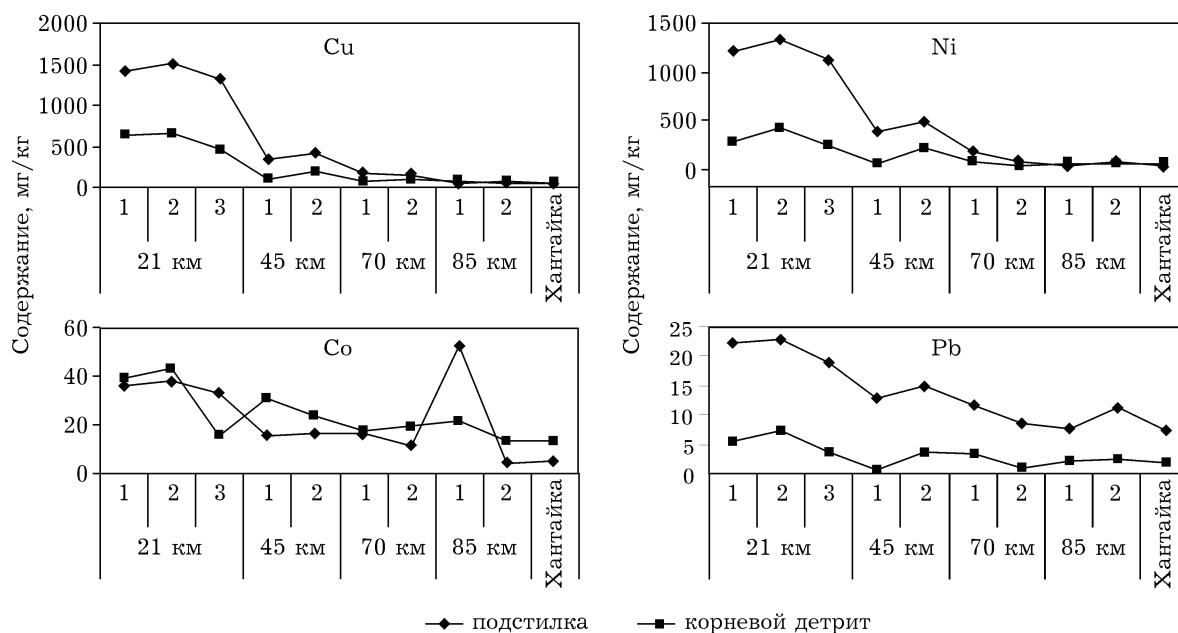


Рис. 5. Изменение концентрации Ni, Cu, Pb и Co по градиенту загрязнения

шенных сообществах разница составляет 1,1–2,0 раза.

Наиболее высокой концентрацией меди, никеля и свинца среди компонентов фитодетрита характеризуются подстилки (рис. 5). Максимум загрязняющего влияния испытывают местообитания кл. уч. 1, здесь содержание металлов в подстилке не отличается от местообитаний Талнаха. Уже на кл. уч. 3 (45 км) их концентрация снижается в 3–4 раза и резко уменьшается в местообитаниях кл. уч. 4 и 5.

По сравнению со средними концентрациями меди и никеля, приводимыми для мертвого растительного вещества – 2 и 4 мг/кг соответственно [Виноградов, 1959; Водяницкий, 1998], их содержание в подстилках кл. уч. 1 и 2 выше в 800 и 300 раз, а в местообитаниях кл. уч. 3 – более чем в 100 раз. Повышенная загрязненность подстилок ме-

таллами, вероятно, является одной из причин замедленного разложения растительного материала и, как следствие, высоких запасов подстилки. Угнетающее воздействие тяжелых металлов на активность биохимических процессов подтверждает зависимость концентрации микробальной биомассы от их содержания (рис. 6).

Корневой детрит в общей массе фитодетрита составляет не более 20 % и на 80–90 % состоит из морфологически плохо сохранившихся, разложившихся в разной степени остатков коры и древесины корней. В нем в меньшей степени, чем в подстилках, накапливаются медь и никель на участках с очень сильным и сильным нарушением растительного сообщества (см. рис. 5). В местообитаниях кл. уч. 1 концентрация этих металлов в корневом детрите выше, чем в живых корнях, на остальных ключевых участках эти

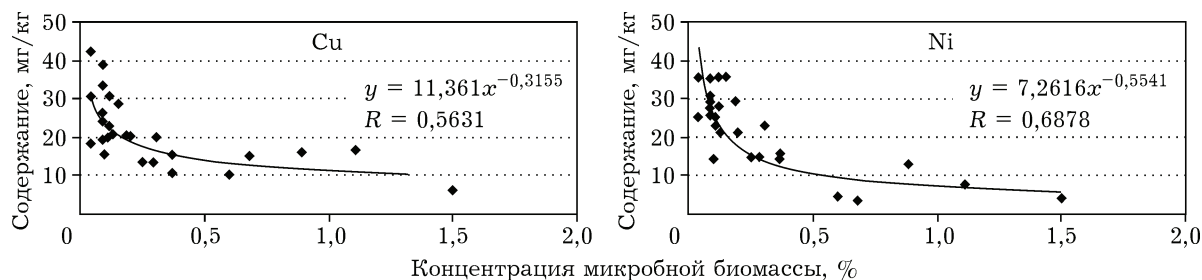


Рис. 6. Зависимость концентрации микробной биомассы от содержания меди и никеля

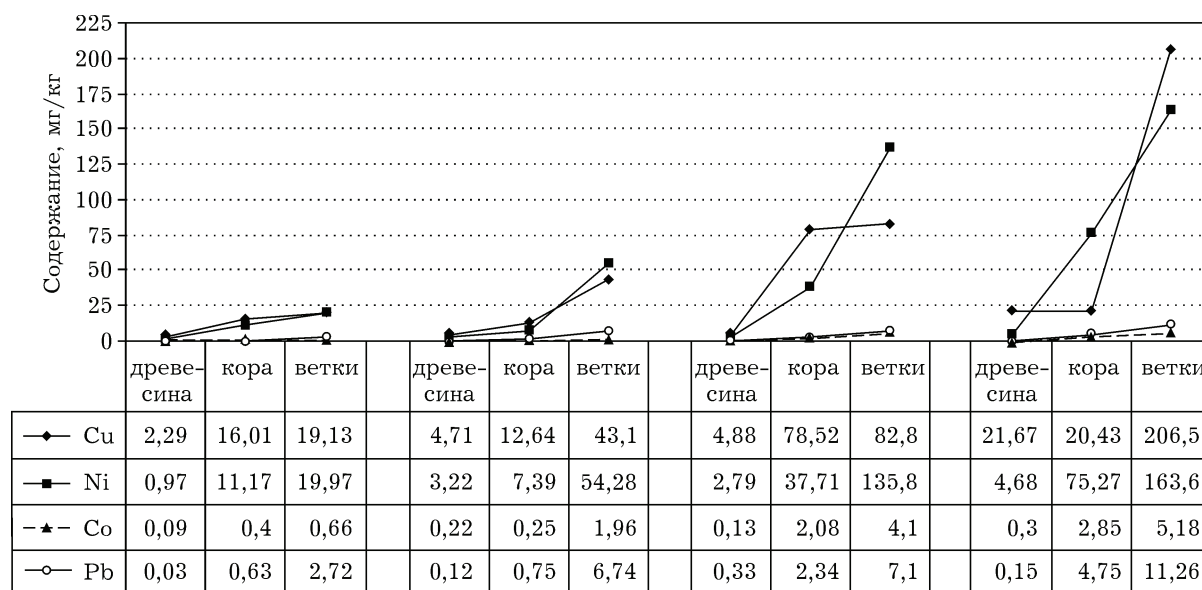


Рис. 7. Содержание металлов во фракциях фитомассы сухостоя лиственницы по градиенту загрязнения: от 85 до 21 км

компоненты близки между собой по содержанию металлов.

Более сглаженные изменения содержания кобальта вдоль градиента загрязнения тем не менее носят характер, идентичный другим металлам: снижение концентрации по мере удаления от источника выбросов. Особенностью является максимальное накопление кобальта не в подстилке или корневом детрите, а в почве.

В сухостое лиственницы (рис. 7) содержание металлов в тканях разных частей изменяется незначительно по сравнению с живыми деревьями (кроме никеля в древесине ствола). По мере приближения к источнику загрязнения содержание металлов в тканях сухостоя увеличивается, и в местообитаниях с очень сильным нарушением растительного сообщества концентрация кобальта и свинца в 2 раза, а меди и никеля – практически на порядок выше, чем в слабонарушенных сообществах.

В целом, как было сказано, среди компонентов растительного происхождения максимальное накопление тяжелых металлов происходит в подстилке. Ее масса вдоль градиента загрязнения увеличивается от слабо к очень сильно нарушенным сообществам не более чем в 2 раза, а аккумуляция в ней металлов – в 18 раз. Роль фитомассы в их на-

коплении уменьшается от 6 до 0,1 %. В изменении запасов серы не просматривается определенной зависимости от расстояния до источника загрязнения. Участие живого вещества в ее аккумуляции заметно выше по сравнению с закреплением тяжелых металлов, и обусловлено ролью серы в процессах синтеза органического вещества.

Микроэлементное состояние почвы определяется главным образом литогенным фактором. Ил и гумус – основные фазы-носители тяжелых металлов в почве. Согласно Российскому общетоксикологическому нормативу для почв [ГОСТ 17.4.1.02-83, 1983] свинец относится к сильноопасным, никель, медь и кобальт – к умеренно опасным металлам. Активность и опасность металлов в почве зависит от типа взаимодействия с органическим веществом почвы и такими специфическими сорбентами, как гидроксиды и оксиды Fe, Mn, Si, Al [Водяницкий, 2012; Ладонин, 2002]. Влияние биогенного фактора (поступление с опадом, накопление при разложении растительного материала и др.), а также газовой-пылевой привнос и смыв с кротовыми и стволовыми водами сказывается, как правило, на верхней части почвенного профиля. Концентрация металлов (кроме кобальта) и серы в мелкоземле верхнего слоя 0–20 см минеральной части почв значитель-

Концентрация ТМ и S в почвах по градиенту загрязнения, мг/кг

Глубина, см	Ni	Cu	Co	Pb	S
21 км от источника загрязнения					
0-5	143 ± 32	167 ± 40	36 ± 8	2,7 ± 0,5	371 ± 168
5-10	92 ± 20	122 ± 29	36 ± 8	2,3 ± 0,4	230 ± 40
10-15	88 ± 20	118 ± 25	37 ± 10	2,6 ± 0,3	208 ± 55
15-20	86 ± 21	116 ± 34	38 ± 10	2,1 ± 0,2	230 ± 54
45 км от источника загрязнения					
0-5	66 ± 0,3	69 ± 3	25 ± 3	2,6 ± 0,4	599 ± 215
5-10	53 ± 0,2	67 ± 6	22 ± 0,4	2,5 ± 0,3	476 ± 159
10-15	54 ± 0,4	69 ± 6	21 ± 0,2	2,5 ± 0,3	408 ± 218
15-20	54 ± 2,8	68 ± 8	22 ± 2	2,3 ± 0,3	423 ± 189
70 км от источника загрязнения					
0-5	52 ± 7	61 ± 0,5	16 ± 0,5	4,1 ± 1,6	825 ± 136
5-10	44 ± 0,5	52 ± 5	18 ± 0,8	3,5 ± 1,6	531 ± 216
10-15	45 ± 0,3	50 ± 3,7	19 ± 0,5	3,3 ± 1,8	601 ± 222
15-20	44 ± 1,3	51 ± 8,6	18 ± 0,4	3,1 ± 1,5	344 ± 90
85 км от источника загрязнения					
0-5	26 ± 17	55 ± 4,7	19 ± 2,3	1,6 ± 0,3	1098 ± 468
5-10	23 ± 4,7	73 ± 16	55 ± 6	1,2 ± 0,1	381 ± 65
10-15	23 ± 0,8	28 ± 1,9	58 ± 1,4	0,5 ± 0,2	244 ± 58
15-20	29 ± 5,1	88 ± 15	72 ± 21	1,4 ± 0,5	254 ± 64

но ниже, чем в компонентах растительного происхождения. Исключением является травянистая растительность: в ней содержание металлов ниже, чем в почве.

Преобладающими металлами в мелкоземном слое 0–20 см почвы являются Cu и Ni (табл. 2). По мере приближения к источнику загрязнения их концентрация увеличивается и превышает приводимые кларки по никелю в 1,5–2 и 3 раза, по меди – в 2,5–6 и 8 раз соответственно в слое почвы 5–20 см и 0–5 см [Виноградов, 1959]. Для каждого ключевого участка характерно отсутствие перераспределения концентрации этих элементов в пределах толщи почвы 5–20 см.

Концентрация кобальта в мелкоземном слое в 3–4 раза, слабо изменяется внутри слоя почвы 0–20 см, однако и его содержание значительно превышает кларк (8 мг/кг). Для свинца в мелкоземном слое почвы отмечается минимальная концентрация (от 0,6 до 5,7 мг/кг), не превышающая величину кларка (10 мг/кг), без выраженного перераспределения в верхнем слое 0–20 см почвы.

В целом запасы никеля, меди, кобальта и свинца в фитодетрите и минеральном слое 0–20 см почв на территории со слабо нарушенным фитоценозом составляют 339 кг/га и увеличиваются до 622 кг/га, приближаясь к источнику загрязнения (рис. 8).

Долевое участие фитодетрита, в основном подстилки, в их накоплении возрастает в этом направлении от 2,6 до 22 %.

Сравнение условно ненарушенных лиственнично-еловых и елово-березовых насаждений Хантайской опытной станции со слабо (кл. уч. 5) и очень сильно (кл. уч. 1) нарушенными сообществами показало изменение структуры компонентов растительного блока экосистем и резкое (в 27 раз) снижение массы органического вещества (по углероду) в живом растительном веществе (табл. 3).

Функционирующие на месте гибели древостоя подрост, подлесок и травянистый покров не компенсируют выведенную из круговорота фотосинтезирующую массу древостоя. Интенсивность продуцирования органического вещества уменьшилась в 3 раза.

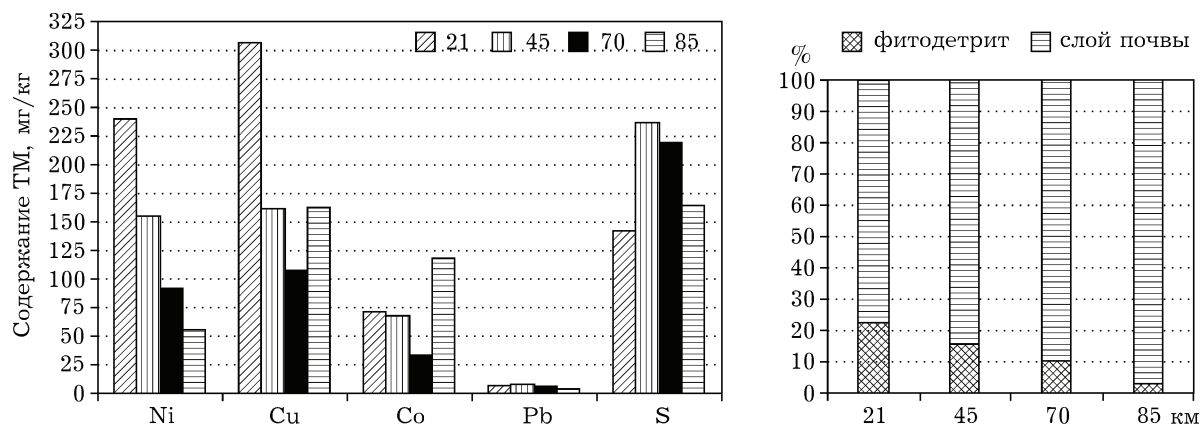


Рис. 8. Запасы тяжелых металлов и серы в минеральном слое почвы 0–20 см по градиенту загрязнения

При этом масса основного компонента фитодетрита – подстилки – осталась высокой. Скорость ее разложения снижается в 1,7 раза (от $k = 0,032 \text{ год}^{-1}$ до $k = 0,019 \text{ год}^{-1}$). При выраженной заторможенности разложения затраты атмосферного углерода на синтез продукции практически во всех сравниваемых экосистемах уравниваются его высвобождением при разложении фитодетрита (разница потоков не превышает 6 % от чистой первичной продукции). Таким образом, перестройка структуры растительного покрова

привела к снижению углерододепонирующей роли живого растительного вещества и интенсивности связывания атмосферного углерода в продукции органического вещества. Однако экосистемы на градиенте загрязнения сохранили отмеченную ранее для экосистем лесотундры сбалансированность основных потоков углерода [Ведрова, Клименко, 2007].

Химические элементы, необходимые для синтеза продукции, растения поглощают в основном из почвенного раствора. Медленное и неглубокое протаивание сезонной и нали-

Т а б л и ц а 3

Основные параметры углеродного цикла

Параметр	Степень нарушенности сообщества		
	очень сильная	слабая	Хантайка
Запасы органического вещества (т С/га), всего	23,4	38,6	61,1
в том числе древесной	нет	8,1	18,1
подрост + подлесок	0,5	0,5	1,3
ткля + млт	0,3	0,7	2,3
сухостой	2,6	6,7	1,3
подстилка	17,4	19,2	23,8
корневой детрит	2,6	3,4	14,3
Чистая первичная продукция (гС/(м ² · год), всего	44,4	91,2	124,9
в том числе древесной	нет	17,0	34,3
подрост	1,4	2,0	11,6
подлесок	14,0	7,2	11,7
ткля + млт	29,0	65,2	67,3
Освобождается при разложении (гС/(м ² · год), всего,	44,3	85,5	133,0
в том числе подстилки	33,1	57,6	71,4
корневого детрита	7,3	16,7	52,9
сухостоя	1,3	3,4	0,6
опада ткля + млт	2,6	7,8	8,1
Баланс	0,1	5,7	-8,1

Интенсивность основных потоков биокруговорота Cu, Ni и S, мг/(м² · год)

Ключевой участок (расстояние от Норильска, км)	Cu	Ni	S
Освобождается при разложении фитодетрита			
Хантайка	14,55	12,54	366,4
5 (85)	13,76	9,42	307,0
1 (21)	118,73	143,56	223,6
Поглощается при формировании чистой первичной продукции*			
Хантайка	1,29	0,82	321,8
5 (85)	2,27	2,55	177,2
1 (21)	3,00	2,39	261,6
Опад			
Хантайка	1,08	0,71	281,2
5 (85)	1,99	2,23	161,1
1 (21)	3,00	2,38	261,2
Баланс (разница между освобождением элемента при разложении и потреблении приростом)			
Хантайка	13,26	11,72	44,6
5 (85) км	11,49	6,87	129,8
1 (21) км	115,73	141,17	-38,0

*Прирост вегетирующей биомассы древостоя, подроста, подлеска и напочвенного покрова.

чие вечной мерзлоты обуславливает формирование поверхностных корневых систем и насыщенность корнями органомной толщи почвенного профиля. Она служит основным поставщиком элементов минерального питания, освобождающихся *in situ* при биохимической трансформации органических продуктов подстилки и корневого детрита. При разложении фитодетрита в местообитаниях Хантайской станции, ключевых участков 5 и 1 освобождается не более 2–3 % от массы этих металлов в фитодетрите (табл. 4).

Для формирования продукции фотосинтезирующей биомассы растительностью поглощается часть освободившихся металлов: на Хантайской станции – 9 и 7 % от высвободившейся массы меди и никеля соответственно, на участке со слабым нарушением – 16 и 27 %, с очень сильным – 2,5 и 1,7 %. Затраты меди и никеля на создание 1 кг органического вещества продукции в сравниваемых местообитаниях значительно различаются и составляют соответственно 16,8, 42,4 и 68,2 мг. Такие различия могут быть связаны с разным составом фитоценозов и неодинаковой потребностью в этих элементах для продуцирования биомассы. Кроме того, нельзя

отрицать наличия пассивного поступления элементов в растения с транспирационным потоком при их высокой концентрации в растворе.

Избыточные массы элементов, освободившихся в активной растворимой форме, адсорбируются почвой и связываются в комплексные соединения с органическим веществом и гидроксидами Fe, Al и др. Одной из причин отмеченного выше накопления в подстилках тяжелых металлов является их способность прочно связываться с высокомолекулярными соединениями разлагающихся растительных остатков (в том числе с лигнином) и органическими соединениями, образующимися *in situ* в процессах разложения. Образование комплексных соединений выводит металлы из миграционных циклов на длительное время, зависящее от прочности образуемых связей [Глазовская, 1988; Елпатьевский, 1993; Добровольский, 1997]. Разрушение связей переводит металлы в растворимое состояние, когда они вновь становятся доступными растениям. Таким образом, подстилка, с одной стороны, закрепляя металлы, накапливает их, с другой – перераспределяет между водной и биогенной миграцией.

Сопоставление масс меди и никеля в подстилке и годичном опаде фотосинтезирующих органов показывает, что их аккумуляция в подстилках не менее чем на два порядка превышает массу, ежегодно вовлекаемую в биокруговорот. Это служит косвенным свидетельством наличия дополнительного источника поступления металлов в лесную подстилку, каким на исследуемой территории могут быть осаждающиеся дисперсные частицы, приносимые ветром в составе газопылевых выбросов промышленного производства г. Норильска. Учитывая интенсивность высвобождения меди и никеля при разложении фитодетрита, время обновления их массы составит от 30 лет (“Хантайка” и кл. уч. 5) до 51 года (кл. уч. 1).

В биогеохимическом цикле серы при существенном значении фотосинтезирующих организмов главную роль играет взаимодействие разных групп бактерий, как синтезирующих, так и разлагающих органическое вещество. Газообразные соединения серы в виде недоокисленных газов (SO_2) растворяются в воде, другие – полностью окисляются до сульфатов и вымываются атмосферными осадками. Они губительны для биоты и являются наиболее вероятной причиной полной гибели древостоя на ключевых участках 1 и 2. Анализ образцов снежного покрова показал отсутствие повышенных поступлений серы в зимнее время. Значительная масса сульфатов в виде дисперсных частиц в составе аэрозолей может выпадать на поверхность напочвенного покрова. Вероятно, этим объясняется повышенное содержание серы, наблюдаемое в травянистом покрове. Среднее содержание серы в растительном веществе подстилок и корневого детрита местообитаний с очень сильно нарушенным растительным сообществом изменяется в пределах, характерных для всей территории по градиенту загрязнения.

Сопоставление интенсивности высвобождения серы при разложении фитодетрита и потребления на синтез продукции фотосинтезирующих органов также указывает на возможный дисбаланс этих миграционных потоков в сравниваемых экосистемах, однако уровень их несбалансированности значительно ниже, чем по меди и никелю (см. табл. 4).

Равнинные территории долины р. Рыбная, в течение 40 лет находясь под воздействием промышленных смогов по направлению господствующих ветров, характеризуются изменением исходного состава растительного яруса лесных экосистем. По мере приближения к источнику газовой-пылевой выбросов снижаются запасы органического вещества из-за ослабления, вплоть до полной гибели, древостоя и подроста. В очень сильно нарушенных насаждениях масса органического вещества в живом и мертвом древостое, составляя соответственно 7 и 21 т/га, на 75–90 % представлена сухостоем. Углероддепонирующая роль живого растительного вещества по градиенту загрязнения уменьшается почти в 30 раз. При этом запасы углерода в древесном ярусе снижаются в 39, а в напочвенной растительности – в 8 раз. Аналогично изменяются запасы азотсодержащих соединений и зольных элементов.

При гибели древостоя основным источником образования лесной подстилки становится опад кустарников и травянистая растительность. Заторможенность процессов биоразложения в притундровых лесах, усиленная влиянием газовой-пылевой эмиссий, приводит к накоплению высоких (44–65 т/га) запасов подстилки. Угнетающее воздействие тяжелых металлов на активность биохимических процессов подтверждается зависимостью концентрации микробальной биомассы от их содержания. Скорость разложения снижается в 1,7 раза.

В результате снижения вегетирующей массы и интенсивности продуцирования органического вещества с одной стороны и интенсивности разложения с другой в экосистемах сохраняется сбалансированность процессов связывания углерода в продукции биомассы и его высвобождения при разложении фитодетрита, отмеченная ранее для практически ненарушенных экосистем лесотундры местообитаний Хантайской исследовательской станции.

Процессы высвобождения меди и никеля при разложении и их потребления при синтезе продукции несбалансированны. На формирование продукции фотосинтезирующей

биомассы поглощается только часть высвободившихся при разложении металлов: в местообитаниях со слабым нарушением – 16 и 27 %, с сильным – 1,7–2,5 %, что подтверждает роль мертвого растительного материала как сорбционного, седиментационного и механического барьера, где происходит концентрация тяжелых металлов и серы. Содержание меди и никеля, преобладающих в составе металлов, в подстилках изменяется по градиенту загрязнения от 1500 до 35–55 мг/кг, их запасы вместе с кобальтом и свинцом – от 130 до 8 кг/га. Среднее содержание серы в растительном веществе подстилок и корневого детрита местообитаний с очень сильно нарушенным растительным сообществом изменяется в пределах, характерных для всей территории по градиенту загрязнения – 1385–1451 мг/кг, ее запасы – от 93 до 217 кг/га.

ЛИТЕРАТУРА

- Ведрова Э. Ф., Климченко А. В. Динамика экологических функций лиственных лесов северной тайги под воздействием пожаров // Сиб. экол. журн. 2007. № 2. С. 263–273 [Vedrova E. F., Klimchenko A. V. Dynamics of Ecological Functions of Deciduous Forests of Northern Taiga under the Action of Fire // *Contemp. Probl. of Ecol.* 2007. N 2. P. 263–273].
- Вернадский В. И. Труды по биогеохимии и геохимии почв. М.: Наука, 1992. 437 с.
- Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1959. 278 с.
- Водяницкий Ю. Н. Изучение тяжелых металлов в почвах. М.: Почв. ин-т им. В. В. Докучаева, 2005. 109 с.
- Водяницкий Ю. Н. Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. С. 368–375.
- Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высш. шк., 1988. 328 с.
- ГОСТ 17.4.1.02-83. Охрана природы. Классификация химических веществ для контроля загрязнения. М., 1983. 12 с.
- Добровольский В. В. Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы // Почвоведение. 1997. № 4. С. 431–441.
- Добровольский В. В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами // Там же. 1999. № 5. С. 639–646.
- Евдокимова Г. А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Изд-во: КНЦ РАН, 1995. 168 с.
- Елпатьевский П. В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах. М.: Наука, 1993. 253 с.
- Ершов Ю.И. Почвы среднесибирского плоскогорья. Красноярск: Ин-т леса СО РАН, 2004. 85 с.
- Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 363 с.
- Коротков И. А. Лесорастительное районирование при тундровых лесов Сибири // Эколого-географические проблемы сохранения и восстановления лесов Севера: тез докл. Всесоюз. науч. конф. Архангельск, 1991. С. 303–307.
- Ладонин Д. В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения // Почвоведение. 2002. № 6. С. 682–692.
- Лесные экосистемы Енисейского меридиана. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 2002. С. 206–287.
- Лукина Н. В., Никонов В. В. Биогеохимические циклы в лесах Севера в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1996. Ч. 1. 213 с.
- Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 2. 376 с.
- Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель-2000, 1999. 768 с.
- Покаржевский А. Д. Экосистемный круговорот и эколого-геохимическая классификация элементов // Биология почв Северной Европы / ИЭМЭЖ им. А. В. Серверцева. М.: Наука, 1988. С. 72–84.

Biogeochemical Status of Forest Ecosystems on the Territory under the Influence of Norilsk Industrial Complex

E. F. VEDROVA, L. V. MUKHORTOVA

V. N. Sukachev Institute of Forest SB RAS
660036, Krasnoyarsk, Akademgorodok, 50/28
E-mail: estella_vedrova@mail.ru

It was shown that carbon sequestering role of phytomass decreases almost 30 times along the pollution gradient. The processes of copper and nickel release during decomposition and their consumption during production synthesis are unbalanced. Dead plant material serves as a sorption, sedimentation and mechanical barrier where heavy metals and sulfur concentrate.

Key words: heavy metals, forest ecosystems, dynamics of stock of organic matter and mineral elements, intensity of exchange processes.