

УДК 574.474:[504.5:669.2/.8]

ЕСТЕСТВЕННОЕ ВОССТАНОВЛЕНИЕ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПОСЛЕ ПРЕКРАЩЕНИЯ ПРОМЫШЛЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ.

1. ОБЗОР СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ

© 2022 г. Е. Л. Воробейчик*

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

*e-mail: ev@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 16.08.2021 г.

После доработки 27.08.2021 г.

Принята к публикации 30.08.2021 г.

В последние десятилетия во многих странах происходит снижение атмосферных выбросов промышленных предприятий, что предоставляет возможность анализировать закономерности восстановления экосистем. В обзоре представлен аннотированный перечень исследований естественно-го, т.е. без какой-либо рекультивации, восстановления наземных экосистем возле промышленных предприятий, прекративших или существенно снизивших выбросы. Идентифицированы 73 исследования восстановления биоты (70 публикаций), выполненные возле 22 заводов (в основном металлургических); еще 18 работ касаются анализа на основе повторных регистраций динамики содержания поллютантов в растениях и животных, 14 — в почвах. Выявлены многочисленные пробелы в изученности естественного восстановления: неравномерность охвата исследованиями разных биомов и типов экосистем, фрагментарность (отсутствие) информации по многим таксонам, преобладание однокомпонентных работ в пределах конкретного района и относительно коротких рядов наблюдений с небольшим числом точек во времени. Эти пробелы делают пока невозможной генерализацию данных в глобальном масштабе. Генерализации препятствуют также недостатки в представлении результатов в публикациях (неполнота информации о динамике выбросов и датах сбора материала).

Ключевые слова: динамика, устойчивость, восстановительные сукцессии, почва, растительность, лишайники, беспозвоночные, птицы, мелкие млекопитающие, техногенные пустоши, атмосферное загрязнение, снижение выбросов, токсическая нагрузка, тяжелые металлы

DOI: 10.31857/S0367059722010115

Промышленное загрязнение среды может быть сильным экологическим фактором: нередко вблизи металлургических предприятий концентрации в почве потенциально токсичных металлов, металлоидов и других поллютантов превышают фоновые значения в десятки, сотни и тысячи раз [1, 2]. Высокие уровни загрязнения могут быть причиной исчезновения многих видов, что в свою очередь кардинально меняет исходный облик экосистем и ведет к нарушению экосистемных функций [3]. Мертвые леса и безжизненные “лунные ландшафты” вблизи предприятий — один из наиболее ярких примеров негативных последствий человеческой деятельности, вошедший в учебники экологии. Фактически на загрязненных территориях реализованы длительные натурные эксперименты, заложенные, помимо воли исследователей, в момент пуска предприятия. Регистрации их результатов интересна с точки зрения анализа реакции экосистем на сильные внешние воздействия и понимания механизмов их устойчивости [4].

В последние десятилетия во многих странах, прежде всего Европы и Северной Америки, происходит снижение промышленных выбросов по разным причинам: закрытие предприятий из-за их опасности или нерентабельности, переход на новые технологии, перенос производства в другие страны [5–7]. Однако независимо от причин прекращение поступления поллютантов в окружающую среду позволяет экологам анализировать закономерности естественного восстановления экосистем: Насколько обратимы вызванные загрязнением изменения? Возможен ли самопроизвольный возврат к исходному состоянию? Если возможен, то как быстро он произойдет? Какие виды первыми вернутся на загрязненные участки? Почему возвращение может запаздывать? Что тормозит, а что ускоряет реколонизацию? Появление модельных ситуаций — участков возле снизивших выбросы предприятий — позволяет искать ответы на эти вопросы не только путем умозрительных рассуждений или математического

моделирования, но и на основе анализа эмпирических данных. Обсуждаемая предметная область пока находится на начальных этапах становления, поэтому важно зафиксировать современный уровень знаний, выявить слабо проработанные вопросы, наметить перспективные направления исследований.

Прежде всего следует уточнить терминологию. В публикациях на английском языке используют два термина для обозначения возвращения экосистемы из нарушенного состояния в исходное: “recovery” — это процесс и/или результат самопроизвольного возврата, т.е. без какого-либо сознательного вмешательства извне, а “restoration” — это возврат, при котором человек “подталкивает” процесс с помощью определенных манипуляций, помогая двигаться ему в нужном направлении. К сожалению, на русском языке термин только один — “восстановление”, из-за чего может возникать неопределенность в трактовке. Поэтому, чтобы избежать путаницы, для обозначения самопроизвольного возврата экосистемы я считаю необходимым добавлять необязательные на английском языке уточнения — “естественное восстановление”, “спонтанное восстановление”, “самовосстановление”. Второй вариант, особенно при совместном употреблении с первым, также лучше уточнять — “активное восстановление”, “управляемое восстановление”, “регулируемое восстановление”. В данном обзоре, если для краткости уточнение опущено, подразумевается только естественное восстановление. Также для краткости под “прекращением выбросов” подразумевается и их “существенное сокращение”.

Работы по естественному восстановлению экосистем пока немногочисленны, особенно по сравнению с изучением противоположного процесса — вызванной загрязнением деградации экосистем. Также их количество существенно уступает обширным изысканиям в области анализа первичных сукцессий (в том числе при самозаращении отвалов из отходов металлургического и горного производства) и вторичных сукцессий, инициированных прекращением других сильных нарушающих воздействий — хронических (вспашка, пастбищные нагрузки, засоление и др.) или катастрофических (вырубки, пожары, разливы нефтепродуктов и др.). Особенно внушителен контраст с многочисленностью работ в рамках управляемого восстановления (разработка технологий рекультивации, оценка эффективности разных практик, анализ хода восстановительных сукцессий и др.), даже с учетом того, что с последствиями промышленного загрязнения связана только их небольшая часть. Это направление развивается намного более интенсивно: с 1981 г. существует международное Общество экологического восстановления (Society for Ecological Restoration, www.ser.org), издаются три специализированных журнала — “Ecological Res-

toration” (с 1981 г.), “Restoration Ecology” (с 1993 г.), “Ecological Management & Restoration” (с 2000 г.), опубликованы обобщающие сводки и учебники, например [8].

В 2020 г. Генеральная Ассамблея ООН объявила 2021–2030 гг. десятилетием Восстановления экосистем (The United Nations Decade on Ecosystem Restoration — <https://www.decadeonrestoration.org>). В числе шести главных барьеров, препятствующих достижению целей глобальной программы, наряду с финансовыми, политическими, социальными, экономическими и техническими причинами указана недостаточность научных знаний о закономерностях и лучших практиках управляемого восстановления. Однако это свидетельствует и об актуальности исследований естественного восстановления, поскольку управление данным процессом в той или иной степени должно базироваться на знаниях о закономерностях посттехногенной динамики экосистем, проходящей без вмешательства человека [9–11].

Предмет настоящего обзора ограничен достаточно узкими рамками: 1) только наземные экосистемы (исключая болота); 2) точечные источники атмосферных выбросов, т.е. такие, размеры которых несопоставимо малы по сравнению с загрязняемой ими территорией; 3) естественное восстановление, т.е. без какой-либо рекультивации или других экспериментальных манипуляций. В большинстве случаев обзор касается воздействия на биоту металлургических заводов, а среди них — предприятий цветной металлургии, т.е. атмосферных выбросов полиметаллической пыли, соединений серы, азота и фтора при первичной плавке меди, никеля, свинца, цинка и алюминия.

Цель настоящего обзора — охарактеризовать современное состояние исследований восстановительной динамики наземных экосистем после прекращения (снижения) выбросов промышленных предприятий, рассмотреть возможные драйверы восстановления, идентифицировать пробелы в знаниях, обсудить методологию анализа данных и перспективы дальнейших исследований. Обзор состоит из трех частей: в первой охарактеризовано современное состояние исследований, во второй будут рассмотрены особенности и драйверы восстановительных сукцессий, в третьей предполагается обсудить методологические вопросы и перспективы исследований.

ИССЛЕДОВАНИЯ РЕАКЦИИ БИОТЫ НА СНИЖЕНИЕ ВЫБРОСОВ

Критерии отбора публикаций

Критерии отбора публикаций были следующими: 1) соответствие предмету обзора (наземные экосистемы, точечные источники атмосферного загрязнения, отсутствие рекультивации или

экспериментальных манипуляций); 2) наличие развернутых описаний (как правило, журнальные статьи); 3) наличие количественных данных, а не только упоминаний, без должной расшифровки, что “уже заметны признаки восстановления” или, наоборот, “восстановление еще не завершено”.

Поиск публикаций был выполнен всеми доступными способами: 1) запросы в библиографических базах (Scopus, РИНЦ, Google Scholar) по ключевым словам в разных сочетаниях: “recovery”, “dynamics”, “ecosystem/soil/vegetation/insect/*fauna/*invertebrate/bird/mammal/lichen”, “pollution/contamination/emission/metal”, “smelter/factory”, “cessation/reduction/closedown/closure/shutdown” (аналогично — на русском языке), с последующим просмотром аннотаций и/или полных текстов и оценкой соответствия критериям отбора; 2) запросы в библиографических базах по географическим названиям районов расположения прекративших работу предприятий; 3) просмотр списков цитируемой литературы в найденных публикациях; 4) просмотр списков работ авторов найденных публикаций в библиографических базах; 5) опросы коллег. Полагаю, что в обзоре аккумулирована информация о большинстве выполненных к настоящему времени исследований, подпадающих под указанные критерии.

Не рассматривали естественное восстановление экосистем, вызванное снижением регионального загрязнения, т.е. такого, при котором невозможно четко отграничить действие какого-то одного точечного источника от других аналогичных источников или от трансграничного переноса поллютантов. Примером может служить анализ последствий снижения атмосферного загрязнения (в первую очередь сернистым ангидридом) для еловых лесов в районе Исполиновых гор (Карконоше) в Чехии в период с 1995 г. по 2006 г. [12], эпифитных лишайников в Лондоне с 1979 г. по 1999 г. [13], разнообразия лишайников и мхов в масштабе всей Великобритании с середины XX в. по начало XXI в. [14]. Это же ограничение исключило из рассмотрения многочисленные работы по динамике биоты в регионе Верхняя Силезия (Польша), где из-за существенного перекрытия зон воздействия многих предприятий затруднительно анализировать последствия снижения выбросов какого-то одного из них.

Схемы сбора данных

Схемы сбора данных в исследованиях восстановительной динамики можно разделить на две группы: 1) базирующиеся на повторных регистрациях состояния экосистем в одних и тех же точках пространства; 2) базирующиеся на однократном обследовании участков, расположенных на разном удалении от предприятия (т.е. в градиенте загрязнения) после прекращения его выбросов.

Первая схема позволяет напрямую получить оценки скоростей восстановления, а их точность, помимо всего прочего, определяется числом временных срезов. В рамках второй схемы возможны только косвенные и грубые оценки времени “завершения” восстановления, причем лишь при наличии информации (хотя бы на качественном уровне) о направленности изменения параметра в градиенте загрязнения до снижения выбросов. Например, если выполненное через 30 лет после закрытия завода обследование показало, что параметр не меняется при приближении к нему, а ранее (или возле аналогичных источников) снижался, то можно утверждать, что для “завершения” восстановления требуется не более 30 лет. Однако “не более” может быть и 30, и 20, и 10 лет. Если в этом примере и через 30 лет параметр уменьшается при приближении к заводу, то справедливо утверждение, что для восстановления требуется не менее 30 лет, но “не менее” также может быть любым числом после этой границы, например 50 или 100 лет. Несмотря на столь большую неопределенность, результаты выполненных в рамках второй схемы исследований могут быть использованы для оценки нижней границы продолжительности восстановления.

Теоретически возможна еще одна схема — по аналогии с традиционным подходом при изучении экологических сукцессий: построение хроноряда (chronosequence) из однотипных участков вблизи нескольких предприятий, в разное время прекративших выбросы, и интерпретация различий между участками как изменений во времени (space-for-time substitution). Однако мне не известны выполненные таким образом исследования; более того, сложности корректного построения хроноряда из нескольких источников выбросов вряд ли преодолимы из-за заведомо несопоставимых условий на удаленных территориях.

В табл. 1 приведен аннотированный перечень работ, базирующихся на первой схеме, в табл. 2 — на второй. В первом случае идентифицированы 52 исследования в районах 16 источников выбросов (54 публикации), во втором — 21 исследование в 11 районах (16 публикаций), поскольку 5 источников в таблицах совпадают, всего их 22. Все публикации, за исключением одной, можно было атрибутировать однозначно. Исключение касалось описания лишайников и мхов на техногенной пустоши в районе Мончегорска [34]: хотя было выполнено однократное обследование, но все предшествующие документировали отсутствие этих групп в целом для пустоши; поэтому эта работа была отнесена к первой схеме.

Исследования на основе повторных регистраций

Распределение обследованных источников выбросов очень неравномерно по любому из воз-

Таблица 1. Характеристика исследований естественного восстановления биоты наземных экосистем, выполненных на основе прямого сравнения разных периодов возле прекративших (существенно снизивших) выбросы предприятий

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
Три близко расположенных медно-никелевых комбината в г. Садбери, Канада. Действуют с 1888, 1913 и 1928 гг., максимальная эмиссия — в 1960-х гг., после 1972 г. — существенно снизилась (закрытие одного завода, реконструкция остальных)	Сравнение двух периодов — высоких (1967–1972 гг.) и сниженных (1984–1993 гг.) выбросов для территории техногенной пустоши	21	Древесные и травянистые растения	Появление и распространение видов (визуальное сравнение разновременных пар ландшафтных фотографий)	Во второй период на территории техногенной пустоши, ранее практически лишенной высшей растительности, появились и расширили область обитания злаки (полевица, щучка), хвощи, щавель, береза (количественные оценки отсутствуют)	[15]
	Сравнение двух периодов — высоких (1970 г.) и сниженных (1989 г.) выбросов для сильно загрязненной территории (техногенная пустошь и прилегающие участки)	17	Растительный покров	Площади участков, интерпретируемых как “пустошь” и “полупустошь” (на основе дешифрирования аэрофотоснимков)	Во второй период площадь “полупустошей” сократилась на 22% по сравнению с первым за счет продвижения ближе к заводам хвойных деревьев. Сокращение площади пустошей главным образом произошло за счет рекультивации территорий (высаживание саженцев и другие мероприятия)	[16]
	Сравнение трех периодов — высоких (1968 г., литературные данные) и сниженных (1978 г. и 1989–1990 гг.) выбросов в 5 зонах загрязнения (очень сильного, сильного, умеренного, слабого, фонового)	18	Эпифитные лишайники	Число видов, соотношение площадей с разным числом видов	Во второй период площадь “лишайниковой пустыни” сократилась в 5 раз по сравнению с первым, а в третий — “пустыня” исчезла. От первого периода к третьему снижались размеры зон с уменьшенным числом видов. В третий период в 5 км от завода встречены чувствительные к загрязнению виды (<i>Usnea hirta</i> и <i>Evernia mesomorpha</i>), отсутствовавшие там ранее	[17]
	Ежегодный мониторинг в 1970–2001 гг. (31 год) на метеостанции аэропорта (в 20 км от Садбери, соответствует участку умеренного загрязнения)	29	Растительный покров	Среднегодовая скорость ветра на высоте 10 м	Снижение скорости ветра на треть с 1973 г. по 1995 г., далее — стабилизация на уровне ближайших метеостанций. Интерпретировали как показатель восстановления древесной растительности (невозможно разделить вклады естественного восстановления и создания искусственных насаждений)	[18]
Два близко расположенных цинкоплавильных завода в г. Палмертон, США. Действовали с 1898 и 1913 гг., максимальная эмиссия — в 1970-х гг., закрыты в 1980 г.	Сравнение двух периодов — до (1972 г., литературные данные) и после (2006 г.) прекращения выбросов на 4 участках (исходно сильное загрязнение)	26	Эпифитные, эпилитные и эпигейные лишайники	Видовое разнообразие, обилие, видовой состав	Ко второму периоду обилие эпигейных и эпилитных лишайников увеличилось в 2.9 раза по сравнению с первым, эпифитных — в 2.3 раза, разнообразие (индекс Шеннона) — в 8.4 и 3.6 раза соответственно. В первый период было зарегистрировано 8 видов, во второй — 35, но чувствительные к загрязнению виды отсутствуют	[19]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
Медеплавильный завод в г. Рёншэр, Северная Швеция. Действует с 1930 г., максимальная эмиссия — в конце 1960-х гг., после 1984 г. — резко снизилась	Сравнение двух периодов — высоких (1983—1990 гг.) и сниженных (2000—2006 гг.) выбросов на 5 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	22	Мухоловка-пеструшка (<i>Ficedula hypoleuca</i>)	Размер кладки, успешность размножения, масса слетков, параметры крови (гемоглобин, гематокрит и др.)	Во второй период на сильно загрязненном участке увеличилась успешность размножения	[20]
Завод по выплавке свинца в г. Жеряв, Словения. Действует с 1896 г., максимальная эмиссия — в 1970-х гг., после 1978 г. — существенно снизилась, после 1990 г. — почти прекратилась	Сравнение двух периодов — до (1981 г., литературные данные) и после (2001 г.) снижения выбросов на 9 участках (сильное загрязнение), луга на месте хвойных и буковых лесов	11 (23)	Травянистая растительность	Число видов, видовой состав	В первый период растения отсутствовали ближе 300 м от завода, во втором периоде заселили всю территорию пустоши. Ко второму периоду число видов увеличилось с 15—30 до 20—45	[21]
Медно-никелевый комбинат в г. Харьявалта, Финляндия. Действует с 1945 г., максимальная эмиссия — 1945—1947 гг., после 1991 г. — существенно снизилась, после 2003 г. — почти прекратилась	Сравнение двух периодов — до (1991—1993 гг.) и после (1994—1997 гг.) снижения выбросов на 4—5 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), хвойный лес	(6)	Мухоловка-пеструшка и большая синица	Размер кладки, число слетков	На участке с сильным загрязнением во втором периоде у обоих видов увеличилось число слетков (но не достигло фонового уровня), размер кладки возрос только у одного вида	[22]
	Ежегодный мониторинг в 1991—2013 гг. (23 года) на 2 участках (сильное и фоновое загрязнение), хвойный лес. Материал для первых 7 лет частично совпадает с [22]	10 (22)	Мухоловка-пеструшка	Размер кладки, число слетков, дата начала размножения, плотность гнездования	Выраженный тренд увеличения размера кладки и числа слетков на участке сильного загрязнения (особенно в первые годы после снижения выбросов). Однако разница с фоновым участком сохраняется до конца наблюдений, что связали с замедленным восстановлением трофических цепей	[23]
	Сравнение двух периодов — до (1991—1992 гг.) и после (2007—2009 гг.) прекращения выбросов на 2 участках (сильное и фоновое загрязнение), хвойный лес	6 (18)	Мухоловка-пеструшка	Толщина скорлупы яиц	В первый период толщина скорлупы была статистически значимо тоньше на загрязненном участке по сравнению с фоновым; после прекращения выбросов различия между участками отсутствуют	[23]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
Медно-никелевый комбинат в г. Мончегорск, Кольский полуостров, Россия. Действует с 1937 г., максимальная эмиссия — в 1970–1980-х гг., после 1999 г. — существенно снизилась	Сравнение двух периодов — высоких (1981–1983 гг.) и сниженных (2005–2008 гг.) выбросов на 4 участках (сильное и умеренное загрязнение), контрольный участок обследован однократно (только второй период), еловый лес	(9)	Древесный и кустарниковый ярусы	Состав, степень дефолиации, сомкнутость крон	На участках с сильным загрязнением продолжалось усыхание ели при выраженной экспансии лиственных деревьев (береза, ивы). На участках с умеренным загрязнением во втором периоде уменьшилась дефолиация (на 20%) и увеличилась сомкнутость крон ели	[24]
		(9)	Травяно-кустарниковый ярус	Видовое богатство, проективное покрытие, видовой состав	На загрязненных участках ко второму периоду увеличились число видов (на 17–57%) и проективное покрытие, изменилось соотношение обилия доминантов	[24]
		(9)	Мхи и лишайники	Видовое богатство, проективное покрытие, видовой состав	На участках с сильным загрязнением появились отсутствовавшие ранее лишайники (накипные и кустистые), пионерные виды мхов	[24]
		(9)	Почвенные водоросли	Видовое богатство, обилие	На участке с сильным загрязнением ко второму периоду в 2 раза увеличились число видов и обилие	[24]
	Мониторинг в 1982–2017 гг. (36 лет) на 5–7 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), сосновый лес	(17)	Сосна (<i>Pinus sylvestris</i>)	Виталитетная структура, продолжительность жизни хвои, дехромация хвои	На участке с умеренным загрязнением индекс жизненности (сумма весов на основе долей здоровых, ослабленных и усыхающих деревьев) к концу наблюдений приблизился к фоновому уровню, с сильным — увеличился, но остался в 2 раза ниже фонового уровня. После 2005 г. на участке сильного загрязнения зарегистрированы отсутствовавшие ранее здоровые деревья. На загрязненных участках к концу периода увеличилась продолжительность жизни хвои и уменьшилась степень ее дехромации (но не достигли фонового уровня)	[25–27]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
	Дендрохронологическая реконструкция для 1880–2006 гг. на 5 участках (сильное и умеренное загрязнение), еловый лес	(7)	Ель (<i>Picea obovata</i>), сосна	Радиальный прирост (индексы)	Разница индексов приростов ели между загрязненным и контрольным участками после 2000 г. стала положительной, тогда как в период высоких выбросов в течение 15–20 лет она была отрицательной. Эффект более выражен в верхних частях склонов по сравнению с нижними, что связали с более благоприятными почвенными условиями из-за аккумуляции органического вещества в нижних частях. Для сосны разница индексов остается отрицательной в течение всего периода наблюдений	[28, 29]
	Дендрохронологическая реконструкция для 1960–2014 гг. на 2 участках (сильное и фоновое загрязнение), сосновый лес	(15)	Сосна	Радиальный прирост (линейный и площадной, абсолютные величины)	Резкое увеличение площади радиального прироста на загрязненном участке после 2000 г., в последние три года даже превышающее фоновые значения. На участке с фоновым загрязнением временной тренд не выражен	[30]
	Повторные учеты на площадках с маркированными в 1992–1993 гг. особями в период относительно высоких (1996–1999 гг.) и сниженных (2005–2006 гг.) выбросов, 11 участков (сильное, умеренное, слабое и фоновое загрязнение), хвойный лес	(7)	Береза <i>Betula pubescens</i> ssp. <i>czerepanovii</i>	Смертность и возобновление	На участке с сильным загрязнением смертность в период сниженных выбросов осталась высокой, а возобновление отсутствует. Сделан прогноз полной гибели березы на сильно загрязненных участках из-за достижения сохранившимися (устойчивыми к загрязнению) особями предельного возраста жизни при отсутствии возобновления. На участках с умеренным загрязнением после снижения выбросов увеличилось возобновление, что связали с отсутствием конкуренции с хвойными деревьями	[31]
	Сравнение двух периодов – высоких (1978 и 1992 гг.) и сниженных (2000, 2002, 2005 гг.) выбросов на участке с сильным загрязнением (точной привязки нет)	(6)	Растительный покров	Вегетационный индекс (NDVI)	В 2002 и 2005 гг. вегетационный индекс увеличен в 2 раза по сравнению с минимальными значениями в 1978 г., что интерпретировали как начало восстановления экосистем (выводы не основаны на статистическом анализе)	[32]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
	Сравнение двух периодов — высоких (1989 и 1999 гг.) и сниженных (2009 г.) выбросов на 2 участках (сильное и умеренное загрязнение), сосновый лес	(10)	Черника (<i>Vaccinium myrtillus</i>)	Морфометрические параметры (площадь листа, размеры кроны и др.), календарный возраст, соотношения онтогенетических состояний	Ко второму периоду усилились различия морфометрических параметров загрязненных и контрольных участков (уменьшение размеров), что связали с увеличением загрязнения почв. На загрязненных участках возрастной спектр от первого периода ко второму сдвинулся в сторону молодых особей, а плотность ценопопуляции уменьшилась в 2 раза (из-за массовой гибели кустов), тогда как на контрольном участке происходило естественное старение ценопопуляций, а плотность увеличилась в 1.3 раза	[33]
	Описания в 2017—2018 гг. на 7 участках с очень сильным и сильным загрязнением (1.7—10 км), сравнение с предыдущими годами (точной привязки нет, литературные данные)	(19)	Мхи, печеночники, лишайники (эпигейные)	Число видов, видовой состав, проективное покрытие	На участках с очень сильным загрязнением (до 3—5 км от завода) зарегистрированы единичные находки устойчивых к загрязнению видов мохообразных и лишайников, хотя ранее (предположительно) они там отсутствовали	[34]
	Ежегодный мониторинг в 1993—2014 гг. (22 года) на 13 участках в градиенте загрязнения (сильное, умеренное и слабое загрязнение), еловый лес	(15)	Листоеды-филлофаги ивы (4 вида)	Обилие видов, качество кормового растения, смертность от паразитов и хищников	У двух видов после 2000 г. обилие резко снизилось, что связали с увеличением смертности от естественных врагов. У других двух видов динамика была ненаправленной. Изменения в обилии связали с совместным действием снижения выбросов и увеличения температуры воздуха на систему растение—фитофаг—хищник	[35]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
	Ежегодный мониторинг в 1991–2016 гг. (26 лет) на 29 участках в градиенте загрязнения (сильное, умеренное, слабое и фоновое загрязнение), еловый лес	(17)	Насекомые-филлофаги березы (25 видов/групп)	Обилие видов, трофическая активность (доля поврежденных листьев)	Временной тренд изменения трофической активности различен для сильно загрязненных (уменьшение от начала к концу наблюдений), умеренно загрязненных (увеличение) и фоновых (отсутствие изменений) участков; динамику связали с уменьшением выбросов. Анализ базируется на расчете линейных корреляций для всех лет наблюдений, поэтому нельзя отдельно выделить период после снижения выбросов	[36]
	Сравнение двух периодов – высоких (1991–1992 гг., литературные данные) и сниженных (2005–2006 гг.) выбросов на 4 участках (сильное, умеренное и слабое загрязнение), еловый лес	(7)	Крупные почвенные беспозвоночные	Групповой состав, численность, биомасса, трофическая структура	По всем параметрам признаки восстановления отсутствуют. Сохраняется угнетенное состояние сообществ, что связали с медленным восстановлением мощности и качества лесной подстилки, деградировавшей в результате эрозии	[37]
	Ежегодный мониторинг в 1936–2014 гг. (79 лет) на участке с умеренным загрязнением, еловый лес. Сопоставление разных периодов для участков с сильным загрязнением (точные даты отсутствуют)	(15)	Мелкие млекопитающие	Обилие видов	После 2002 г. на участке с умеренным загрязнением увеличилось обилие рыжей полевки, которая в период высоких выбросов встречалась там единично или отсутствовала. В 2001 и 2003 гг. на участке с сильным загрязнением (4 км от завода) единично отмечены бурозубки, ранее там отсутствовавшие. Выводы не основаны на статистическом анализе	[38]
Фабрика по добыче и обогащению руды в г. Лисвалль, Северная Швеция (пыль с PbS и ZnS). Действовала с 1943 г., максимальная эмиссия – в 1980-х гг., закрыта в 2001 г.	Сравнение двух периодов – высоких (1988–1990 гг.) и прекратившихся (2004–2006 гг.) выбросов на 2 участках (сильное и фоновое загрязнение)	5	Мухоловка-пеструшка	Размер кладки, успешность размножения, масса слетков, параметры крови (гемоглобин, гематокрит и др.)	В первый и второй периоды все параметры (кроме массы слетков) ниже на загрязненном участке по сравнению с фоновым, признаков восстановления нет	[39]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
Медно-никелевый комбинат в г. Никель, Кольский полуостров, Россия. Действовал с 1942 г., максимальная эмиссия — в 1970-х гг., после 2002 г. — существенно снизилась, закрыт в 2020 г.	Ежегодный мониторинг в 1994—2012 гг. (19 лет) на 2 участках (умеренное и фоновое загрязнение), в 1985—2003 гг. (19 лет) еще на одном участке с умеренным загрязнением	(10)	Мелкие млекопитающие	Обилие видов	На загрязненном участке к концу наблюдений численность красной полевки увеличилась сильнее, чем на фоновом; для красно-серой полевки тренд противоположный (выводы не основаны на статистическом анализе)	[40]
Медеплавильный завод в г. Ревда, Средний Урал, Россия. Действует с 1940 г., максимальная эмиссия — в 1980-х гг., после 2003 г. — существенно снизилась, после 2010 г. — почти прекратилась	Сравнение трех периодов — высоких (1989 г.), умеренно (1998 г.) и существенно (2008 г.) сниженных выбросов на 5 участках (фоновое, умеренное и сильное загрязнение), хвойный лес	(5)	Древесный ярус	Запас древесины, густота древостоя, доля сухостоя	Запас и густота менялись синхронно на всех участках, что связали с действием и последствием урагана, вызвавшего ветровал. На участке сильного загрязнения доля сухостоя по количеству стволов увеличилась к 2008 г. непропорционально сильно (до 80%) по сравнению с другими участками, что свидетельствует о продолжающейся гибели деревьев	[41, 42]
	Сравнение четырех периодов — высоких (1989 г.), умеренно (1999 г.), существенно (2007 г.) сниженных и почти прекратившихся (2013 г.) выбросов на 5 участках (фоновое, умеренное и сильное загрязнение), хвойный лес	3 (10)	Травяно-кустарниковый ярус	Видовое разнообразие, видовой состав, биомасса	На участках фонового и умеренного загрязнения разнообразие увеличилось синхронно, что связали с влиянием ветровала, вызвавшим осветление местообитаний. На участке сильного загрязнения разнообразие не изменилось, уменьшилась доля в биомассе хвоща лесного, увеличилась — полевицы тонкой. Стабильность угнетенного состояния на участке сильного загрязнения объяснили сохраняющейся токсичностью почвы и мощным слоем неразложившейся лесной подстилки	[41, 42]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
	Сравнение двух периодов — высоких (1995—1998 гг.) и почти прекратившихся (2014—2016 гг.) выбросов для 5 зон загрязнения, выделенных на территории размером 40 × 50 км, хвойный и лиственный леса	6 (13)	Травяно-кустарниковый ярус	Видовое разнообразие 6 групп с разным способом распространения диаспор (в масштабе пробной площади и зоны загрязнения)	Видовое богатство в зоне высокого загрязнения осталось на крайне низком уровне, что интерпретировали как свидетельство стабильности деградированного состояния. Способность к восстановлению зависит от способа распространения диаспор: положительные сдвиги в видовом богатстве выявлены только у мирмекохоров (главным образом в зоне умеренного загрязнения) и типичных анемохоров (во всех зонах)	[43]
	Сравнение двух периодов — высоких (1990—1992 гг.) и почти прекратившихся (2014—2018 гг., ежегодный мониторинг, 5 лет) выбросов на 4 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), хвойный лес	8 (15)	Эпифитные лишайники	Видовой состав, структура сообществ, обилие	Во второй период произошло заселение существовавшей ранее территории “лишайниковой пустыни”. На участках с сильным и умеренным загрязнением увеличились обилие и разнообразие (в 2014—2018 гг. ежегодно добавлялось по 1—2 вида), но пока отсутствуют чувствительные к загрязнению виды. Торможение восстановления объяснили сохраняющимся сухим микроклиматом загрязненных участков и повышенным содержанием металлов в коре	[44, 45]
	Мониторинг каждые 1—2 года (2005, 2006, 2008, 2011, 2012, 2014, 2015 гг.; 7 лет) на 2 участках (сильное и фоновое загрязнение), лиственный лес	5 (12)	Насекомые-филлофаги березы	Трофическая активность (доля поврежденных листьев)	На загрязненном участке выражен тренд увеличения трофической активности филлофагов к концу наблюдений, что привело к сглаживанию различий между загрязненным и фоновым участками после прекращения выбросов (однако существенная разница между участками пока сохраняется)	[46]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
	Сравнение двух периодов — относительно высоких (2006–2008 гг.) и почти прекратившихся (2015–2017 гг.) выбросов на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), суходольный луг	8 (15)	Моллюски в травостое	Видовой состав, обилие	В первый и второй периоды моллюски отсутствовали на сильно загрязненном участке. На участках с фоновым и умеренным загрязнением во втором периоде обилие и разнообразие было в 2–3 раза ниже по сравнению с первым, что объяснили неблагоприятными погодными условиями (засуха в 2016 г.). На загрязненном участке во второй период появился один вид, отсутствовавший там ранее	[47]
	Сравнение трех периодов — высоких (1990–1991 гг.), сниженных (2004 г.) и почти прекратившихся (2014–2016 гг.) выбросов на 4 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), хвойный лес	6 (13)	Крупные почвенные беспозвоночные	Групповой состав, численность, трофическая структура	На участках с умеренным загрязнением увеличилось обилие чувствительных к загрязнению групп (дождевые черви, энхитриды, моллюски), область их распространения приблизилась к заводу на 2 км. На участках с сильным загрязнением восстановление отсутствует (разница с фоновым уровнем не меняется)	[48, 49]
	Описания в 2019 г. на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), сравнение с описаниями 2015–2016 гг. по работам [50, 51], хвойный и лиственный леса	9 (16)	Органогенные горизонты почв	Формы гумуса	На загрязненных участках обнаружены отсутствовавшие здесь ранее нетипичные формы гумуса, свидетельствующие об активной колонизации лесной подстилки дождевыми червями и другими крупными беспозвоночными. На участках с умеренным загрязнением такие формы составляют 75%, с сильным — 40% от всех описаний	[52]
	Ежегодный мониторинг в 1989–2020 гг. (20 лет до и 10 лет после 2010 г.) на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), хвойный и лиственный леса	10 (17)	Птицы-дуплогнездники	Обилие, видовой состав, соотношение видов, заселенность искусственных гнездовых	На участке с сильным загрязнением после 2010 г. увеличилась общая плотность населения (особенно в лиственном лесу), произошла смена доминантов. Изменения связали с восстановлением растительного покрова, благоприятным для мухоловки-пеструшки (доминант после 2012 г.), но не обыкновенной горихвостки, которая доминировала ранее	[53]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
	Ежегодный мониторинг в 1989–2020 гг. (20 лет до и 10 лет после 2010 г.) на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), хвойный и лиственный леса	10 (17)	Мухоловка-пеструшка	Размер кладки, число слетков, успешность размножения, дата начала размножения	На участке с сильным загрязнением после 2010 г. четко выражен тренд увеличения размера кладки, числа слетков и успешности размножения, который нельзя объяснить только смещением начала размножения на более ранние сроки (из-за потепления климата). К концу наблюдений только успешность выкармливания на загрязненных участках уже не отличается от фонового уровня (остальные показатели еще отстают)	[54]
	Ежегодный мониторинг в 1990–2020 гг. (19 лет до и 10 лет после 2010 г.) на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), хвойный лес	10 (17)	Мелкие млекопитающие	Видовой состав, соотношение видов, альфа-, бета- и гамма-разнообразие, обилие	На участке с сильным загрязнением общее обилие не менялось, с умеренным — увеличилось в 2 раза к концу наблюдений. На фоновом участке обилие возросло на 30%, что связали с естественной сукцессией растительности. На участках с умеренным и сильным загрязнением к концу наблюдений увеличилось обилие бурозубок, с сильным — произошла смена доминантов (красная полевка сменила рыжую полевку). К концу наблюдений усилились различия в структуре сообществ загрязненных и фоновых участков	[55, 56]
	Сравнение двух периодов — высоких (1995–1998 гг.) и почти прекратившихся (2013 г.) выбросов на основе карт встречаемости в районе воздействия завода (участок 40 × 50 км), хвойный и лиственный леса	3 (10)	Европейский крот (<i>Talpa europaea</i>)	Положение границы распространения относительно завода	На участках с легким механическим составом почвы граница распространения крота приблизилась к заводу на 10–15 км, с тяжелым — положение границы почти не изменилось	[57]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
Медеплавильный завод в г. Карабаш, Южный Урал, Россия. Действует с 1910 г., максимальная эмиссия — в 1960—1970-х гг., в 1990—1997 гг. — отсутствовала, после 1998 г. — возобновлена, после 2006 г. — существенно снизилась, после 2016 г. — почти прекратилась	Сравнение двух периодов — высоких (1983 г.) и прекратившихся (1996 и 1997 гг.) выбросов на участке очень сильного загрязнения (техногенная пустошь)	7	Травянистые растения	Видовое разнообразие, видовой состав	В первый период встречались лишь отдельные экземпляры нескольких устойчивых видов. Во второй период число видов травянистых растений увеличилось в 8 раз (до 20—30), причем в 1997 г. в 2 раза по сравнению с 1996 г. Изменения затронули только нижние части склонов, на вершинах растительность осталась в прежнем угнетенном состоянии. Последнее связали с неблагоприятным микроклиматом (более раннее таяние снега) и эрозией почв	[58]
			Почвенные водоросли	Видовое разнообразие, видовой состав	Во второй период в 2 раза увеличилось число видов (с 8 до 16), появились отсутствовавшие ранее виды, характерные для лесных биотопов	[58]
	Ежегодный мониторинг в 2000—2008 гг. (9 лет) на участке с сильным загрязнением (точная привязка отсутствует)	(2)	Растительный покров	Вегетационный индекс (NDVI)	В 2007—2008 гг. вегетационный индекс несколько увеличен (на 10—15%) по сравнению с минимальными значениями в 2004—2005 гг., что интерпретировали как начало восстановления экосистем (выводы не основаны на статистическом анализе)	[59]
Алюминиевый завод в г. Жыранд-Хроном, Словакия. Действует с 1953 г., после 1963 г. (?) выбросы снизились	Сравнение двух периодов — высоких (1962—1963 гг.) и сниженных (1984 г.) выбросов в 4 зонах загрязнения, разные биотопы (лиственный лес, лесополосы и др.)	(21 ?)	Гнездовое население птиц	Видовой состав, обилие	В первый и второй периоды обилие и разнообразие снижается при приближении к заводу, во второй период в лесных биотопах обилие и разнообразие выше по сравнению с первым (выводы не основаны на статистическом анализе)	[60]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
Криолитовый завод в г. Полевской, Средний Урал, Россия. Действовал с 1907 г., максимальная эмиссия в 1950–1960-х гг., после 1974 г. — существенно снизилась, закрыт в 2013 г.	Сравнение двух периодов — высоких (1960-е гг., литературные данные) и сниженных (1986–1995 гг.) выбросов на участке сильного загрязнения, сосновый и березовый леса	(21)	Древесные растения	Граница распространения	В первый период древесная растительность отсутствовала ближе 11–13 км от завода, на расстоянии 1.5 км были отмечены только отдельные угнетенные экземпляры березы, осины и ивы (высотой 20–30 см). Ко второму периоду граница распространения приблизилась ближе к заводу: в радиусе 1 км от завода присутствуют группы берез 10-летнего возраста, на более удаленных — 20–30-летнего (высота до 10 м)	[61]
			Травяно-кустарниковый ярус	Число видов	В первый период на участке до 5 км от завода число видов составляло 15–24, во второй — увеличилось до 19–49 (из-за неполноты информации детальное сравнение невозможно)	[61]
Алюминиевый завод в г. Канда-лакша, Кольский полуостров, Россия. Действует с 1951 г., максимальная эмиссия (HF, пыль) — 1970–1980-е гг., после 2005 г. — существенно снизилась	Сравнение двух периодов — до (2001 г.) и после (2011 г.) снижения выбросов на 5 участках (сильное, умеренное, слабое и фоновое загрязнение)	(6)	Микробоценоз подстилки	Численность и биомасса бактерий, актиномицетов, грибов	Тренды изменения биомассы при приближении к заводу были одинаковыми в первый и второй периоды: уменьшение — у грибов, увеличение — у актиномицетов, отсутствие изменений — у бактерий (обусловлены более высоким pH (на 2 ед.) вблизи завода). Во второй период по сравнению с первым биомасса бактерий увеличилась на всех участках, а грибов и актиномицетов — уменьшилась	[62]
Завод минеральных удобрений в г. Йонава, Литва. Действует с 1965 г., максимальная эмиссия (соединения серы и азота, аммиак, пыль) — в 1970-х гг., после 1989 г. — существенно снизилась	Мониторинг каждые 3–5 лет в 1982–2002 гг. (6 лет) на 4 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), сосновый лес	(13)	Сосна	Дефолиация кроны	На загрязненных участках дефолиация крон начала снижаться после 1990 г., к концу наблюдений достигла фонового уровня. Восстановление крон было возможным даже при их почти полной (90%) дефолиации. Восстановление крон доминирующих особей было более выраженным, чем подчиненных; происходило медленнее в древостоях с большей густотой	[63–65]

Таблица 1. Продолжение

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
	Дендрохронологическая реконструкция для 1932–2010 гг. на 4 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), сосновый лес	(21)	Сосна	Радиальный прирост	Радиальный прирост начал увеличиваться после 1991–1992 гг., к концу наблюдений достиг фонового уровня и даже превысил его	[63–65]
Завод фосфорных удобрений возле г. Йена, Германия. Действовал с 1960 г., максимальная эмиссия – в 1970-х гг. (апатит, сода, Cd), закрыт в 1990 г.	Ежегодный мониторинг в 1990–2002 гг. (13 лет) на участке сильного загрязнения, в 1990–1999 гг. (10 лет) – на участке умеренного и слабого загрязнения, известняковый луг	12	Травянистая растительность	Число видов и функциональных групп, индексы разнообразия (число эффективных видов, выравнинность)	На участке сильного загрязнения одновидовое сообщество из галофитного <i>Puccinellia distans</i> трансформировалось в многовидовое: с 1990 г. по 1999 г. число видов травянистых растений увеличивалось линейно (от 1 до 50), затем стабилизировалось (в 2000–2002 гг.); после 1997 г. появились древесные, затем число их видов увеличивалось. На участке слабого загрязнения число видов стабильно высокое, умеренного – увеличивается аналогично участку сильного загрязнения, но насыщение наступило раньше (в 1997 г.)	[66, 67]
	Ежегодный мониторинг в 1990–1996 гг. (5–6 лет) на 3 участках (сильное, умеренное и слабое загрязнение), известняковый луг	6	Насекомые и паукообразные травояды	Видовое разнообразие и обилие функциональных групп	На всех участках для всех функциональных групп временные тренды изменения разнообразия не выражены. На участке сильного загрязнения к концу наблюдений снижается обилие сосущих фитофагов (цикадки) и грызущих зоофагов (жесткокрылые)	[66]
	Сравнение трех периодов – высоких выбросов (1980 и 1981 гг.), через год (1991 г.) и через 6 лет (1996 г.) после их прекращения на 3 участках (сильное, умеренное и слабое загрязнение), известняковый луг	6	Жуужелицы-герпетобионты	Число видов, обилие, распределение размера (объема) особей в сообществе	К концу наблюдений на всех участках увеличилось число видов, наиболее сильно (с 20 до 45) – на участке с сильным загрязнением. На участке с сильным и умеренным загрязнением уменьшился средний размер особи в сообществе, со слабым – не изменился. Повторный анализ материала показал, что этот вывод справедлив только для видов со смешанным питанием, а для хищных и фитофагов тренд противоположный – увеличение среднего размера [68]	[68, 69]

Таблица 1. Окончание

Район, источник выбросов	Дизайн схемы сбора данных	Т, лет	Объект	Регистрируемые параметры	Результаты, касающиеся восстановления	Публикация
Цементный завод в г. Ситковска-Новины, Польша. Действует с 1962 г. (цементная пыль), после 1990–1991 гг. эмиссия существенно снизилась	Сравнение трех периодов — через год (1992–1994 гг.), 11 лет (2000–2001 гг.) и 16 лет (2008–2009 гг.) после снижения выбросов на участке сильного загрязнения, три биотопа (лиственный и хвойный леса, луг)	(16)	Сообщества моллюсков	Число видов, видовой состав, численность	Четкие закономерности отсутствуют: от первого периода к третьему в лиственном лесу обилие уменьшилось, в хвойном — не изменилось, на лугу — увеличилось (выводы не основаны на статистическом анализе)	[70]

Примечание. Т — максимальная длительность исследования восстановления после полного или почти полного прекращения выбросов, в скобках — после существенного снижения выбросов. Районы сгруппированы по типу предприятия (заводы по выплавке металлов, алюминиевые, прочие), в пределах типа — по уменьшению времени после прекращения (снижения) выбросов. Характеристика источников выбросов взята из цитируемых публикаций, уточнена по [3] и открытым данным в интернете.

можных критериев. Так, по типу производства большей частью обследованы предприятия цветной металлургии — заводы, выплавляющие медь, никель, свинец, цинк (10 из 16) и алюминий (3), а другие типы представлены лишь по одному (заводы нефтехимии, минеральных удобрений и цементный). Почти все источники расположены в Европе (включая Урал) (14), только два — в Северной Америке. Также неравномерно распределение по биотам: примерно поровну представлены только две природные зоны — бореальных лесов (9) и лесов умеренного пояса (7); другими словами, тундры, степи, пустыни и тропические леса остались вне рамок рассмотрения. В большинстве случаев исследовано восстановление лесов, включая крайние стадии их дигрессии (46 исследований из 52), только 6 работ связано с лугами. Аналогичная неравномерность была отмечена ранее, когда анализировали изученность деградации биоты под воздействием выбросов от точечных источников [4]. В исследованиях восстановления она выражена еще сильнее, прежде всего из-за на порядок меньшего числа обследованных источников.

Особо следует обратить внимание на неравномерность изученности разных таксонов: с учетом в целом немногочисленных исследований естественного восстановления редко когда по какому-то конкретному объекту не хватит пальцев одной руки, чтобы пересчитать имеющиеся работы. Преобладание пробелов хорошо визуализирует матрица источник выбросов × объект × уровень организации (см. рис. 1). При ее формировании объекты биоты и параметры были сгруппированы в относительно крупные категории. Включены

также те объекты, которые когда-либо были предметом изучения деградации под действием загрязнения, даже если их не исследовали в отношении восстановления.

Формально абсолютно “белых пятен” только 4 из 21 сочетания объект × уровень организации: почвенные микроартроподы и другие группы мезофауны, насекомые-опылители, параметры организменного уровня мелких млекопитающих и травянистых растений. Однако по многим другим группам и параметрам работы единичны и не очень подробны, что делает реальную картину еще менее “радужной”. Лишь отрывочные сведения есть для почвенного микробоценоза (в двух случаях из трех результаты касаются только почвенных водорослей [24, 58], нет данных по видовому составу микромицетов, скорости деструкции органического вещества, дыханию почвы), сообществ беспозвоночных-герпетобионтов (нет ни одного исследования в районах металлургических заводов) и параметров организменного уровня птиц (только одна работа по изменению толщины скорлупы яиц [23]). Фактически только четыре объекта можно считать исследованными чуть более подробно, чем остальные: травы и кустарнички (7 районов), деревья и кустарники (5), популяции птиц (4) и сообщества лишайников (4).

Крайне неравномерно распределение источников выбросов по числу исследованных возле них объектов: с сожалением приходится констатировать, что комплексные работы — это исключение, а не правило. Фактически они развернуты только на двух территориях — возле Мончегорска и Ревды (по 11 объектов из 21 сочетания). Скорее всего, эти два района еще долгое время останутся

Таблица 2. Характеристика исследований восстановления биоты наземных экосистем, выполненных на основе однократного обследования территорий возле прекративших (существенно снизивших) выбросы предприятий

Район, источник выбросов*	Год исследования	Т, лет	Число участков в градиенте загрязнения	Объект	Регистрируемые параметры	Характер изменения параметров при увеличении загрязнения (приближении к источнику выбросов)	Публикация
Открытые печи по выжиганию сульфидной руды возле г. О'Доннел, Садбери, Канада. Действовали с 1916 г. по 1929 г.	1994	65	9	Травянистый и мохово-лишайниковый ярусы	Число видов, видовой состав	Четкий градиент уменьшения числа видов растений (с 30 до 4–7 на 1 м ²) при приближении к месту расположения печей (весь градиент – 300 м), сам участок печей лишен травянистой растительности из-за экстремально высокого содержания Ni, Cu, Co (см. табл. 5)	[71]
	1995	66	8	Комплекс почвенных деструкторов	Разложение хвойного и листовного опада (убыль массы за полгода)	Скорость разложения ниже фонового значения только на наиболее загрязненном участке, максимальные значения – в средней части градиента	[71]
Комплекс медно-никелевых комбинатов в г. Садбери (1972 г.)	2001	29	6	Древесный и травяно-кустарничковый ярусы	Видовое разнообразие, структурная сложность сообщества	Четкий градиент уменьшения всех параметров разнообразия при приближении к заводу (число видов древесного яруса снижается с 12 до 1, травянистого – с 30 до 8)	[72]
	2012**	40	5	Эпифитные, эпиксильные, эпигейные лишайники	Разнообразие, видовой состав	Изменения нелинейны: число видов и индекс Шеннона одинаковы на ближайшем к заводу и фоновом участках, максимальные значения – при промежуточном уровне загрязнения. Однако на ближайшем к заводу участке отсутствуют многие чувствительные к загрязнению виды (<i>Usnea</i> spp., <i>Bryoria</i> spp., <i>Evernia mesomorpha</i> , <i>Hypogymnia physodes</i> и др.)	[73]
	2001	29	5	Почвенные микроорганизмы	Обилие (число колониеобразующих единиц) крупных таксонов	Обилие большинства групп при приближении к заводу уменьшается, однако почти все регрессионные зависимости статистически незначимы	[74]

Таблица 2. Продолжение

Район, источник выбросов*	Год исследования	Т, лет	Число участков в градиенте загрязнения	Объект	Регистрируемые параметры	Характер изменения параметров при увеличении загрязнения (приближении к источнику выбросов)	Публикация
	2006–2007	34–35	5	Насекомые-герпетобионты	Разнообразие (индекс Шеннона) на уровне надвидовых таксонов, обилие	Тренды изменений в градиенте увеличения загрязнения различны у разных групп: уменьшение (обилие хищников и детритофагов, разнообразие фитофагов), увеличение (обилие фитофагов, разнообразие хищников), максимальное значение при средних нагрузках (обилие паразитов, разнообразие детритофагов), отсутствие изменений (разнообразие паразитов). Большинство регрессионных зависимостей статистически незначимы	[75]
	2006–2008	34–36	5	Птицы и млекопитающие	Интенсивность зоохории (доля потребленных семян голубики и желудей)	Четкий градиент уменьшения зоохории за счет крупных и мелких млекопитающих (от 70–80% до 0) при приближении к заводу, низкие значения зоохории за счет птиц на всех участках	[76]
Цинкоплавильный завод в г. Мортань-дю-Норд, север Франции. Действовал с 1901 г. по 1962 г.	1999	37	14	Почвенная макрофауна	Обилие, групповой состав, число морфов	На загрязненных участках по сравнению с незагрязненными общее обилие на лугах уменьшено в 3 раза, в посадках тополя — в 2.4 раза, в обоих случаях за счет дождевых червей (снижение в 86 и 6 раз соответственно). Разнообразие выше на загрязненных участках по сравнению с незагрязненными	[77]
	1999	37	6	Дождевые черви	Обилие, видовой состав	При приближении к заводу резко уменьшено обилие (от 270–390 до 2 экз./м ²) и разнообразие (от 6–8 до 1 вида) из-за сохранения экстремально высокого содержания в почве Zn, Pb, Cd (см. табл. 5)	[78]
Завод по выплавке свинца и цинка в г. Трейл, Канада. Действовал с 1896 г., максимальная эмиссия — в 1920-х гг., после 1941 г. — резко снизилась	1971	30	20	Древесный, кустарниковый, травяно-кустарничковый ярусы	Видовой состав, число видов, биомасса, полнота древостоя, возраст деревьев	При приближении к заводу четко выражено уменьшение числа видов деревьев, кустарников и трав, полноты хвойных (но не лиственных) деревьев	[79]

Таблица 2. Продолжение

Район, источник выбросов*	Год исследования	Т, лет	Число участков в градиенте загрязнения	Объект	Регистрируемые параметры	Характер изменения параметров при увеличении загрязнения (приближении к источнику выбросов)	Публикация
Цинкоплавильные заводы в г. Палмертон (1980 г.)	2006	26	13	Древесный, кустарниковый, травяно-кустарничковый ярусы	Видовой состав, число видов, проективное покрытие, плотность проростков	При приближении к заводу четко выражено уменьшение обилия древесного, кустарникового и травяно-кустарничкового ярусов. Число видов сильно варьирует, поэтому зависимости от расстояния до завода статистически незначимы. Возобновление древесной отсутствует вблизи заводов	[80]
Медеплавильный завод в г. Гузум (Швеция). Действовал с 1661 г. по 1991 г.	2009	16	6	Дождевой червь <i>Dendrobaena octaedra</i>	Обилие	При приближении к заводу обилие уменьшается с 20–30 до 2 экз./м ²	[81]
Завод по выплавке свинца в г. Санто Амари, Бразилия. Действовал с 1960 г. по 1993 г.	2008	15	14	Растительные сообщества	Проективное покрытие, видовой состав	При приближении к заводу проективное покрытие уменьшается с 80–100 до 20–30%, меняется видовой состав	[82]
				Беспозвоночные-герпетобионты	Обилие, групповой состав, число морфовидов	Из-за высокой вариабельности обилия и разнообразия большинства групп четкие тренды отсутствуют. Возле завода по сравнению с удаленными участками уменьшено обилие паукообразных, увеличено — перепончатокрылых	[82]
				Почвенная фауна	Трофическая активность (bait-lamina test)	При приближении к заводу активность уменьшается с ~50% до ~5–10% (но на некоторых участках возле завода значения выше — до 20–30%)	[82]
				Почвенный микробценоз	Дыхание почвы, микробная масса, ферментативная активность	При приближении к заводу уменьшаются все параметры: дыхание — в 1.7–4 раза, микробная масса — в 2.5–4 раза, активность дегидрогеназы и кислой фосфатазы — в 3.5–10 раз	[82]
				Комплекс почвенных деструкторов	Скорость разложения растительного материала	При приближении к заводу константа скорости уменьшается в 10 раз (с 0.27–0.45 до 0.03–0.05)	[82]

Таблица 2. Окончание

Район, источник выбросов*	Год исследования	Т, лет	Число участков в градиенте загрязнения	Объект	Регистрируемые параметры	Характер изменения параметров при увеличении загрязнения (приближении к источнику выбросов)	Публикация
Завод по выплавке свинца (ранее цинка) возле г. Нуаель-Годо, север Франции. Действовал с 1893 г. по 2003 г.	2011	8	3	Европейская мышь (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	Частота гистопатологий печени и почки	Частота тяжелых гистопатологий выше на загрязненном участке (особенно для печени)	[83]
Завод фосфорных удобрений возле г. Йена (1990 г.)	1997	7	12	Почвенный микробоценоз	Микробная масса, дыхание почвы, активность дегидрогеназы	Микробная масса ниже на загрязненных участках, а дыхание и активность дегидрогеназы выше. Отсутствие выраженного влияния загрязнения связали с низкой доступностью Cd и F в почвах на известняках	[84]
Медно-никелевый комбинат в г. Харъявалта (2003 г.)	2010	7	10	Мелкие млекопитающие	Видовое разнообразие, видовой состав, обилие	Вблизи завода обилие снижено в 5 раз по сравнению с участками с фоновым и умеренным загрязнением, разнообразие не меняется в градиенте загрязнения	[85]
Медеплавильный завод в г. Ревда (2010 г.)	2014–2016	6	110	Моховой покров	Видовое разнообразие, встречаемость видов, обилие	Для участка радиусом 10 км от завода четко выражено уменьшение разнообразия при приближении к заводу (вплоть до формирования одновидового сообщества)	[86]

Примечание. Т – число лет после полного или почти полного прекращения выбросов; районы расположены в порядке уменьшения Т; * – для совпадающих источников выбросов их характеристика приведена в табл. 1 (в этом случае в скобках приведен год полного или почти полного прекращения выбросов); ** – при описании методики не указан год проведения исследования.

в лидерах по комплексности исследований: учитывая высокую активность ныне действующих исследовательских команд, можно прогнозировать, что продолжение многолетнего мониторинга не только добавит новые точки во времени, но и расширит спектр анализируемых объектов.

Чаще всего вблизи одного конкретного источника исследовали восстановление какого-то одного объекта, пусть даже и относительно подробно (10 районов из 16). Например, вблизи медно-никелевого комбината в г. Харъявалта изучено восстановление только популяций мухоловки-пеструшки [22, 23], хотя для периода высоких выбросов этого завода было зафиксировано состояние многих других объектов (см. [3]), что потенциально можно было бы использовать как точку отсчета для анализа их восстановления.

Впрочем, другим территориям, где ранее выполнялись масштабные проекты по изучению деградации экосистем, “повезло” еще меньше. Не будет большим преувеличением сказать, что в основе современных представлений о негативном влиянии промышленного загрязнения на биоту лежат публикации 1970–1980-х гг., связанные с четырьмя заводами: в Садбери, Палмертоне, Гузуме и Эйвонмауте. Однако только в районе Садбери было относительно подробно исследовано восстановление экосистем (большей частью в ходе управляемого восстановления). Для района Палмертона выполнено единственное исследование естественного восстановления на основе повторных регистраций состояния биоты [19], а для районов Гузума и Эйвонмаута такие работы мне не известны.

Объекты и уровни организации

Типы предприятий	Район	Деревья и кустарники			Травы и кустарнички			Лишайники и мхи	Почвенная микрофлора	Почвенная мезофауна	Почвенная макрофауна	Беспозвоночные-герпетобионты	Беспозвоночные-хортобионты	Беспозвоночные-дендробионты	Насекомые-опылители	Птицы			Мелкие млекопитающие		
		L1	L2	L3	L1	L2	L3	L3	L3	L3	L3	L3	L3	L2	L3	L3	L1	L2	L3	L1	L2
Cu, Ni, Pb, Zn	г. Садбери																				
	г. Палмертон																				
	г. Рёншэр																				
	г. Жеряв																				
	г. Харьявалта																				
	г. Мончегорск																				
	г Никель																				
	г. Лисвалль																				
	г. Ревда																				
	г. Карабаш																				
Al	г. Жьяр-над-Хроном																				
	г. Полевской																				
	г. Кандалакша																				
Прочие	г. Йонава																				
	г. Йена																				
	г. Ситковска-Новины																				

Рис. 1. Характеристика изученности естественного восстановления на основе повторных регистраций разных объектов в районах промышленных предприятий (названия и порядок заводов соответствуют табл. 1). Уровни организации: L1 – организменный, L2 – популяционный, L3 – ценотический. Светло-зеленая заливка – отрывочные данные в отношении восстановления, темно-зеленая – подробное изучение.

В половине случаев анализ естественного восстановления базируется на сравнении двух временных срезов – до и после прекращения выбросов (27 из 52 исследований, см. табл. 1), работы на основе трех–четырёх срезов менее распространены (7). Ежегодный мониторинг (продолжительностью от 6 до 30 лет) выполнен только в 11 исследованиях. Следует подчеркнуть, что именно регулярная регистрация в течение длительного времени наиболее предпочтительна, поскольку позволяет получить наименее смещенные характеристики трендов восстановления. В какой-то степени восполнить дефицит длинных рядов наблюдений позволяют дендрохронологические реконструкции (их три [28, 30, 65] – от 54 до 126 лет), однако полученные на их основе результаты не всегда легко интерпретировать из-за многих мешающих факторов.

В большинстве работ анализируется восстановление в пределах первых 10 лет (21 исследование) или 11–20 лет (22) после прекращения выбросов, лишь 9 работ охватывают более длительный период (20–30 лет). Такая небольшая продолжительность дает возможность анализировать лишь начальные стадии восстановления.

Впрочем, этот недостаток можно считать временным, поскольку при продолжении работы ныне действующих исследовательских команд с течением времени он будет преодолен.

Таким же временным хотелось бы считать недостаток, связанный с некорректным дизайном схем сбора данных и отсутствием (или неадекватностью) статистического анализа в публикациях. Эта проблема ранее уже была предметом специального рассмотрения [4, 87]. Не вдаваясь в детали, подчеркну важность оперирования в статистическом анализе истинными (пробные площади), а не мнимыми (пробы внутри пробной площади) повторностями. Для исследований восстановительной динамики это требование не менее, если не более, важно, чем в случае изучения закономерностей деградации биоты под действием загрязнения.

Современное состояние знаний о закономерностях естественного восстановления будет охарактеризовано во второй части обзора. Здесь же необходимо отметить три важных момента. Во-первых, очевидно большое разнообразие реакций биоты на прекращение выбросов: часто выводы

разных авторов (даже для одного района) о скоростях восстановления не только не совпадают, но и противоположны. Хотя большинство авторов склоняется к мнению, что естественное восстановление — это длительный процесс (например, [19, 31, 33, 37, 41, 43, 45, 48, 55]), есть и сторонники противоположной точки зрения (например, [22–24, 32, 58, 59]). Различие выводов может быть следствием специфики конкретных ситуаций, оперирования разными параметрами или шкалами времени. В любом случае важной задачей следует считать выявление причин этих различий и использование количественных оценок скоростей восстановления. Во-вторых, закономерности и скорости восстановления различаются между участками с сильным (техногенные пустоши) и умеренным загрязнением [24, 31, 36, 41–43, 47, 56], следовательно, при дальнейшей генерализации информации эти варианты необходимо разграничивать. В-третьих, очевидна значительная роль других экологических факторов, помимо снижения выбросов, в частности климатических изменений [35, 36, 46, 53, 54, 65] и локальных нарушений, например ветровалов [41, 42]. Как минимум, это требует осторожности при интерпретации результатов в отношении драйверов динамики.

Исследования на основе однократного обследования

Рассмотрение исследований в рамках второй схемы несколько расширило географический охват по сравнению с первой: один из обследованных источников расположен в Южном полушарии, в зоне тропических лесов [82]. В остальном неравномерность изученности источников выбросов и объектов биоты сохранилась.

Территории возле прекративших деятельность предприятий далеко не всегда рассматривают в рамках проблематики естественного восстановления, а чаще используют для других целей. В частности, ими могут быть: 1) разработка методов рекультивации почв (например, через 7 лет после закрытия завода по выплавке свинца в Нуаель-Годо оценили эффективность мелиорантов [88]); 2) анализ механизмов адаптации организмов к повышенному содержанию металлов (например, через 16 лет после закрытия медеплавильного завода в Гузуме исследовали генетические адаптации дождевых червей к повышенному содержанию меди [81, 89]); 3) “добыча” токсичных субстратов для лабораторных токсикологических экспериментов (например, через 44 года после закрытия комбината в Садбери исследовали влияние загрязненного металлами корма на питание гусениц непарного шелкопряда [90]). Хотя все эти работы не имеют прямого отношения к проблеме естественного восстановления, они могут быть косвенным свидетельством признания длительности последствий загрязнения возле дав-

но закрытых заводов. Впрочем, даже если цели работы связаны с изучением воздействия выбросов предприятий на биоту, не всегда градиент прошлого загрязнения рассматривается в контексте анализа восстановления, например [77, 78].

Разброс длительности периода, прошедшего от момента прекращения выбросов до регистрации состояния биоты, для 11 включенных в анализ районов составляет 6–66 лет (см. табл. 2), что расширяет временной диапазон по сравнению со схемой повторных регистраций (см. табл. 1). В большинстве исследований (в 17 из 21) авторы обнаруживали четкий тренд изменения всех рассмотренных биотических параметров при приближении к уже несуществующим источникам выбросов, причем это касается территорий с длительностью восстановления не только 6–16 лет, но и 26–40 лет. Следовательно, 40 лет пока можно принять в качестве оценки величины периода, в большинстве случаев заведомо недостаточного для завершения естественного восстановления. Для наибольшей длительности восстановления, исследованной на настоящий момент (66 лет), также показано снижение параметров возле источника прошлого загрязнения [71]. Однако этот случай вряд ли имеет смысл напрямую сравнивать с выбросами собственно металлургических заводов, поскольку он касается уж совсем варварской технологии предварительного выжигания руды на открытом воздухе на уровне почвы, которая больше нигде не применялась.

В четырех исследованиях был сделан вывод об отсутствии выраженного изменения параметров в градиенте прошлого загрязнения. В одном была показана стабильность видового богатства эпифитных лишайников в районе Садбери [73], однако переход к рассмотрению структуры сообществ делает очевидной существенную разницу между ближайшим к заводу и фоновым участками (на первом отсутствуют многие чувствительные к загрязнению виды). В трех других были использованы параметры, для которых неочевидна “обязательность” снижения даже в районах воздействия современных заводов — обилие некоторых групп почвенной макрофауны [75, 82] и дыхание почвы [84].

ИССЛЕДОВАНИЯ ДИНАМИКИ НАКОПЛЕНИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ БИОТОЙ

Концентрации металлов в тканях организмов зависят не только от их содержания в среде обитания, но и от многих других факторов, специфичных для конкретного элемента, таксона и территории. Уровни накопления интерпретируют двояко: как индикатор загрязнения среды и как оценку непосредственной токсической нагрузки на организм или на звенья трофической цепи. В контексте проблемы естественного восстановле-

ния первый аспект не столь важен, поскольку может рассматриваться лишь как объективное подтверждение официальных данных по динамике выбросов, второй же необходим для понимания механизмов происходящих процессов.

В табл. 3 аккумулирована информация об исследованиях динамики концентраций металлов в растениях и животных возле прекративших выбросы предприятий. Как и в случае анализа реакции биоты, не включены работы, касающиеся динамики регионального загрязнения. Примером может служить сравнение концентраций металлов в тканях мухоловки-пеструшки и рыжей полевки в период высокого (1981–1982 гг.) и сниженного (1996–1997 гг.) загрязнения для всего региона Скандинавии (Южная Швеция) [105]. Кроме того, из-за значительной неопределенности в интерпретации не были рассмотрены данные одномоментных измерений вблизи давно закрытых предприятий.

На территориях возле металлургических предприятий основной вклад в загрязнение металлами наземных частей сосудистых растений вносит осаждение на их поверхности полиметаллической пыли [106]. Для мхов и лишайников аэральный путь поступления единственный. Поэтому не вызывает удивления отмеченный практически во всех работах факт резкого и быстрого снижения после прекращения выбросов содержания металлов в сосудистых растениях [46, 94, 95, 97, 101, 102] и тем более во мхах [96]. Показателен следующий пример: завод по выплавке свинца в Нуаэль-Годо прекратил выбросы в марте 2003 г., а уже в июле этого года содержание свинца в соломе пшеницы, культивируемой в радиусе 2–3 км от него, снизилось до 3.8 мг/кг, тогда как в 1997–2001 гг. составляло 41.2 мг/кг; аналогичным образом снизилось содержание свинца в зерне – до 0.2 с 1.3 мг/кг [101].

Для животных ситуация иная: чаще отмечали отсутствие изменений концентраций металлов или их медленное снижение в тканях (экскрементах) птиц [20, 39, 99, 100] и мелких млекопитающих [92]. Авторы объясняли это инерционностью трофических цепей (включавших детритофагов) из-за сохранения большого пула металлов в почвах. Как будет показано ниже, эта точка зрения подкреплена эмпирическими данными.

Практически во всех исследованиях динамики концентраций металлов в растениях после снижения выбросов не ставилась задача разделить аэральный и корневой пути поступления, а в анализ включали образцы без предварительной отмывки от пыли. Возможно, концентрации в отмытых образцах наземных частей растений или в корнях снижались бы столь же медленно, как и в тканях животных. К сожалению, нет данных по динамике концентраций металлов в тканях поч-

венных животных: для них, вероятно, также была бы выявлена стабильность уровней накопления после прекращения выбросов.

ИССЛЕДОВАНИЯ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ В ПОЧВАХ

Исследования на основе повторных регистраций

Как ни странно, работ по анализу динамики концентраций металлов и других поллютантов в почвах на основе прямого сопоставления нескольких временных срезов значительно меньше по сравнению с исследованиями изменений параметров биоты (см. табл. 1) или накопления металлов в организмах (см. табл. 3), хотя последнее более трудоемко. Всего было идентифицировано 13 исследований возле 9 источников выбросов (табл. 4). Часто анализ динамики биотических параметров не сопровождается регистрацией изменений концентраций металлов в почве, а в публикациях приводятся данные только за какой-то один период, причем лишь для обоснования выбора участков или зонирования района работ, например в [35]. Впрочем, обсуждаемая ниже стабильность содержания металлов в течение длительного времени делает такой подход обоснованным.

Примечателен разброс мнений о трендах изменения содержания металлов: они могут не совпадать даже для одного района. Например, разные исследовательские команды пришли к противоположным выводам о динамике концентраций металлов в районе Мончегорска: одни документировали их снижение [24, 28, 32], другие – отсутствие изменений или даже, наоборот, их увеличение [95, 108]. Причины противоречий могут заключаться в следующем. Во-первых, в большой пространственной мозаичности (в масштабе сотен метров–нескольких километров) тех характеристик ландшафтов, которые детерминируют поведение металлов в почвах. Ключевой фактор – различия в орографии местности, определяющие неравномерность выпадения металлов и их последующее перераспределение внутри ландшафта [96]. Из-за этого динамика содержания металлов может быть разнонаправленной даже на близко расположенных участках, что важно, если их исследуют разные команды. Во-вторых, в большой мозаичности накопления металлов в масштабе десятков–сотен метров, из-за чего точки отбора в разное время могут быть приурочены к участкам высоких или низких концентраций даже в рамках исследований одной команды. В-третьих, в различиях методик отбора образцов, из-за чего в разные периоды почвенные горизонты могут быть не полностью идентичны либо может различаться глубина отбора в пределах одного горизонта. Учитывая, что при атмосферном загрязнении

Таблица 3. Характеристика исследований динамики содержания поллютантов в объектах биоты, выполненных на основе повторных регистраций возле прекративших (существенно снизивших) выбросы предприятий

Район, источник выбросов*	Дизайн схемы сбора данных	Объект	Элемент	Характер динамики содержания	Публикация
Медеплавильный завод в г. Ревда (2010 г.)	Сравнение двух периодов — до (2008 г.) и после (2011, 2012 и 2014 гг.) снижения выбросов на двух участках (сильное и фоновое загрязнение)	Береза <i>Betula pubescens</i> и <i>B. pendula</i> (листья)	Cu, Pb, Cd, Zn	На фоновом участке концентрации между годами менялись незначительно. На сильно загрязненном участке к 2014 г. концентрации Pb снизились в 40 раз, остальных элементов — в 1.6–3 раза	[46]
	Однократное измерение в 2012 г. на трех участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Листья 10 видов травянистых растений, отмытые и необработанные образцы	Cu, Pb, Cd, Zn	Для всех участков отсутствует разница между отмытыми и необработанными образцами, что интерпретировано как отсутствие поверхностного загрязнения листьев техногенной пылью	[91]
	Сравнение двух периодов — относительно высоких (2004 г., литературные данные) и почти прекратившихся (2015 г.) выбросов на 5 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Кора пихты	Cu, H	На загрязненных участках во втором периоде концентрации Cu снизились в 4–6 раз по сравнению с первым периодом, на фоновом — в 2 раза. Во втором периоде четко выражен градиент увеличения концентраций Cu и снижения pH при приближении к заводу	[45]
	Ежегодный мониторинг в 1990–2015 гг. (20 лет до и 5 лет после 2010 г.) на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Рыжая полевка (содержимое желудка, печень)	Cu, Pb, Cd, Zn	На фоновом участке к концу периода концентрации Pb снизились в 1.7–2.5 раза. На сильно загрязненном участке к концу периода концентрации Cd увеличились в 2 раза. Тренды для остальных элементов (и всех элементов на участке с умеренным загрязнением) не выражены	[92, 93]
Медно-никелевый комбинат в г. Мончегорск (1999 г.)	Сравнение трех периодов — высоких (1991–1993 гг.), умеренных (2000 г.) и сниженных (2007 г.) выбросов на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Ель и пихта (хвоя разных возрастов)	Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu, Ni, Zn, S, P	На сильно загрязненном участке к концу периода снизились концентрации Fe (в 2–4 раза), Cu (ель — в 6–10 раз, сосна — в 2.4 раза) и Ni (ель — в 2–4 раза, сосна — в 1.7 раза), S (на 25–40%)	[94]
	Мониторинг каждые 3–7 лет в 1981–2014 гг. (8 лет) на 3 участках (сильное, умеренное, фоновое загрязнение)	Хвоя сосны, листья 5 видов кустарничков	Cu, Ni	На участке сильного загрязнения к концу наблюдений концентрации Cu снизились в 2–11 раз, Ni — в 3–16 раз. Межвидовые различия наблюдаются как в период высоких, так и сниженных выбросов (связали с особенностями строения листовых пластинок)	[95]
	Сравнение двух периодов — высоких (1991 г.) и сниженных (2011 г.) выбросов на 17 участках (сильное и умеренное загрязнение)	Мхи <i>Hylocomium splendens</i> и <i>Pleurozium schreberi</i>	Cu, Ni	Ко второму периоду концентрации существенно снизились: в 3–7 раз — на участке умеренного загрязнения, до 20 раз — сильного. Отмечена сильная пространственная неравномерность снижения концентраций, что связали с влиянием розы ветров, орографии и неучтенных факторов	[96]

Таблица 3. Продолжение

Район, источник выбросов*	Дизайн схемы сбора данных	Объект	Элемент	Характер динамики содержания	Публикация
	Сравнение двух периодов — до (2002 г.) и после (2011 г.) снижения выбросов на 7 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Ель (хвоя текущего и третьего года, кора)	Cu, Ni, S	На загрязненных участках ко второму периоду концентрации S в хвое не изменились, в коре — уменьшились в 2–3 раза; для концентраций металлов тренд иной: сильное уменьшение в хвое (Ni — в 1.2–2.0 раза, Cu — в 1.9–4.2 раза), слабое — в коре (в 1.4 раза)	[97]
Медно-никелевый комбинат в г. Харьявалта (2003 г.)	Сравнение двух периодов — высоких (1991 г.) и сниженных (2009 гг.) выбросов на 18 участках (от 0 до 12 км от завода)	Слетки мухоловки-пеструшки и большой синицы (печень)	Cu, Ni, Cd, Pb, As, Se	На всех удалениях от завода концентрации всех элементов снизились у обоих видов. Вблизи завода (от 0 до 2 км) концентрации Ni, Cd, Pb и As снизились в 5–20 раз и достигли фонового уровня	[98]
	Сравнение двух периодов — высоких (1991 г.) и частично сниженных (1996 г.) выбросов на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Слетки мухоловки-пеструшки и большой синицы (кость)	Pb	Ко второму периоду у обоих видов концентрации снизились в 10 раз	[22]
	Сравнение трех периодов — высоких (1992–1994 гг.), умеренно (2002 г.) и существенно (2008 гг.) сниженных выбросов на 2 участках (сильное и фоновое загрязнение)	Слетки мухоловки-пеструшки и большой синицы (экскременты)	Cu, Ni, Cd, Pb	На загрязненном участке концентрации резко снизились в 1993 г. по сравнению с 1992 г., но далее были относительно стабильны. Во все годы концентрации на загрязненном участке были выше, чем на фоновом, что связали с сохраняющимся пулом металлов в почве	[99]
Фабрика по добыче и обогащению руды в г. Лисвалль (2001 г.)	Сравнение двух периодов — до (1988–1990 гг.) и после (2004–2006 гг.) закрытия на 2 участках (сильное и фоновое загрязнение)	Mox <i>Pleurozium schreberi</i> , муравьи <i>Formica</i> spp., слетки мухоловки-пеструшки (печень, кровь, экскременты)	Pb, Zn	На загрязненном участке во всех субстратах концентрации снизились на 25–50% (не всегда статистически значимо), в первый и второй периоды существенно превышают фоновые значения	[39]
Медеплавильный завод в г. Рёншэр (1984 г.).	Сравнение двух периодов — через 0–6 лет (1984–1990 гг.) и через 16–22 года (2000–2006 гг.) после прекращения выбросов на 5 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Листья березы, муравьи <i>Formica</i> sp., слетки мухоловки-пеструшки (печень, экскременты)	Pb	На всех участках во всех субстратах концентрации снизились: вблизи завода — на 9–40%, при умеренном загрязнении — на 25–60%. На загрязненных участках в первый и второй периоды концентрации существенно превышают фоновые значения	[100]

Таблица 3. Окончание

Район, источник выбросов*	Дизайн схемы сбора данных	Объект	Элемент	Характер динамики содержания	Публикация
	Сравнение двух периодов — более высоких (1983–1990 гг.) и сниженных (2000–2006 гг.) выбросов на 5 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	Муравьи <i>Formica</i> sp., слетки мухоловки-пеструшки (печень, кровь, экскременты)	Cu, Zn, Cd, As	Концентрации во второй период либо не изменились по сравнению с первым, либо были выше, что связывают с сохраняющимся высоким загрязнением почв. На загрязненных участках в первый и второй периоды концентрации превышают фоновые значения	[20]
Завод по выплавке свинца в г. Нуаэль-Годо (2003 г.)	Сравнение двух периодов — до (1997–2001 гг.) и через 4 месяца (июль 2003 г.) после закрытия завода (март 2003 г.) на 40 участках (сильное и умеренное загрязнение, 0.8–5.6 км от завода)	Пшеница (зерно и солома)	Pb, Cd	Ко второму периоду в соломе концентрации Pb уменьшились с 41.2 до 3.8 мг/кг, в зерне — с 1.3 до 0.2 мг/кг (почти достигли фонового уровня). Концентрации Cd в соломе уменьшились с 2.2 до 1.4 мг/кг, в зерне — не изменились (0.4 мг/кг, что в 4 раза превышает фоновый уровень)	[101]
Медеплавильный завод в дер. Сулителма (Норвегия). Действовал с 1887 г., закрыт в 1987 г.	Сравнение трех периодов — до (1982 г.), через 5 лет (1992 г.) и 13 лет (2000 г.) после закрытия на 7 участках в градиенте загрязнения	Черника (листья и ягоды)	Cu, Pb	До закрытия завода концентрации Cu в ягодах увеличивались в 3 раза при приближении к заводу, после закрытия этот тренд почти отсутствует, что связали с прекращением поступления пыли	[102]
Алюминиевый завод в г. Холихед, Северный Уэльс, Великобритания. Действовал с 1971 г., закрыт в 2009 г.	Мониторинг каждые 1–4 недели со дня закрытия до 14-й недели после закрытия, дополнительно на 36-й неделе (12 точек) на 4 участках (сильное загрязнение, не далее 1 км от завода)	Злаки, лишайник <i>Ramalina siliquosa</i> , листья платана, хвоя <i>Pinus contorta</i> и <i>Picea sitchensis</i>	F	Уменьшение концентраций у всех объектов: у злаков фоновый уровень был достигнут к 7-й неделе, у остальных — к 36-й неделе	[103]
Алюминиевый завод в г. Канда-лакша (2005 г.).	Сравнение двух периодов — до (2001 г.) и после снижения выбросов (2011 г.) на 5 участках (сильное, умеренное и слабое загрязнение)	Вороника (<i>Empetrum hermaphroditum</i>)	F	На участке вблизи завода ко второму периоду концентрация снизилась в 1.4 раза, на остальных участках — не изменилась	[104]

* Для совпадающих источников выбросов их характеристика приведена в табл. 1 и 2 (в скобках приведен год прекращения (существенного снижения) выбросов); если не оговорено иное, то не было предварительной отмывки образцов растений и лишайников перед анализом.

концентрации металлов обычно экспоненциально убывают с глубиной [1], разница даже в несколько сантиметров может существенно сказываться на результатах. В-четвертых, в систематических различиях между методами химического анализа, если в разные периоды они не совпадали.

Указанные причины заставляют осторожно относиться к компиляции разновременных данных из нескольких публикаций, особенно если их авторы не принадлежат к одной команде. Приведу несколько примеров, заставивших воздержаться от

рассмотрения выводов о динамике металлов, если они базировались на таких компиляциях.

Максимальные концентрации цинка и кадмия в лесной подстилке вблизи цинкоплавильных заводов в Палмертоне по данным нескольких исследований составляли: в 1970 г. — 135 000 и 1750 [114], в 1987 г. — 24 000 и 1192 [115], в 2006 г. — 5500 и 202 мг/кг [80]. На первый взгляд, вывод очевиден: маловероятно, чтобы столь разительная динамика не отражала бы “истинное” уменьшение концентраций. К сожалению, точные координаты мест отбора проб приведены только в послед-

Таблица 4. Характеристика исследований динамики содержания поллютантов в почве, выполненных на основе повторных регистраций возле прекративших (существенно снизивших) выбросы предприятий

Район, источник выбросов*	Дизайн схемы сбора данных	Горизонт (глубина, см)	Элемент	Форма элемента**	Характер динамики	Публикация
Медеплавильный завод в г. Ревда (2010 г.)	Сравнение трех периодов — высоких (1989 г.), сниженных (1999 г.) и почти прекратившихся (2012 г.) выбросов на 5 участках (фоновое, умеренное и сильное загрязнение), ельники-пихтарники	О, А (0–5)	Cu, Pb, Cd, Zn, H	А	Концентрация Cu в лесной подстилке снизилась в 1.5–3 раза на всех участках, в гумусовом горизонте — только вблизи завода. Концентрации Pb, Cd, Zn не изменились или увеличились, что объяснили снижением их подвижности из-за возврата pH к доиндустриальному уровню	[107]
Медно-никелевый комбинат в г. Мончегорск (1999 г.)	Сравнение двух периодов — высоких (1983 г.) и сниженных (2005 и 2008 гг.) выбросов на 5 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение), ельники	О	Cu, Ni	Т	Данные о концентрациях свернуты в относительный индекс (коэффициент суммарного загрязнения по Сауту). На участках с сильным загрязнением индекс во втором периоде по сравнению с первым снизился в 2.3–5.7 раза, с умеренным — увеличился в 2.1–2.3 раза (выводы не подкреплены статистическим анализом)	[24, 28]
	Сравнение двух периодов — высоких (1980-е гг.) и сниженных (2007 г.) выбросов на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение; точная привязка отсутствует)	О	Cu, Ni	?	На участках с сильным загрязнением во втором периоде по сравнению с первым концентрации Cu снизились в 1.4 раза, Ni — в 1.7 раза, а участках с умеренным загрязнением — в 1.3 (Cu) и 2.6 (Ni) раза (выводы не подкреплены статистическим анализом)	[32]
	Мониторинг каждые 2–3 года, 1981–2014 гг., 11 временных срезов, на 3 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	О	Cu, Ni	А	К концу периода концентрации увеличились на всех участках, особенно на участках умеренного и сильного загрязнения, что связали с продолжающимся поступлением полиметаллической пыли и низкой подвижностью металлов. Концентрации Cu увеличились сильнее (в 6.8 раза), чем Ni (в 2.2 раза)	[95, 108]
	Мониторинг в 2001–2011 гг. (9 лет) на участке сильного загрязнения	О	Cu, Ni, Zn	Т	Тренд изменения отсутствовал или к концу наблюдений концентрации увеличились. Содержание зависело от интенсивности осадков: в год с минимальными осадками концентрации были выше, с максимальными — ниже	[109]

Таблица 4. Продолжение

Район, источник выбросов*	Дизайн схемы сбора данных	Горизонт (глубина, см)	Элемент	Форма элемента**	Характер динамики	Публикация
	Мониторинг в 1993–2012 гг. (20 лет) на 3 участках (сильное, умеренное, фоновое загрязнение), два микробиотопа (под кронами и между кронами)	О	Cu, Ni	W	Оценено содержание металлов в почвенных водах с помощью лизиметров. На участках сильного загрязнения к концу наблюдений вынос уменьшился, что связали с уменьшением поступления металлов. На участке умеренного загрязнения тренд был нелинейный, что связали с неодинаковым количеством осадков в разные периоды	[110]
Комплекс медно-никелевых комбинатов в г. Садбери (1972 г.)	Сравнение двух периодов — до (1972 г., литературные данные) и после закрытия комбината (1992 г.) на 8 участках (сильное, умеренное и фоновое загрязнение)	A (0–5)	Cu, Ni, Al, H	W	На сильно и умеренно загрязненных участках ко второму периоду pH увеличился на 0.3–0.5 ед. (до 3.9–4.0), но не достиг фоновое уровня (4.4). На сильно загрязненном участке концентрации металлов резко снизились: Ni — в 37 раз, Cu — в 11 раз, Al — в 9 раз, что связали с продолжающейся почвенной эрозией и уменьшением содержания органического вещества	[111]
		A (0–1, 1–5, 5–10)	Ni	T	На сильно загрязненном участке ко второму периоду концентрации снизились во всех слоях, особенно в слое 0–1 см (в 3–20 раз — с 1200–3300 до 100–500 мг/кг). В слое 5–10 см концентрации уменьшились с 600–1000 до 25–100 мг/кг	[112]
Медеплавильный завод в г. Глогов, юго-западная Польша. Действует с 1959 г., после 1985 г. эмиссия существенно снизилась, после 2000 г. — почти прекратилась	Мониторинг (1972–2006 гг.), отбор каждые два года (18 лет) на двух загрязненных участках (посадки тополя и сельскохозяйственные земли)	A (0–20)	Cu	T	На сельскохозяйственных землях постепенное снижение концентраций. В посадках тополя после снижения произошло вторичное повышение концентраций до исходных уровней, что объяснили выносом меди корнями деревьев из более глубоких слоев почвы	[113]

Таблица 4. Окончание

Район, источник выбросов*	Дизайн схемы сбора данных	Горизонт (глубина, см)	Элемент	Форма элемента**	Характер динамики	Публикация
Завод по выплавке свинца в г. Нуа-ель-Годо (2003 г.)	Сравнение двух периодов — до (1997–2001 гг.) и через 4 месяца (июль 2003 г.) после закрытия завода (март 2003 г.) на 40 участках (сильное и умеренное загрязнение, 0.8–5.6 км от завода)	A (0–25)	Cd, Pb	T	Средние концентрации и характер их зависимости от расстояния до завода не изменились	[101]
Завод фосфорных удобрений возле г. Йена (1990 г.)	Сравнение четырех лет: до (1990 г.), через год (1991 г.), 6 и 7 лет (1996 и 1997 гг.) после закрытия завода на 3 участках (сильное, умеренное и слабое загрязнение), известняковые луга	A (0–10)	Cd, F, P, H	T	На участке сильного загрязнения к концу периода pH снизился с 9 до 7.3–7.7, умеренного — с 8.3 до 7.5, слабого — с 7.7 до 7.3	[66, 84]
Алюминиевый завод в г. Кандалакша (2005 г.)	Сравнение двух периодов — до (2001 г.) и после снижения выбросов (2011 г.) на 5 участках (сильное, умеренное, слабое и фоновое загрязнение)	O	F, Al	T	В первый и второй периоды концентрации экспоненциально увеличивались с уменьшением расстояния до завода. Ко второму периоду по сравнению с первым содержание F уменьшилось в 2 раза на всех участках	[62]
Алюминиевый завод в г. Холихед (2009 г.)	Мониторинг каждый месяц после закрытия (5 временных срезов) на 4 участках с сильным загрязнением (не далее 1 км от завода)	A (0–2)	F	T	Снижение концентраций к 36-й неделе после закрытия: на одном участке — с 1017 до 230 мг/кг, на остальных — с 200–300 до 70–120 мг/кг. Время снижения содержания наполовину от исходного уровня на участке с максимальным содержанием составило 261 день, на остальных — 46–87 дней	[103]
Цементный завод в г. Ситковска-Новины (1991 г.)	Сравнение двух периодов — через год (1992 г.) и 18 лет (2009 г.) после снижения выбросов на участке сильного загрязнения, три биотопа (лиственный и хвойный лес, луг)	O, A (0–3)	H, Ca	T	Ко второму периоду pH уменьшился на 0.2–0.5 ед. (но остался в нейтральной области), концентрации CaCO_3 уменьшились на 10–20%	[70]

* Для совпадающих источников выбросов их характеристика приведена в табл. 1–3 (в скобках приведен год прекращения выбросов).

** Формы элементов: T — валовое или псевдо-валовое содержание, A — кислоторастворимая, W — водорастворимая.

ней цитируемой статье, однако по комплексу признаков можно установить, что в этих трех работах “территория вблизи” трактуется несколько по-разному и точки отбора с максимальными концентрациями разделяют 1–3 км, причем ближайшая к заводам точка “постепенно удаляется” от них от первой публикации к третьей. С учетом того, что обычно концентрации металлов в почвах экспоненциально убывают с расстоянием от источника выбросов [116], именно разница в пространстве, а не во времени может объяснить снижение концентраций. Сравнение концентраций для более-менее однозначно совпадающего (но не с максимальными концентрациями металлов) участка показывает, что какого-либо четко выраженного снижения нет: в 1987 г. концентрации цинка и кадмия составляли 4200 и 200 мг/кг [115], а в 2006 г. — 4800 и 103 мг/кг [80].

Еще один пример касается комбината возле г. Никель. В работе [117] сравнили собственные данные за 2012 г. с материалами за 1996 г. других авторов [118]. Вывод, базирующийся на этом сравнении, сформулирован однозначно: “Мы можем констатировать, что загрязнение почвы ... не уменьшилось за последнее десятилетие, но и не возросло” ([117], с. 628). В обеих цитируемых работах содержание металлов экспоненциально убывало с расстоянием до комбината, однако в [118] концентрации никеля и меди в ближайшей окрестности (до 5 км) составляли 1500–2000 и 1500–2600 мг/кг, а в [117] — 1000–5500 и 1000–4000 мг/кг (причем в последнем случае большинство значений по обоим элементам было выше 2000 мг/кг). Другими словами, следует сделать противоположный вывод: концентрации металлов увеличиваются за разделяющий эти два исследования период.

Несмотря на немногочисленность исследований динамики содержания металлов, обсуждение общих закономерностей этого процесса возможно, поскольку работы возле источников выбросов можно рассматривать как дополнение к многочисленным натурным и лабораторным экспериментам, а также моделированию поведения металлов в почвах. Подробнее этот вопрос будет обсужден во второй части обзора при рассмотрении драйверов восстановления экосистем. Здесь же сформулирую доминирующую точку зрения: при наличии геохимических барьеров почвы очень прочно удерживают металлы, а их быстрый вынос происходит тогда, когда емкость барьера снижается или он разрушается.

При атмосферном выпадении металлов важнейший барьер — органический (лесная подстилка и органоминеральные горизонты), обуславливающий характерный вид их вертикального распределения внутри почвенного профиля: накопление преимущественно в верхних слоях органогенных горизонтов и экспоненциальное убывание с глу-

биной. Некоторые случаи быстрого уменьшения концентраций металлов после прекращения их атмосферного поступления могут быть связаны с разрушением органического геохимического барьера. В частности, такое объяснение справедливо для района Садбери, где и после снижения выбросов продолжалась сильная эрозия почв, сопровождавшаяся выносом почвенного органического вещества [111, 112], и, возможно, также для района Мончегорска [24, 29, 32]. Если геохимические барьеры (не только органический) эффективны, миграция металлов очень медленная, соответственно содержание в почвах стабильно, что и было продемонстрировано в большинстве исследований [95, 101, 107–109, 113].

Историческое загрязнение почв

Одно из проявлений низкой подвижности металлов в почвах — высокие уровни остаточного загрязнения вблизи предприятий, давно прекративших выбросы. Причем это касается не только заводов, закрытых десятилетия назад, но и плавильных Средневековья или времен Римской империи. В табл. 5 обобщена информация по 16 территориям вблизи таких “заводов-призраков”, которые ранжированы по длительности времени, прошедшего после прекращения их деятельности, — от 1800 до 7 лет.

В ряде случаев содержание металлов вблизи давно закрытых предприятий не уступает концентрациям вблизи современных: в обоих случаях уровни загрязнения могут превышать фоновые значения на несколько порядков. Иногда участки древнего загрязнения расположены в заповедниках, например во Франции [120, 121], причем по внешнему виду они мало отличаются от остальных территорий, и без дополнительной археологической и геохимической информации их невозможно идентифицировать. Показательно, что в таких местах свинец и кадмий могут накапливаться в тканях мелких млекопитающих [120], что свидетельствует о доступности древнего почвенного пула токсичных металлов для современной биоты.

Из-за очевидных различий в технологиях характер загрязнения почвы вблизи средневековых и античных плавильных не эквивалентен поступлению металлов с атмосферными выбросами современных предприятий. Прежде всего это связано со значительным количеством артефактов (шлаков и руды), которые перемешивались с почвой; другими словами, речь может идти о древних техносолях. Кроме того, сравнение с современными предприятиями затрудняет отсутствие информации об объемах выбросов в далеком прошлом. Тем не менее эти материалы ярко иллюстрируют феномен чрезвычайно прочного удержания почвами металлов. Они же позволяют получить эм-

Таблица 5. Примеры остаточного загрязнения почвы вблизи прекративших деятельность предприятий цветной металлургии

Географическое положение, источник загрязнения (годы деятельности)	Т, лет	рН	Эле- мент	Максимальная концентрация вблизи источника загрязнения, мг/кг	Публи- кация
Графство Клуид, северо-восток Уэльса, устье реки Ди, Великобритания. Древнеримские мастерские по выплавке свинца (100–150 гг.)	~1840	6.2–7.3*	Pb Zn	1250–3000 (на глубине 1–2 м – 200000) 550 (на глубине 1–2 м – 5000)	[119]
Природный парк Морван, центральная Франция. Древнеримские мастерские по выплавке железа (130–426 гг.)	~1590	?	Pb Zn	4520 835	[120]
Гранитный массив Лозер, Севенны, юг Франции. Средневековые мастерские по переработке руды и выплавке свинца (XI–XIV вв.)	~800	?	Pb	14470–16950 (в смеси почвы и шлаков – 150000)	[121]
Графство Дербишир, Великобритания. Средневековые мастерские по выплавке свинца (1300–1550 гг.)	~440	5.3–6.4*	Pb	60000–100000 (почва содержит шлак)	[119]
г. Отвидаберг, Швеция. Завод по выплавке меди (1790–1900 гг.)	95	3.8*	Zn Cu	800–1200 210	[122]
Горный массив Марсельвер, провинция Марсель, Франция. Завод по выплавке свинца и серебра (1851–1925 гг.)	87	7.5–8.9	Zn Pb	230 66600–83100	[123]
Рудови Яновицкие горы, юго-запад Польши. Завод по выплавке меди (добыча руды и выплавка меди с XIV в., завод закрыт в 1925 г.)	85	4.5–4.9	Zn Cu	21100–24600 1484–4011	[124]
г. О’Доннел, Садбери, Канада. Открытые печи по выжиганию руды (1915–1929 гг.)	66	3.8–4.4	Zn Ni	350–1503 1730–10050	[71]
г. Коллинсвилл, Иллинойс, США. Завод по выплавке свинца (1904–1938 гг.)	66	?	Pb	2070–8855 12740	[125]
г. Ольтон, Иллинойс, США. Завод по выплавке свинца (1902–1959 гг.)	45	?	Pb	4150–17200	[125]
г. Мортань-дю-Норд, север Франции. Завод по выплавке цинка (1901–1962 гг.)	37	6.1	Zn Pb Cd	17960–35100 4720–8270 79–190	[77, 78]
г. Палмертон, Пенсильвания, США. Два близко расположенных завода по выплавке цинка (1898 и 1913–1980 гг.)	26	4.3–4.7	Zn Pb Cd	3300–3860 875–1710 87–144	[80]
г. Браубах, земля Рейнланд-Пфалц, Германия. Завод по выплавке свинца (1890-е–начало 1990 гг.)	~25	3.6*	Pb	7500–7900	[126]
г. Прескотт, Великобритания. Завод по очистке меди, производству бронзы, сплавов меди и кадмия (1906–1991 гг.)	15	4.4	Cu Cd	2180 6.4 (на глубине 30 см – 71)	[127]
г. Санто Амаро, Бразилия. Завод по выплавке свинца (1960–1993 гг.)	15	6.7–7.2*	Zn Pb Cu Cd	42200–95940 26070–37460 590–3200 60–770	[82]
г. Нуаель-Годо, север Франции. Завод по выплавке свинца (1893–2003 гг.)	7	5.6–8.0	Zn Pb Cd	2000–7500 3000–9000 100–250	[128]

Примечание. Т – количество лет после прекращения выбросов. Включены данные только по органоминеральным горизонтам (без лесной подстилки), приведено валовое содержание металлов; * – рН солевой вытяжки, в остальных случаях – водной вытяжки.

пирические оценки скоростей миграции разных элементов вниз по почвенному профилю и выноса за его пределы [119, 122]. Скорость миграции сильно зависит от свойств почв: в частности, за сопоставимый промежуток времени концентрации убывают намного быстрее при высокой кислотности [122], чем в почвах на известняках с нейтральной или щелочной реакцией [123]. Подробнее этот вопрос также будет рассмотрен во второй части обзора.

СЛОЖНОСТИ ПРИ ГЕНЕРАЛИЗАЦИИ ДАННЫХ

Главные препятствия на пути к обобщению данных для выявления общих закономерностей восстановления биоты очевидны и были упомянуты выше: 1) неравномерность охвата разных объектов биоты, фрагментарность данных по ряду таксонов; 2) отсутствие информации по многим биотам и типам экосистем; 3) немногочисленность комплексных исследований в пределах одного района; 4) анализ только непродолжительного периода восстановления. Эти недостатки в целом проистекают из-за немногочисленности исследований естественного восстановления. Они обуславливают то, что выполнение полноценного мета-анализа, тем более на глобальном уровне, — дело будущего, поскольку для него пока слишком мало материала.

Помимо объективных препятствий, существуют и субъективные, связанные с недостатками представления информации в публикациях: 1) погрешности при документации количественных результатов и методов их получения; 2) неполнота информации об истории воздействия предприятий на окружающую среду; 3) неточность (отсутствие) информации о времени выполнения исследований. Эти субъективные недостатки могут быть не менее критичными для генерализации данных, чем объективные, поскольку иногда становятся непреодолимым препятствием при попытках извлечь необходимую информацию из публикаций. Первый из них касается любых областей экологии и на него неоднократно обращали внимание [129], два других специфичны для рассматриваемого направления. Ранее был предложен подробный протокол документации результатов исследований наземных экосистем возле точечных источников выбросов [87], которому я рекомендую следовать и при изложении результатов, связанных с естественным восстановлением. Дополнительно необходимо обратить внимание на важность информации о времени прекращения (снижения) выбросов и проведения исследований.

Периодизация динамики токсической нагрузки на экосистемы представляет отдельную задачу, часто не имеющую простого решения. Этот вопрос будет рассмотрен в третьей части обзора.

Реальные ситуации чаще всего далеки от идеального случая, когда выбросы предприятия прекращаются одномоментно, как при закрытии печной заслонки. Обычно они снижаются постепенно или ступенчато, из-за чего не всегда можно однозначно указать момент, от которого следует исчислять длительность периода восстановления. Поэтому желательно иметь хоть сколько-нибудь подробную информацию об истории воздействия предприятия на окружающую среду. К сожалению, часто эти сведения отсутствуют в публикациях, и их приходится собирать “по крупицам” из других источников. В любом случае неприємная ситуация, когда искомая дата указана не точнее замечания, что снижение произошло “в начале текущего столетия”. В ряде случаев я не смог включить в обзор работы, например [130], из-за невозможности хотя бы приблизительно реконструировать историю выбросов.

Удивительно, но далеко не во всех публикациях четко указаны даты сбора материала (иногда не указаны вообще). Приведу красноречивый пример. В работе [73] пришли к выводу, что загрязнение воздуха в Садбери перестало быть главным лимитирующим фактором для обитания лишайников, как было ранее. Его формулировка начинается со слов “Сейчас мы знаем, что...” (с. 9330). К сожалению, осталось загадкой, когда именно “сейчас” имели в виду авторы, поскольку год сбора материала не указан ни при описании методики работы, ни при изложении результатов, ни при их обсуждении. Пробные площади были заложены в 2001 г., цитируемая статья подана в журнал в 2014 г. Следовательно, возможный разброс времени, для которого справедлив вывод авторов, превышает десятилетие — от 29 до 42 лет после закрытия завода в 1972 г. Единственное место в статье, где указана продолжительность восстановления (40 лет) — это ее название. Остается надеяться, что авторы не склонны к округлению величин до ближайшей “красивой” цифры.

Противоположным примером — абсолютной точности обращения со временем — может быть работа [103], в которой указан как конкретный день (!) закрытия алюминиевого завода в Холихеде, так и конкретные дни всех туров сбора материала. Точность указания времени до дня в большинстве случаев избыточна, месяца — вполне приемлема, но года — строго обязательна.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Всего идентифицировано 73 исследования (70 публикаций), выполненные возле 22 предприятий, которые прямо или косвенно связаны с изучением естественного восстановления биоты наземных экосистем после прекращения (естественного снижения) промышленных выбросов, в основном металлургических заводов. Еще 18 ра-

бот касались динамики содержания поллютантов в растениях и животных, 14 — в почвах.

Были выявлены многочисленные пробелы в изученности естественного восстановления: неравномерность охвата исследованиями разных биомов и типов экосистем, фрагментарность (отсутствие) информации по многим таксонам, преобладание однокомпонентных исследований в пределах конкретного района и относительно коротких рядов наблюдений с небольшим числом точек во времени. Другими словами, современное состояние исследований таково, что возможно выявить закономерности лишь начальных этапов естественного восстановления, причем картина будет грубой (из-за низкой разрешающей способности анализа) и смещенной (из-за фрагментарности информации). Указанные пробелы — это пока непреодолимое препятствие на пути к генерализации данных, особенно в глобальном масштабе. Тем не менее такая генерализация необходима, поскольку даже имеющаяся неполная информация дает основания считать значительным разнообразие возможных траекторий восстановительной динамики.

Анализ восстановительной динамики экосистем после прекращения сильных нарушений — традиционное направление экологических исследований, имеющее давнюю историю и тесно связанное с проблемой устойчивости. Однако обсуждаемый случай прекращения промышленного загрязнения остается практически незамеченным в его рамках. Так, три мета-анализа последних лет [131–133], которые рассматривали динамику после прекращения самых разных воздействий (вывалы леса после ураганов, вырубка, распашка, разливы нефти, добыча полезных ископаемых, чрезмерный вылов, эвтрофикация и др.), не содержали ни одной работы по восстановлению биоты после прекращения промышленных выбросов, хотя базировались на обширных базах, включавших 166 [131], 240 [132] и 400 [133] независимых исследований. Такое игнорирование в силу указанных выше препятствий объяснимо, но вряд ли его следует оценивать положительно, поскольку оно может вести к искажениям общей картины и смещениям в количественных оценках целостности экосистем.

Снижение выбросов промышленных предприятий — общемировой тренд, поэтому можно с уверенностью прогнозировать все большую частоту “подарков судьбы” экологам в виде закрытия или кардинальной реконструкции какого-нибудь завода. Учитывая это, любые исследования вблизи пока еще действующих предприятий работают на перспективу, фиксируя нарушенное состояние экосистем, которое в дальнейшем можно будет принять как точку отсчета при анализе их восстановительной динамики после неиз-

бежного сокращения выбросов. Вовлечение новых районов и продолжение работ возле уже исследуемых обеспечат дальнейший прогресс в этой области.

Обзор подготовлен при финансовой поддержке РФФИ (проект № 20-14-50025). Выражаю признательность Е.А. Бельской, Е.А. Бельскому, И.Е. Бергману, Д.В. Веселкину, Ю.А. Давыдовой, И.Н. Коркиной, И.Н. Михайловой, С.В. Мухачевой, Г.Ю. Смирнову, Т.В. Струковой и М.Р. Трубиной за обсуждение и комментарии к статье. Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Ettler V.* Soil contamination near non-ferrous metal smelters: A review // *Appl. Geochem.* 2016. V. 64. P. 56–74. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.09.020>
2. *Dudka S., Adriano D.C.* Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review // *J. Environ. Quality.* 1997. V. 26. № 3. P. 590–602. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600030003x>
3. *Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E.* Impacts of point polluters on terrestrial biota: Comparative analysis of 18 contaminated areas. Dordrecht: Springer, 2009. 466 p.
4. *Воробейчик Е.Л., Козлов М.В.* Воздействие точечных источников эмиссии поллютантов на наземные экосистемы: методология исследований, экспериментальные схемы, распространенные ошибки // *Экология.* 2012. № 2. С. 83–91.
5. *Pacyna J.M., Pacyna E.G., Aas W.* Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium // *Atmos. Environ.* 2009. V. 43. № 1. P. 117–127. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.066>
6. *Pacyna E.G., Pacyna J.M., Fudala J. et al.* Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe // *Atmos. Environ.* 2007. V. 41. № 38. P. 8557–8566. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.040>
7. *Fioletov V.E., McLinden C.A., Krotkov N. et al.* A global catalogue of large SO₂ sources and emissions derived from the Ozone Monitoring Instrument // *Atmos. Chem. Phys.* 2016. V. 16. № 18. P. 11497–11519. <https://doi.org/10.5194/acp-16-11497-2016>
8. *Foundations of Restoration Ecology / Falk D.A., Palmer M.A., Zedler J.B. Eds.* Washington: Island Press, 2006. 364 p.
9. *Suding K.N.* Toward an era of restoration in ecology: Successes, failures, and opportunities ahead // *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2011. V. 42. № 1. P. 465–487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
10. *Palmer M.A., Ambrose R.F., Poff N.L.* Ecological theory and community restoration ecology // *Restor. Ecol.* 1997. V. 5. № 4. P. 291–300. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00543.x>
11. *Hobbs R.J., Norton D.A.* Towards a conceptual framework for restoration ecology // *Restor. Ecol.* 1996.

- V. 4. № 2. P. 93–110.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x>
12. Vavrova E., Cudlin O., Vavricek D., Cudlin P. Ground vegetation dynamics in mountain spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) forests recovering after air pollution stress impact // *Plant Ecol.* 2009. V. 205. № 2. P. 305–321.
<https://doi.org/10.1007/s11258-009-9619-y>
13. Bates J.W., Bell J.N.B., Massara A.C. Loss of *Lecanora conizaeoides* and other fluctuations of epiphytes on oak in S.E. England over 21 years with declining SO₂ concentrations // *Atmos. Environ.* 2001. V. 35. № 14. P. 2557–2568.
14. Pescott O.L., Simkin J.M., August T.A. et al. Air pollution and its effects on lichens, bryophytes, and lichen-feeding Lepidoptera: Review and evidence from biological records // *Biol. J. Linn. Soc.* 2015. V. 115. № 3. P. 611–635.
<https://doi.org/10.1111/bij.12541>
15. Winterhalder K. Natural recovery of vascular plant communities on the industrial barrens of the Sudbury area // *Restoration and recovery of an industrial region* / Gunn J.M. Ed. New York, 1995. P. 93–102.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2520-1_7
16. McCall J., Gunn J., Struik H. Photo interpretive study of recovery of damaged lands near the metal smelters of Sudbury, Canada // *Water, Air, Soil Pollut.* 1995. V. 85. № 2. P. 847–852.
17. Beckett P. Lichens: Sensitive indicators of improving air quality // *Restoration and recovery of an industrial region* / Gunn J.M. Ed. New York, 1995. P. 81–91.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2520-1_6
18. Tanentzap A.J., Taylor P.A., Yan N.D., Salmon J.R. On Sudbury-area wind speeds – A tale of forest regeneration // *J. Appl. Meteor. Climatol.* 2007. V. 46. № 10. P. 1645–1654.
<https://doi.org/10.1175/JAM2552.1>
19. Howe N.M., Lendemer J.C. The recovery of a simplified lichen community near the Palmerton zinc smelter after 34 years // *Bibliotheca Lichenologica.* 2011. V. 106. P. 120–136.
20. Berglund Å.M.M., Nyholm N.E.I. Slow improvements of metal exposure, health- and breeding conditions of pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) after decreased industrial heavy metal emissions // *Sci. Total Environ.* 2011. V. 409. № 20. P. 4326–4334.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.004>
21. Vidic T., Jogan N., Drobne D., Vithar B. Natural revegetation in the vicinity of the former lead smelter in Žerjav, Slovenia // *Environ. Sci. Technol.* 2006. V. 40. № 13. P. 4119–4125.
<https://doi.org/10.1021/es052339x>
22. Eeva T., Lehikoinen E. Recovery of breeding success in wild birds // *Nature.* 2000. V. 403. № 6772. P. 851–852.
<https://doi.org/10.1038/35002672>
23. Eeva T., Lehikoinen E. Long-term recovery of clutch size and egg shell quality of the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in a metal polluted area // *Environ. Pollut.* 2015. V. 201. P. 26–33.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.027>
24. Черненкова Т.В., Кабиров Р.Р., Басова Е.В. Восстановительные сукцессии северотаежных ельников при снижении аэротехногенной нагрузки // *Лесоведение.* 2011. № 6. С. 49–66.
25. Лянгузова И.В., Ярмишко В.Т., Евдокимов А.С., Беляева А.И. Состояние сосновых лесов Кольского полуострова на фоне снижения объемов атмосферных выбросов предприятием цветной металлургии // *Растит. ресурсы.* 2018. Т. 54. № 4. С. 516–531.
<https://doi.org/10.1134/S0033994618040039>
26. Ярмишко В.Т., Горшков В.В., Лянгузова И.В., Баккал И.Ю. Экологический мониторинг лесных экосистем Кольского полуострова в условиях аэротехногенного загрязнения // *Регион. экология.* 2011. Т. 31. № 1–2. С. 21–29.
27. Ярмишко В.Т., Игнатьева О.В. Сообщества *Pinus sylvestris* L. в техногенной среде на Европейском Севере России: Структура, особенности роста, состояние // *Сиб. лесн. журн.* 2021. № 3. С. 44–55.
<https://doi.org/10.15372/SJFS20210305>
28. Черненкова Т.В., Бочкарев Ю.Н. Динамика еловых насаждений Кольского Севера в условиях воздействия природно-антропогенных факторов среды // *Журн. общ. биол.* 2013. Т. 74. № 4. С. 283–303.
29. Черненкова Т.В., Бочкарев Ю.Н., Фридрих М., Беттгер Т. Воздействие природно-антропогенных факторов на радиальный прирост деревьев Кольского Севера // *Лесоведение.* 2012. № 4. С. 3–15.
30. Ярмишко В.Т., Лянгузова И.В., Лянгузов А.Ю. Изменение годичного прироста стволов *Pinus sylvestris* (Pinaceae) при снижении аэротехногенного загрязнения // *Растит. ресурсы.* 2017. № 4. С. 527–542.
31. Зверев В.Е. Смертность и возобновление березы извилистой в зоне воздействия медно-никелевого комбината в период значительного сокращения выбросов: результаты 15-летнего мониторинга // *Экология.* 2009. № 4. С. 271–277.
32. Калабин Г.В., Евдокимова Г.А., Горный В.И. Оценка динамики растительного покрова нарушенных территорий в зоне влияния комбината “Североникель” в процессе снижения нагрузки на окружающую среду // *Горный журнал.* 2010. № 2. С. 74–77.
33. Лянгузова И.В., Мазная Е.А. Динамические тренды популяций *Vaccinium myrtillus* L. в зоне воздействия медно-никелевого комбината: результаты 20-летнего мониторинга // *Экология.* 2012. № 4. С. 261–269.
34. Урбанавичюс Г.П., Боровичев Е.А., Ершов В.В. Криптогамные организмы – пионеры восстановления северотаежных лесов при снижении воздушного промышленного загрязнения // *Лесоведение.* 2021. № 2. С. 195–207.
<https://doi.org/10.31857/S0024114821020108>
35. Zvereva E.L., Hunter M.D., Zverev V., Kozlov M.V. Factors affecting population dynamics of leaf beetles in a subarctic region: The interplay between climate warming and pollution decline // *Sci. Total Environ.* 2016. V. 566–567. P. 1277–1288.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.187>
36. Kozlov M.V., Zverev V., Zvereva E.L. Combined effects of environmental disturbance and climate warming on

- insect herbivory in mountain birch in subarctic forests: Results of 26-year monitoring // *Sci. Total Environ.* 2017. V. 601–602. P. 802–811.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.230>
37. Танасевич А.В., Рыбалов Л.Б., Камаев И.О. Динамика почвенной мезофауны в зоне техногенного воздействия // *Лесоведение.* 2009. № 6. С. 63–72.
 38. Камаев Г.Д. Воздействие выбросов медно-никелевого предприятия на состояние популяций и сообществ мелких млекопитающих Кольского полуострова // *Nature Conserv. Res. Заповедн. наука.* 2017. Т. 2. С. 19–27.
<https://doi.org/10.24189/ncr.2017.033>
 39. Berglund A.M.M., Ingvarsson P.K., Danielsson H., Nyholm N.E.I. Lead exposure and biological effects in pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) before and after the closure of a lead mine in northern Sweden // *Environ. Pollut.* 2010. V. 158. № 5. P. 1368–1375.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.005>
 40. Камаев Г.Д. Мониторинг населения мелких млекопитающих северной тайги Фенноскандии // *Бюл. МОИП. Отд. биол.* 2015. Т. 120. № 3. С. 3–13.
 41. Воробейчик Е.Л., Трубина М.Р., Хантемирова Е.В., Бергман И.Е. Многолетняя динамика лесной растительности в период сокращения выбросов медеплавильного завода // *Экология.* 2014. № 6. С. 448–458.
<https://doi.org/10.7868/S0367059714060158>
 42. Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В. и др. Динамика лесной растительности после снижения промышленных выбросов: быстрое восстановление или продолжение деградации? // *Докл. РАН.* 2014. Т. 458. № 6. С. 721–725.
<https://doi.org/10.7868/S0869565214300252>
 43. Трубина М.Р. Уязвимость видов травяно-кустарничкового яруса к загрязнению выбросами медеплавильного завода: Роль различий в способе распространения диаспор // *Экология.* 2020. № 2. С. 90–100.
<https://doi.org/10.31857/S0367059720020122>
 44. Михайлова И.Н. Начальные этапы восстановления сообществ эпифитных лишайников после снижения выбросов медеплавильного завода // *Экология.* 2017. № 4. С. 277–281.
<https://doi.org/10.7868/S0367059717030118>
 45. Михайлова И.Н. Динамика сообществ эпифитных лишайников в начальный период после снижения выбросов медеплавильного завода // *Экология.* 2020. № 1. С. 43–50.
<https://doi.org/10.31857/S0367059720010072>
 46. Бельская Е.А. Динамика трофической активности филофагов березы в период снижения атмосферных выбросов медеплавильного завода // *Экология.* 2018. № 1. С. 74–80.
<https://doi.org/10.7868/S0367059718010092>
 47. Нестерков А.В., Гребенников М.Е. Сообщества моллюсков лугового травостоя в условиях снижения выбросов медеплавильного производства // *Экология.* 2020. № 6. С. 471–480.
<https://doi.org/10.31857/S0367059720060062>
 48. Воробейчик Е.Л., Ермаков А.И., Гребенников М.Е. Начальные этапы восстановления сообществ почвенной мезофауны после сокращения выбросов медеплавильного завода // *Экология.* 2019. № 2. С. 133–148.
<https://doi.org/10.1134/S0367059719020112>
 49. Воробейчик Е.Л., Ермаков А.И., Нестеркова Д.В., Гребенников М.Е. Крупные древесные остатки как микростации обитания почвенной мезофауны на загрязненных территориях // *Изв. РАН. Сер. биол.* 2020. № 1. С. 85–95.
<https://doi.org/10.1134/S0002332920010178>
 50. Korkina I.N., Vorobeichik E.L. Humus Index as an indicator of the topsoil response to the impacts of industrial pollution // *Appl. Soil Ecol.* 2018. V. 123. P. 455–463.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.09.025>
 51. Коркина И.Н., Воробейчик Е.Л. Индекс форм гумуса – перспективный инструмент для экологического мониторинга // *Экология.* 2016. № 6. С. 434–440.
<https://doi.org/10.7868/S0367059716060081>
 52. Korkina I.N., Vorobeichik E.L. Non-typical degraded and regraded humus forms in metal-contaminated areas, or there and back again // *Geoderma.* 2021. V. 404. 115390.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115390>
 53. Бельский Е.А., Ляхов А.Г. Динамика населения птиц-дуплогнездников в условиях сокращения промышленных выбросов (на примере Среднеуральского медеплавильного завода) // *Экология.* 2021. № 4. С. 278–288.
<https://doi.org/10.31857/S0367059721040041>
 54. Belskii E., Lyakhov A. Improved breeding parameters in the pied flycatcher with reduced pollutant emissions from a copper smelter // *Environ. Pollut.* 2022. (In press).
 55. Мухачева С.В. Многолетняя динамика сообществ мелких млекопитающих в период снижения выбросов медеплавильного завода. I. Состав, обилие и разнообразие // *Экология.* 2021. № 1. С. 66–76.
<https://doi.org/10.31857/S0367059721010108>
 56. Мухачева С.В., Созонтов А.Н. Многолетняя динамика сообществ мелких млекопитающих в период снижения выбросов медеплавильного завода. II. Бета-разнообразие // *Экология.* 2021. № 6. С. 470–480.
<https://doi.org/10.31857/S0367059721060081>
 57. Воробейчик Е.Л., Нестеркова Д.В. Техногенная граница распространения крота в районе воздействия медеплавильного завода: смещение в период сокращения выбросов // *Экология.* 2015. № 4. С. 308–312.
<https://doi.org/10.7868/S0367059715040162>
 58. Черненко Т.В., Кабиров Р.Р., Механикова Е.В. и др. Демутация растительности после остановки медеплавильного комбината // *Лесоведение.* 2001. № 6. С. 31–37.
 59. Калабин Г.В., Моисеенко Т.И. Экодинамика техногенных провинций горнопромышленных производств: от деградации к восстановлению // *Докл. РАН.* 2011. Т. 437. № 3. С. 398–403.
 60. Feriancova-Masarova Z., Kalivodova E., Ferianc O. Hniezdne ornitocenózy biotopov okolia hlinikárne v Žiari nad Hronom po dvadsiatich rokoch // *Biologia (Bratislava).* 1985. V. 40. № 2. P. 199–209.

61. Трубина М.Р., Махнев А.К. Динамика напочвенного покрова лесных фитоценозов в условиях хронического загрязнения фтором // Экология. 1997. № 2. С. 90–95.
62. Евдокимова Г.А., Корнейкова М.В., Мозгова Н.П. Изменения свойств почв и почвенной биоты в зоне воздействия аэротехногенных выбросов Кандалакшского алюминиевого завода // Почвоведение. 2013. № 10. С. 1274–1280.
<https://doi.org/10.7868/S0032180X13100031>
63. Juknys R., Vencloviene J., Stravinskiene V. et al. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) growth and condition in a polluted environment: From decline to recovery // Environ. Pollut. 2003. V. 125. № 2. P. 205–212.
64. Juknys R., Stravinskiene V., Vencloviene J. Tree-ring analysis for the assessment of anthropogenic changes and trends // Environ. Monit. Assess. 2002. V. 77. № 1. P. 81–97.
<https://doi.org/10.1023/a:1015718519559>
65. Juknys R., Augustaitis A., Vencloviene J. et al. Dynamic response of tree growth to changing environmental pollution // Europ. J. For. Res. 2014. V. 133. № 4. P. 713–724.
<https://doi.org/10.1007/s10342-013-0712-3>
66. Perner J., Voigt W., Bährmann R. et al. Responses of arthropods to plant diversity: Changes after pollution cessation // Ecography. 2003. V. 26. № 6. P. 788–800.
<https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2003.03549.x>
67. Wagner M., Heinrich W., Jetschke G. Seed bank assembly in an unmanaged ruderal grassland recovering from long-term exposure to industrial emissions // Acta Oecol. 2006. V. 30. № 3. P. 342–352.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.06.002>
68. Lövei G.L., Magura T. Body size changes in ground beetle assemblages – A reanalysis of Braun et al. (2004)'s data // Ecol. Entomol. 2006. V. 31. № 5. P. 411–414.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00794.x>
69. Braun S.D., Jones T.H., Perner J. Shifting average body size during regeneration after pollution – A case study using ground beetle assemblages // Ecol. Entomol. 2004. V. 29. № 5. P. 543–554.
70. Barga-Wieclawska J.A., Swiercz A. A long-term influence of anthropogenic alkalization on molluscs biodiversity in an area affected by cement industry, Swietokrzyskie Mountains, South-Central Poland // Arch. Environ. Prot. 2015. V. 41. № 4. P. 49–61.
<https://doi.org/10.1515/aep-2015-0039>
71. Hutchinson T.C., Symington M.S. Persistence of metal stress in a forested ecosystem near Sudbury, 66 years after closure of the O'Donnell roast bed // J. Geochem. Explor. 1997. V. 58. № 2–3. P. 323–330.
[https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(96\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(96)00067-2)
72. Anand M., Tucker B.C., Desrochers R. Ecological monitoring of terrestrial ecosystem recovery from man-made perturbation: Assessing community complexity // Adv. Air Pollut. 2002. V. 11. P. 341–350.
73. Schram L.J., Wagner C., McMullin R.T., Anand M. Lichen communities along a pollution gradient 40 years after decommissioning of a Cu-Ni smelter // Environ. Sci. Pollut. Res. 2015. V. 22. № 12. P. 9323–9331.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4088-4>
74. Anand M., Ma K.-M., Okonski A. et al. Characterising biocomplexity and soil microbial dynamics along a smelter-damaged landscape gradient // Sci. Total Environ. 2003. V. 311. № 1–3. P. 247–259.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00058-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00058-5)
75. Babin-Fenske J., Anand M. Patterns of insect communities along a stress gradient following decommissioning of a Cu-Ni smelter // Environ. Pollut. 2011. V. 159. № 10. P. 3036–3043.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.011>
76. Chillo V., Anand M. Effects of past pollution on zoocory in a recovering mixed temperate-boreal forest // Ecoscience. 2012. V. 19. № 3. P. 258–265.
<https://doi.org/10.2980/19-3-3515>
77. Nahmani J., Rossi J.-P. Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals // Compt. Rend. Biol. 2003. V. 326. № 3. P. 295–303.
78. Nahmani J., Lavelle P., Lapied E., Van Oort F. Effects of heavy metal soil pollution on earthworm communities in the north of France // Pedobiologia. 2003. V. 47. № 5–6. P. 663–669.
<https://doi.org/10.1078/0031-4056-00243>
79. Archibald O.W. Vegetation recovery following pollution control at Trail, British Columbia // Can. J. Bot. 1978. V. 56. № 14. P. 1625–1637.
<https://doi.org/10.1139/b78-191>
80. Beyer W.N., Krafft C., Klassen S. et al. Relating injury to the forest ecosystem near Palmerton, PA, to zinc contamination from smelting // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2011. V. 61. № 3. P. 376–388.
<https://doi.org/10.1007/s00244-010-9640-0>
81. Fisker K.V., Sorensen J.G., Damgaard C. et al. Genetic adaptation of earthworms to copper pollution: is adaptation associated with fitness costs in *Dendrobaena octaedra*? // Ecotoxicology. 2011. V. 20. № 3. P. 563–573.
<https://doi.org/10.1007/s10646-011-0610-8>
82. Niemeyer J.C., Nogueira M.A., Carvalho G.M. et al. Functional and structural parameters to assess the ecological status of a metal contaminated area in the tropics // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2012. V. 86. P. 188–197.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.09.013>
83. Tête N., Durfort M., Rieffel D. et al. Histopathology related to cadmium and lead bioaccumulation in chronically exposed wood mice, *Apodemus sylvaticus*, around a former smelter // Sci. Total Environ. 2014. V. 481. № 1. P. 167–177.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.029>
84. Langer U., Günther T. Effects of alkaline dust deposits from phosphate fertilizer production on microbial biomass and enzyme activities in grassland soils // Environ. Pollut. 2001. V. 112. № 3. P. 321–327.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00148-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00148-2)
85. Мухачева С.В. Изменение структуры и численности населения мелких млекопитающих в зоне действия предприятия “Норильский никель” (Харьявалта, Финляндия) // Межд. журн. прикл. фундамент. исслед. 2013. Т. 8. С. 145–148.
86. Трубина М.Р., Дьяченко А.П. Современное состояние мохового покрова лесов после сокращения выбросов Среднеуральского медеплавильного за-

- вода // Поволж. экол. журн. 2020. № 4. С. 477–491. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2020-4-477-491>
87. Козлов М.В., Воробейчик Е.Л. Воздействие точечных источников эмиссии поллютантов на наземные экосистемы: представление результатов в публикациях // Экология. 2012. № 4. С. 243–251.
 88. Grumiaux F., Demuynck S., Pernin C., Leprêtre A. Earthworm populations of highly metal-contaminated soils restored by fly ash-aided phytostabilisation // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2015. V. 113. P. 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.004>
 89. Fisker K.V., Holmstrup M., Sørensen J.G. Variation in metallothionein gene expression is associated with adaptation to copper in the earthworm *Dendrobaena octaedra* // Comp. Biochem. Physiol., Pt. C: Toxicol. Pharmacol. 2013. V. 157. № 2. P. 220–226. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2012.11.007>
 90. McTavish M.J., Smenderovac E., Gunn J., Murphy S.D. Insect defoliators in recovering industrial landscapes: Effects of landscape degradation and remediation near an abandoned metal smelter on gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) feeding, frass production, and frass properties // Environ. Entomol. 2019. V. 48. № 5. P. 1187–1196. <https://doi.org/10.1093/ee/nvz096>
 91. Нестерков А.В. Поверхностное загрязнение луговых растений после снижения атмосферных выбросов медеплавильного завода // Экология. 2019. № 4. С. 316–320. <https://doi.org/10.1134/S0367059719040127>
 92. Мухачева С.В. Многолетняя динамика концентрации тяжелых металлов в корме и организме рыжей полевки (*Myodes glareolus*) в период снижения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2017. № 6. С. 461–471. <https://doi.org/10.31857/S0367059721010108>
 93. Безель В.С., Мухачева С.В. Геохимическая экология мелких млекопитающих в условиях промышленного загрязнения среды: есть ли эффект от снижения выбросов? // Геохимия. 2020. Т. 65. № 8. С. 823–832. <https://doi.org/10.31857/S0016752520070043>
 94. Сухарева Т.А., Лукина Н.В. Минеральный состав ассимилирующих органов хвойных деревьев после снижения уровня атмосферного загрязнения на Кольском полуострове // Экология. 2014. № 2. С. 97–104. <https://doi.org/10.7868/S0367059714020085>
 95. Лянгузова И.В. Динамические тренды содержания тяжелых металлов в растениях и почвах при разном режиме аэротехногенной нагрузки // Экология. 2017. № 4. С. 250–260. <https://doi.org/10.7868/S0367059717040114>
 96. Баркан В.Ш., Лянгузова И.В. Содержание тяжелых металлов в доминантных видах мхов как индикатор аэротехногенной нагрузки // Экология. 2018. № 2. С. 119–126. <https://doi.org/10.7868/S0367059718020051>
 97. Кончик Г.Н., Кончик С.В., Смирнова И.Е. и др. Реакция лесных экосистем на сокращение атмосферных промышленных выбросов в Кольской Субарктике // Журн. общ. биол. 2016. Т. 77. № 2. С. 145–163.
 98. Berglund Å.M.M., Rainio M.J., Eeva T. Decreased metal accumulation in passerines as a result of reduced emissions // Environ. Toxicol. Chem. 2012. V. 31. № 6. P. 1317–1323. <https://doi.org/10.1002/etc.1814>
 99. Berglund Å.M.M., Rainio M.J., Eeva T. Temporal trends in metal pollution: Using bird excrement as indicator // PLoS One. 2015. V. 10. № 2. e0117071. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117071>
 100. Berglund Å.M.M., Klaminder J., Nyholm N.E.I. Effects of reduced lead deposition on pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) nestlings: Tracing exposure routes using stable lead isotopes // Environ. Sci. Technol. 2009. V. 43. № 1. P. 208–213. <https://doi.org/10.1021/es801723q>
 101. Douay F., Roussel H., Pruvot C., Waterlot C. Impact of a smelter closedown on metal contents of wheat cultivated in the neighbourhood // Environ. Sci. Pollut. Res. 2008. V. 15. № 2. P. 162–169. <https://doi.org/10.1065/espr2006.12.366>
 102. Westerheim A., Steinnes E., Sjøbakk T. Metal uptake in plants along a pollution gradient from a metal smelter // J. Phys. IV. 2003. V. 107. P. 1369–1371. <https://doi.org/10.1051/jp4:20020556>
 103. Brougham K.M., Roberts S.R., Davison A.W., Port G.R. The impact of aluminium smelter shut-down on the concentration of fluoride in vegetation and soils // Environ. Pollut. 2013. V. 178. P. 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.007>
 104. Evdokimova G.A., Mozgova N.P. Comparative estimation of soil and plant pollution in the impact area of air emissions from an aluminium plant after technogenic load reduction // J. Environ. Sci. Health, Pt. A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng. 2015. V. 50. № 6. P. 547–552. <https://doi.org/10.1080/10934529.2015.994937>
 105. Nyholm N.E.I., Rühling Å. Effects of decreased atmospheric heavy metal deposition in South Sweden on terrestrial birds and small mammals in natural populations // Water, Air, Soil Pollut. Focus. 2001. V. 1. № 3. P. 439–448. <https://doi.org/10.1023/A:1017582305685>
 106. Kozlov M.V., Haukioja E., Bakhtiarov A.V. et al. Root versus canopy uptake of heavy metals by birch in an industrially polluted area: Contrasting behaviour of nickel and copper // Environ. Pollut. 2000. V. 107. № 3. P. 413–420. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00159-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00159-1)
 107. Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю. Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов // Почвоведение. 2017. № 8. С. 1009–1024. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17080135>
 108. Лянгузова И.В., Гольдвирт Д.К., Фадеева И.К. Пространственно-временная динамика загрязнения Al–Fe–гумусового подзола в зоне влияния комбината цветной металлургии // Почвоведение. 2016. № 10. С. 1261–1276. <https://doi.org/10.7868/S0032180X16100105>
 109. Кашулина Г.М. Мониторинг загрязнения почв тяжелыми металлами в окрестностях медно-никелевого предприятия на Кольском полуострове //

- Почвоведение. 2018. № 4. С. 493–505. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1804010X>
110. Ершов В.В., Лукина Н.В., Орлова М.А. и др. Оценка динамики состава почвенных вод северотаежных лесов при снижении аэротехнического загрязнения выбросами медно-никелевого комбината // Сиб. эколог. журн. 2019. № 1. С. 119–132.
111. *Gundermann D.G., Hutchinson T.C.* Changes in soil chemistry 20 years after the closure of a nickel copper smelter near Sudbury, Ontario, Canada // *J. Geochem. Explor.* 1995. V. 52. № 1–2. P. 231–236. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00026-8](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00026-8)
112. *Hutchinson T.C., Gunderman D.* The contamination and recovery of natural ecosystems by smelting and mining activities at Sudbury, Ontario // *Air Pollution in the Ural Mountains* / Linkov I., Wilson R. Eds. Dordrecht, 1998. P. 363–373.
113. *Kabala C., Chodak T., Szerszen L.* Influence of land use pattern on changes in copper content in soils around a copper smelter, based on a 34-year monitoring cycle // *Zemes Ukio Mokslai.* 2008. V. 15. № 3. P. 8–12.
114. *Buchauer M.J.* Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by zinc, cadmium, copper, and lead // *Environ. Sci. Technol.* 1973. V. 7. № 2. P. 131–135. <https://doi.org/10.1021/es60074a004>
115. *Storm G.L., Fosmire G.J., Bellis E.D.* Persistence of metals in soil and selected vertebrates in the vicinity of the Palmerton zinc smelters // *J. Environ. Quality.* 1994. V. 23. № 3. P. 508–514. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300030015x>
116. *McMartin I., Henderson P.J., Plouffe A., Knight R.D.* Comparison of Cu–Hg–Ni–Pb concentrations in soils adjacent to anthropogenic point sources: examples from four Canadian sites // *Geochem.: Explor. Environ. Anal.* 2002. V. 2. № 1. P. 57–73. <https://doi.org/10.1144/1467-787302-007>
117. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Корнейкова М.В. Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия газозвушных выбросов комбината “Печенганикель” // Почвоведение. 2014. № 5. С. 625–631. <https://doi.org/10.7868/S0032180X14050049>
118. Копчик Г.Н., Недбаев Н.П., Копчик С.В., Павлюк И.Н. Загрязнение почв лесных экосистем тяжелыми металлами под влиянием атмосферных выбросов комбината “Печенганикель” // Почвоведение. 1998. № 8. С. 988–995.
119. *Maskall J., Whitehead K., Thornton I.* Heavy metal migration in soils and rocks at historical smelting sites // *Environ. Geochem. Health.* 1995. V. 17. № 3. P. 127–138.
120. *Camizuli E., Scheifler R., Garnier S.* et al. Trace metals from historical mining sites and past metallurgical activity remain bioavailable to wildlife today // *Sci. Rep.* 2018. V. 8. № 1. P. 3436. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20983-0>
121. *Baron S., Carignan J., Ploquin A.* Dispersion of heavy metals (metalloids) in soils from 800-year-old pollution (Mont-Lozère, France) // *Environ. Sci. Technol.* 2006. V. 40. № 17. P. 5319–5326. <https://doi.org/10.1021/es0606430>
122. *Eklund M., Håkansson K.* Distribution of cadmium, copper and zinc emitted from a Swedish copperworks, 1750–1900 // *J. Geochem. Explor.* 1997. V. 58. № 2–3. P. 291–299. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(96\)00058-1](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(96)00058-1)
123. *Testiati E., Parinet J., Massiani C.* et al. Trace metal and metalloid contamination levels in soils and in two native plant species of a former industrial site: Evaluation of the phytostabilization potential // *J. Hazard. Mater.* 2013. V. 248–249. P. 131–141. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.039>
124. *Kierczak J., Potysz A., Pietranik A.* et al. Environmental impact of the historical Cu smelting in the Rudawy Janowickie Mountains (south-western Poland) // *J. Geochem. Explor.* 2013. V. 124. P. 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.09.008>
125. *Rabinowitz M.B.* Lead isotopes in soils near five historic American lead smelters and refineries // *Sci. Total Environ.* 2005. V. 346. № 1–3. P. 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.021>
126. *Hahn J., Mann B., Bange U., Kimmel M.* Horizon-specific effects of heavy metal mobility on nitrogen binding forms in forest soils near a historic smelter (Germany) // *Geoderma.* 2019. V. 355. 113895. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113895>
127. *Clemente R., Dickinson N.M., Lepp N.W.* Mobility of metals and metalloids in a multi-element contaminated soil 20 years after cessation of the pollution source activity // *Environ. Pollut.* 2008. V. 155. № 2. P. 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.11.024>
128. *Douay F., Pruvot C., Waterlot C.* et al. Contamination of woody habitat soils around a former lead smelter in the North of France // *Sci. Total Environ.* 2009. V. 407. № 21. P. 5564–5577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.015>
129. *Gerstner K., Moreno-Mateos D., Gurevitch J.* et al. Will your paper be used in a meta-analysis? Make the reach of your research broader and longer lasting // *Methods Ecol. Evol.* 2017. V. 8. № 6. P. 777–784. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12758>
130. *Svendsen M.L., Steinnes E., Blom H.A.* Vertical and horizontal distributions of Zn, Cd, Pb, Cu, and Hg in uncultivated soil in the vicinity of a zinc smelter at Odda, Norway // *Soil Sediment Contam.* 2007. V. 16. № 6. P. 585–603. <https://doi.org/10.1080/15320380701623644>
131. *Meli P., Holl K.D., Rey Benayas J.M.* et al. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery // *PLoS One.* 2017. V. 12. № 2. e0171368. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>
132. *Jones H.P., Schmitz O.J.* Rapid recovery of damaged ecosystems // *PLoS One.* 2009. V. 4. № 5. e5653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>
133. *Jones H.P., Jones P.C., Barbier E.B.* et al. Restoration and repair of Earth’s damaged ecosystems // *Proc. R. Soc. Lond., Ser. B: Biol. Sci.* 2018. V. 285. № 1873. 20172577. <https://doi.org/doi:10.1098/rspb.2017.2577>