

СОДЕРЖАНИЕ

Номер 4, 2022

Влияние обустройства месторождений углеводородов на водные экосистемы полуострова Ямал <i>А. Р. Копориков, Л. Н. Степанов, М. И. Ярушина, В. Д. Богданов</i>	241
Тритий от молекулы до биосферы. 1. Закономерности поведения в окружающей среде <i>Е. В. Антонова, К. Л. Антонов, М. Е. Васянович, С. В. Панченко</i>	255
Динамика проективного покрытия и видовой насыщенности травяных сообществ в ходе восстановительной сукцессии на залежах и отвалах <i>Т. В. Жуйкова, Э. В. Мелинг, В. С. Безель</i>	289
Изменчивость дыхания почвы: оценка вклада пространства и времени с помощью алгоритма Random Forest <i>И. А. Сморкалов</i>	299
Скорость деструкции и структура населения членистоногих опада инвазивного <i>Solidago gigantea</i> не подтверждают гипотезу “преимущества домашнего поля” <i>Е. Н. Устинова, М. Н. Маслов, С. Н. Лысенков, А. В. Туунов</i>	312

УДК 574.5(571.12):[504.61:69+553.9]

ВЛИЯНИЕ ОБУСТРОЙСТВА МЕСТОРОЖДЕНИЙ УГЛЕВОДОРОДОВ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ ПОЛУОСТРОВА ЯМАЛ

© 2022 г. А. Р. Копориков^а, *, Л. Н. Степанов^а, М. И. Ярушина^а, В. Д. Богданов^а

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

*e-mail: Koporikov@mail.ru

Поступила в редакцию 16.02.2022 г.

После доработки 28.02.2022 г.

Принята к публикации 02.03.2022 г.

Проанализированы данные мониторинговых исследований (2014–2016 гг.) состояния гидробионтов в водотоках при обустройстве месторождения углеводородов на полуострове Ямал. Показано, что наибольшее влияние на гидробионтов оказывает повышенное содержание взвешенных веществ. При фоновых значениях 4–6 мг/л концентрация взвешенных веществ в зоне попадания в водотоки стоков с карьеров достигает 440 мг/л и выше. Влияние повышенной мутности на качественные и количественные показатели планктонных организмов не установлено. Увеличение содержания взвешенных веществ в воде оказывает негативное влияние на зообентос (для числа видов $r_{Sp} = -0.426$, $p = 0.030$; для численности $r_{Sp} = -0.590$, $p = 0.002$; для биомассы $r_{Sp} = -0.480$, $p = 0.013$) и рыб (для экологической плотности мелких видов рыб $r_{Sp} = -0.567$, $p = 0.004$). Особо чувствительны к повышенному содержанию взвешенных веществ сиговые рыбы, из карповых – озёрный голяк. Наиболее толерантны к мутности девятииглая колюшка и сибирский голец-усач. Повышенные концентрации взвешенных веществ в осенний период – причина прекращения подъёмной миграции сиговых рыб из Обской губы в глубокие верховые озера.

Ключевые слова: антропогенное воздействие, взвешенные вещества, мутность, гидрохимия, фитопланктон, хлорофилл, зоопланктон, зообентос, рыбы

DOI: 10.31857/S0367059722040047

После открытия в 1960–1980-х годах значительных запасов газа на полуострове Ямал антропогенное влияние на биоту усилилось. Ограниченное финансирование природоохранных исследований в 1990–2000-е годы не позволило полноценно изучить воздействие антропогенной деятельности и оценить риски, возникающие для арктических экосистем при разведке, обустройстве и функционировании месторождений углеводородов. Анализ литературных данных показал, что проведенные ранее гидробиологические работы не охватывают всю территорию региона, а собранный материал фрагментарен [1–9 и др.].

В рамках настоящего исследования проведены мониторинговые гидробиологические работы в 2014–2016 гг. в юго-восточной части п-ва Ямал. В гидробиологическом отношении данная территория не изучена. В литературе приводятся сведения только по видовому составу и миграциям рыб вдоль устьевых участков рек Сетная, Пясядэйяха и Нгояха в Обской губе [10–13]. Работа посвящена мониторингу состояния гидробионтов в начале антропогенного освоения территории месторождения углеводородов. Материал (видовые списки по зообентосу) частично опубликован

[14]. Данные предыдущих исследований [15] показали, что основное негативное влияние на водные экосистемы оказывают увеличение мутности воды и аккумуляция наносов. В отдельных случаях происходит уничтожение пойменных водоемов и усиление браконьерского лова. Вследствие увеличения концентрации взвешенных веществ (далее ВВ) в воде отмечаются уничтожение нерестилищ, сокращение нагульных площадей, изменение сложившихся путей миграции рыб, упрощение структуры различных групп гидробионтов. Для осуществления мероприятий по восстановлению нарушенной территории важно иметь представление об исходном состоянии экосистемы и векторе происходящих в ней изменений.

Цель работы – оценить состояние гидробионтов до начала антропогенного воздействия и в процессе обустройства месторождения углеводородов, выявить наиболее уязвимые группы гидробионтов и изменения в водных экосистемах.

Нами выдвинуто предположение, что отдельные группы гидробионтов по-разному реагируют на антропогенное воздействие в зависимости от его интенсивности, а длительное воздействие

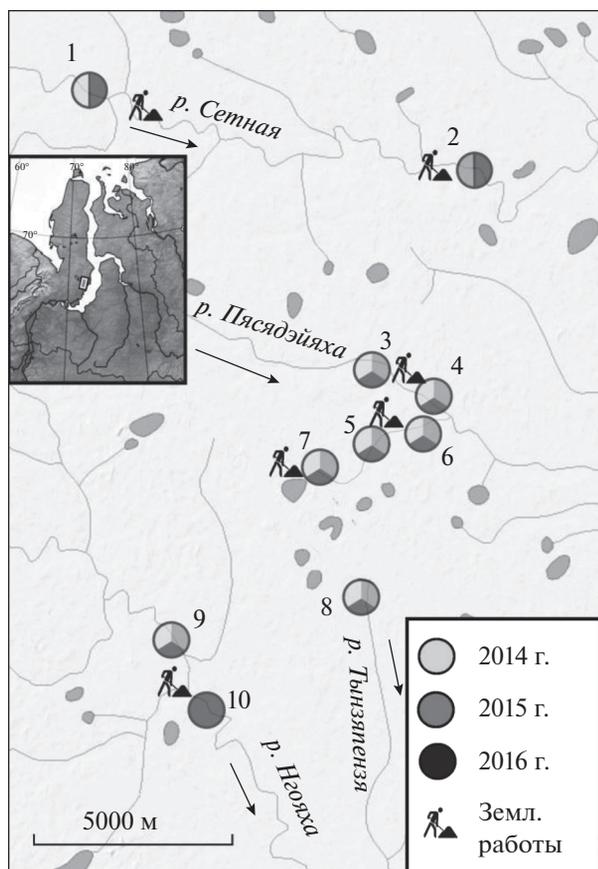


Рис. 1. Карта-схема района мониторинга (станции 1–10) состояния гидробионтов в юго-восточной части полуострова Ямал при антропогенном воздействии.

приводит к деградации исследуемых водных экосистем.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследований (рис. 1) включает верхнее и среднее течение рек Нгояха, Пясядэйяха и Сетная (бассейн Обской губы), а также их притоки. Гидрографическая сеть хорошо развита и характеризуется высокой степенью заозеренности. Ведущую роль в питании рек играет талая снеговая вода (около 80%), вклад дождевой воды значительно меньше, а доля грунтовых вод минимальна из-за вечной мерзлоты. В годовом режиме стока рек выделяются три периода: весенне-летнее половодье, летне-осенняя межень с дождями и низкая продолжительная межень в зимний период [16]. В верхнем течении водотоки имеют каньонобразные долины, высокие и крутые берега, относительно большие перепады высот; в среднем – широкие, часто неглубокие, слаборазвитые долины, низкие берега и небольшие уклоны. Низкая пойма среднего течения рек представлена обширными косами и заболоченными низинами

с большим количеством старичных озер. Высокая пойма отделена от низкой крутыми склонами, имеет хорошо выраженную равнину с расположенными на ней термокарстовыми озерами. Зимой многие водоемы и перекаты водотоков полностью или частично перемерзают. Короткие периоды открытой воды и низкие температуры не позволяют обитать в этих водоемах многим видам гидробионтов.

На исследуемой территории заложена сеть станций контроля антропогенного воздействия на состояние гидробионтов и среды их обитания. Станции мониторинга выбирали на участках водотоков выше и ниже зоны воздействия (строительство мостов, дорог, карьеров и т.д.).

Станция 1 (67°54' с.ш., 72°19' в.д.), река Сетная – длина 101 км, площадь водосбора 588 км². Относится к бассейну Обской губы. Берет начало на водоразделе бассейнов Байдарацкой и Обской губ в малых озерах Сидяхамалто, течет в юго-восточном направлении. Берега обрывистые, песчаные. В 2014 г. исследуемый участок р. Сетной находился вне зоны антропогенного воздействия, но ниже по течению в реку поступали стоки с песчаных карьеров. Ширина русла 8–10 м, глубина до 1 м, скорость течения 0.1 м/с. Дно в прибрежье – заиленный песок, глина, растительные остатки, в русле – плотный мелкодисперсный песок. В 2016 г. река была подпружена дамбой: ширина – 20 м, глубина – до 1.5 м. Исследуемый участок реки находится непосредственно выше зоны работ по строительству дорожного моста.

Станция 2 (67°53' с.ш., 72°31' в.д.), река Сетная. Станция расположена ниже зоны антропогенного воздействия (карьерные песчаные разработки). Ширина русла от 10 до 15 м, глубина – от 0.8 до 1 м. Дно – мелкий песок.

Станция 3 (67°50' с.ш., 72°31' в.д.), река Пясядэйяха – длина 52 км, течет в юго-восточном направлении, относится к бассейну Обской губы, берега высокие, песчаные. Станция мониторинга находится выше зоны антропогенного воздействия (строительство и эксплуатация моста). Ширина русла – до 2 м, на ямах – до 4 м, глубина на ямах до –2 м, скорость течения – 0.05 м/с. Дно – плотный песок. Береговая растительность – осока, ольха. В 2015 г. ширина русла – до 1.5 м, глубина – до 1.1 м, скорость течения – 0.05 м/с. Дно – плотный песок. Береговая растительность – осока, ольха. В 2016 г. ширина русла – до 2 м, глубина – до 1.8 м. Берега подпружены остатками дамбы, оставшейся от строительства моста. Дно – плотный песок.

Станция 4 (67°49' с.ш., 72°32' в.д.), река Пясядэйяха. Станция расположена ниже зоны антропогенного воздействия (строительство и

эксплуатация моста). Ширина русла — 1.5–4 м, глубина — 0.1–0.3 м, скорость течения — 0.2 м/с. Дно песчаное, топкое. Донный субстрат образован главным образом отложениями мелкодисперсных фракций ВВ.

Станция 5 (67°49' с.ш., 72°31' в.д.), протока Безымянная, правосторонний приток р. Пясядэйяха. Протяженность 4 км, вытекает из безымянного озера, впадает в р. Пясядэйяха ниже станции 4. Расположена выше зоны антропогенного воздействия (строительство и эксплуатация моста). Ширина русла — до 1–2 м, глубина на ямах — до 1.5 м, скорость течения — 0.05–0.1 м/с. Донный субстрат — песок с остатками растительности.

Станция 6 (67°49' с.ш., 72°31' в.д.), протока Безымянная. Станция мониторинга расположена ниже зоны антропогенного воздействия (строительство и эксплуатация моста). Ширина русла — 0.6–2 м, глубина — 0.1–0.5 м, скорость течения — 0.4 м/с. Дно песчаное, топкое с отложениями мелкодисперсных фракций ВВ.

Станция 7 (67°48' с.ш., 72°29' в.д.), протока Безымянная, верхнее течение, 0.7 км от истока в безымянном озере. Станция находится выше по течению от станций 5 и 6. В 2014 г. антропогенного влияния не отмечено, в 2015 и 2016 гг. в связи со строительством дороги и объектов производственной инфраструктуры отмечена высокая антропогенная нагрузка на биогеоценоз. Ширина русла — 1 м, глубина — до 0.3 м, на ямах — до 2 и 1.5 м соответственно. Скорость течения — 0.05 м/с. Дно заилено, с остатками растительности.

Станция 8 (67°47' с.ш., 72°30' в.д.), река Гынзепензя, верхнее течение, левобережный приток р. Нгояха, длина 10.7 км. Берет начало из безымянного озера. Берега обрывистые. В 2014–2016 гг. отбор проб проводили на одном и том же участке. За время мониторинга существенных изменений в гидрологическом состоянии не отмечено. Ширина русла — до 1.5 м, глубина — до 0.7 м. Дно — песок, растительные остатки. Русло реки сильно заросло травянистой растительностью.

Станция 9 (67°46' с.ш., 72°23' в.д.), река Нгояха, течет в юго-восточном направлении, относится к бассейну Обской губы, берет начало на водоразделе бассейнов Байдарацкой и Обской губ в системе озер Нгояхамалто. Берега обрывистые, песчаные. В 2014 г. станция наблюдений находилась выше автомобильного моста. Выше по течению антропогенное влияние минимально. В 2015 г. в 5 км выше по течению построен песчаный карьер. За годы наблюдений гидрологические показатели реки на данной станции существенно не менялись. Ширина русла в месте отбора проб — 10–15 м, глубина — до 1 м, скорость течения — 0.27 м/с. Дно в прибрежье — заиленный песок, глина, растительные остатки, по центру русла — плотный мелкодисперсный песок.

Станция 10 (67°45' с.ш., 72°24' в.д.), река Нгояха ниже устья р. Монгтаяха. Отбор проб провели только в 2016 г. В 1.5 км выше по течению р. Монгтаяха расположен песчаный карьер, сточные воды которого поступают в русло реки. Ширина р. Нгояха на станции наблюдений — 15 м, глубина — до 1 м. Дно — сильно заиленный мелкий глинистый песок.

Материал был собран в июле–августе 2014 г., июле 2015 г. и в начале сентября 2016 г.

Гидрохимия. Определение гидрохимических параметров в водотоках проводили с использованием приборов экспресс-анализа. Для измерения мутности воды применяли мутномер НАСН-2100 Qis, для измерения рН, минерализации и удельной электропроводности — кондуктометр Hanna HI 98130 Combo. Прозрачность воды оценивали с помощью диска Секки.

Хлорофилл *a* и фитопланктон. Для определения содержания хлорофилла *a* в воде использовали флюорометр AlgaeTorch-10 bbe Moldaenke. Измерения проводили в потоке без отбора проб — “*in situ*” [17]. AlgaeTorch-10 bbe Moldaenke применяется для определения содержания хлорофилла *a* в воде, показывая эколого-физиологическую характеристику развития и фотосинтетическую активность водорослей в режиме реального времени [18].

Отбор и фиксацию проб в полевых условиях выполняли общепринятыми в водной альгологии методами [19, 20]. В лабораторных условиях для количественного учета пробы объемом 0.5 л концентрировали осадочным методом [19, 20]. Клетки учитывали в счетной камере типа Нажотта объемом 0.01 мл с использованием светового микроскопа Ergaval (Carl Zeiss). Диатомовые водоросли определяли в постоянных препаратах с использованием масляной иммерсии. Подготовку пробы к подсчету организмов в единице объема воды проводили по общепринятой методике [19, 20]. Биомассу фитопланктона определяли общепринятым объемно-весовым методом исходя из оценки численности каждого таксона, объема клеток его особей, принимая, что 10⁹ мкм³ соответствуют 1 мг сырой биомассы. Объемы водорослей приравнивали к объемам соответствующих геометрических фигур, удельную массу водорослей принимали равной 1 [21]. Для идентификации водорослей использовали отечественные и зарубежные определители и номенклатурные разработки.

Зоопланктон. Отбор проб осуществляли процеживанием 100 л воды через планктонную ловушку Апштейна, выполненную из мельничного капронового газа № 77. Пробы фиксировали 4%-ным раствором (от объема пробы) формалина.

Камеральную обработку проб проводили в лабораторных условиях с применением широко используемых гидробиологами методик [19, 22–24].

В камере Богорова счетным методом Гензена подсчитывали виды и организмы в пробе или в определенной ее части с последующим перерасчетом на всю пробу. Взятие части пробы производили штемпель-пипеткой Самышева объемом 0,5, 1 и 2 мл. Крупные и редкие организмы просчитывали во всей пробе.

При расчете численности мелких коловраток использовали коэффициент, равный 2 [22]. При камеральной обработке собранного материала применяли микроскопы Olympus Optical CZ6045 и Микмед-2, а также отечественные определители [22, 25 и др.].

Для расчета биомассы организмов зоопланктона использовали формулы связи массы с длиной тела [23]. Биомассу вида (группы видов) рассчитывали как произведение индивидуального веса особи, принадлежащей к определенной размерно-возрастной группе, на количество таких особей в пробе (в м³).

Зообентос. Для отбора количественных проб применяли гидробиологический скребок с длиной ножа 20 см и модифицированный циркулярный скребок с площадью захвата 0,1 м² [26]. К обручу скребков пришивали мешок из мельничного газа № 23. Грунт промывали через капроновое сито с ячейей 0,26 мм (газ № 38). Все пробы фиксировали 4%-ным раствором формалина. Дальнейшую обработку материала проводили в лабораторных условиях согласно общепринятым методикам [27].

При разборе проб и подсчете организмов использовали микроскопы Olympus Optical CZ6045 и Olympus CX41RF. Беспозвоночных животных обсушивали на фильтровальной бумаге до исчезновения влажных пятен и взвешивали на торсионных весах с точностью 0,1 мг. Численность и биомассу рассчитывали на 1 м² площади дна. Таксономическую принадлежность гидробионтов устанавливали по отечественным определителям [28 и др.].

При увеличении интенсивности загрязнения из состава донной фауны исчезают как отдельные виды, так и целые группы беспозвоночных животных. Индекс общности таксонов [29] рассчитывается для всего комплекса таксонов при парном сравнении видового состава зообентоса в зоне воздействия с фоном. При отсутствии воздействия значение индекса составляет более 0,71, при слабом — 0,50–0,70, при умеренном — 0,30–0,49, при тяжелом — <0,29.

Индекс общности таксонов рассчитывали по формуле [29]

$$a/(a + b + c), \quad (1)$$

где a — число общих таксонов в сравниваемых пробах, b — число таксонов, обнаруженных толь-

ко в первой пробе, c — число таксонов, обнаруженных только во второй пробе.

Контролируемые параметры основных показателей структурной организации фито-, зоопланктонных и бентосных сообществ — видовое разнообразие, численность и биомасса.

Ихтиофауна. Лов рыбы проводили с помощью ставных жаберных сетей (размер ячеи 20, 25, 35, 40 мм, длина 30 м, высота 2,4 м). Для лова мелких видов рыб и молоди использовали измененную сеть Киналева [30] с размером входного отверстия 0,24 м² (0,6 × 0,4 м). Камеральную обработку собранного материала проводили по стандартным методикам [31]. Пойманный улов разбирали по видам, подсчитывали количество представителей каждого вида. Биологический анализ рыб осуществляли на свежем материале в день поимки: определяли пол, степень зрелости гонад, измеряли промысловую длину (для сиговых — длину тела по Смитту) и массу тела с внутренностями. Отмечали имеющиеся физиологические особенности. Длину тела определяли с точностью до 0,1 см, массу тела — с точностью до 1 г, у мелких рыб — с точностью до 0,01 г.

Для характеристики видового разнообразия ихтиоценозов анализировали видовой состав и степень доминирования отдельных видов.

Для оценки численности рыб в исследуемом районе использовали относительные показатели — количество пойманных экземпляров на одну стандартную сеть со временем экспозиции одни сутки (экз/сет × сут), количество пойманных сетей Киналева экземпляров на единицу площади акватории водоема (экологическая плотность).

Статистический анализ. Для характеристики параметров относительной и абсолютной численности, размеров и биомассы гидробионтов применяли методы описательной статистики. Для оценки зависимости состояния гидробионтов от абсолютных значений мутности использовали коэффициент ранговой корреляции Спирмена (r_{sp}). Статистическая обработка материала выполнена с использованием программ SPSS Statistics 14.0 [32].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гидрохимические исследования

Гидрохимические показатели, отмеченные на станциях мониторинга, приведены в табл. 1. Вода обследованных водотоков — ультрапресная (менее 0,2‰). Температура воды в среднем по водотокам в 2014 г. — 14,5°C, в 2015 г. — 17,2°C, в 2016 г. — 11,9°C, что согласуется с календарными датами отбора проб. Средние показатели рН за годы мониторинга соответствуют фоновым значениям [33]. Наименьшие значения рН отмечены на станциях 5–8 (притоки рек Пясядейяха и Нгояха, про-

Таблица 1. Гидрохимические показатели на станциях мониторинга в разные годы

Станция мониторинга	$T, ^\circ\text{C}$			pH			Электропроводность (ЕС), $\mu\text{S}/\text{cm}$		Мутность, мг/л			Прозрачность по диску Секки, м	
	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2016	2014	2015	2016	2015	2016
Река Сетная													
1	13.2	—	12.3	7.7	—	7.4	40	67	5.1	—	5.2	—	0.70
2	—	17	12.0	—	8.1	7.5	—	81	—	77.1	399.8	0.12	0.05
Река Пясядэйяха													
3	12.7	16.8	12.4	7.4	7.4	7.4	30	70	7.1	17.5	9.9	0.5	0.72
4	13.4	17.2	12.7	7.2	7.1	7.3	30	71.5	41.3	7.7	9.0	—	0.45
Протока Безымянная (правобережный приток р. Пясядэйяха)													
5	14.4	16.2	12.3	6.8	7.0	7.1	20	144	8.2	55.2	9.6	0.15	0.40
6	16.1	16.5	12.0	6.8	7.0	7.1	30	147	43.2	55.5	17.5	0.15	0.50
7	—	18	10.9	6.5	7.0	7.1	10	375	4.5	102.1	98.0	0.1	0.15
Река Тынзяпензя													
8	15.5	17	10.7	6.6	7.1	7.4	20	33	2.3	1.5	5.1	0.7	0.72
Река Нгояха													
9	16.2	18.6	11.6	7.6	7.4	7.5	30	60	6.5	9.6	12.6	0.5	0.5
10	—	—	12.5	—	—	7.3	—	68.5	—	—	442.5	—	0.04

Примечание. Прочерк — наблюдения не проводились, жирным шрифтом выделены показатели мутности выше пороговых значений.

текающие по заболоченным территориям), наибольшие — в реках Сетная и Нгояха. Средние показатели электропроводности возрастают с $26.3 \mu\text{S}/\text{cm}$ в 2014 г. до $111.7 \mu\text{S}/\text{cm}$ в 2016 г. и соответствуют норме воды в водотоках региона. Возрастание электропроводности можно связать с увеличением антропогенного воздействия (рост концентрации ионов в воде при земляных работах). Средние показатели мутности возрастают с $14.8 \text{ мг}/\text{л}$ в 2014 г. до $40.8 \text{ мг}/\text{л}$ в 2015 г. и до $100.9 \text{ мг}/\text{л}$ в 2016 г. Повышение мутности в водотоках соответствует интенсивности ведения работ по строительству объектов производственной инфраструктуры на исследуемой территории. С показателями мутности коррелирует прозрачность воды по диску Секки (для 2015 г. $r_{\text{Sp}} = -0.982$ при $p < 0.001$, $n = 7$, для 2016 г. $r_{\text{Sp}} = -0.756$ при $p = 0.011$, $n = 10$). Фоновые значения мутности воды для водотоков данной территории составляют $3.5\text{--}5.8 \text{ мг}/\text{л}$ [33]. Естественные показатели мутности могут изменяться в зависимости от осадков, паводка и т.д.

До настоящего времени нет единого мнения о пороговом значении ВВ, выше которого будет проявляться устойчивое негативное влияние на водную биоту [34, 35 и др.]. В связи с этим принятые нормативы имеют расплывчатые формулировки, не позволяющие их трактовать однозначно для того или иного региона [36, 37]. В литературе приводятся лимитирующие значения концентрации ВВ при длительном воздействии на разные виды рыб:

например, для карповых это выше $100 \text{ мг}/\text{л}$, для сиговых — выше $50 \text{ мг}/\text{л}$, для сибирского хариуса (*Thymallus arcticus* (Pallas, 1776)), также обитающего в бассейне рассматриваемых рек, — выше $25 \text{ мг}/\text{л}$ [36, 37 и др.]. Исходя из этого пограничный фоновый уровень для рассматриваемых водотоков принят нами за $25 \text{ мг}/\text{л}$.

Станции 4 и 6 в 2014 г., 2, 5–7 в 2015 г. и 2, 7, 10 в 2016 г. имели значительные превышения величины $25 \text{ мг}/\text{л}$. Указанные станции отнесены к участкам, на которых наблюдалось сверхнормативное антропогенное воздействие, остальные станции являются фоновыми (см. табл. 1).

Хлорофилл а и фитопланктон

В составе флоры водорослей водотоков определено более 300 видов, разновидностей и форм, относящихся к 7 отделам: сине-зеленые (Cyanophyta), эвгленовые (Euglenophyta), золотистые (Chrysophyta), динофитовые (Dinophyta), диатомовые (Bacillariophyta), зелёные (Chlorophyta) и желто-зеленые (Xanthophyta). Наиболее разнообразно представлены зеленые и диатомовые водоросли — 76.9% от общего числа таксонов. Число видов на станциях изменялось от 3 до 50 (см. табл. 2).

Структуру альгоценозов во всех водотоках определяли сине-зеленые, зеленые и диатомовые водоросли. Численность фитопланктона изменялась от 52 до 48 541 тыс. кл/л (табл. 2). Размах ко-

Таблица 2. Качественные и количественные показатели гидробионтов

Станция мониторинга	Год исследования	Фитопланктон				Зоопланктон			Бентос		
		число видов	<i>N</i> , тыс. кл/л	<i>B</i> , мг/л	хлорофилл <i>a</i> , мкг/л	число видов	<i>N</i> , тыс. экз/м ³	<i>B</i> , г/м ³	число видов	<i>N</i> , экз/м ²	<i>B</i> , г/м ²
Река Сетная											
1	2014	35	1588	0.16	0.7	8	0.14	0.001	22	1082	3.24
	2016	50	1816	0.21	15.7	13	1.69	0.049	18	1057	3.03
2	2015	43	4240	0.45	8.3	3	0.68	0.002	2	89	0.38
	2016	5	1431	0.06	11.4	6	0.15	0.002	13	352	0.89
Река Пясядэйяха											
3	2014	44	342	0.52	0.6	4	1.06	0.003	7	880	0.72
	2015	53	735	0.41	6.5	11	0.49	0.002	11	2350	16.87
4	2016	26	268	1.24	5.6	4	0.21	0.005	6	640	1.58
	2014	17	94	0.02	0.6	3	0.77	0.006	2	100	0.06
	2015	41	778	0.31	5.9	8	0.41	0.004	7	650	0.74
	2016	20	520	0.26	3.9	6	0.01	0.003	3	75	0.11
Протока Безымянная (правобережный приток р. Пясядэйяха)											
5	2014	29	20076	0.16	0.8	13	0.96	0.005	13	2200	3.75
	2015	39	1674	0.20	5.2	13	3.21	0.034	10	1915	4.16
6	2016	16	194	0.37	10.5	4	6.46	0.031	6	400	0.56
	2014	20	10944	0.15	0.7	6	0.34	0.004	4	100	0.11
	2015	39	3982	0.15	4.8	1	0.07	0.001	5	190	0.21
7	2016	10	169	0.31	10.0	0	0	0	5	66	0.18
	2014	41	762	0.97	2.2	11	1.51	0.01	9	9099	4.90
	2015	20	7800	1.52	5.6	7	0.71	0.002	5	125	0.15
	2016	10	9351	2.90	23.5	7	27.65	0.315	3	551	1.66
Река Тыняпензя											
8	2014	15	—	—	1.4	3	0.03	0.001	5	2200	0.88
	2015	20	1349	0.33	5.5	7	0.38	0.018	6	825	4.29
	2016	3	52	0.79	5.8	2	0.1	0.001	6	976	2.21
Река Нгояха											
9	2014	24	1200	0.23	3	10	0.46	0.003	24	3011	4.09
	2015	52	48541	0.24	8.6	11	0.35	0.001	11	573	2.27
	2016	26	258	0.16	6.5	5	0.09	0.001	18	1177	1.41
10	2016	14	879	0.15	6.1	4	0.05	0.001	2	108	0.20

Примечание. Жирным шрифтом выделены годы, когда на станциях мониторинга наблюдалось значимое антропогенное воздействие.

лебаний биомасс составил 0.06–2.90 мг/л: минимальные величины зарегистрированы в р. Сетной (станция 2) ниже стоков с карьера, максимальные — на участках верхнего течения протоки Безымянной (станция 7). Массовое развитие на данной станции видов индикаторов органического загрязнения *Oscillatoria limosa* (Dillw.) Agardh ex Gomont, 1892 и *Euglena viridis* (O.F. Müller) Ehrenberg, 1832 свидетельствует о поступлении в водоток легкоусвояемых органических веществ. При этом со-

держание хлорофилла *a* достигало максимума 23.5 мкг/л (см. табл. 2), что характерно для эвтрофных водоемов.

Несмотря на сокращение числа видов и снижение численности и биомассы фитопланктона на станциях, расположенных в зоне антропогенного воздействия, не обнаружена статистически значимая зависимость (r_{sp}) качественных и количественных характеристик фитопланктона и хлорофилла *a* от концентрации ВВ (табл. 3).

Таблица 3. Оценка влияния ВВ на качественные и количественные показатели гидробионтов и экологическую плотность мелких видов рыб

Показатели	Гидробионты														
	фитопланктон				зоопланктон			бентос			ихтиофауна				
	число видов	N, тыс. кл/л	B, мг/л	мкг/л	число видов	N, тыс. экз/м ³	B, г/м ³	число видов	N, экз/м ²	B, г/м ²	экологическая плотность, экз/м ²				
											гольян обыкновенный	гольян озерный	сибирский голец-усач	девяти-иглая колюшка	сумма
r_{Sp}	-0.261	0.275	-0.247	0.342	-0.237	-0.014	-0.087	-0.426	-0.590	-0.480	-0.142	-0.399	-0.020	0.100	-0.567
Уровень значимости	0.197	0.184	0.234	0.088	0.243	0.946	0.672	0.030	0.002	0.013	0.507	0.054	0.926	0.643	0.004
Величина выборки	26	25	25	26	26	26	26	26	26	26	24	24	24	24	24

Примечание. Жирным шрифтом выделено статистически значимое влияние.

Зоопланктон

В составе зоопланктона водотоков идентифицировано 65 видов, большая часть которых зарегистрирована в бассейнах других рек Ямала [15, 38]. Наиболее разнообразны коловратки (Rotifera) и ветвистоусые рачки (Cladocera) – 28 и 25 таксонов соответственно. Веслоногие рачки (Copepoda) были представлены 12 видами. Обнаружены виды, которые ранее в водоемах Ямала не встречались: рачки *Moina* sp., *Cyclops* sp. и коловратка *Notommatidae* sp. Число видов на фоновых станциях изменялось от 3 до 13, на станциях, подверженных антропогенному воздействию, – от 0 до 6 (см. табл. 2). Численность зоопланктона на станциях, подверженных антропогенному воздействию, изменялась от 0 до 27.65 тыс. экз/м², биомасса – от 0 до 0.315 г/м². На фоновых станциях эти величины составили 0.09–6.46 тыс. экз/м² и 0.001–0.034 г/м² соответственно (см. табл. 2). Преобладание мелких организмов зоопланктона обуславливает низкую суммарную биомассу даже при высокой численности.

Как и в случае с фитопланктоном, не отмечена статистически значимая зависимость (r_{Sp}) качественных и количественных показателей зоопланктона от концентрации ВВ (см. табл. 3).

Зообентос

В составе донной фауны рек и протоки определены 102 вида и таксона более высокого ранга [14]. Встречались организмы из 22 систематических групп: кишечнополостные (Coelenterata), олигохеты (Oligochaeta), пиявки (Hirudinea), моллюски (Mollusca), разноногие раки (Amphipoda), ракушковые (Ostracoda) и ветвистоусые (Cladocera) рачки, водные клещи (Acariformes), стрекозы (Odonata), поденки (Ephemeroptera), водные жу-

ки (Coleoptera), вислокрылки (Megaloptera), ручейники (Trichoptera), бабочки (Lepidoptera), комары-долгоножки (Tipulidae), болотницы (Limoniidae), мокрецы (Ceratopogonidae), мошки (Simuliidae), мухи-береговушки (Ephydriidae), настоящие мухи (Muscidae), птихоптериды (Ptychopteridae) и хирономиды (Chironomidae). Наиболее разнообразно были представлены личинки амфибиотических насекомых – 81.4% от общего числа видов. Видовое обилие определяли хирономиды – 65 видов и форм. Высокий уровень видового богатства отмечен в реках Сетная (станции 1, 2) и Нгояха (станция 9) – 52 и 46 таксонов соответственно. В протоке Безымянной (станции 5–7) определено 37 видов и форм организмов зообентоса, в р. Пясядэяхе (станции 3, 4) – 25, в р. Тынзяпензя – 14. Численность зообентоса в водотоках изменялась от 89 до 9099 экз/м², биомасса – от 0.11 до 16.868 г/м² (см. табл. 2).

Ведущую роль в структуре сообществ донных беспозвоночных, как правило, играли хирономиды. Заметный вклад в создание численности бентоса вносили олигохеты. В прибрежной зоне в состав доминирующих групп входили моллюски, типулиды, гаммариды и поденки.

Число видов зообентоса на фоновых станциях было в 1.2–9.0 раз выше, чем на станциях, расположенных в зоне антропогенного воздействия (см. табл. 2). Максимальный уровень снижения количества таксонов отмечен в р. Нгояхе в 2016 г. в зоне техногенного воздействия (станция 10), при содержании ВВ в воде 442.5 мг/л. Организмы бентоса в пробах не обнаружены.

Индекс общности таксонов [29] бентоса, рассчитанный для фоновых и нарушенных участков за годы наблюдений, изменялся от 0.09 до 0.21 (табл. 4). Согласно приведенной выше оценочной шкале, значения индекса свидетельствуют о

Таблица 4. Индекс общности таксонов зообентоса на станциях мониторинга выше и ниже зоны воздействия

Фоновые станции наблюдения	2014 г.	2015 г.	2016 г.	Станции, расположенные в зоне антропогенного воздействия
	индекс общности таксонов			
1	—	—	0.16	2
3	0.10	0.18	0.18	4
5	0.15	0.21	0.15	6
7 (2014 г.)	—	0.18	0.15	7
9	—	—	0.09	10

Примечание. Прочерк — сравнение не проводилось.

тяжелом техногенном воздействии на зообентос участков водотоков, расположенных ниже мест поступления ВВ.

Наряду с сокращением видового богатства установлено значительное снижение количественных показателей зообентоса (см. табл. 2). Численность донных беспозвоночных на участках водотоков с повышенным содержанием ВВ была в 3–72.8 раза меньше, чем на фоновых станциях. Снижение суммарной численности зообентоса на разных водотоках составило 66.7–98.6%. Биомасса зообентоса водотоков в зоне техногенного воздействия составляла 2.9–33.9% от показателей на фоновых станциях и была в 3–34 раза меньше (см. табл. 2).

Снижение обилия донных беспозвоночных определило убыль численности хирономид в 4.3–88.9 раза. В местах отложения мелкодисперсных взвесей возросла роль пелофильных олигохет, доля которых в создании численности и биомассы зообентоса достигала 90% и более. Снижение биомассы беспозвоночных связано не только с падением численности, но и с сокращением или полным исчезновением доли крупных гидробионтов (моллюски, поденки).

После прекращения поступления ВВ в воду восстановления структурных характеристик зообентоса не произошло (см. табл. 2, 4). В р. Пясядэйяхе на станциях, расположенных в зоне техногенного влияния, мутность в 2015 и 2016 гг. составила 9.9 и 9.0 мг/л соответственно (см. табл. 1). Число видов по сравнению с фоном было меньше в 1.6 и 2 раза, численность — в 3.6 и 8.5 раза, биомасса — в 22.8 и 14.4 раза. Низкие показатели качественного и количественного развития беспозвоночных связаны с изменением естественных биотопов в результате осаждения мелкодисперсных фракций на дне водотока.

Выявлена статистически значимая отрицательная зависимость (r_{sp}) числа видов, численности и биомассы зообентоса от содержания ВВ в воде (см. табл. 3).

Ихтиофауна

На исследованных водотоках отмечено 8 видов рыб, относящихся к 5 семействам: Coregonidae — сиг-пыжьян *Coregonus lavaretus pidschian* (Gmelin, 1788), чир *C. nasus* (Pallas, 1776); Esocidae — щука обыкновенная *Esox lucius* Linnaeus, 1758; Cyprinidae — елец сибирский *Leuciscus leuciscus baikalensis* (Dybowski, 1874), голянь озерный *Phoxinus phoxinus* (Pallas, 1814), голянь обыкновенный *P. phoxinus* (Linnaeus, 1758); Balitoridae — сибирский голец-усач *Barbatula toni* (Dybowski, 1869); Gasterosteidae — колюшка девятииглая *Pungitius pungitius* (Linnaeus, 1758).

Крупные промысловые виды рыб (сиг-пыжьян, чир, щука обыкновенная и елец сибирский) выловлены только на р. Нгояха. В 2014 г. в уловах отмечены чир (относительная численность 6 экз/сет × сут, средняя длина тела по Смитту (L_{Sm}) — 28.5 см, средняя масса тела (Q) — 320 г, средний возраст 5+) и щука (относительная численность 3 экз/сет × сут, средняя промысловая длина тела (l) — 38.6 см, Q — 540 г, средний возраст 5+); в 2015 г. — сиг-пыжьян (относительная численность 2 экз/сет × сут, L_{Sm} — 29.9 см, Q — 335 г, средний возраст 5+) и елец (относительная численность 1.5 экз/сет × сут, l — 21.2 см, Q — 173 г, средний возраст 6+). В 2016 г. в сетных уловах промысловые виды рыб не зафиксированы.

Из мелких видов рыб (табл. 5) доминирует озерный голянь (средняя экологическая плотность 1.73 экз/м², встречен 11 раз), субдоминант — девятииглая колюшка (средняя экологическая плотность 0.72 экз/м², встречена 8 раз). Голянь обыкновенный и сибирский голец-усач встречены на станциях мониторинга за три года наблюдений по 7 раз — средняя экологическая плотность 0.29 и 0.17 экз/м² соответственно. Размерно-весовые характеристики мелких видов рыб для каждой станции мониторинга приведены в табл. 5.

Не выявлена корреляционная зависимость (r_{sp}) длины и массы тела рыб от уровня концентрации ВВ. Экологическая плотность мелких промысловых видов рыб отдельно по каждому

Таблица 5. Экологическая плотность и размерно-весовые характеристики мелких видов рыб

Станция мониторинга	Год исследования	Гольян обыкновенный				Гольян озерный				Сибирский голец-усач				Десятиглялая колюшка			Суммарная экол. плотность, экз/м ²
		экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	экол. плотность, экз/м ²	средняя промысловая длина тела, мм	средняя масса тела, г	
1	2014	1.5	32.3	0.45	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	1.5
	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0
	2015	0.3	40.0	1.00	0.0	—	—	0.7	24.5	—	—	0.13	—	—	—	—	1
	2016	1.8	30.5	0.41	0.3	32.0	0.58	0.7	52.0	1.56	—	15.0	23.0	0.20	—	17.8	
3	Река Сетная																
	2014	0.7	54.0	1.85	1.7	36.6	1.02	0.3	4.5	0.80	—	0.0	—	—	—	—	2.7
	2015	1.0	61.7	3.43	0.3	37.0	1.30	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	1.3
	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.6	39.0	0.49	—	1.7	28.7	0.25	—	—	2.3
	2014	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0
	2015	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0
2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	43.7	0.70	—	0.2	31.0	0.29	—	—	1.7	
5	Протока Безьянная (правобережный приток р. Пясядэйха)																
	2014	0.0	—	—	1.7	60.5	5.78	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	1.7
	2015	0.0	—	—	0.5	51.3	3.1	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.5
	2016	0.0	—	—	0.3	25.0	0.4	0.0	—	—	—	0.2	46.0	1.11	—	—	0.5
	2014	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0
	2015	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0
7	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.3	53.5	1.80	—	—	0.3
	2014	0.0	—	—	1.7	37.0	1.27	0.0	—	—	—	1.0	20.7	0.26	—	—	2.7
	2015	0.0	—	—	0.3	50.3	3.3	0.0	—	—	—	0.3	44.7	1.17	—	0.6	
	2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.1	67.0	2.86	—	0.1	
8	Река Тыгзыпензя																
	2014	0.0	—	—	32.0	17.0	0.08	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	32
	2015	0.0	—	—	4.6	23.2	0.24	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	4.6
2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	
9	Река Нгояха																
	2014	2.0	33.4	0.48	0.0	—	—	0.2	16.0	0.03	—	0.0	—	—	—	—	2.2
	2015	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0
	2016	0.2	29.0	0.24	1.5	26.9	0.37	0.4	46.5	0.98	—	0.0	—	—	—	—	2.1
2016	0.0	—	—	0.0	—	—	0.0	—	—	—	0.0	—	—	—	—	0.0	

Примечание. Жирным шрифтом выделены годы, когда на станциях мониторинга наблюдалось значимое антропогенное воздействие.

виду не имеет какой-либо видимой зависимости от показателей мутности. Суммарная экологическая плотность всех мелких видов рыб имеет отрицательную среднюю высокосignификантную корреляцию (r_{sp}) с концентрацией ВВ (см. табл. 3).

ОБСУЖДЕНИЕ

Приведенные в табл. 1 гидрохимические показатели позволяют вычленить только один фактор, существенно превосходящий фоновые показатели рассматриваемых водотоков, — мутность, которая определяется неорганическими и органическими взвесями. Концентрация ВВ, образующихся при земляных работах (обустройство карьеров, возведение дамб, временных переходов, трубопроводов и др.), — один из основных факторов загрязнения воды [39, 40 и др.]. Разные группы гидробионтов по-разному реагируют на загрязнение ВВ [34, 37 и др.].

Видовой состав, численность, биомасса и структура альгоценозов рек и протоки сопоставимы с данными, приводимыми в литературе для водоемов различного типа п-ва Ямал [15, 38, 41, 42].

Воздействие взвесей на водоросли связано с уменьшением прозрачности воды, что снижает фотосинтез и соответственно первичную продукцию и биомассу водорослей [34, 37]. Хотя этот механизм не столь важен для поверхностного фитопланктона, в то же время ВВ воздействуют на водоросли перифитона как абразивный повреждающий фактор. При высоких концентрациях ВВ вызывают полную гибель бентосных альгоценозов. Аналогичный эффект наблюдается при отложении мелкодисперсных фракций на дне водотоков.

Максимальные количественные показатели зоопланктона отмечены в верховьях протоки Безымянной (станция 7) в 2016 г. (см. табл. 2). На наш взгляд, это является следствием органического загрязнения, что подтверждается доминированием организмов, характерных для водоемов с повышенным уровнем трофности. Обращает на себя внимание и факт обрастания зоопланктона микроорганизмами, что помешало идентифицировать их до вида. На участке р. Нгояхи ниже стоков с карьера (станция 10) в 2016 г. организмы зоопланктона встречались единично и были открыты мелкодисперсной взвесью.

Действие высоких концентраций ВВ на организмы зоопланктона проявляется прежде всего в засорении и повреждении их фильтрующего аппарата. Даже при кратковременном воздействии ВВ снижаются эффективность питания, способность усваивать пищу, темп роста, эффективность размножения, и в конечном итоге происходит гибель зоопланктона [34, 37].

Отсутствие в 2016 г. зоопланктона в протоке Безымянной (станция 6, см. табл. 2) при низких

показателях мутности (см. табл. 1) связано с отложением мелкодисперсных фракций на дне водотока. По сравнению со станцией 5, расположенной выше по течению, на станции 6 наблюдается уменьшение глубины (с 1.5 до 0.1–0.5 м) и увеличение скорости течения воды (от 0.05–0.1 до 0.4 м/с). Вследствие этого ниже зоны воздействия сформировались мелководные, не заросшие макрофитами биотопы, менее пригодные для существования зоопланктона по сравнению с естественными.

Анализ результатов исследований, приводимый в ряде обзоров, показал, что степень негативного воздействия мутности на водные организмы в большей степени определяется суммарным воздействием концентрации ВВ и продолжительности воздействия [34, 37]. Как следствие, возможной причиной отсутствия значимого ответа фито- и зоопланктона на увеличение концентрации ВВ является близость станций наблюдения к источникам загрязнения. Как правило, промежуток времени от момента воздействия до момента наблюдения составлял менее получаса.

В отличие от планктонных организмов ответ зообентоса на повышение концентрации ВВ более выражен (см. табл. 3). Наши наблюдения подтверждают многочисленные исследования [43–54 и др.].

Установлены значительные изменения в структуре зообентоценозов на участках водотоков, расположенных ниже районов проведения строительных работ (станции 4, 6) и поступления стоков с карьеров (станции 2, 10). Видовое разнообразие беспозвоночных на фоновых участках было выше (см. табл. 2, 4). Изменения таксономического состава бентоса отражают значения парных индексов общности таксонов. Величины индексов свидетельствуют о сильном техногенном воздействии на зообентос участков водотоков, расположенных ниже мест поступления ВВ.

Согласно “Методике оценки вреда...” [55], снижение численности на 50–74.9% соответствует сильному воздействию, а убыль численности на 75–100% — прямому уничтожению. Наблюдаемое снижение суммарной численности зообентоса свидетельствует о высокой степени техногенного воздействия.

Осаждение взвесей на дне водотоков сопровождается изменением естественного донного субстрата и среды обитания гидробионтов, что также приводит к снижению качественных и количественных характеристик зообентоса [48, 56]. Даже после окончания строительных работ на фоне низкого содержания ВВ в воде видовое разнообразие, численность и биомасса зообентоса остаются на очень низком уровне. В местах отложения мелкодисперсных взвесей в составе бентоса возрастает роль олигохет. Снижение биомассы

беспозвоночных связано не только с падением численности, но и сокращением доли крупных гидробионтов или их исчезновением.

Организмы зообентоса, обитающие в осадке, часто малоподвижны и имеют слабую способность избегать негативных последствий. Увеличение концентрации ВВ приводит к снижению кормовой базы питающихся водорослями беспозвоночных (двустворчатые моллюски) [40]). В целом поступление мелкодисперсных взвесей в водотоки оказало сильное негативное воздействие на сообщество зообентоса, что отразилось на видовом составе и количественных показателях развития гидробионтов.

Рыбы в отличие от малоподвижного зообентоса и планктонных организмов, совершающих, как правило, пассивный скат по течению, являются мобильными организмами и могут активно избегать неблагоприятных факторов внешней среды. Причины, по которым рыбы не могут покинуть участков негативного воздействия, — различного рода преграды, расположенные на миграционных путях (дамбы, плотины, акустические и гидродинамические заградители и т.д.).

При возникновении на местах нагула негативных факторов (повышение уровня мутности выше критического для вида) рыбы могут уйти из зоны воздействия вниз по течению, в ближайшие чистые притоки (по уменьшению негативного градиента) или выше зоны воздействия. При подъемной миграции рыб негативные факторы (превосходящие пороговые значения), возникшие выше по течению, исключают возможность миграционного хода в водотоке. Осенью 2016 г. отмечено отсутствие подъемной миграции производителей сиговых рыб в р. Нгояхе (станция 9, расположенная выше по течению от зоны воздействия — станции 10). На станции 1 (р. Сетная) рыб также не обнаружили, так как расположенная ниже по течению дамба препятствовала подходу подъемных рыб, которые вынуждены были концентрироваться в районе станции 2, где отмечено повышенное содержание ВВ (см. табл. 1, 5). Для уменьшения статистической ошибки в расчетах были учтены поведенческие особенности рыб во время подъемной осенней миграции (см. табл. 3). Данные по станциям 1 и 2 в 2016 г. были исключены из расчетов влияния ВВ на экологическую плотность рыб. Следует отметить, что стоки с карьеров, имеющие крайне высокие показатели мутности воды (см. табл. 1), в годы наблюдений фактически прервали подъемную миграцию сиговых рыб из Обской губы в глубокие верховые озера, из которых вытекают реки Нгояха (оз. Сявтато и Лабадейто) и Сетная (система озер Сидяхамалто).

Проведенные статистические расчеты показывают, что наиболее толерантными к ВВ являются девятиглая колюшка и сибирский голец-усач, что

связано с образом жизни этих рыб (см. табл. 3). Наименее толерантен среди мелких видов — озерный голяк ($r_{sp} = -0.399$, $p = 0.054$, $n = 24$), для которого обитание в водотоках, где возможно увеличение концентрации ВВ, является экстремальным [57].

Снижение численности и биомассы организмов отдельных звеньев трофической сети, а также их элиминация приводят к изменениям структурно-функциональных параметров водных экосистем и нарушениям взаимосвязей между гидробионтами различных трофических уровней [58–62]. Функционирование высших трофических уровней и перенос веществ и энергии в водных экосистемах определяются развитием первичного звена пищевых сетей — водорослей, одного из основных продуцентов органического вещества. Являясь фотоавтотрофами, они формируют первичную биомассу, служащую основой для жизнедеятельности последующих трофических уровней. Повышенная концентрация взвешенных веществ и их седиментация приводят к снижению первичной продукции и вызывают негативные восходящие каскадные эффекты в трофических сетях [63–67].

Беспозвоночные животные занимают центральное звено в пищевых сетях водных экосистем и выступают посредниками при передаче вещества и энергии от низших трофических звеньев к высшим (рыбам). Показано, что повышенная концентрация взвешенных веществ и их седиментация инициировали восходящие каскадные эффекты, наиболее сильно и негативно отразившиеся на организмах зообентоса и рыбах.

Проведенная работа является пионерной для водных экосистем полуострова Ямал. Подтверждено предположение о различной степени воздействия работ по обустройству месторождения углеводородов на отдельные группы гидробионтов. Негативное влияние мутности на гидробионтов определяется концентрацией ВВ и длительностью их воздействия. Повышенное содержание ВВ оказывает наиболее сильное влияние на структуру зообентоса и миграционное поведение рыб. Планктонные организмы реагируют на техногенное воздействие в меньшей степени.

ВЫВОДЫ

1. Наибольшее влияние на гидробионтов во время обустройства объектов производственной инфраструктуры месторождения углеводородов на полуострове Ямал оказывает повышенный уровень содержания взвешенных веществ в воде.

2. Несмотря на сокращение числа видов, снижение численности и биомассы фито- и зоопланктона, не отмечены статистически значимые зависимости качественных и количественных по-

казателей планктона от содержания взвешенных веществ в воде.

3. Наиболее сильное воздействие взвешенные вещества оказывают на организмы зообентоса. Наряду с обеднением видового состава установлено статистически значимое снижение численности и биомассы донных беспозвоночных. Снижение биомассы связано не только с падением численности, но и сокращением доли крупных гидробионтов или их исчезновением (моллюски, поденки).

4. Наиболее чувствительны к повышенному содержанию взвешенных веществ в воде сиговые рыбы, из карповых — озерный голяк, наиболее толерантны к мутности — девятииглая колюшка и сибирский голец-усач. Отмеченные повышенные концентрации взвешенных веществ в осенний период стали причиной прекращения подъемной миграции сиговых рыб из Обской губы в глубокие верховые озера.

Работа выполнена в рамках Государственного задания ФГБУН ИЭРиЖ УрО РАН по теме “Состояние и динамика биоресурсов животного мира Уральского региона, разработка научных основ его мониторинга и охраны” № 122021000084.

Авторы выражают благодарность Е.Н. Богдановой за помощь в определении и обработке материала по зоопланктону.

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов и подтверждают, что в работе при использовании живых организмов в качестве объектов исследования соблюдались правовые и этические нормы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Воронков Н.В.* Планктон водоемов полуострова Ямал // Ежегодник Зоол. музея Импер. АН. СПб., 1911. Т. 16. № 2. с. 180–214.
2. *Верещагин Г.Ю.* Планктон водоемов полуострова Ямал // Ежегодник Зоол. музея Импер. АН. СПб., 1913. Т. 18. № 2. С. 169–220.
3. *Житков Б.М.* Полуостров Ямал // Зап. Рус. геогр. об-ва. СПб., 1913. Т. 49. 359 с.
4. *Куликова Е.Б.* Сиги Ямала // Тр. Ин-та океан. АН СССР. 1960. Т.31. С. 111–144.
5. *Венглинский Д.Л.* Промысловые виды водоемов полуострова Ямал // Сборник работ кафедры ихтиологии и рыбоводства и научно-исследовательской лаборатории рыбного хозяйства. М., 1971. С. 61–67.
6. *Слепурава Н.А., Никифорова Л.Г.* К изучению зоопланктона и зообентоса озер п-ва Ямал // Продуктивность водоемов разных климатических зон РСФСР и перспективы их рыбохозяйственного использования. Красноярск, 1978. С. 80–82.
7. *Мельниченко С.М., Мельниченко И.П.* Ихтиофауна низовьев р. Морды-Яхи полуострова Ямал // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Сыктывкар, 1990. С. 27.
8. Современное состояние растительного и животного мира полуострова Ямал / отв. ред. Балахонов В.С. Екатеринбург: Наука, 1995. 215 с.
9. Мониторинг биоты полуострова Ямал в связи с развитием объектов добычи и транспорта газа. Екатеринбург: УРЦ “Аэрокосмоэкология”, 1997. 192 с.
10. *Москаленко Б.К.* Материалы к биологии сиговых рыб Обской губы // Изв.ВНИОРХ. 1958. Т. 44. С. 74–94.
11. *Добринская Л.А.* К изучению сиговых реки Оби в период анадромной миграции // Материалы по фауне Приобского Севера и ее использованию. Тюмень, 1959. С. 32–57.
12. *Бруснынина И.Н.* Биология и промысел ряпушки в Обской и Тазовской губах // Труды Салехардского стационара УФАН СССР. Свердловск, 1963. Вып.3. С. 18–30.
13. *Андриенко Е.К.* Биологическая характеристика, промысел и состояние запасов новопортовского стада ряпушки в Обской губе // Второе Всесоюз. совещ. по биологии и биотехнике разведения сиговых рыб. Петрозаводск, 1981. С. 111–113.
14. *Степанов Л.Н.* Разнообразие зообентоса водоемов и водотоков бассейнов рек Сетная и Нгояха (полуостров Ямал, Ямало-Ненецкий автономный округ) // Фауна Урала и Сибири. 2016. № 1. С. 90–104.
15. *Богданов В.Д., Степанов Л.Н., Богданова Е.Н.* и др. Оценка современного состояния водных экосистем и проблемы охраны биологических ресурсов при обустройстве Круzenshternskoye ГКМ // Экономика региона. 2015. № 3. С. 266–278. [*Bogdanov V.D., Stepanov L.N., Bogdanova Ye.N.* et al. Evaluation of the current state of aquatic ecosystems and the problems of the protection of biological resources during development of Kruzenshternskoye GCF // Economy of the Region. 2015. V. 1. № 3. P. 505–514.] <https://doi.org/10.15826/recon.2015.3.014>
16. *Лёзин В.А.* Реки Ямало-Ненецкого автономного округа. Справочное пособие. Тюмень: Изд-во “Вектор Бук”, 2000. 142 с.
17. *Choo F., Zamyadi A., Newton K.* et al. Performance evaluation of in situ fluorometers for real-time cyanobacterial monitoring. // H2 Open Journal. 2018. V. 1. №. 1. P. 26–46. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2018.009>
18. *Минеева Н.М., Щур Л.А.* Содержание хлорофилла а в единице биомассы фитопланктона (обзор) // Альгология. 2012. №. 22. № 4. С. 441–456.
19. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
20. *Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П.* и др. Водоросли. Справочник. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.
21. *Тыныбеков А.К.* Метод расчета объемов клеток фитопланктона // Исследование живой природы Кыргызстана. 2021. №. 2. С. 163–166.
22. *Кутикова Л.А.* Коловратки фауны СССР. Л.: Наука, 1970. 744 с.

23. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зоопланктон и его продукция. Л., 1982. 33 с.
24. *Марузи И.В., Пищенко Е.В., Веснина Л.В.* Практикум по гидробиологии. Новосибирск, 2008. 148 с.
25. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / Под ред. Алексеева В.Р., Цалолыхина С.Я. М.: Тов-во научн. изд. КМК, 2010. 495 с.
26. *Павлюк Т.Е.* Использование трофической структуры сообществ донных беспозвоночных для оценки экологического состояния водотоков: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1998. 24 с.
27. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
28. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, 1994–2005. Т. 1, 2, 4–6. 3382 с.
29. *Lenat D.R.* Using aquatic insects to monitor water quality // Aquatic insects of China useful for monitoring water quality. HoHai Univ. Press. 1994. P. 68–91.
30. *Петлина А.П., Романов В.И.* Изучение молодежи пресноводных рыб Сибири. Томск: Изд-во Томск. ун-та, 2004. 203 с.
31. Методические указания по сбору и обработке ихтиологического материала. Л.: Промрыбвод, 1986. 52 с.
32. *Pallant J.* SPSS survival manual. A step by step guide to data analysis using SPSS for Windows. Maidenhead: Open University Press, 2007. 335 p.
33. Гидрология заболоченных территорий зоны многолетней мерзлоты Западной Сибири / Под. ред. Новикова С.М. СПб.: ВВМ, 2009. 536 с.
34. *Newcombe C.P., MacDonald D.D.* Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems // North American journal of fisheries management. 1991. V. 11. №. 1. P. 72–82.
[https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1991\)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1991)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2)
35. *Чалов С.Р., Есин Е.В., Леман В.Н.* Влияние взвешенных наносов на речные ихтиоцены // Изв. ТИПРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). 2019. Т. 199. С. 179–192.
<https://doi.org/10.26428/1606-9919-2019-199-179-192>
36. *Чалов С.Р., Леман В.Н.* Региональный подход к рыбохозяйственному нормированию содержания взвешенных веществ // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2019. №. 6. С. 66–83.
<https://doi.org/10.35567/1999-4508-2019-6-5>
37. *Bilotta G.S., Brazier R.E.* Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota // Water Res. 2008. V. 42. № 12. P. 2849–2861.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>
38. *Богданов В.Д., Богданова Е.Н., Мельниченко И.П.* и др. Проблемы охраны биоресурсов при обустройстве Бованенковского газоконденсатного месторождения // Экономика региона. 2012. № 4. С. 68–79.
39. *Adekunbi F.O., Elegbede I.O., Akhiromen D.I.* et al. Impact of sand dredging activities on ecosystem and community survival in Ibeshe area of Lagos Lagoon, Nigeria // J. of Geosci. and Environ. Protect. 2018. V. 6. №. 2. P. 112–125.
<https://doi.org/10.4236/gep.2018.62008>
40. *Zou W., Tolonen K.T., Zhu G.* et al. Catastrophic effects of sand mining on macroinvertebrates in a large shallow lake with implications for management // Sci. Total Environ. 2019. V. 695. P. 133706.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133706>
41. *Генкал С.И., Ярушина М.И.* Материалы к флоре Bacillariophyta водных экосистем бассейна реки Яраяха (полуостров Ямал) // Сиб. экол. журн. 2016. № 3. С. 364–376. [*Genkal S.I., Yarushina M.I.* Materials on the flora of Bacillariophyta in aquatic ecosystems of the Yarayakha River Basin (Yamal Peninsula) // Contemp. Probl. Ecol. 2016. V. 9. No. 3. P. 306–317].
<https://doi.org/10.1134/S1995425516030045>
42. *Генкал С.И., Ярушина М.И.* Флора Bacillariophyta планктона тундровых экосистем в зоне освоения газоконденсатного месторождения (п-ов Ямал) // Биология внутр. вод. 2019. № 4 (1). С. 3–13. [*Genkal S.I., Yarushina M.I.* Flora of Bacillariophyta in the plankton of tundra ecosystems in the exploration area of the gas condensate field (Yamal Peninsula) // Inland Water Biol. 2019. V. 12. № 4. P. 373–383].
<https://doi.org/10.1134/S1995082919040047>
43. *Lévesque L.M., Dubé M.G.* Review of the effects of in-stream pipeline crossing construction on aquatic ecosystems and examination of Canadian methodologies for impact assessment // Environ. Monit. Assess. 2007. V. 132. № 1–3. P. 395–409.
<https://doi.org/10.1007/s10661-006-9542-9>
44. *Crosa G., Castelli E., Gentili G.* et al. Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream // Aquat. Sci. 2010. V. 72. № 1. P. 85–95.
<https://doi.org/10.1007/s00027-009-0117-z>
45. *Yu X., Wang G., Zou Y.* et al. Effects of pipeline construction on Wetland Ecosystems: Russia–China oil pipeline project (Mohe–Daqing Section) // Ambio. 2010. V. 39. № 5–6. P. 447–450.
<https://doi.org/10.1007/s13280-010-0055-y>
46. *Larsen S., Pace G., Ormerod S.J.* Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams // River Res. Applic. 2011. V. 27. P. 257–267.
<https://doi.org/10.1002/rra.1361>
47. *Cocchiglia L., Purcell P.J., Kelly-Quinn M.* A critical review of the effects of motorway river-crossing construction on the aquatic environment // Freshw. Rev. 2012. V. 5. P. 141–168.
<https://doi.org/10.1608/FRJ-5.2.489>
48. *Jones J.I., Murphy J.F., Collins A.L.* et al. The impact of fine sediment on macro-invertebrates // River Res. Appl. 2012. V. 28. № 8. P. 1055–1071.
<https://doi.org/10.1002/rra.1516>
49. *Burdon F.J., McIntosh A.R., Harding J.* Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams // Ecol. Appl. 2013. V. 23. № 5. P. 1036–1047.
<https://doi.org/10.1890/12-1190.1>
50. *Elbrecht V., Beermann A.B., Goessler G.* et al. Multiple-stressor effects on stream invertebrates: a mesocosm ex-

- periment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity // *Freshwater Biol.* 2016. V. 61. № 4. P. 362–375. <https://doi.org/10.1111/fwb.12713>
51. *Phillips I.D., Davies J.-M., Bowman M.F.* et al. Macro-invertebrate communities in a Northern Great Plains river are strongly shaped by naturally occurring suspended sediments: implications for ecosystem health assessment // *Freshwater Sci.* 2016. V. 35. № 4. P. 1354–1364. <https://doi.org/10.1086/689013>
 52. *Введенская Т.Л., Улатов А.В.* Антропогенное влияние на лососевые водотоки в период строительства и эксплуатации магистрального газопровода (Камчатка) // *Вестник КамчатГТУ.* 2018. № 46. С. 53–65. <https://doi.org/10.17217/2079-0333-2018-46-53-65>
 53. *Stepanov L.N., Pavlyuk T.E.* Benthic fauna shifts downstream from alluvial gold mine: a case study in a Subpolar Urals river // *J. Fish. Aquat. Sci.* 2019. V. 14. № 1. P. 15–24. <https://doi.org/10.3923/jfas.2019.15.24>
 54. *Gál B., Weiperth A., Farkas J.* et al. The effects of road crossings on stream macro-invertebrate diversity // *Biod. and Conserv.* 2020. V. 29. № 3. P. 729–745. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01907-4>
 55. Методика оценки вреда и исчисления размера ущерба от уничтожения объектов животного мира и нарушения их среды обитания. Утверждено Госкомэкологии России 28 апреля 2000 г. [Электронный ресурс]. – URL: <https://docs.cntd.ru/document/901784689> (дата обращения 09.02.2022).
 56. *Extence C.A., Chadd R.P., England J.* et al. The assessment of fine sediment accumulation in rivers using macro-invertebrate community response // *River Res. Applic.* 2013. V. 29. P. 17–55. <https://doi.org/10.1002/rra.1569>
 57. *Kolejko M., Sender J., Demetraki-Paleolog A.* Meristic and biometric features of lake minnow *Eupallasella percunurus* (Pallas, 1814) in small peat excavation (Jelino, Polesie Lubelskie region) // *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego.* 2014. T. 11. P. 70–76.
 58. *Lin Q., Xu L., Hou J.* et al. Responses of trophic structure and zooplankton community to salinity and temperature in Tibetan lakes: Implication for the effect of climate warming // *Water Res.* 2017. V. 124. P. 618–629. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.078>
 59. *Голубков С.М., Шадрин Н.В., Голубков М.С.* и др. Пищевые цепи и их динамика в экосистемах мелководных озер с различной соленостью воды // *Экология.* 2018. № 5. С. 391–398. [*Golubkov S.M., Shadrin N.V., Golubkov M.S.* et al. Food chains and their dynamics in ecosystems of shallow lakes with different water salinities // *Russ. J. Ecol.* 2018. V. 49. № 5. P. 442–448.] *Han P., Becker C., Sentis A.* et al. Global change–driven modulation of bottom–up forces and cascading effects on biocontrol services // *Curr. Opin. Insect.* 2019. V. 35. P. 27–33. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.05.005> <https://doi.org/10.1134/S1067413618050053>
 60. *Su H., Feng Y., Chen J.* et al. Determinants of trophic cascade strength in freshwater ecosystems: a global analysis // *Ecology.* 2021. V. 102. № 7. Art. e03370. <https://doi.org/10.1002/ecy.3370>
 61. *Ripple W.J., Estes J.A., Schmitz O.J.* et al. What is a Trophic Cascade? // *Trends Ecol. Evol.* 2022. [Электронный ресурс]. – URL: https://trophicascades.forestry.oregonstate.edu/sites/trophic/files/Ripple2016_TREE.pdf (дата обращения 18.02.2022) <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.08.010>
 62. *Henley W.F., Patterson M.A., Neves R.J.* et al. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers // *Rev. Fish. Sci.* 2000. V. 8. №2. P. 125–139. <https://doi.org/10.1080/10641260091129198>
 63. *Heath M.R., Speirs D.C., Steele J.H.* Understanding patterns and processes in models of trophic cascades // *Ecol. Lett.* 2014. V. 17. № 1. P. 101–114. <https://doi.org/10.1111/ele.12200>
 64. *Frau D., Battauz Y., Alvarenga P.F.* et al. Assessing the relevance of top–down and bottom–up effects as phytoplankton structure drivers in a subtropical hypereutrophic shallow lake // *Aquat Ecol.* 2019. V. 53. № 2. P. 265–280. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09687-3>
 65. *Lunt J., Smeed D.L.* Turbidity alters estuarine biodiversity and species composition // *Ices J. Mar. Sci.* 2020. V. 77. № 1. P. 379–387. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz214>
 66. *Bhele U., Öglü B., Feldmann T.* et al. Modelling how bottom–up and top–down processes control the major functional groups of biota in a large temperate shallow lake // *Inland Waters.* 2022. [Электронный ресурс]. – URL: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/20442041.2022.2031813> (дата обращения 20.02.2022) <https://doi.org/10.1080/20442041.2022.2031813>

ТРИТИЙ ОТ МОЛЕКУЛЫ ДО БИОСФЕРЫ. 1. ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПОВЕДЕНИЯ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

© 2022 г. Е. В. Антонова^{а, *}, К. Л. Антонов^{б, с}, М. Е. Васянович^{б, с}, С. В. Панченко^с

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

^б Институт промышленной экологии УрО РАН, Россия 620990 Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, 20

^с Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН,
Россия 115191 Москва, ул. Большая Тульская, 52

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

Поступила в редакцию 01.02.2022 г.

После доработки 18.03.2022 г.

Принята к публикации 19.03.2022 г.

Бета-излучатель тритий (^3H , период полураспада 12.32 ± 0.02 г.), находящийся в окружающей среде, имеет естественное и техногенное происхождение. Равновесное глобальное содержание естественного трития оценивается в $(1.0\text{--}2.6) \times 10^{18}$ Бк. Суммарная активность техногенного трития, который сформировался за счет испытаний ядерного и термоядерного оружия в 1945–1975 гг., штатной и аварийной работы предприятий ядерно-топливного цикла, достигает 10^{20} Бк. Антропогенный тритий служит уникальным маркером для обобщения данных о поведении этого радионуклида в различных компонентах окружающей среды. Это особенно актуально с учетом интенсификации в последние годы исследований и разработок в области управляемого термоядерного синтеза. Перспективные энергетические термоядерные реакторы, в которых в качестве топлива планируется использовать значительное количество ^3H , могут стать дополнительным источником воздействия на биосферу. Их безопасность должна быть оценена, обоснована и в конечном итоге обеспечена технологиями и инфраструктурой. Нами проанализирована динамика числа публикаций по ^3H в период с 1951 г. по 2021 г., размещенных в базах данных Google Scholar и Clarivate Analytics. Приведены основные характеристики и химические формы трития. Методология оценки содержания разных форм ^3H в компонентах окружающей среды приводится с учетом межлабораторной интеркалибровки. Проанализированы пути поступления трития в окружающую среду (атмосферу, водные и наземные экосистемы) в результате штатных и аварийных выбросов и сбросов предприятий атомной промышленности. Показаны сезонные колебания активности трития с максимумом в весенний период, влияние климатических факторов и расстояния от источника выбросов на распределение ^3H в пространстве. Отмечена роль почвенных органических кислот в поведении трития в экосистемах. На основании концепции о референтных видах растений и животных проведен анализ публикаций для оценки накопления разных форм ^3H биотой в ходе лабораторных экспериментов и мониторинговых исследований природных экосистем. Выявлен ряд актуальных вопросов, требующих решения в самое ближайшее время.

Ключевые слова: тритий, поведение, атмосфера, наземные экосистемы, водные экосистемы, накопление, биота

DOI: 10.31857/S0367059722040035

Массовые испытания ядерного оружия в середине XX в. привели к повышению общего радиационного фона на планете [1, 2]. Уровень техногенного фона по тритию к 1954–1958 и 1961–1962 гг. достиг максимума и примерно в 100–300 раз превышал уровень природного равновесного содержания. После окончания испытаний ядерного оружия из-за естественного распада уровень техногенного трития начал снижаться — к настоящему времени в окружающей среде остается около 1.0×10^{19} Бк, что примерно в 5–10 раз больше природного содержания [2]. Современные запро-

сы общества, направленные на поиск альтернативных источников энергии, обладающих качеством бережного (экологичного) отношения к окружающей среде, находят решение этой проблемы в развитии технологий в области ветровой, солнечной, геотермальной, водородной энергетики, биотоплива, гидроэнергетики и т.д. [3–5].

Термоядерные установки, в которых тритий используется и воспроизводится в качестве топлива, считаются одним из перспективных и безопасных источников энергии. Интерес к данному источнику не затихает с 50-х годов XX в. В насто-

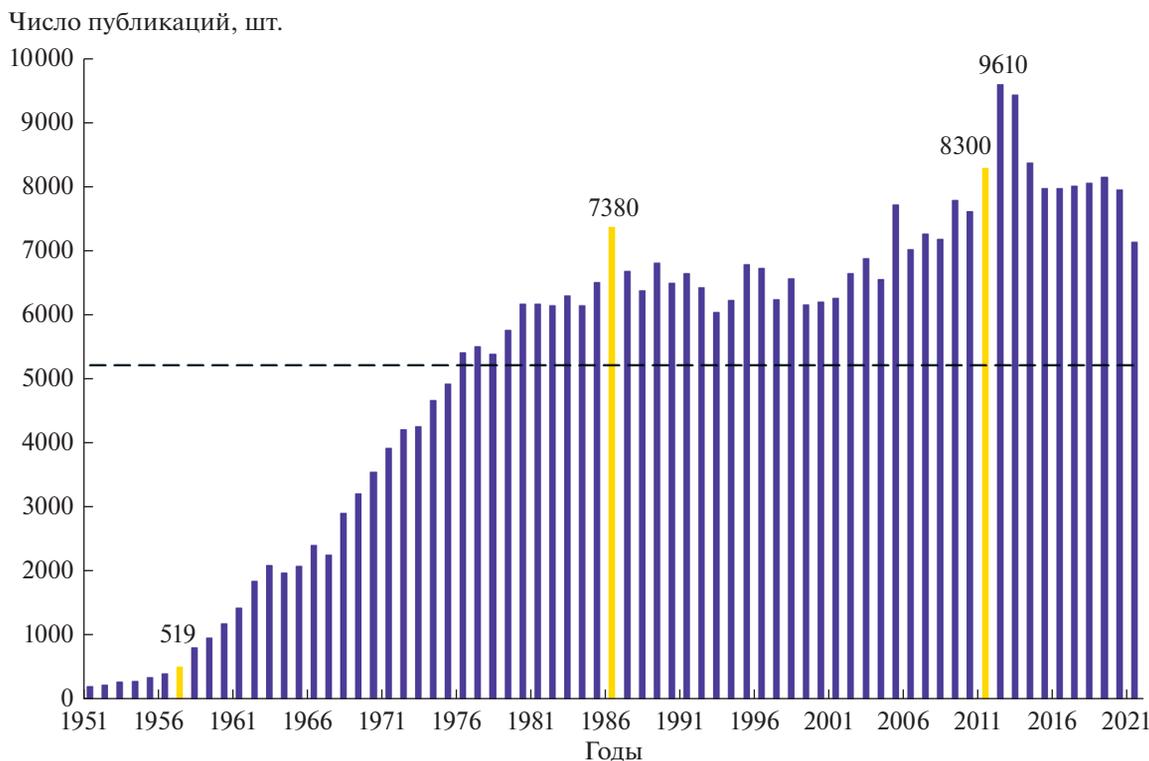


Рис. 1. Динамика числа публикаций, связанных с тритием, на основе поиска в Google Scholar: желтым цветом обозначены Кыштымская, Виндскейлская (1957), Чернобыльская (1986) и Фукусимская (2011) аварии; пунктирная линия — среднегодовой уровень публикаций с 1951 г. по 2021 г.

ящее время в разных странах наблюдается активное развитие этой технологии, например на Joint European Torus, Korea Superconducting Tokamak Advanced Research, Experimental Advanced Superconducting Tokamak, Spherical Tokamak Globus-M2 [6–9], а также в ходе международных проектов: Tokamak Ignitor project [10, 11], International Thermonuclear Experimental Reactor [12] и др. Ведется активная дискуссия по вопросам радиационного воздействия на окружающую среду от переработки отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) и возможных преимуществ использования гибридных термоядерных реакторов [13]. Подчеркиваются важность и необходимость следования признанным подходам к радиационной защите живых организмов и человека, представленным в публикациях Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ).

Анализ публикаций до 40-х годов XX в. по тритиевой тематике показал, что в Google Scholar встречаются лишь единичные работы — 50–100 за каждое десятилетие. Значительный рост числа публикаций отмечен с 1940 г. по 1950 г. (451). Динамика публикаций по тритию во всех областях знания за последние 70 лет показана на рис. 1. До середины 80-х годов XX в. наблюдался неуклонный рост числа работ по данной тематике, а 90-е годы характеризовались некоторым спадом. Начиная

с 2000 г. интерес к тритиевой проблеме повысился. Отметим, что Кыштымская и Виндскейлская аварии (1957 г.) не внесли вклад в публикационную активность, в то же время наблюдался рост числа публикаций на 13.2% относительно доаварийного периода в 1986 г. (Чернобыльская авария), на 8.8% — в 2011 г. (Фукусимская авария) и на 23.7–25.6% в два последующих поставарийных года. Суммарно с 1951 г. по тритию опубликовано более 370 тыс. работ, на русском языке Google Scholar идентифицирует около 5 тыс.

По данным Clarivate Analytics (рис. 2), за последние 70 лет пик публикаций по тритию (превышение среднегодового значения в 2.4–4.6 раза) также приходится на 1979–1985 гг. (31% всех публикаций), с последующим плато в 90-е годы. Начиная с 2000 г. отмечается стабильная публикационная активность (115–273 публикации в год). Всего с 1951 г. было опубликовано около 15 тыс. работ.

В базе данных Web of Science Core Collection (рис. 3) число публикаций по тритию в конце 70-х — начале 90-х годов XX в. превышало среднегодовой уровень (≈ 192). Начиная с 2000 г. отмечается невысокая публикационная активность (113–267 публикаций в год). В последние годы интерес к тритиевой тематике стабилизировался — суммарно с 1975 г. опубликовано более 9 тыс. работ. Отметим

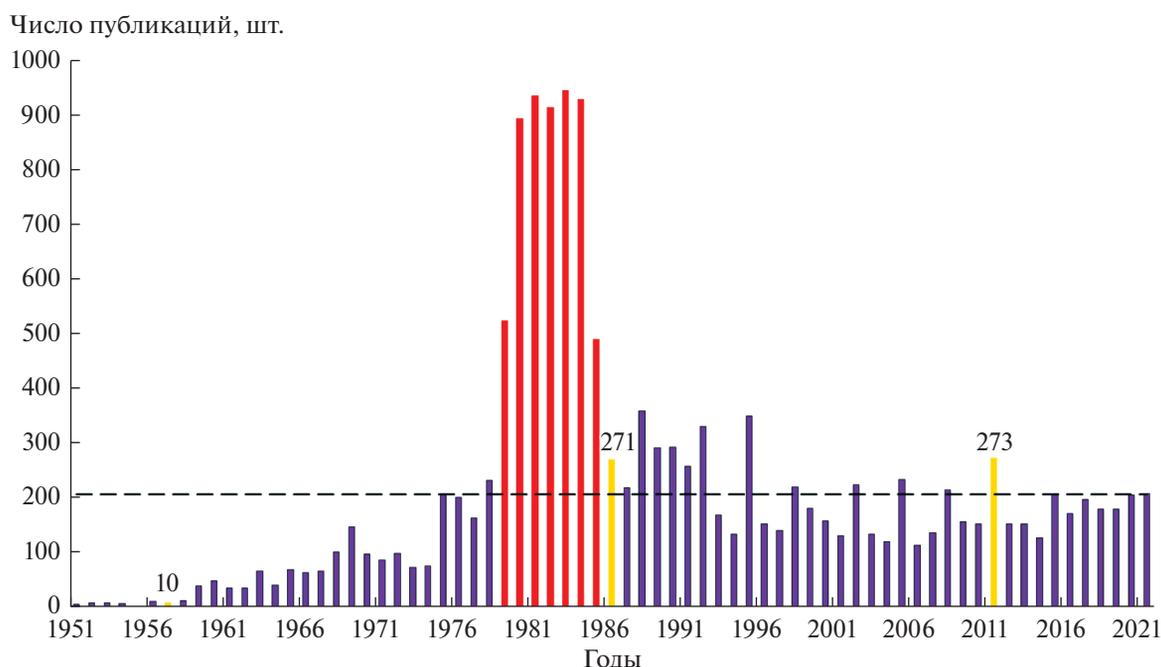


Рис. 2. Динамика числа публикаций, связанных с тритием, на основе интегрального поиска в Web of Science Core Collection (1975–2021), KCI-Korean Journal Database (1980–2021), MEDLINE® (1951–2021) и SciELO Citation Index (2002–2021): желтым цветом обозначены Кыштымская, Виндсейлская (1957), Чернобыльская (1986) и Фукусимская (2011) аварии, красным – годы с кратным увеличением числа публикаций; пунктирная линия – среднегодовой уровень публикаций с 1951 г. по 2021 г.

также, что после 1992 г. количество публикаций, индексированных в Clarivate Analytics (см. рис. 2) и Web of Science Core Collection (см. рис. 3), стало практически полностью совпадать. Из трех вышеуказанных баз данных наиболее наполненной является Google Scholar.

Исходя из вышесказанного, цель настоящей работы – обобщение данных, связанных с поведением трития в разных компонентах окружающей среды (атмосфере, водных и наземных экосистемах) и поиск закономерностей накопления трития биотой.

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТРИТИЯ

Название для изотопов водорода было предложено Х. Ури, Дж. Мерфи и Ф. Брикведде [14] в 1933 г. до открытия трития. Спустя месяц после выхода публикации тритий впервые был обнаружен М. Олифантом, П. Хартеком и Э. Резерфордом после бомбардировки дейтерия дейтронами (протоном и нейтроном, содержащими ядро дейтерия), однако выделен не был [15]. Позднее Л. Альварес и Р. Корног экспериментально обнаружили и выделили тритий, подтвердив его радиоактивные свойства [16].

Тритий (^3H , или Т) – радиоактивный изотоп водорода с атомным номером 1 и массовым числом 3. Атомная масса – 3.0160492777(25) а.е.м.,

дефект массы – 14.9498060(23) МэВ, удельная энергия связи (на нуклон) – 2.827266(1) МэВ [17]. Тритий является чистым низкоэнергетическим β -излучателем. Реакция распада имеет следующий вид:



В реакции выделяется 18.591 кэВ энергии, из которой на электрон (β -частицу) приходится в среднем 5.7 кэВ, а на электронное антинейтрино – оставшаяся часть [17, 18]. Период полураспада трития в течение 1936–2000 гг. определялся экспериментально по меньшей мере 23 раза и по современным оценкам составляет 12.32 ± 0.02 года [19]. Это означает, что в чистом виде тритий не может храниться продолжительное время, так как его исходное количество ежегодно уменьшается на 5.6%. Например, для поддержания ядерного арсенала США ежегодное производство трития составило около 2 кг (≈ 7 кг/год было необходимо для всех мировых военных потребителей в конце прошлого столетия) [20].

Физико-химические свойства ^3H , за исключением молекулярного веса, близки к водороду. Газообразный тритий окисляется в кислороде с образованием тритиевой воды (НТО, T_2O), обменивается с атомами водорода органических соединений.

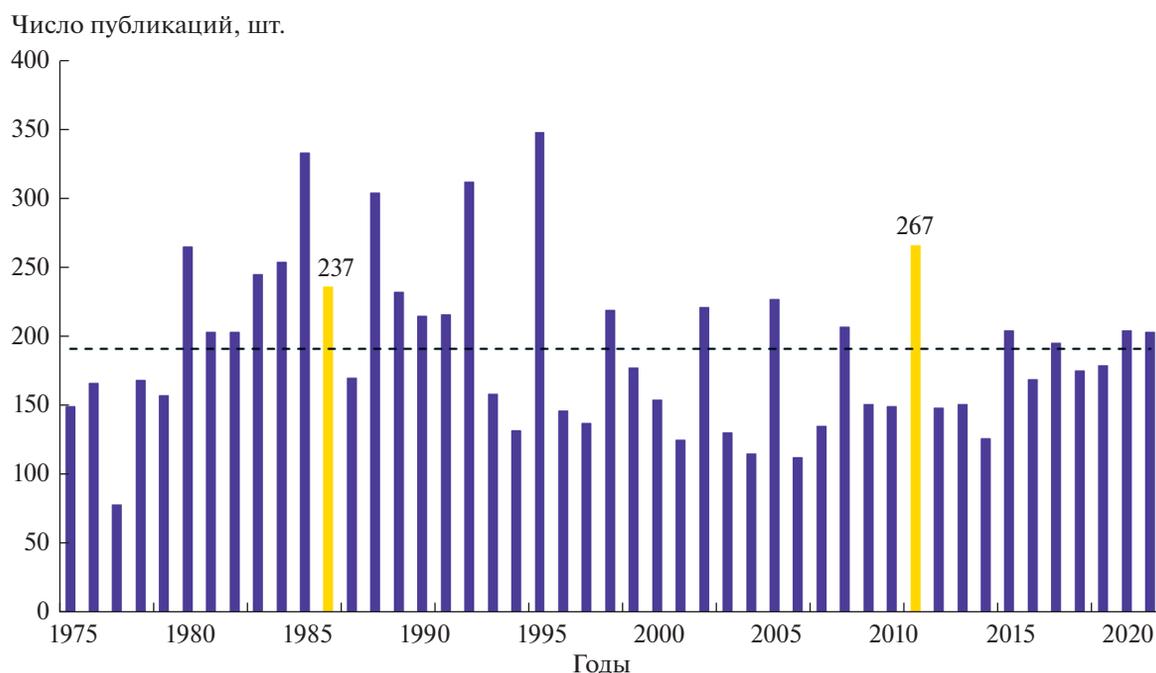


Рис. 3. Динамика числа публикаций, связанных с тритием, на основе поиска в Web of Science Core Collection (1975–2021 гг.): желтым цветом обозначены Кыштымская, Виндскейлская (1957), Чернобыльская (1986) и Фукусимская (2011) аварии; пунктирная линия – среднегодовой уровень публикаций с 1951 г. по 2021 г.

Газообразный тритий легко диффундирует через преграды (особенно через пластиковые стенки). Поскольку атомы трития в 3 раза тяжелее водорода (^1H), удельный вес НТО или T_2O выше, чем у H_2O , следовательно, выше и температура кипения. Скорость диффузии и скорости химических реакций соединений трития часто меньше, чем у соединений водорода, что связано с “изотопным эффектом” [21]. Исследование распределения трития в клетках растения, выросшего в атмосфере тритий-содержащей воды, а также изотопное равновесие трития между водой и углеводами показали, что тритий накапливается в органическом веществе клетки с константой равновесия, равной ~ 1.5 [22].

Максимальная энергия электронов 18.6 кэВ при распаде ^3H не позволяет им распространяться в воздухе более чем на 5 мм, а в воде (что почти эквивалентно человеческой ткани) максимальная длина трека составляет 6 мкм [18]. Поэтому эти β -частицы не могут преодолеть даже верхний слой кожи человека и достичь клеток-мишеней для возникновения рака кожи и других типов повреждений кожи, которые находятся в базальном слое эпидермиса (20–100 мкм) и дерме (1–3 мм). Испускаемые электроны хорошо задерживаются даже простейшими преградами типа одежды или резиновых хирургических перчаток.

ОБРАЗОВАНИЕ ТРИТИЯ И ПУТИ ПОСТУПЛЕНИЯ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Тритий, находящийся в окружающей среде, имеет естественное и техногенное происхождение. Он образуется при ядерных реакциях, протекающих в природных условиях, а также в результате антропогенной деятельности при испытаниях ядерного и термоядерного оружия, в энергетических ядерных реакторах и перспективных термоядерных установках, а также в процессе производства трития для практического использования. Основные пути появления трития в биосфере представлены на рис. 4.

В природных условиях ^3H непрерывно генерируется в верхних слоях атмосферы в результате взаимодействия протонов и нейтронов высокоэнергетического космического излучения с атомами азота, кислорода и аргона, а также поступает в атмосферу извне с космическими лучами или солнечным ветром [23]. В следовых количествах тритий может вырабатываться при реакциях захвата нейтронов ^6Li в океанах и литосфере (где нейтроны образуются при спонтанном делении урана), нейтронном облучении дейтерия и нейтронных реакциях космогенных элементов (скорости реакций – 10^{-3} атомов трития/ $\text{см}^2/\text{с}$ в литосфере; 10^{-6} атомов трития/ $\text{см}^2/\text{с}$ в гидросфере) [24]. Однако основная часть природного ^3H образуется именно в стратосфере за счет взаимодействия космического излучения с атмосферными



Рис. 4. Основные источники образования трития и его поступления во внешнюю среду.

газами. Оценки суммарной скорости образования достигают $0.5\text{--}1.5 \times 10^{17}$ Бк/год [1, 2], или $0.1\text{--}1.3$ атомов трития/ $\text{cm}^2/\text{с}$ [18, 23].

В атмосфере тритий в результате окисления и изотопного обмена конвертируется в молекулы тритиевой воды и выводится на поверхность Земли в виде осадков. Всего $\sim 99\%$ общего количества космогенного трития в виде тритиевой воды (НТО) вовлекается в нормальный земной круговорот воды. С учетом распада равновесное глобальное содержание трития естественного происхождения оценивается от 1.0×10^{18} до 2.6×10^{18} Бк [2, 18, 23, 25], что при удельной активности 3.57×10^{14} Бк/г соответствует примерно $2.8\text{--}7.3$ кг. Из этого равновесного количества природного трития более 99% находится в водах океанов, преимущественно в виде НТО, и менее 1% в атмосфере и подземных водах [23].

Испытания ядерного и термоядерного оружия в атмосфере в 1945–1975 гг. добавили в окружающую среду $(1.7\text{--}3.0) \times 10^{20}$ Бк трития [2, 26], что примерно в $100\text{--}300$ раз превышает уровень природного равновесного содержания. Пик выноса техногенного трития пришелся на 1954–1958 и 1961–1962 гг., вклад ядерных взрывов в вынос после 1964 г. составил менее 5% от его общего количества. Испытания привели к резкому увеличению концентрации ^3H в дождевых осадках. Так, в начале 1960-х годов в северном полушарии отмечалось кратковременное 1000-кратное превышение его естественных уровней [27], в среднем концентрация трития в дождевой воде возрастала в $10\text{--}100$ раз [28]. С 1963 г. временные экстремальные значения содержания трития в осадках снизились до практически естественных уровней зимой и лишь до двукратных превышений летом [23]. К настоящему времени значительная часть

“бомбового” трития распалась, в окружающей среде остается около 1.0×10^{19} Бк (т.е. примерно в $5\text{--}10$ раз больше природного содержания), преимущественно в океанах в очень низкой концентрации [2]. Подземные ядерные испытания, по видимому, внесли незначительный вклад в содержание трития в атмосфере; основная его часть в форме НТО мигрировала в подземные воды.

На атомных электростанциях (АЭС) образуется около 4 кг трития в год, но не извлекается [29]. При активации нейтронами атомов ^2H , ^3He , ^6Li и ^{10}B тритий образуется в тех частях ядерных реакторов, где достаточны плотность потока нейтронов и концентрация упомянутых изотопных примесей-мишеней. Выход трития из топливных элементов в окружающую среду может происходить вследствие его диффузии в первичный и далее вторичный теплоноситель (в том числе из-за дефектов в оболочках топливных элементов) и неэффективности современных технологий улавливания трития, применяемых для удаления большинства радионуклидов в технологических сбросах и выбросах. Большое влияние на количество выделяемого трития оказывают конструкция системы охлаждения реактора [23] и тип реактора. Так, скорость образования и выброса трития различается для разных типов реакторов, ранжированных в порядке увеличения: высокотемпературные газоохлаждаемые реакторы (HTGR), легководные реакторы (LWR), жидкометаллические реакторы на быстрых нейтронах (LMFBR), реакторы на расплавленной соли (MSBR) и тяжеловодные реакторы (HWR). Большая часть трития была выброшена в виде НТО [30]. Для различных типов энергетических реакторов оценки выделяемой активности трития на единицу сгенерированной электрической энергии варьируют в диапазоне

10^{14} – 10^{16} Бк/(ГВт_э год) [2]. При этом в окружающую среду в виде газообразных выбросов и жидких сбросов поступает 10^{12} – 10^{15} Бк/(ГВт_э год). Совокупное поступление ^3H от штатной эксплуатации энергетических установок, на долю которых приходится более 95% мировой электрогенерации, оценивается не более 2.65×10^{16} Бк/год [1, 31, 32].

Большая часть образующегося в реакторе ^3H остается в топливе до тех пор, пока оно не будет переработано [23]. Как известно, в ядерном топливном цикле на этапе переработки ОЯТ уран и плутоний извлекаются из облученного топлива для повторного использования в реакторах деления. В процессе переработки эти элементы сначала удаляются из оболочки, а затем растворяются в азотной кислоте, высвобождая значительную часть трития в виде жидких отходов (в виде НТО). Некоторое количество ^3H выделяется в газовой фазе, остальное иммобилизуется в оболочке в виде твердого гидрида циркония или трития, растворенного в металле [33]. Поскольку на действующих в настоящее время заводах по переработке ОЯТ нет эффективных систем удержания трития, высвобождаемая активность полностью соответствует содержанию трития в топливных элементах во время переработки, за исключением ^3H , иммобилизованного в оболочке. Общий выход трития в окружающую среду от процессов переработки облученного топлива оценивается в 6.4×10^{16} Бк/год [32].

Следует отметить, что в настоящее время суммарный объем поступления трития в окружающую среду при штатной эксплуатации АЭС и заводов по переработке топлива, равный 9.05×10^{16} Бк/год (30% – реакторы и 70% – переработка ОЯТ), сопоставим с количеством его ежегодного образования в природных условиях и примерно на 1–2 порядка меньше равновесного содержания трития естественного происхождения в биосфере. С учетом распада вклад естественных и техногенных источников в накопленную активность трития в атмосфере за последние 50 лет оценен в работе [31] – основной вклад в накопление ^3H в атмосфере сформирован в период испытаний ядерного оружия. Ожидается, что к 2040–2050 гг. содержание накопленного в атмосфере “бомбового” трития приблизится к уровню естественного фона. В то же время, по некоторым оценкам, глобальное содержание трития в результате антропогенной деятельности может увеличиться в 6 раз с учетом усредненной модели развития атомной энергетики [32].

Поскольку запас ^3H в природе ограничен, для практического использования его нарабатывают в основном в специально оптимизированных для производства трития и других ядерных материалов реакторах путем облучения металлического

лития, его сплавов или солей. В основе процесса наработки трития, как и в энергетических реакторах, лежит реакция захвата нейтронов ядрами ^6Li [23]. В коммерческих целях ^3H может использоваться для медицинской диагностики, радиофармпрепаратов, светящихся красок, освещения знаков, огней взлетно-посадочных полос в аэропортах, циферблатов, манометров, наручных часов и др. Однако коммерческое использование вовлекает очень малую долю производимого трития. С 1950-х годов тритий применялся главным образом для увеличения мощности ядерных боеприпасов и создания термоядерного оружия. В России наработка трития продолжается на двух промышленных реакторах “Руслан” и “Людмила” на ПО “Маяк” в Челябинской области. Там же осуществляют выделение, переработку ^3H и производство тритиевых узлов ядерных зарядов [34].

Оценить масштаб поступления ^3H в окружающую среду от объектов его производства можно на основе данных о его выбросах в атмосферу, например предприятия Саванна-Ривер (основного источника трития в США). Среднегодовой выброс трития составляет 4.1×10^{16} Бк и состоит примерно на 20% из НТ и на 80% из НТО [35]. Общий объем жидких сбросов ^3H от этого объекта не превышает 10% от выбросов в атмосферу. Таким образом, по порядку величины поступление трития при его производстве на одном предприятии сопоставимо с суммарными нормативными выбросами и сбросами АЭС и предприятий по переработке облученного топлива. По данным [36], в 2020 г. на территории России объемная активность ^3H в атмосферных осадках составила 1.34 Бк/л, а в речной системе – 1.5 Бк/л.

Представленные выше оценки производства и поступления трития в окружающую среду от объектов использования атомной энергии, как правило, характеризуют нормальный (штатный) режим их работы. Аварии и инциденты на таких объектах могут быть дополнительным источником эмиссии ^3H . К примеру, такие события были зарегистрированы в США в 1970–1984 гг. в Ливерморской национальной лаборатории им. Э. Лоуренса и на предприятии Саванна-Ривер [18]. Объемы выброса ^3H в результате этих инцидентов ограничивались диапазоном $(0.28–18) \times 10^{15}$ Бк, что на 1–2 порядка ниже суммарного выхода трития в окружающую среду при нормальной эксплуатации АЭС и заводов по переработке топлива.

Еще одним важным источником образования ^3H , безусловно, станут объекты новой ядерной техники (ОНЯТ) на основе управляемого термоядерного синтеза. Значительное количество трития потребуется для исследовательских термоядерных установок: например, для запуска ITER – не менее 3 кг, для запуска DEMO – от 4 до 10 кг [37]. Гипоте-

тический тритиевый реактор потреблял бы 56 кг трития на производство 1 ГВт×год электроэнергии, тогда как всемирные запасы трития на 2003 г. составляли всего 18 кг [37]. Однако технологии широкого применения ОНЯТ для выработки энергии до сих пор находятся в стадии разработки. Оценки объемов образования и потенциального выхода трития в окружающую среду при эксплуатации ОНЯТ имеют большие неопределенности. Ожидается, например, что термоядерный реактор номинальной мощностью 1000 МВт_т способен производить 5×10^{17} Бк трития в день при равновесном уровне порядка 10^{19} Бк [23]. Поэтому реакторы должны быть спроектированы таким образом, чтобы предотвратить поступление трития в окружающую среду или минимизировать его выбросы до приемлемых уровней. Для установления величины приемлемых уровней выброса трития в атмосферу и водную среду необходимо проведение работ по уточнению поведения этого изотопа в окружающей среде.

ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ ТРИТИЯ

В окружающей среде тритий может существовать в следующих основных химических формах:

- тритиевая несвязанная вода (НТО, T₂O, DTO);
- водная форма трития, связанная в организме или ином живом веществе, неорганически связанный тритий (TFWT – tissue free water tritium);
- органически связанный тритий (ОВТ – organically bound tritium) присутствует в нескольких формах: общий; обменный или лабильный, связанный с кислородом и атомами азота (Е-ОВТ); необменный, связанный с атомами углерода (NE-ОВТ);
- меченные тритием биохимические субстраты (включая предшественников ДНК – дезокси тимидин и дезоксицитидин);
- нерастворимые соединения и меченные тритием газы (НТ, DT, T₂, CH₃T и др.).

Самой распространенной в природе химической формой трития (более 99%) является НТО, только 0.12% природного ³H находится в газе водорода и 0.1% в водяном паре [23]. ОВТ используется для описания трития, который прочно связан с органическими компонентами клеток и тканей, например с белками, полисахаридами и липидами [1]. Он более устойчив, чем НТО, поскольку является частью круговорота органических веществ. Тем не менее тритий, связанный с азотом, серой или кислородом, считается способным к обмену с водородом. Поэтому время его пребывания в молекуле будет сокращено и тесно связано с окружающими параметрами. Когда тритий связан с углеродом, предполагается, что связь бо-

лее стабильна, и таким образом время пребывания в молекуле будет увеличиваться [38].

Концентрация ОВТ в окружающей среде относительно низка. Однако удельная активность трития в организмах, как правило, выше в 1.5–4 раза для TFWT и в 5–20 раз для ОВТ, чем удельная активность НТО в окружающей среде [39]. Кроме того, средние дозовые линейные энергии ОВТ примерно в 1.7 раза выше, чем у НТО, что приводит к их большей радиобиологической эффективности [40]. В отличие от НТО количественные характеристики ОВТ в биосфере и его поведение мало изучены. Некоторую информацию дает оценка соотношений ОВТ/НТО, поскольку может указывать как на предыдущие, так и на текущие уровни воздействия трития на объекты окружающей среды [41].

Тритий, поступающий в окружающую среду в виде жидких и газообразных выбросов, потенциально может накапливаться в живых организмах [42]. Однако проблема аккумуляции трития биотой до сих пор остается дискуссионной. Выявление и понимание физико-химических форм трития и процессов, ведущих к его устойчивости в окружающей среде, объяснили бы факты накопления ОВТ в живых организмах [43]. Большинство опубликованных к настоящему времени исследований свидетельствует о том, что 77% соотношений ОВТ/TFWT для наземных растений в среднем равно 1.92. В то же время 81% соотношений ОВТ/TFWT для водных организмов меньше 1. Это значит, что причину избытка трития в наземном органическом веществе следует искать в атмосфере. Годовой максимум трития приходится на весну, а в течение вегетационного периода происходит значительное обогащение ОВТ/TFWT [44]. Понимание биологических эффектов тритиевой воды в низких дозах и их последствий для биоты и человека также напрямую зависит от четкого знания множества процессов на молекулярном, биофизическом и клеточном уровнях [45].

ЕДИНИЦЫ ИЗМЕРЕНИЯ

В изотопно-гидрологических исследованиях содержание или концентрацию ³H в воде принято выражать тритиевыми единицами (ТЕ): 1 ТЕ соответствует изотопному отношению $^3\text{H}/^1\text{H} = 10^{-18}$. Единицы удельной (или объемной) активности (Бк/кг или Бк/л) преимущественно используются в радиационной безопасности. Соотношение между упомянутыми единицами концентрации и радиоактивности следующее: 1 ТЕ = 0.118 Бк/л, или 3.3×10^{-16} г/л [18, 46].

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ СОДЕРЖАНИЯ ТРИТИЯ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ И МЕЖЛАБОРАТОРНАЯ ИНТЕРКАЛИБРОВКА

Основная проблема измерения активности ^3H – низкая энергия и небольшая длина пробега бета-излучения в различных средах (максимальный пробег электронов в воздухе не превышает 5 мм, а в воде – 6 мкм). Существование разных химических форм трития является ключевым моментом для выбора методов его измерений и оценки дозовых нагрузок [47]. Сегодня методология определения содержания разных химических форм ^3H в компонентах окружающей среды хорошо развита [48–57], в том числе высокочувствительных измерений для оценки малых концентраций трития [53, 58, 59]. Тем не менее в связи с обострением проблемы вывода из эксплуатации ядерных установок и развитием термоядерных технологий необходимо актуализировать имеющиеся методы измерения концентраций и запасов ^3H в окружающей среде. В настоящей работе мы остановимся лишь на некоторых из методов.

Для измерения ^3H в атмосфере, в которой он присутствует в виде смеси НТО и НТ, используются газоразрядные пропорциональные счетчики с предварительным электролитическим обогащением [60] и ионизационные камеры [48, 61]. Для пробоподготовки при определении трития в воздухе перед жидкостным сцинтилляционным счетом в качестве осушителя для удаления НТО из воздуха используются силикагель и барборатор [62, 63]. Отбор проб паров НТО из газов можно также осуществить на основе метода фазового изотопного обмена воды. Такой способ по сравнению с барботированием через слой жидкости позволяет оценить динамику изменения концентрации НТО в анализируемом газе [64]. Это изобретение обеспечивает значительное сокращение времени отбора проб и позволяет оперативно контролировать динамику изменения концентрации трития в газовых средах [65]. Другим методом измерения трития в воздухе является система с твердотельными сцинтилляционными детекторами. Такой подход позволяет измерять общую молярную долю трития в газовом образце вне зависимости от химического состава трития в газе (НТ, DT, T₂ и CH_xT_y). Он менее чувствителен по сравнению с жидкостно-сцинтилляционным методом, однако проще и надежнее в техническом исполнении [66, 67].

Наиболее распространенным и универсальным методом измерения ^3H в воде и жидких биологических средах является жидкостно-сцинтилляционная спектрометрия с обогащением и без него [39, 68–82]. Современный рынок приборов представлен широким перечнем производителей таких систем, как Perkin Elmer, Hidex system,

SDEC system, Hitachi system и др. Подобных систем достаточно для определения трития в жидкой фазе на низкофоновом уровне (около 0.1 Бк/л). Подробнее принципы измерений трития на данных приборах описаны в работе [51]. Для анализа низких концентраций трития были разработаны национальные стандарты с использованием чувствительного метода жидкостно-сцинтилляционной спектрометрии [83, 84]. При наличии примеси в жидкой пробе для анализа ^3H применяется метод дистилляции [83]. Еще одним сверхчувствительным методом определения трития считается ускорительная масс-спектрометрия [53, 85].

Для оценки ОБТ в компонентах окружающей среды и биологических объектах в мировой практике в основном используются системы для подготовки проб типа оксидайзер и жидкостно-сцинтилляционная спектрометрия [39, 81, 82, 86, 87]. Обзор методов для определения ОБТ [57] и результаты их валидации представлены в работе [88]. При анализе ОБТ возможны проблемы контаминации, воспроизводимости, длительность проведения анализа и отсутствие эталонов. Кроме того, отмечались трудности в разделении Е-ОБТ и НЕ-ОБТ [47].

Поскольку в настоящее время уровни активности трития в окружающей среде близки к фоновым значениям, особое внимание уделено аналитической процедуре для надежного обнаружения низких уровней НЕ-ОБТ [89]. Чрезвычайно важным моментом для повышения надежности измерения ОБТ стала инициация процедуры межлабораторных сравнений [90]. Это способствовало снижению неопределенностей в результатах анализа ОБТ и обеспечению более точных данных для валидации моделей ОБТ [91, 92]. Ниже представлены результаты научных изысканий по оценке содержания и основных закономерностей поведения трития в различных природных средах.

МОНИТОРИНГ ТРИТИЯ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

Тритий является одним из наиболее подвижных радионуклидов, обладает высокой миграционной способностью в природных средах и крайне слабо удерживается современными очистными барьерами, что способствует его относительно свободному поступлению в окружающую среду с жидкими сбросами и газовыми выбросами объектов использования атомной энергии. Активность ^3H в жидких сбросах многократно превосходит по абсолютному значению активность всех остальных нуклидов, а в газообразных выбросах уступает только активности радиоактивных благородных газов, которые в отличие от трития химически инертны [93]. Благодаря высокой способности к миграции в окружающей среде, относительно большому

периоду полураспада (12.3 года) и, следовательно, продолжительному пребыванию в атмосфере и гидросфере, тритий переносится ветром на большие расстояния, поглощается водоемами или осаждается на земную поверхность осадками и может достаточно равномерно распределяться в биосфере.

ПОВЕДЕНИЕ ТРИТИЯ В АТМОСФЕРЕ

Тритий попадает в атмосферу в результате штатных и аварийных выбросов предприятий атомной промышленности (АЭС, заводы по переработке, испытательные полигоны и т.д.). Интенсивность поступления трития в атмосферу в результате штатных выбросов оценивается разными способами. Так, расчетными методами были оценены значения интенсивности поступления трития в атмосферу с поверхности промышленных водоемов ПО “Маяк” и его объемная активность [94]. Аналогичные работы были проведены и на Балаковской АЭС. В одной из публикаций в качестве источников поступления трития в окружающую среду служили баки запаса дистиллята [95]. Обнаружена функциональная зависимость скорости поступления трития при испарении дистиллята от температуры и влажности атмосферного воздуха. Рассчитаны вероятные значения объемной активности трития в воздушном пространстве баков при постоянной скорости инфильтрации наружного воздуха для реальных условий теплого и холодного периодов года [95]. Вторая работа [96] посвящена оценке поступления трития в атмосферу из брызгальных бассейнов. Помимо описания условий формирования газоаэрозольного облака тритированной воды над поверхностью брызгальных бассейнов в разные сезоны года, была выполнена оценка накопления трития в снежном покрове в районе расположения брызгальных бассейнов [96].

Другая группа публикаций посвящена оценке основных источников поступления трития в воздушную среду в ходе испытаний ядерного оружия на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП). На территории полигона техногенный тритий генерировался в результате различных видов взрывов, поэтому количество, пути поступления и его перераспределение в окружающей среде в каждом случае существенно различались. Наиболее загрязненными тритием площадками СИП являются “Дегелен” и “Атомное озеро” [97]. Оценка уровня газообразных соединений трития на территории СИП показала, что он присутствует в двух формах — окисленной (НТО) и газообразной (НТ). Наименьшая концентрация трития в воздушной среде отмечена в местах проведения наземных и воздушных взрывов (площадка “Опытное поле”), а максимальная — после подземных ядерных испытаний (площадка “Ба-

лапан”). Поскольку удельная активность трития в поверхностном слое почвы в этом случае достигала десятков тысяч Бк/кг, то почва может выступать в роли источника поступления НТ [98] или НТО в атмосферу [99]. Обсуждаются возможные механизмы этого явления [100] и, в частности, роль бактерий в окислении НТ. Однако вклад бактериального окисления в образование НТО в почве не превышает 10%, что составляет менее 0.1% от исходного поступления НТО в атмосферу [99].

Содержание трития в воздухе оценивается, как правило, по трем химическим формам (НТО, НТ и CH_3T). В ряде работ [101, 102] показано, что фоновые уровни объемной активности трития в воздухе малы и не достигают даже 1 Бк/м³: для объемной активности НТО отмечены сезонные колебания, поскольку она связана с изменениями влажности воздуха; для НТ и CH_3T такой закономерности не обнаружено [101]. В рамках проекта VАТО было проведено многолетнее исследование поведения трития в окружающей среде, включающее почасовой сбор данных о концентрациях ³Н для верификации моделей переноса и оценки его физико-химических форм [103]. Показано, что вблизи завода по переработке ОЯТ (Франция) наблюдалась высокая среднечасовая изменчивость концентраций НТ (0.01–28.7 Бк/м³) и НТО (0.01–5.4 Бк/м³) в атмосфере, а также НТО в дождевой воде (1–300 Бк/л). Эти данные свидетельствуют о значительном превышении концентрации трития в осадках по сравнению с воздухом.

Значительная часть работ по мониторингу трития в атмосфере касается дождевых и снеговых осадков. Роль атмосферных осадков в распространении ³Н подтверждается положительной корреляцией между выпадением трития и абсолютной влажностью атмосферы [104]. Информацию о содержании трития в осадках аккумулирует Всемирная сеть мониторинга изотопов водорода и кислорода в осадках (GNIP, <https://www.iaea.org/services/networks/gnip>), созданная МАГАТЭ и ВМО в 1960 г. Анализ временных и пространственных изменений содержания изотопов в осадках (¹⁸О, ²Н и ³Н) позволяет использовать эти данные для гидрологических исследований в рамках инвентаризации, планирования и освоения водных ресурсов, а также для прогнозирования глобальных климатических изменений [105]. В настоящее время глобальная модель для прогнозирования концентрации трития в осадках (MGMTP) была модифицирована и значительно уточнена, поскольку охватила временной период с 1960 г. до наших дней [106]. В результате применения инструментов машинного обучения обнаружено, что такие масштабные циклические гидроклиматические процессы, как Североатлантическая осцилляция и Тихоокеанская декадная осцилляция, сглажи-

вают влияние глобальных климатических изменений [105].

В ряде исследований [74, 107–114] в результате многолетних измерений трития в осадках США, Канады, Европы, Австралии и Азии показаны сезонные колебания его активности с максимумом в весенний период (так называемый феномен “весенней утечки”), достигающие семикратного превышения по сравнению с осенью и зимой [114]. В глобальной системе MGMTP сезонный цикл содержания трития в осадках смоделирован в виде простой функции косинуса с пятью параметрами [106]. Тритий в виде НТО, попадающий в атмосферу в зимний период, может внести значительный вклад в загрязнение снега, который осаждается на земную поверхность, загрязняя ее, а также подземные и поверхностные воды. Низкая скорость диффузии трития в сухом и холодном снеге ($(1-2) \times 10^{-10}$ м²/с) по сравнению с водой (на порядок выше) приводит к тому, что тритий накапливается в снежном покрове в течение всей зимы. Во время весеннего таяния снегов скорость диффузии вырастает до 6 раз [108].

Многолетние исследования показали, что максимальное содержание трития в осадках весной было связано со складчатостью тропопаузы, а минимальные уровни летом – с преобладающим притоком морского воздуха. В то же время из-за влияния морской влаги концентрация трития в осадках снижается по направлению к побережью и не подвержена эффекту сезонности [112]. В тех случаях, когда максимальные значения были характерны для осадков летнего периода, это указывало на стратосферный источник ³H [74]. Такое многолетнее повышение объемной активности трития в атмосферных осадках в теплый период отмечено на территории РФ [115], что связано с усилением вертикальной циркуляции воздуха в данный период года и облегчает поступление ³H из верхних слоев атмосферы, где он образуется под влиянием космического излучения, в приземный слой. В целом среднемесячная величина объемной активности трития в атмосферных осадках по территории РФ за период 2014–2019 гг. варьировала в пределах 1.1–2.4 Бк/л при среднегодовом значении 1.7 Бк/л [115]. На распределение ³H в пространстве также влияют направление ветра, количество осадков, количество выбросов в атмосферу и коэффициент атмосферной дисперсии [109, 114]. Основные закономерности пространственного распределения трития в осадках Японии после испытаний ядерного оружия в Северной Корее в 2016 г. показаны в работе [111].

Фоновые уровни удельной активности трития были исследованы в снежном покрове бассейна р. Вилюй (Республика Саха (Якутия)). Показано, что в период до аварии на АЭС Фукусима (ФАЭС-1) накопление ³H в снежном покрове происходило в

результате регионального атмосферного переноса [116], а его концентрация соответствовала референтным значениям (11.3 ТЕ, или 1.3×10^3 Бк/м³), характерным для чистого снега Южного полюса [117]. После аварии 2011 г. содержание ³H в этом регионе возросло почти в 3 раза [116, 118]. В то же время удельная активность трития в осадках, выпавших на расстоянии 170–220 км от ФАЭС-1, в первые две недели после аварии составила 1.5×10^3 Бк/м³, что превышало локальный доаварийный уровень (6 ТЕ, или 0.7×10^3 Бк/м³) в 2 раза. В течение пяти недель концентрация трития в осадках достигла доаварийных значений [119]. Внутри зоны отчуждения ФАЭС-1 в период с 2013 г. по 2014 г. следов ³H в пробах почвы не было обнаружено [120].

Чернобыльская авария 1986 г. не повлекла за собой значительного выпадения трития с осадками в городах Европы и Японии, хотя в первые дни после аварии были обнаружены значительные количества других радионуклидов [121]. В Финляндии превышение фонового уровня в 30 и сотни раз за счет чернобыльских ¹⁴C и ³H в приземном воздухе было отмечено в данный период, но не привело к повышению содержания этих радионуклидов в растениях, дождевой воде и поверхностных водах [122]. Аналогичные данные приводятся для Польши [123]. В Югославии на станции МАГАТЭ пик активности трития в осадках наблюдался 2 мая, а в питьевых скважинах не изменился [124].

Основные эмитенты техногенного трития в окружающую среду Уральского региона и ежегодное количество штатных выбросов в период с 2002 г. показаны на рис. 5. Фактическое поступление ³H в окружающую среду за этот период ни разу не превышало разрешенные уровни [36]. Исследования поступления ³H на земную поверхность [36, 125–127] показали, что концентрация изотопа в дождевых осадках района воздействия ПО “Маяк” (рис. 6) и Белоярской АЭС (БАЭС) варьировала в пределах 3–4 порядков, значительно превышала уровень глобального (1 Бк/л) и техногенного (5 Бк/л) фонов, однако не достигала уровня вмешательства (7600 Бк/л), установленного для питьевой воды [128]. Максимальная объемная активность трития в снежном покрове зоны влияния ПО “Маяк” в осенне-зимний период составила 110 Бк/л и уменьшалась по мере отдаления от предприятия [129]. Аналогичные результаты по экспоненциальному снижению трития в осадках в зависимости от расстояния до источника выбросов были получены и другими авторами [104, 109, 114, 130–132]. Кроме того, в работе [130] обобщены данные многолетнего мониторинга ³H в снежном покрове района воздействия ПО “Маяк”, БАЭС и района падения отдельных частей ракет-носителей “Союз”. Со-

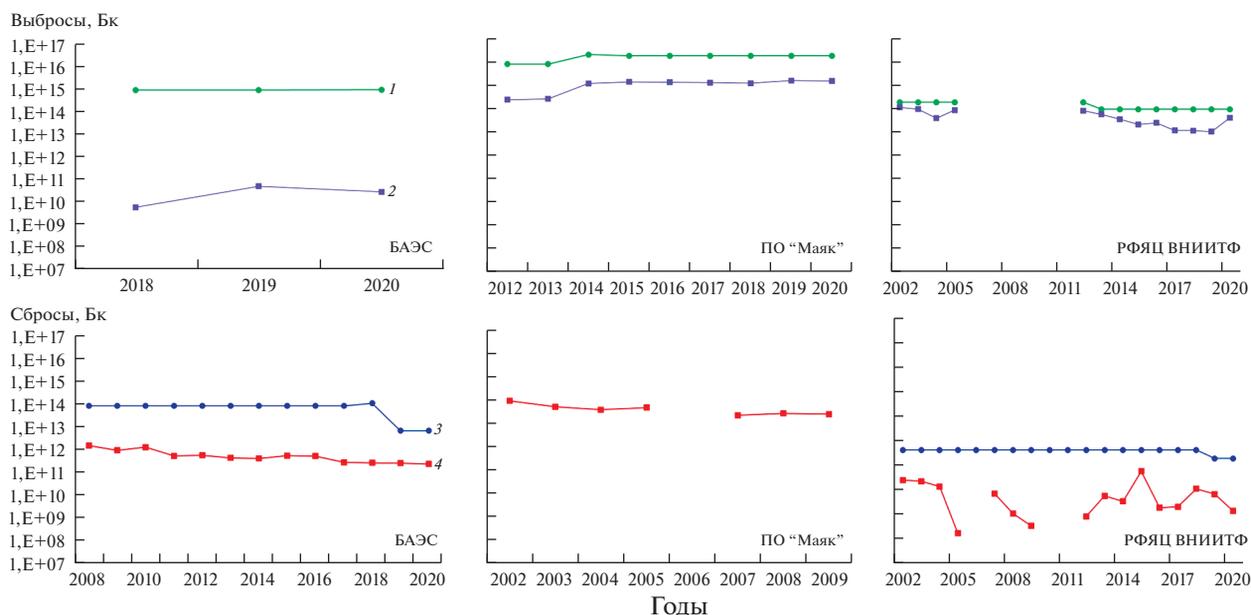


Рис. 5. Выбросы трития в атмосферу (верхний ряд: 1 – разрешенный; 2 – фактический) и сбросы со сточными водами в открытую гидрографическую сеть (нижний ряд: 3 – разрешенный; 4 – фактический) предприятий атомной промышленности, которые вносят основной вклад в формирование техногенного радиационного фона в Уральском регионе. Используются данные ежегодников “Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств”, издаваемых НПО “Тайфун” в 2004–2020 гг.

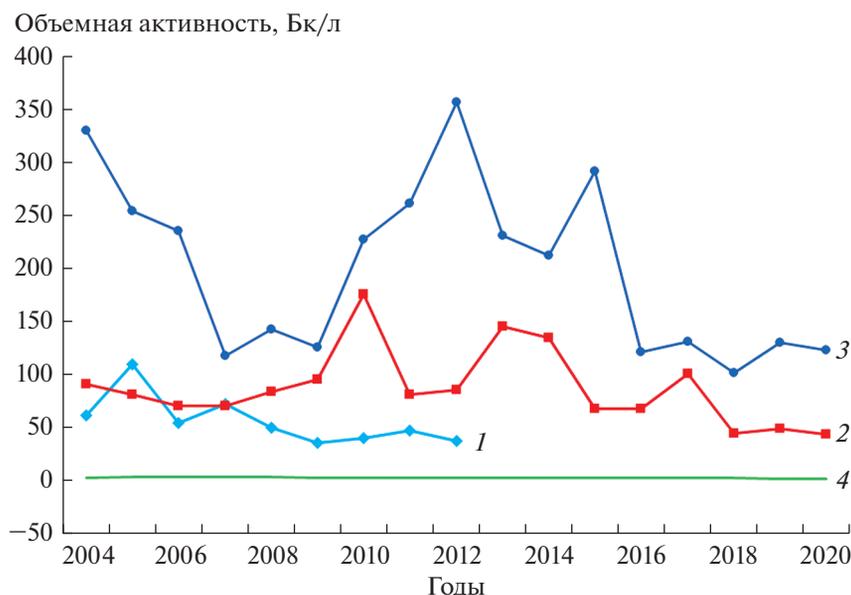


Рис. 6. Динамика объемной активности ^3H в атмосферных осадках и в р. Теча в зоне наблюдения ПО “Маяк”. Используются данные ежегодников “Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств”, издаваемых НПО “Тайфун” в 2004–2020 гг.: 1 – атмосферные осадки (пос. Новогорный); 2 – р. Теча (пос. Затеченское); 3 – р. Теча (пос. Муслиумово); 4 – фоновый уровень.

держание ^3H в районе падения отделяющихся частей ракет-носителей незначительно превышает уровень техногенного фона. В ходе экспериментальных работ и методов моделирования уточнены процессы окисления ^3H в ненасыщен-

ном слое почвы, миграции в водоносном слое, вымывания из атмосферы каплями дождя и переноса в атмосфере [133]. Небольшой раздел посвящен тритию также в атласе ВУРСа и Карачаевского следа [134].

Уникальные данные по содержанию трития в снеговых осадках (глубиной 245 см) были получены на станции Восток, расположенной в Антарктике [135]. Тритий в составе воды (НТО) является единственным индикатором ее возраста. Повышенный уровень трития в окружающей среде, сформировавшийся в результате испытаний ядерного оружия, дает возможность отследить его динамику в течение 100 лет [136]. Несмотря на то, что к 90-м годам XX в. содержание трития вернулось к естественным равновесным уровням, существовавшим до испытаний [112, 137], техногенные выбросы трития становятся более заметными, что может увеличить погрешность при определении возраста воды [111]. Благодаря индикаторным возможностям трития удалось датировать образцы на станции Восток, начиная с 1955 г., и оценить его максимальную активность (1414–3153 ТЕ, или 167–372 Бк/л), соответствующую 1966–1968 гг. Из-за короткого времени пребывания воды в тропосфере тритий быстро вымывается с осадками. Кроме того, в полярных областях закачка трития из стратосферы в тропосферу может быть увеличена из-за низкого уровня тропопаузы (8 км) по сравнению со средними и экваториальными областями (14 км), а также вследствие менее интенсивной температурной инверсии в зимний период [135]. Выпадение трития в Антарктиде, видимо, происходит в результате прямого выброса стратосферного трития зимой, однако его выпадение в Арктике является результатом преобладающего весеннего нагнетания стратосферного воздуха на средних широтах, что соответствует вкладу других стратосферных индикаторов [138]. Это хорошо согласуется с данными о том, что концентрация трития в осадках Австралии [136] и Кореи [112] достигла максимума в 1963 г., что соответствует периоду интенсивных испытаний ядерного оружия.

Лесные массивы представляют собой сложные системы, в которых можно моделировать потоки переноса НТО, учитывая многообразные процессы (осаждение, дыхание растительности и почвы, испарение НТО и т.д.) и их взаимодействия в неоднородной лесной среде [139]. В этой сложной системе характер рассеивания значительно меняется из-за смены режимов потока над и под пологом леса, переноса потока НТО через границу полога, а также его неоднородности. Используя модель связанной дисперсии, была проведена оценка переноса НТО над лесом, а также внутри лесного полога и в подлеске для всего спектра метеорологических условий. На основании экспериментальных данных оценены ключевые параметры переноса НТО в зимних условиях (скорость сухого осаждения НТО в снег, коэффициент вымывания НТО снегом, скорость повторного переноса НТО из снега в атмосферу оценивается как очень низкая. Измерен-

ные запасы трития в снеге хорошо согласуются с результатами моделирования атмосферной дисперсии трития, полученной по данным мониторинга после случайного выброса трития в атмосферу [140].

ПОВЕДЕНИЕ ТРИТИЯ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

По аналогии с оценкой загрязнения атмосферы некоторыми изотопами в 2002 г. МАГАТЭ создало Всемирную добровольную программу наблюдения за окружающей средой – Глобальную сеть изотопов в реках (GNIR). Программа посвящена сбору, обобщению и распространению результатов изотопных анализов речных вод Земли (<https://www.iaea.org/services/networks/gnir>). Также МАГАТЭ разработало сайт для сотрудничества в области изотопной гидрологии, на котором сосредоточена информация по широкому спектру вопросов, связанных с водой, включая специализированные научные публикации, программное обеспечение, проекты координированных исследований, учебные материалы и межлабораторные калибровки (<https://www.iaea.org/resources/isotope-hydrology-collaboration-site>).

Важным аспектом поведения трития в окружающей среде, и в частности в морских и пресноводных экосистемах, является его взаимодействие с органическими веществами. Это обусловлено родством трития с органическим веществом, поэтому он быстро уравнивается растворенными органическими лигандами и взвешенными твердыми частицами и отложениями. Поскольку изотопная дискриминация между ^3H и H мала [141, 142], ОВТ и НТО должны показывать одинаковое соотношение $^3\text{H}/\text{H}$ в стационарных условиях. Так, было показано [142], что перенос трития из НТО в ОВТ приводит к сохранению отношения $^3\text{H}/\text{H}$, которое примерно равно 1×10^{-16} . Хотя ранее было высказано иное мнение [143], утверждающее, что большинство химических реакций дискриминируют включение либо трития, либо дейтерия в пользу водорода, поэтому маловероятно, что произойдет эффект концентрации.

Доказательством некоторой дискриминации между легкими и тяжелыми изотопами водорода служит отношение удельной активности ниже единицы, поскольку ОВТ не уравнивалось с ТФВТ или НТО [144]. Отметим, что некоторая доля сорбированного трития ассоциируется с белковым материалом, который потенциально доступен для живых организмов, питающихся отложениями [145]. Так, в условиях лабораторного эксперимента изучена сорбция трития природной гуминовой кислотой в зависимости от времени экспозиции, концентрации кислоты и температуры [146]. Установлено, что примерно 10% трития входит в состав ор-

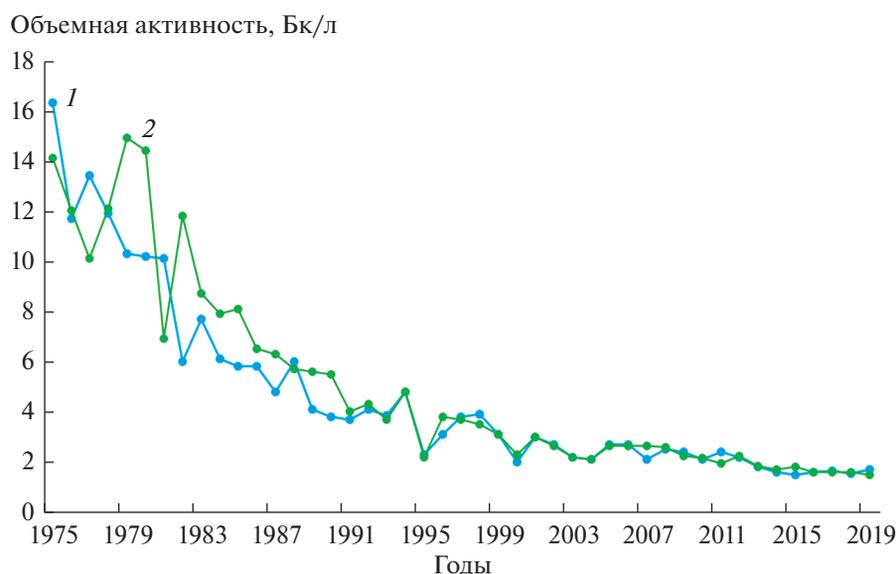


Рис. 7. Динамика объемной активности ^3H в атмосферных осадках (1) и речной воде (2) на территории России в 1975–2020 гг. График построен на основании данных 1975–2012 гг. [150] и 1991–2020 гг. [36, 151].

ганического вещества грунта. Основным его стоком является тритиевая вода в составе капиллярной и адсорбированной форм влаги. Эти результаты хорошо согласуются с данными работы [147]. Максимальное связывание трития гуминовыми кислотами наблюдается в первые 3 дня после попадания трития в почву [148]. Способ очистки тритиевой воды был запатентован [149].

Обобщенные данные о содержании трития в речных водах по сравнению с атмосферными осадками, выпавшими на территории бывшего СССР и России за период с 1975 г., приведены в обзоре [150] и ежегодниках Росгидромета [36, 151]. Для всего периода наблюдений (рис. 7) характерно снижение средних годовых фоновых значений объемной активности трития в атмосферных осадках, что связано с постепенным истощением стратосферного резервуара трития, сформировавшегося в период ядерных испытаний. Поскольку содержание трития в речной воде коррелирует с его концентрацией в атмосферных осадках ($R^2 = 0.84$, $p = 0.00001$), для последних лет наблюдений характерна минимальная объемная активность трития в поверхностных водах. В обзорной публикации [150] рассмотрены также меридиональные закономерности распределения трития в речных водах и его сток. Показано, что в местах расположения радиационно-опасных объектов наблюдается повышенное содержание трития в природных водах. При этом при соблюдении общих правил безопасной эксплуатации предприятий атомной промышленности и разумном водопользовании сбросы трития от проектируемых АЭС могут с запасом удовлетворять требованиям, установленным в Нормах радиационной безопасности (НРБ-99/2009) [152].

В ряде работ были обобщены фоновые уровни содержания трития в открытых водоемах в районах проектируемых АЭС или их гидротехнических сооружений: Белорусской [69], Балтийской [153], Руппур (Бангладеш) [80]. Ведется мониторинг различных компонентов водных экосистем в районах: 1) действующих предприятий атомной промышленности – АЭС Циньшань на побережье Восточно-Китайского моря [132], АЭС Пакш на р. Дунай и Крсинской АЭС на р. Сава [75], АЭС Темелин на р. Влтава и р. Эльба, АЭС Дукованы на р. Дунай [154], АЭС Аско на р. Эбро [72] и прибрежной зоны восточной части Финского залива, бассейна Невы и Ладожского озера [155], Белоярской АЭС [156]; 2) остановленных и подготовленных к демонтажу АЭС: Крей-Мальвиль на левом берегу р. Роны [157], Игналинской АЭС около оз. Друкшяй, а также Балтийского моря, Куршского залива и р. Нямунас [73]. На примере Игналинской [73] и Белоярской АЭС [156, 158–160], в зоне влияния которых с 1980 г. проводится непрерывный радиоэкологический мониторинг, было показано, что после вывода из эксплуатации Игналинской АЭС концентрация ^3H упала до фоновых значений [73], а на Белоярской АЭС в связи с выводом из эксплуатации второго энергоблока в 1989 г. его содержание существенно снизилось [156, 159, 160].

Кроме постановки фундаментальных задач при проведении мониторинговых исследований по содержанию трития в водных экосистемах, возможен поиск прикладных аспектов радиоэкологических работ, как это было показано в публикациях [72, 154]. В прикладных исследованиях тритий был использован в качестве радиоактив-

ного индикатора (трейсера) миграции инфильтрации с полигонов бытовых отходов [161], для определения коэффициента продольной дисперсии и скорости вод рек [72], для датирования с целью анализа разных сценариев формирования вертикальной структуры вод Каспийского моря после крупномасштабной гравитационной конвекции в Среднем Каспии, вызванной аномальным охлаждением поверхностных вод в конце зимы 1976 г. [162], для оценки возраста и источников формирования водоносных горизонтов, используемых для водоснабжения городов [163] и т.д.

Потенциальными источниками поступления трития в экосистемы Сибирского региона являются глобальное загрязнение окружающей среды и деятельность Горно-химического (ГХК) и Сибирского химического комбинатов. Однако деятельность ГХК оказывает влияние на содержание трития в водных экосистемах р. Енисей только в ближней зоне расположения предприятия. Так, фоновые уровни содержания ^3H в воде составили около 4 Бк/л, а в донных отложениях — около 2 Бк/кг [164]. С помощью трития исследован водообмен между поверхностными водами р. Большая Тель (приток Енисея) и радиоактивно загрязненными подземными горизонтами полигона “Северный” [165]. В окрестностях г. Томска также была оценена удельная активность трития в техногенной и природной воде [166].

В Уральском регионе основными источниками поступления трития в водные экосистемы являются БАЭС, ПО “Маяк” и РФЯЦ ВНИИТФ [36]. Так, в 1949–1956 гг. ПО “Маяк” осуществлял выпуск регламентных и аварийных радиоактивных отходов в открытую гидрографическую сеть р. Течи. В Теченском каскаде водохранилищ (ТКВ), который в настоящее время используется для хранения низкоактивных жидких радиоактивных отходов, современные уровни объемной активности трития варьируют в пределах 763–5935 Бк/л [167]. Содержание ^3H в верховье р. Течи, ее притоках и обводных каналах составляло 240 ± 33 Бк/л [168]. За последние 17 лет (см. рис. 6) объемная активность ^3H в реке на расстоянии 78 км (Муслюмово) и 237 км (Затеченское) от источника загрязнения изменялось от 101 до 355 Бк/л и от 43 до 175 Бк/л соответственно. По данным работы [150], диапазоны изменчивости еще шире и составили 70–585 Бк/л (Муслюмово). Удельная активность трития в водоемах комплексного назначения, расположенных в радиусе 90 км от ПО “Маяк”, варьировала от 7 до 228 Бк/л и не достигала уровня вмешательства, определенного для питьевой воды. Закономерность, характерная для атмосферных поступлений трития (снижение концентрации по мере удаления от источника выбросов), подтвердилась как для континентальных [127, 160], так и для морских [132] экосистем.

В целом в настоящее время отмечается снижение содержания трития в озерах зоны влияния ПО “Маяк” в 3–16 раз по сравнению с 80-ми годами прошлого столетия [169].

Исследования, проведенные на территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП), свидетельствуют о том, что грунты и донные отложения “Атомного озера”, сформированного в результате термоядерного взрыва 1965 г., являются основным источником загрязнения тритием маловодной р. Шаган с притоком р. Ащису (левобережный приток р. Иртыш) за счет подземных вод, поступающих в русло реки [170]. Концентрация трития в соленых озерах была выше, чем в Иртыше, при этом зависимость между ^2H и ^{18}O была близка к глобальной линии метеорных вод [70]. Максимальная активность трития в весенний период на территории СИП была обнаружена в р. Шаган в 5 км от “Атомного озера” и составила 2×10^5 Бк/л [171].

Авария на ЧАЭС в 1986 г. привела к краткосрочному повышению содержания ^3H в водных экосистемах [172]. В период 1992–1994 гг. изучено содержание трития в природных водах Украины, которое составило 3.5–5.2 Бк/л. Повышение концентрации ^3H весной 1994 и 1995 гг. зарегистрировано в технологических водоемах и системах водоснабжения Чернобыльской АЭС — р. Припять [173]. Причинами этого явления могли быть также Хмельницкая и Ровенская АЭС, оснащенные реакторами типа ВВЭР и расположенные в бассейне этой же реки [172, 174]. Интегральный запас ^3H в водоеме-охладителе ЧАЭС составил $(12.1–18.6) \times 10^{12}$ Бк [173].

Авария, произошедшая 11 лет назад на ФАЭС-1, привела к загрязнению морской воды ^3H , концентрация которого в 6 раз превышала доаварийный уровень непосредственно около побережья [175]. Ряд исследователей указывает на роль морских течений в распространении трития в Северной части Тихого океана [60, 175–177]. Получены данные [178] по сезонной изменчивости циркуляции вод в зимне-весенний период на основе общепринятой летне-осенней циркуляции вод в Чукотском море и связанным с этой изменчивостью перемещением трития. Также было показано относительно высокое содержание трития в ядре теплого синоптического вихря Курисио [60]; за счет прибрежных течений вода, загрязненная более высокими концентрациями трития, распространилась вдоль побережья как к северу, так и к югу от ФАЭС-1 [175]. По данным [175], сразу после аварии на ФАЭС-1 прямой сброс ^3H в океан составил примерно 0.05×10^{15} Бк, а по другим оценкам — $(0.7 \pm 0.3) \times 10^{15}$ Бк [179], что значительно меньше, чем общее содержание трития в окружающей среде. В настоящий момент важность и необходимость проведения непрерывных

мониторинговых исследований морских экосистем (морская вода, донные отложения и морская биота) в районе аварии на ФАЭС-1 связаны с утечками трития из резервуара с загрязненной водой, произошедшими в 2013–2014 гг. [180]. Вода в резервуаре представляет собой комбинацию восстановленных подземных вод и охлаждающей воды, которая стала загрязненной ^3H , ^{14}C , ^{99}Tc , ^{125}Sb , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr и ^{129}I при взаимодействии с активной зоной ядерного реактора. Утечка трития широко распространилась по водонепроницаемому слою под площадкой ФАЭС-1 [181].

ПОВЕДЕНИЕ ТРИТИЯ В НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Загрязнение тритием компонентов наземных экосистем сопряжено с атмосферными выпадениями, проведением подземных ядерных взрывов (ПЯВ) и последующим вымыванием трития грунтовыми и поверхностными водами с выходом в верхний слой почвы [182, 183]. Вблизи открытых поверхностных водотоков и водоемов действуют оба механизма поступления трития в снежный покров (атмосферный и эманация из подстилающей поверхности почвенного покрова). В этом случае загрязнение тритием объектов окружающей среды ограничивается пределами русла водотока или водоема, и на расстоянии 200–300 м от водного объекта наблюдаются фоновые концентрации изотопа [182, 183]. На участках ПЯВ СИП было показано [184], что, если концентрация трития в приземном слое снега выше, чем в поверхностном, это свидетельствует об эманации трития из почвы. Причинами образования трития в местах проведения эксгумационных взрывов может быть процесс нейтронной активации, т.е. ядерные реакции на изотопах лития, бора и азота, присутствующих в почве, а также захват трития, изначально присутствовавшего в заряде, минеральными частицами, образующимися при конденсации из раскаленной зоны взрыва [185].

В районе СИП тритий был представлен в почве следующими формами: ^3H в поверхностно-адсорбированной воде, ^3H в межслоевой воде, гидроксильный, органически связанный, кристаллически связанный [186] и прочносвязанный [187]. Распределение прочносвязанного ^3H было изучено в местах проведения наземных и подземных ядерных испытаний СИП. Установлено, что распределение ^3H в почве специфично для каждой исследуемой площадки и зависит от мощности заряда и характера проведенного испытания [187]. На примере мирных ПЯВ “Кратон-3” и “Кратон-4” (Якутия) показано, что из зоны взрыва на поверхность земли по трещиноватой зоне разлома и ослабленной зоне вокруг боевой сква-

жины выходят напорные подземные рассолы с радионуклидами [188–190].

В районе влияния ПО “Маяк” проведено однократное исследование миграции трития по цепочке “снег–талая вода–растение” [191]. Обнаружено отсутствие значимой зависимости между объемной активностью трития в снеге и березовом соке и ее наличие между активностью трития в талой воде и березовом соке. Аналогичные данные были получены и по г. Томску [166]. Пространственное распределение содержания трития в пробах снега и березового сока позволяет сделать вывод о том, что в начале вегетационного сезона деревья потребляют в основном талую воду. Однако березовый сок несет в себе изотопный след не только текущего, но и предшествующего года, так как в начале сезона роста деревья активно используют запасенные пластические вещества [192]. В ходе многолетних изысканий миграции трития в зоне влияния ЧАЭС по цепочке “талая вода снегового покрова–растение” было показано [193], что при постоянном поступлении ^3H в окружающую среду его удельные активности в составе свободной воды и органически связанного ^3H нарастают во времени полиномиально (с порядком полинома больше 4), достигая максимума в зимне-весенний период.

Различная активность трития в составе свободной воды растений может быть обусловлена процессами их жизнедеятельности с учетом погодных условий и состава почвы, на которой произрастает растение. Так, снижение удельной активности ^3H в березовом соке происходило при повышении температуры воздуха. В то же время тритий, доходящий с талой водой до глинистого грунта, мог участвовать в замещении атомов водорода некоторых глинистых минералов. И в этом случае отмечены температурные зависимости: похолодание замедляло, а потепление ускорило такой обмен, поэтому часть ^3H с талыми водами аккумулировалась в почве [193]. Обобщение данных по содержанию трития в поверхностной влаге почвы около хранилища низкоактивных отходов Лос-Аламосской национальной лаборатории указывает на сезонные и суточные циклы, которые положительно коррелировали с температурой окружающей среды [194]. Экспоненциальное снижение ^3H в зависимости от расстояния до источника выброса, упомянутое нами выше и характерное для распределения трития в атмосфере и водных экосистемах, показано и для березового сока [191]. Однако содержание трития в наземных экосистемах, в частности в почве, связано не столько с расстоянием до источника выброса, сколько определяется преобладающим направлением ветра во время дождя [195, 196].

Особый интерес представляет оценка концентрации ОВТ в почве, поскольку почва является

долгосрочным резервуаром органически связанного трития [195]. Так, содержание ОВТ в почве импактных участков превышало НТО и было аккумуляровано в верхнем 0.5 см слое. Для ОВТ в отличие от НТО сезонной зависимости не было обнаружено. Кроме того, концентрация ОВТ в почве демонстрирует меньшую пространственную изменчивость по сравнению с НТО [197].

Существует относительно хорошая корреляция между влажностью воздуха и ОВТ, но в свободной воде часто наблюдается более низкая концентрация трития, что связано с большим вкладом почвенной воды [196]. При этом концентрация трития во влаге почвы выше, чем в осадках [131]. По данным других исследователей [198], и на фоновых, и на импактных площадках концентрация ОВТ в почве превышала НТО, однако вне зоны влияния предприятий атомной промышленности отношение ОВТ/НТО варьировало от 2.7 до 15, а в зоне влияния оно отклонялось от ожидаемого среднего, равного 0.7. Это значение используется в моделях переноса трития в окружающей среде и, по мнению [198], должно быть пересмотрено. Таким образом, органически связанный тритий, содержащийся в почве, сохраняет следы исторических выбросов изотопа и может быть использован для построения долгосрочных прогнозных моделей его поведения в окружающей среде [199].

Важным аспектом поведения трития в окружающей среде является его взаимодействие с органическими веществами, в частности с гуминовыми и фульвокислотами. Для измерения возраста подземных вод и проектирования мест захоронения ядерных отходов важно понимать сорбционное поведение трития в почве. На изученных типах почвы (илистые глины, илистый песок и осадочная горная порода – лесс) коэффициент распределения ^3H не зависел от начальной удельной активности, времени адсорбции, соотношения вода/твердое вещество, рН и содержания гуминовых и фульвокислот. Относительно небольшую сорбцию трития (0.1–0.2 мл/г) почвами необходимо учитывать при изучении миграции трития в окружающей среде [200].

СКВАЖИНЫ, КОЛОДЦЫ, ПОДЗЕМНЫЕ И ПОВЕРХНОСТНЫЕ ВОДЫ

На территории бывшего СИП наиболее высокие концентрации трития, достигающие 10^5 Бк/л, обнаружены в некоторых пробах поверхностных и грунтовых вод [201]. В целом удельная активность дейтерия и трития в поверхностных и подземных водах СИП была типичной для современных изотопных фонов природных вод Казахстана [70]. В большинстве случаев концентрация трития в водах скважин была ниже, чем в озерах (<10 Бк/л). Уровни трития в бытовых колодезных

водах незначительно превышали фоновые значения показателя для поверхностных вод [202]. Выявлены закономерности современного поступления загрязненных ^3H подземных вод в р. Шаган [203]. Экспорт трития из подземных ядерных полигонов и испарение воды являются важными детерминантами концентрации ^3H в стоячей воде СИП [70].

Содержание ^3H было также исследовано в поверхностных водах площадки боевой скважины мирного ПЯВ “Кристалл” и подземных рассолах рудника кимберлитовой трубки “Удачная” (Якутия). Максимальная объемная активность ^3H (13.4 Бк/л) установлена в подземных рассолах, что в 560 раз ниже уровня вмешательства для питьевой воды (7600 Бк/л) и в 7 раз выше регионального фона в речной воде [204]. После прекращения массовых испытаний ядерного оружия (с 1963 г.) концентрация трития в атмосфере снижалась быстрее, чем это могло бы произойти в результате естественного распада, что связано с вымыванием трития в океаны и грунтовые воды [136].

В ряде работ [160, 205, 206] приводятся результаты многолетних исследований содержания трития в питьевой воде (колодцы, скважины, сетевое водоснабжение) в районах расположения Белоярской АЭС и ПО “Маяк”. В большинстве случаев вода из скважин была чище, чем из центрального водопровода, при этом в пос. Новогорный и Касли было зарегистрировано превышение уровня техногенного и глобального фона ^3H (2.2 ± 0.7 Бк/л) до 80 раз [160]. Систематические (с 1970 г.) наблюдения за миграцией техногенных радионуклидов в подземных водах района воздействия ПО “Маяк” через систему более 480 гидрогеологических наблюдательных скважин с разной глубиной залегания показали, что источником ^3H могут быть фильтрующиеся воды из оз. Карачай, поскольку вещества, содержащие тритий, не сорбируются грунтами и поступают в водоносный горизонт. За 40 лет эксплуатации объекта поток в южном направлении распространился на 2.5–3 км и достиг р. Мишеляк [207]. В целом показана обратная зависимость между концентрацией трития в питьевой воде и расстоянием от источника загрязнения и глубиной залегания воды [205]. Аналогичные результаты были получены при исследовании колодезной воды в районе воздействия АЭС Циньшань [132]. Это подтверждает возможность проникновения трития в питьевые источники в районах расположения предприятий атомной промышленности через внутригрунтовый сток [206]. При этом анализ поверхностных и грунтовых вод из дозиметрических скважин вокруг емкостей с жидкими радиоактивными отходами и хранилища для ОЯТ не выявил наличие каких-либо радионуклидов, в том числе трития, что может свидетельствовать о целостности за-

щитных барьеров [208]. В то же время в районе расположения спецкомбината “Радон” было показано [209], что при контакте поверхностных вод с ^3H -содержащими твердыми РАО в емкости хранилищ образовались жидкие тритиевые отходы активностью 10^5 – 10^7 Бк/кг. Это представляет потенциальную опасность для загрязнения гидрологической сети, поскольку в контрольных скважинах, расположенных в зоне строгого режима, был выявлен тритий.

В районе аварии на ФАЭС-1 относительно высокие концентрации трития были обнаружены в подземных водах (в скважинах с питьевой водой) вблизи станции [119, 210], что связано с повышенным содержанием трития в осадках после аварии [210]. При этом концентрация ^3H в осадках была ниже предельно допустимых значений ВОЗ для питьевой воды и вскоре окончательно снизилась до фонового уровня за счет перемешивания с грунтовыми водами [119, 210]. Для датирования времени попадания трития в подземные воды района воздействия ЧАЭС была разработана модель на основе соотношения $^3\text{H}/^3\text{He}$. Она позволяет напрямую измерить время, прошедшее с момента последнего газообмена подземных вод с атмосферой с учетом максимальной скорости миграции около 200 мм/год [211]. В районе действующей АЭС в Бангладеш [80] содержание трития в подземных водах, предназначенных для питья, было ниже уровня вмешательства. Показана также сезонность в уровнях трития в районах подпитки подземных вод [112]. Наибольшая концентрация трития в почвенной влаге наблюдалась в мае и июне, когда относительная влажность была высокой [131]. В Калифорнии засуха в 2014 г. привела к снижению содержания трития в поверхностных водах, что связано с их разбавлением грунтовыми водами [110].

Фоновые концентрации стабильных изотопов ($\delta^{18}\text{O}$ и $\delta^2\text{H}$) и ^3H были изучены в подземных водах Горного Крыма. Соотношение изотопов соответствовало локальной линии метеорных вод. Формирование подземных вод обусловлено инфильтрацией атмосферных осадков [212]. Показано также, что в водоносных зонах трещиноватости время водообмена быстро возрастает с глубиной и ниже 40–50 м уже превышает 150–400 лет [213]. Моделирование потока подземных вод и переноса трития из гипотетического реактора АЭС было проведено с использованием FEFLOW 5.0 и учетом данных мониторинга уровня воды [214]. Показано, что наибольшая активность трития в подземных водах (160 Бк/л) и напорном водоносном горизонте (0.4 Бк/л) достигается через 10 лет и не превышает безопасных уровней.

НАКОПЛЕНИЕ ТРИТИЯ БИОТОЙ

В моделях переноса трития в окружающей среде предполагается, что ОБТ образуется непосредственно из TFWT. Однако следует учитывать, что измеренные отношения ОБТ/НТО в образцах изменчивы и обычно выше ожидаемых значений. Кроме того, не совсем ясен путь передачи НТО из почвы к растению в динамике [215], хотя НТО — хорошо усваиваемая растениями форма трития [99], в том числе из влаги воздуха [216]. Вопросы об обменном и необменном ОБТ актуальны, и лучшее понимание связи между общим и необменным ОБТ, вероятно, приведет к снижению оценки дозы, уравнивающая другие неточности [217]. Также следует подчеркнуть, что в глобальном масштабе в наземной пищевой цепочке увеличения концентрации за счет выбросов НТО не происходит.

ТРИТИЙ В НАЗЕМНЫХ РАСТЕНИЯХ

В дискуссиях о будущем ядерной энергетики подчеркивается необходимость менее консервативной, но надежной оценки радиационных последствий аварийных выбросов трития. Разработка стандартной концептуальной модели аварийных выбросов ^3H должна основываться на анализе баз данных экспериментов. НТО поступает в растения путем поглощения листьями (аэральный путь поступления) и корнями и превращается в обменные (Е-ОБТ) и необменные (NE-ОБТ) формы ОБТ. Две формы (TFWT и Е-ОБТ) описывают атмосферные поступления трития, поскольку они находятся в равновесии с влажностью атмосферы и почвы. Однако NE-ОБТ тесно связан с органическим веществом и обеспечивает интегрированный учет атмосферного трития во время фазы роста растительности [89]. Принято считать, что включение трития в органические вещества растений происходит главным образом за счет фотосинтеза. Некоторое количество TFWT может стать связанной с органическими компонентами растения в результате обменных реакций. При кратковременном воздействии удельная активность ОБТ листьев составляет лишь небольшую часть от TFWT. Эта доля снижается с уменьшением скорости фотосинтеза и степени воздействия [218].

Соотношения ОБТ/НТО в сельскохозяйственных культурах демонстрируют большую изменчивость в зависимости от динамически меняющихся условий [219]. Нерегулярные или пиковые выбросы трития еще больше усложняют прогноз образования ОБТ [220]. Это связано с тем, что перенос трития из атмосферы в растения и последующее преобразование в ОБТ — длительный процесс, который зависит от пространственного распределения, сезонных колебаний, изменчивых метеоусловий, характеристик растений, ди-

намики стока [221–223]. Так, было показано [223], что концентрации ОВТ и ТФВТ значительно выше у растений, растущих с подветренной стороны от источника поступления трития, чем с наветренной, подтверждена корреляция между активностью трития в зерновых культурах и фруктах и преобладающим направлением ветра в вегетационный период, а также расстоянием до источника выброса [46, 224]. В разное время года ТФВТ у растений достигала пика зимой и летом, в то время как ОВТ непрерывно возрастала при смене сезона с весны на зиму [223]. Отметим, что испытания ядерного оружия в 1963–1965 гг. привели к максимальному загрязнению ^3H торфа Центрального Ямала, датированного этим периодом с помощью ^{14}C [192]. В то же время в районе аварии на ФАЭС-1 следов ^3H в пробах растений не было обнаружено [120]. В целом объективная оценка соотношения ОВТ/НТО возможна при наличии обширного набора данных, описывающих все аспекты динамически меняющихся условий, и последующего моделирования [219].

Миграция трития в растения изучается с особым интересом, поскольку фотосинтезирующие растения являются основными продуцентами наземных экосистем, основой пищевой цепочки и, таким образом, прямо или косвенно играют ключевую роль в питании человека [225]. В ходе экспериментальных исследований было показано [226], что концентрации ТФВТ в тканях листьев китайской капусты и редиса были значительно ниже расчетных равновесных концентраций. Кроме того, воздействие трития на ранних стадиях развития растений (фаза активного роста) приводило к высокой концентрации ТФВТ у китайской капусты. Аналогичные данные получены для фасоли [227]. В период между экспозицией трития и сбором урожая концентрация ТФВТ снижалась, поскольку увеличивался ОВТ [226, 228]. Однако ТФВТ может быть значимее ОВТ при оценке доз потребляемых продуктов питания, если растения подвергались воздействию НТО непосредственно перед сбором урожая [226].

Несоответствие измеренных и расчетных оценок накопления ОВТ было показано также при изучении динамики накопления ОВТ и НТО другими видами сельскохозяйственных растений (фасоль, огурцы, помидоры, кабачки, морковь, картофель, свекла, яблоки, груши, кукуруза, кормовая трава для скота) вблизи Канадских атомных объектов [198]. Обнаружено, что на фоновых участках концентрации ОВТ были выше, чем НТО, а соотношение ОВТ/НТО в растениях варьировало от 0,3 до 20. На импактной территории соотношение ОВТ/НТО в растениях отклонялось от ожидаемого значения 0,7 [229], при этом активность ОВТ в импактной почве находилась в равновесии с ОВТ растений. Результаты этого исследова-

ния отражают динамический характер накопления НТО и образования ОВТ в почве и растениях в течение вегетационного сезона, а также свидетельствуют о необходимости пересмотра некоторых параметров, используемых в моделях переноса трития в окружающей среде, поскольку смоделированные оценки накопления ОВТ растениями представляются завышенными. Аналогичный вывод о необходимости уточнения моделей переноса НТО от почвы к растению был сделан и другими исследователями [215]. Вывод был основан на результатах эксперимента по орошению растений водой, содержащей разные концентрации трития. Показано, что при орошении водой с низкой концентрацией трития активность ТФВТ и ОВТ зависела от атмосферного поступления трития. При высоком содержании трития зависимость от атмосферных поступлений отсутствовала: концентрация ТФВТ оставалась повышенной в течение всего эксперимента, а ОВТ в листьях увеличивалось с последующим квазиравновесием с ТФВТ. В работе [230] показано, что при воздействии на растения малоактивной НТО отношения ОВТ/НТО достигают 8,3. Аналогичные данные были получены ранее [220]. Кроме того, в кислой среде (рН 4) поглощение НТО и включение трития в ОВТ было выше, чем в нейтральной [227]. Отсутствие биоаккумуляции трития злаками, бодяком, недотрогой и крапивой показано в работе [231].

Распределение ^3H в однолетних растениях и однолетних сегментах многолетних растений может отражать его содержание в атмосферной влаге или осадках [46]. Равновесие при поглощении ТФВТ листьями растений из атмосферной НТО достигается в течение 1 ч [226, 228]. Потеря ТФВТ растениями (например, капустой и салатом) происходит поэтапно и описывается двойной экспоненциальной функцией: первый, быстрый компонент, характеризует пареомен и транспирацию – длительность его полупериода ($t_{1/2}$) равна 53 мин; второй, медленный компонент ($t_{1/2} = 15$ ч), связан с обеззараживанием тканей стебля и корня. Спустя 48 ч после кратковременного воздействия парами воды тритий в растениях не обнаруживается, при этом эффективность процесса (скорость потери НТО) на свету выше, чем в темноте [232]. Кроме того, на примере шпината показан [233] широкий диапазон изменчивости (34–117%) скорости формирования ОВТ из ТФВТ на свету и в темноте. Если предположить, что ОВТ формируется только в процессе фотосинтеза, то в темноте, когда скорость фотосинтеза будет менее интенсивной, должно было образоваться меньше ОВТ, чем на свету. Однако в этом исследовании однозначного отклика не обнаружено, что связано с иными механизмами образования ОВТ в темноте, например с различными метаболическими превращениями, в том числе в цикле трикарбонных кислот.

Иные оценки были получены в модельном эксперименте по изучению миграции НТО из среды обитания в состав компонентов ивы белой (*Salix alba* L.) в процессе вегетации [234]. Равновесие между содержанием НТО во внешней среде и внутриклеточном соке растений устанавливалось за 1–2 недели. Длительность установления равновесия между питательной средой и TFWT подтверждена в работе [227]. При этом коэффициент фракционирования α (разделение тяжелых и легких изотопов вследствие небольшого различия массы при фазовых переходах [235]) составлял 0.88–0.94 и практически не зависел от концентрации НТО во внешней среде [234]. Равновесие по ОБТ устанавливалось в течение 4–11 недель, $\alpha = 0.17–0.19$ независимо от концентрации НТО во внешней среде. Вместе с тем наблюдалось изъятие радиоактивного изотопа из системы, вероятно, вследствие транспирации – коэффициент фракционирования составил 1.2. Таким образом, константа скорости формирования загрязнения ^3H внутриклеточных соков растений в среднем была вдвое больше, чем константа скорости его трансформации в ОБТ [234]. Отметим, что воздействие НТ на листья было причиной больших концентраций TFWT, но слабой трансформации в ОБТ [227]. Еще один важный аспект при обсуждении вопросов поглощения растениями НТО с последующим синтезом ОБТ связан с тем, что отдельные молекулы НТО не прикреплены к соседним молекулам легкой воды, и, следовательно, удельная активность воды не является консервативным свойством, в то время как две категории молекул движутся вместе в конвективном потоке, они ведут себя независимо в диффузионном переносе, причем движение каждого изотопа зависит от его собственного градиента концентрации [20].

В упомянутом выше проекте VATO также было проведено многолетнее изучение кинетики переноса ^3H в растения с учетом вклада разных источников (воздух, дождевая вода) и определен биологический период полураспада ОБТ в растениях [103]. Показано, что вблизи завода по переработке ОЯТ (Франция) концентрация TFWT в растениях составила 2–62 Бк/л, а ОБТ – 4–20 Бк/л. Биологический период полураспада ОБТ в растениях для быстрого компонента составил 5 ч, а для медленного – 15 дней.

В ходе комплексных исследований СИП были использованы в качестве индикаторов содержания ^3H в грунтовых водах разные экологические группы растений. Наиболее перспективными видами растений в условиях сухой степи оказались фреатофиты, имеющие глубоко проникающую корневую систему: солодка (*Glycyrrhiza uralensis*), чий (*Achnatherum splendens*) и чингиль (*Halimolobos halodendron*). Выявлена корреляция между концентрацией TFWT в растениях и грунтовых

водах. Поскольку TFWT в заданное время отражает мгновенную активность трития в окружающей среде, метод не является точным, поскольку загрязнение тритием может быть частично разбавлено дождем перед взятием проб. Для построения долгосрочных прогнозов необходимо определение необменного ОБТ в растениях [236]. Такие данные были опубликованы ранее [237] и показано, что обменный ОБТ ведет себя как TFWT и его количество в обезвоженной органике составляет 20–57% от общего количества трития в зависимости от культуры (салат, капуста, помидоры, редис и свекла) и условий проведения эксперимента (выращивание на загрязненной тритием почве и орошение НТО). В то же время активность необменного ОБТ в овощах отражает интегрированные во времени концентрации НТО за несколько месяцев до отбора проб [237]. Снижение вклада ОБТ в общую дозу трития происходит при окислении ОБТ во время приготовления пищи. Так, в картофеле TFWT и ОБТ снизились до 46 и 54% соответственно, а в швейцарском мангольде до 22 и 57% относительно сырого продукта [238].

Обобщение экспериментальных данных по изучению поглощения трития сельскохозяйственными культурами (пшеница, рис, соя, картофель, фасоль, помидоры, редис, капуста и мандарин) показало, что формирование ОБТ растений зависит от стадии развития, продолжительности и условий воздействия, а его перенос в съедобные части растений может сильно различаться между культурами [222].

Путь аэриального (фолиарного) поглощения трития также очень важен для растений [239]. На примере подсолнечника *Helianthus annuus* установлена положительная корреляция между TFWT и НТО в воздухе, а также между значениями удельной активности ОБТ и TFWT. Скорость формирования ОБТ изменялась в пределах 0.21–0.68%/ч, индекс транслокации для *H. annuus* в конце экспозиции составил 27.4%. При длительном аэриальном поглощении НТО отмечен неравномерный характер распределения TFWT и ОБТ по органам *H. annuus* с максимальной активностью TFWT и ОБТ в листьях [240]. По некоторым сведениям [222], в разное время суток формирование ОБТ не различается между собой. Противоположные данные были получены на пшенице [221, 241]: концентрация ОБТ в листьях в ночное время на 50% меньше, чем днем, а поглощение TFWT ночью также было ниже. Эти результаты хорошо согласуются с данными работы [227]: абсорбция НТО и включение трития в ОБТ были заметно снижены у красной фасоли в темноте. Показаны роль устьичного аппарата в процессе формирования ОБТ в разное время суток и циркадная динамика этого процесса [221, 242]. Основываясь на междисциплинарном подходе [242], в модели

CROPTRIT были учтены источники неопределенности, связанные с изменчивостью некоторых параметров (генотип растений, погодные условия, внесение удобрений, воды и т.д.).

Особенностью корневого поступления НТО является то, что почвенная вода в активных корневых зонах представляет собой смесь просачивающихся грунтовых вод и инфильтрата дождя, что приводит к неоднородной концентрации НТО в почве. Процессы разбавления дождевой водой грунтовых и поверхностных вод необходимо учитывать при оценке ^3H в транспирате [243] и годичных кольцах древесных растений [46]. Последний показатель является уникальным инструментом для ретроспективных оценок радиоактивного загрязнения окружающей среды на достаточном больших промежутках времени [192]. Содержание трития в целлюлозе годичных колец определяется глобальными, региональными и локальными факторами. Исследование, охватывающее 50-летний период наблюдений в Японии [244], выявило максимальную концентрацию ОВТ в годичных кольцах 1963 г., что хорошо согласуется с описываемыми выше закономерностями по атмосферным осадкам. В некоторых локациях были обнаружены вторичные пики в 1966 и 1970 г., что связано с влиянием подземных вод в некоторых горных районах. Не совсем синхронные годичные колебания содержания трития в осадках и годичных кольцах могут быть связаны с особенностями мест произрастания деревьев и колебаниями метеопараметров текущего и предыдущего сезонов [166, 192, 245]. По результатам измерений активности трития [246] было выявлено, что в пробах хвои содержится в основном ОВТ. В целом отмечается многолетний нисходящий тренд содержания трития в целлюлозе древесины *Pinus sylvestris* [245], что хорошо согласуется с уменьшением его выбросов в атмосферу [89] и поступлением с осадками, выпадающими в разных странах [106, 112, 115, 136–138], и, по-видимому, характеризует многолетнюю динамику поступления трития из стратосферы.

Концентрация ОВТ в семенах во время сбора урожая также зависит от времени воздействия трития на растения и может различаться до 70 раз. Максимальные значения трития характерны при воздействии на ранних стадиях развития, что соответствовало фазе быстрого роста растений. Кроме того, вклад в суммарный ОВТ растений был наибольшим за счет накопления ОВТ семенами [228]. Перемещение ОВТ в зерно также зависело от скорости его роста — после перехода в зерно потери ОВТ происходили очень медленно [241]. Через 96 ч после начала прорастания семян сосны *Pinus banksiana* на тритиевой воде изученные аминокислоты (глутамин, аланин, пролин и γ -аминомасляная кислота) содержали тритий, но в погибших из-за нагревания семенах ^3H -

аминокислоты не обнаружены. В основном ^3H был локализован в цитоплазме, но на единицу площади был больше сконцентрирован в хроматине ядра [247].

Коэффициент накопления TFWT в спелых томатах и огурцах составил 0.5 (0.4–0.8) от концентрации трития в воздухе, а в листьях — 0.8 (с большим диапазоном изменчивости). При поглощении НТО из чистой почвы переход трития в TFWT для спелых плодов/воздуха составил 0.20, а листья/воздуха — 0.45. Орошение тритиевой водой приводило к росту коэффициента концентрации TFWT в растениях до 3.2, однако ОВТ составил всего 9% от общего содержания трития [248]. Анализ импортированных в Японию продуктов питания (эндивий, лук-порей, корень сельдерея, шалот, спагетти, сыр камамбер) показал [249], что соотношение ОВТ/TFWT (0.69–3.0) было ниже указанных ранее европейскими и американскими исследовательскими группами и может быть связано с межгодовой изменчивостью накопления и трансформации трития, поэтому требует межлабораторной интеркалибровки.

Таким образом, некоторые закономерности накопления трития растениями заключаются в следующем: 1) динамический характер накопления НТО и образования ОВТ в растениях и почве в течение вегетационного сезона; 2) зависимость накопления НТО и соотношения ОВТ/НТО от концентрации трития в окружающей среде; 3) зависимость поступления трития в растения от кислотности почвы; 4) достижение устойчивого равновесия TFWT/НТО в течение одного–двух часов; 5) формирование ОВТ зависит от стадии развития растений, продолжительности и условий воздействия трития, а его перенос в разные части растений видоспецифичен; 6) неравномерный характер распределения TFWT и ОВТ по органам при длительном аэральном поглощении НТО; 7) циркадная динамика абсорбции и потери НТО, а также включения в ОВТ; 8) двухкомпонентный период выведения трития из организма и т.д.

ТРИТИЙ В НАСЕКОМЫХ

Для взрослых сверчков (*Acheta domesticus*) была определена зависимость между концентрацией общего трития в организме (0.19) и источником пищи (кресс-салат). Равновесная концентрация НТО составила 0.92 от концентрации воды, на которой он выращивался [250]. По данным [251], содержание воды в организме *A. domesticus* составляет около 75%. Таким образом, простые предположения о диффузионно-равновесном состоянии не подходят для описания миграции трития по пищевым цепочкам. Для моделирования процессов миграции необходимо учитывать дополнительные факторы, например скорость ассимиляции ОВТ и оборота TFWT, пищевые привычки и

продолжительность стадий развития организмов, а также концентрации трития в окружающей среде [250].

ТРИТИЙ В НАЗЕМНЫХ ЖИВОТНЫХ

Животные являются следующим звеном пищевой цепочки после растений, которые участвуют в миграции биогенных элементов в экосистемах. Возможны два пути поступления трития в организм животных: аэральный и пероральный. В первом случае тритий, содержащийся в атмосферной влаге, поступает в организм в процессе дыхания через легкие. Во втором случае тритий может поступить в организм животного либо в виде НТО, либо с твердой пищей, содержащей ТФВТ и ОВТ.

В ходе 100-дневного эксперимента на крысах было показано [252], что ^3H в виде НТО, попавший в организм, быстро и равномерно распределялся по всему телу, но также быстро ($t_{1/2} = 3.5$ дня) выводился из него. ОВТ выводился медленно, при этом выявлена тканеспецифичность времени удерживания: так, максимальные концентрации ^3H отмечены в жировой ткани, мозге и мышцах, что связано с их метаболической активностью. Результаты эксперимента хорошо согласуются с данными о том, что скорость выведения у молодых животных выше, чем у пожилых. Максимальная эквивалентная доза за счет ОВТ для жировой ткани составила 64% от общей дозы для тканей [252]. Данные о периоде полувыведения хорошо согласуются с результатами, отмеченными для почек [253]. Для других органов эти значения были выше и зависели от дозы вводимой НТО. Накопление трития мышцами (*Peromyscus gossypinus*) из природных экосистем, орошаемых НТО, положительно коррелировало с увеличением скорости орошения и концентрацией трития в воде. При этом получены отрицательные зависимости накопления ^3H от количества осадков, что указывает на отсутствие накопления трития биотой [254].

Молоко и кисломолочная продукция являются важными компонентами пищевого рациона человека — они содержат необходимые питательные вещества (белки, жиры, углеводы). Именно поэтому молоко — один из наиболее часто контролируемых продуктов питания вблизи источников радиоактивных выбросов [255]. Многолетние исследования почвы, растительности, продуктов питания, тканей животных и человека показали [256], что при переходе по трофическим уровням кратность снижения соотношения удельной активности свободный/связанный тритий составила для почвы относительно осадков 6–8 раз, для растительности — 3–4 раза, для человека — 1.5–2 раза, наименьшее соотношение 1.2 — для молока. Было показано [257], что при поении лактирующих ко-

ров НТО концентрация трития в компонентах молока и моче достигла максимума через 18 дней и составила 82% от НТО. Наибольшее включение трития произошло в лактозе (0.58), молочном жире (0.36) и казеине (0.27). Таким образом, в сухом веществе молока содержание трития достигало 0.45, что выше, чем в других тканях млекопитающих. Период полувыведения составил около 4 дней для быстрой компоненты и 44, 225 и 24 дня — для медленных компонент молочной воды, жира и казеина соответственно [257].

При поступлении трития в виде ОВТ с сеном около 97% трития концентрировалось в казеине и молочном жире [258]. Аналогичные данные указаны в работе [259]: величина перехода трития в сыворотку молока кобыл при кормлении сеном выше (20%), чем при поступлении НТО. При кормлении сеном равновесие наступало через 11 сут, а при поступлении с водой — через 25 сут. Кривые, описывающие снижение концентраций трития в молоке, можно разделить на компоненты с быстрым и медленным периодом выведения [259]. Соотношение активности трития корм/продукты животного происхождения менее изменчиво, чем коэффициент перехода (соотношение концентрации трития в молоке или тканях животных/суточное потребление нуклида), поэтому целесообразно использовать именно этот показатель [260].

ТРИТИЙ В ВОДНЫХ РАСТЕНИЯХ

Потенциальными источниками поступления трития в водные экосистемы являются штатные и аварийные выбросы предприятий атомной промышленности, а также исторически загрязненная ^3H наземная биомасса, представляющая собой значительный источник ОВТ [261]. В некоторых работах [262] было показано, что ТФВТ в водных организмах уравнивается с окружающей средой, и особенно быстро этот процесс происходит у водорослей. ОВТ накапливается в водных организмах гораздо медленнее, чем ТФВТ, и не достигает высоких концентраций. При этом некоторые виды зеленых водорослей (например, *Dunaliella tertiolecta*) в фазе экспоненциального роста могут накапливать ОВТ быстрее, чем в стационарном состоянии [262, 263]. Для *Nodularia spumigena* такого эффекта не наблюдалось [263]. Накопление ^3H -лизина в клетках водорослей *Scenedesmus obliquus* оказалось на 3–4 порядка больше, чем концентрация НТО [264].

В районе воздействия ГХК было показано, что элодея (*Elodea canadensis* Michx.) и рдест (*Potamogeton* L.) содержали тритий в концентрациях 2–8 Бк/кг сырого веса [265], при этом концентрация ^3H в воде основного русла р. Енисей составила 4–6 Бк/л, а в донных отложениях ~6 Бк/л, т.е. соотношение трития в воде, донных отложениях и

живых организмах составляло около 1. Аналогичные данные были получены для камыша (*Typha latifolia*) около АЭС Альмарас (Испания) — соотношение TFWT/НТО варьировало от 0.3 до 1.3 (в среднем 0.74) [266]. Для нитчатых зеленых водорослей вблизи предприятий атомной промышленности Канады эта величина была выше — 1.8 (0.8–3.7) [81]. Отношение ОВТ/TFWT варьировало для водорослей в узких пределах (2.9–3), а отношение ОВТ/НТО достигло пятикратного превышения [81]. Аналогичные данные были получены в работе [86]. Значительное накопление ОВТ водорослями по сравнению с НТО связано с тем, что для TFWT характерен более быстрый оборот в биологических системах, чем для ОВТ [81]. Тритий, который уже успел включиться в органические молекулы, остается в них на долгое время. В условиях снижения концентрации НТО водоросли продолжают содержать исторически накопленный ОВТ по сравнению с современными уровнями НТО.

В ходе лабораторного эксперимента изучено накопление трития роголистником *Ceratophyllum* и ряской *Lemna*. Обнаружено, что основное снижение (до 70%) содержания трития в экспериментальной воде наблюдается в течение первых 48 ч после начала эксперимента [267, 268]. Оптимальными условиями для ассимиляции и трансформации ^3H водными растениями являются температура воды 25° С и отсутствие света 18 ч [164].

ТРИТИЙ В ВОДНЫХ ЖИВОТНЫХ

Существует мнение, что организмы, которые потребляют пищу, содержащую тритий, накапливают ОВТ быстрее и достигают более высокой концентрации трития, чем организмы, подвергшиеся воздействию только НТО. Тритий в ОВТ ведет себя иначе, чем в НТО, что зависит от химической формы молекулы. Однако в 80-х годах прошлого столетия ни экспериментальные исследования пищевой цепи, ни результаты изучения загрязненной окружающей среды не указывали на то, что тритий подвергается аккумуляции через пищевые цепи [262].

Современные исследования предлагают к обсуждению разнополярные результаты. Так, в районе влияния ФАЭС-1 (на примере бычка *Muohcephalus jaok*, кальмара *Todarodes pacificus*, терпуга *Pleurogrammus azonus*), а также в районе влияния Ленинградской и Балтийской АЭС, АЭС Хангикиви (на примере разных видов рыб — густера, ерш, карась, красноперка, лещ, линь, налим, окунь, осетр, плотва, судак, сырть, уклейка, чешень, щука) было показано превышение активности трития в форме TFWT в 1.5–4 раза и активности ОВТ в 5–20 раз в расчете на живой вес по сравнению с его активностью в среде обитания

[39]. Аналогичные данные по аккумуляции трития были получены в районе воздействия ГХК (р. Енисей). Показано, что в мышечной ткани промысловых рыб (хариус, сиг, стерлядь, тугун) концентрация ^3H составляет 12–20 Бк/кг сырого веса по сравнению с активностью в воде (4–6 Бк/л) основного русла р. Енисей [265]. В случае травоядного серебряного карася (*Carassius gibelio*) около 50–75% накопленного ^3H находилось в мышцах — период полувыведения составил 175 дней; период полувыведения из печени, где депонировалось 30% трития [267], достигал 550 дней [164, 268]. Наибольший вклад (до 50%) в накопление трития вносят соединения холестерина [267]. В модельных экспериментах [269] было обнаружено включение 61–71% трития из НТО в ОВТ планктонных водорослей; в дальнейших опытах было показано, что длительный период полураспада ОВТ был обнаружен при различных температурных условиях.

Повышенное содержание трития в форме TFWT относительно НТО (4.3) и коэффициенты концентрации ОВТ/НТО были выше у пресноводных мидий (17–47) по сравнению с водорослями и рыбой [81]. Аналогичные данные были получены в районе влияния АЭС Пакш: при незначительной разнице между TFWT биоты и НТО в воде р. Дуная количество ОВТ в моллюсках превышало концентрацию трития в воде. У морских мидий (*Mytilus edulis*) тритий, содержащийся в глицине (T-Gly), показал повышенное включение в ДНК по сравнению с НТО. Около 90% начальной активности НТО выводилось из организма в течение суток, тогда как выведение T-Gly происходило медленно [270]. Аналогичные данные были получены в работе [142]. Накопление TFWT в тканях мидий (*Mytilus edulis*) происходило в зависимости от дозы, причем наибольшее количество свободной тритиевой воды накапливалось в кишечнике, за которым следовали жабры, мантия и мышцы [271]. Дополнительные вещества (Zn) не приводят к снижению накопления трития в организме или уменьшению его распределения в отдельных тканях мидий [148].

Накопление ОВТ в тканях мидий из тритиевого фитопланктона демонстрирует экологически значимый путь переноса трития даже при снижении концентрации в воде, что вносит вклад в развитие идеи о том, что ОВТ действует как стойкий органический поллютант [263]. Как и у наземных растений, концентрация TFWT в мидиях достигала устойчивого равновесия с НТО в течение 1–2 ч. Несовпадение расчетных данных с результатами моделирования связано с потерей ОВТ мидиями во время воспроизводства [272]. Меньшее накопление ОВТ рыбами относительно моллюсков связывают с их высокой миграционной способностью [273]. Эти результаты свидетельствуют также

о неоднородном распределении ОВТ в водных экосистемах [81]. Для оценки переноса трития взрослой радужной форелью (*Onchorrhynchus mykiss*) по водной пищевой цепи была предложена обновленная модель AQUATRIT. Результаты моделирования и верификация подчеркивают, что в полевых условиях основными факторами, влияющими на скорость биологической потери ОВТ, являются температура и доступность добычи, в то время как поглощение ОВТ в основном зависит от скорости роста рыбы [274]. У таких мелких организмов, как эмбрионы рыбок *Danio rerio*, интернализация трития (соотношение между активностью в воде и организмах) представляет собой быстрое явление, достигающее стационарного состояния в течение 24 ч после начала загрязнения при TFWT/НТО ≈ 1 . Формирование ОВТ в организмах происходило медленно: через 24 и 96 ч после оплодотворения икры соотношение ОВТ/TFWT в эмбрионах составило около 8 и 14% соответственно [275].

Другая группа работ свидетельствует о том, что биоаккумуляция ОВТ не происходит. Это было показано на примере зоопланктонных организмов (Cladocera, Copepoda, Rotatoria), у которых ОВТ составило 2–9 Бк/л по сравнению с активностью в воде (4–6 Бк/л) основного русла р. Енисей [265]. Аналогичные данные были получены для карпа (*Cyprinus carpio*) – коэффициент концентрации составлял 0.8 [266], что совпадает с данными работ [143, 276, 277]. В некоторых исследованных озерах отмечалась обратная корреляция между размером тела рыбы и активностью ОВТ [277], что связано с замедлением роста при определенном размере и зависит от вида рыб, биоэнергетики, возраста, типа пищи, типа самой водной среды. Отметим также, что различия по коэффициенту перехода, описанные выше, могут быть обусловлены тем, что выращивание организмов было проведено в тритиевой воде с высокой удельной активностью. Однако этот эксперимент не воспроизводит накопление трития биотой в природных условиях [39].

Таким образом, для разных групп биологических объектов характерна высокая гетерогенность в накоплении разных форм трития. Для большинства организмов уровни ОВТ выше, чем НТО. Кроме того, анализ данных показал, что в настоящее время не во всех работах учитывается содержание ОВТ и, следовательно, могут быть недооценены накопление и токсическое действие трития для биоты. Такая информация необходима для точной оценки распределения трития в ходе штатных выбросов и инцидентов, а также для адекватной защиты окружающей среды и человека [263].

МЕЖДУНАРОДНЫЕ ПРОГРАММЫ ПО ОЦЕНКЕ СОДЕРЖАНИЯ ТРИТИЯ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

К настоящему времени в открытых литературных источниках встречаются сведения о 14 программах, направленных на изучение разных аспектов поведения трития в окружающей среде, а также оценку его накопления живыми организмами и миграции по пищевым цепям (см. табл. 1). Результаты анализа данных с использованием тех или иных моделей приводятся в разных разделах статьи.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, учитывая относительно короткий период полураспада трития, его высокую миграционную способность, наличие нескольких физико-химических форм, сродство с органическими молекулами и включенность в обменные процессы в биосфере, современные представления о закономерностях поведения трития в окружающей среде и накопления биотой не вполне однозначны. Поскольку миграция трития в компонентах окружающей среды и биоте представляет собой сложные, длительные и многоступенчатые процессы, зависящие от пространственного распределения ^3H , его суточной, сезонной и межгодовой изменчивости, метеоусловий, возрастных и видовых характеристик, динамики стока и неоднородности распределения НТО и ОВТ в экосистемах, остаются полностью нерешенными следующие задачи:

1. Для установления величины приемлемых уровней техногенного поступления трития в окружающую среду необходимы исследования по уточнению его поведения в круговороте воды и органических веществ в биосфере, включая количественные характеристики этих процессов.

2. Целесообразно привести к общему знаменателю (по порядку величины) предельно допустимые уровни трития в окружающей среде, используемые в настоящее время разными странами для целей нормирования.

3. Актуальна разработка концептуальных моделей аварийных выбросов трития различными предприятиями ядерного цикла. При этом необходима менее консервативная, но надежная оценка радиационных последствий аварийных выбросов трития для биоты.

4. Необходимы систематические экспериментальные данные о многолетнем накоплении трития разными референтными группами, в том числе растениями, произрастающими в природных сообществах и агроэкосистемах, и референтных животных, а также инициация процедуры запуска межлабораторных сравнений.

Таблица 1. Программы и модели, направленные на оценку содержания, накопления и миграции трития в окружающей среде и биоте

Название программы	Краткое описание	Ссылки на источник литературы
AQUATRIT	Оценка переноса ^3H по водным пищевым цепям	[274]
BIOMASS TWG	Моделирование переноса ^3H в окружающей среде в ситуациях длительного выброса из первичных или вторичных источников вблизи долгосрочных атмосферных и подземных источников	[278–280]
CROPTRIT	Динамика переноса ^3H сельскохозяйственными растениями в системе “почва–растения–атмосфера”	[242]
STEM+CLASS v.2.7	Модель переноса ^3H в Канадской модели наземной экосистемы с учетом феноменологии растений	[281]
EMRAS II	Моделирование поступления ^3H в окружающую среду в результате аварийных выбросов ядерных объектов, сравнение моделей для оценки переноса ^3H в водную, наземную биоту и организм человека	[85, 282]
FEFLOW 5.0	Моделирование потока подземных вод и переноса ^3H из гипотетического реактора АЭС с учетом данных мониторинга уровня воды	[214]
MARINA II	Моделирование переноса и накопления ^3H в морских водах Северной Европы и морской биоте для оценки доз для биоты и человека, а также биологических эффектов этого воздействия	[283–285]
MGMTP	Глобальная модель для прогнозирования концентрации ^3H в осадках	[106]
SIBYLLA	Оценка загрязнения водных объектов и доз, полученных населением в результате сбросов (выпадений, утечки, смыва) радиоактивности в гидросферу при нормальных условиях эксплуатации или авариях (на всех этапах жизненного цикла объекта использования атомной энергии)	[286]
TERM	Моделирование выбросов ^3H в окружающую среду (атмосфера, речные и прибрежные экосистемы)	[287]
TOCATTA	Моделирование переноса ^3H в сельскохозяйственные растения с учетом состава воздуха, дождевой и почвенной воды, а также различных процессов (фотосинтез и эвапотранспирация)	[288]
TRIF	Моделирование переноса ^3H в сельскохозяйственные культуры и животных	[289]
TRANSAT	Разработка стратегий уменьшения выбросов ^3H , методология оценки уровней загрязнения, улучшение обращения с отходами и совершенствование знаний в области токсичности радионуклидов и дозиметрии	[51, 290]
VATO	Исследование поведения ^3H в окружающей среде (воздух, почва, дождевая вода, миграция в растения, оценка периода полураспада ОБТ в растениях)	[103]

5. Для более точного прогнозирования дозовых нагрузок на биоту целесообразно пересмотреть некоторые параметры накопления и их значения, используемые в моделях переноса трития в окружающей среде, поскольку смоделированные оценки накопления ОБТ разными референтными видами демонстрируют большую изменчивость и представляются весьма консервативными.

В дальнейшем исследование будет продолжено по пути обобщения оценок дозовых нагрузок и биологических эффектов, полученных в ходе ла-

бораторных и природных исследований действия трития для разных референтных групп.

Сбор данных проведен в рамках НИР “Развитие законодательной и нормативной базы в области использования атомной энергии, включая новые типы ядерных установок, термоядерные и гибридные системы” федерального проекта “Разработка технологий управляемого термоядерного синтеза и инновационных плазменных технологий” комплексной программы Российской Федерации “Развитие техники, технологий и научных исследований в области использования атомной

энергии”, анализ и интерпретация полученных результатов – в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН, Института промышленной экологии УрО РАН и Института проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. Авторы благодарят д.т.н. И.И. Линге (ИБРАЭ РАН) и д.б.н. В.Н. Позолотину (ИЭРиЖ УрО РАН) за ценные замечания и рекомендации, которые помогли значительно улучшить статью.

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Sources, effects and risks of ionizing radiation. Report 2016. NY: UNSCEAR, 2017. 512 p.
2. Management of waste containing tritium and carbon-14. Vienna: IAEA, 2004. 109 p.
3. Bartels J.R., Pate M.B., Olson N.K. An economic survey of hydrogen production from conventional and alternative energy sources // Intern. J. of Hydrogen Energy. 2010. V. 35. № 16. P. 8371–8384.
4. Dresselhaus M.S., Thomas I.L. Alternative energy technologies // Nature. 2001. V. 414. № 6861. P. 332–337.
5. Michaelides E.E.S. Alternative energy sources. Berlin: Springer, 2012. 467 p.
6. Reinders L. The fairy tale of nuclear fusion. Cham: Springer, 2021. 431 p.
7. Yukhimchuk A.A. Tritium-related activities in the Russian Federation // Fusion Science and Technology. 2020. V. 76. № 4. P. 567–577.
8. Zhang H.W., Lin X., Ma Z.W. et al. Systematic simulation studies on the penetration of resonant magnetic perturbations in an Experimental Advanced Superconducting Tokamak // Plasma Physics and Controlled Fusion. 2021. V. 63. № 3. P. 035011.
9. Kurskiev G.S., Gusev V.K., Sakharov N.V. et al. Tenfold increase in the fusion triple product caused by doubling of toroidal magnetic field in the spherical tokamak Globus-M2 // Nuclear Fusion. 2021. V. 61. № 6. P. 064001.
10. Subbotin M., Rozenkevich M., Gostev A. et al. Concept design of the tritium plant on the TRINITY site for the Tokamak Ignitor Project Tasks // Fusion Science and Technology. 2020. V. 76. № 3. P. 297–303.
11. Rozenkevich M., Perevezentsev A., Subbotin M. et al. Optimisation of fuel cycle for IGNITOR tokamak at TRINITY in Russia: A critical review // International J. of Hydrogen Energy. 2020. V. 45. № 56. P. 32311–32319.
12. Petrov M.P., Afanasyev V.I., Chernyshev F.V. et al. 60 years of neutral particle analysis: from early tokamaks to ITER // The Europ. Physical J. H. 2021. V. 46. № 1. P. 1–5.
13. Линге И.И. О радиоэкологических последствиях замыкания ядерного топливного цикла // Вопросы атомной науки и техники. Серия: Термоядерный синтез. 2021. Т. 44. № 1. С. 13–17.
14. Urey H.C., Murphy G.M., Brickwedde F.G. A name and symbol for H^2 // The J. of Chem. Physics. 1933. V. 1. № 7. P. 512–513.
15. Oliphant M.L.E., Kinsey B.B., Rutherford E. The transmutation of lithium by protons and by ions of the heavy isotope of hydrogen // Proceedings of the royal society of London. Ser. A. Containing papers of a mathematical and physical character. 1933. V. 141. № 845. P. 722–733.
16. Alvarez L.W., Cornog R. Helium and hydrogen of mass 3 // Physical Review. 1939. V. 56. № 6. P. 613.
17. Audi G., Wapstra A.H., Thibault C. The Ame2003 atomic mass evaluation: (II). Tables, graphs and references // Nuclear Physics A. 2003. V. 729. № 1. P. 337–676.
18. Okada S., Momoshima N. Overview of tritium: characteristics, sources, and problems // Health Physics. 1993. V. 65. № 6. P. 595–609.
19. Lucas L.L., Unterwieser M.P. Comprehensive review and critical evaluation of the half-life of tritium // J. of research of the National Institute of Standards and Technology. 2000. V. 105. № 4. P. 541–549.
20. Zerriffi H. Tritium: The environmental, health, budgetary, and strategic effects of the Department of Energy’s decision to produce tritium. Takoma Park: IEER, 1996. 15 p.
21. Бучаченко А.Л., Плюсс Е.М. Изотопные эффекты водорода и атомное туннелирование // Успехи химии. 2016. V. 85. № 6. P. 557–564.
22. Мариянац А.О., Шестаков И.А., Горшкова О.С. и др. Термодинамические изотопные эффекты трития в молекулах углеводородов // Вопросы радиац. безопасности. 2017. № 1. С. 80–87.
23. Investigation of the environmental fate of tritium in the atmosphere. Part of the Tritium Studies Project. Ottawa: CCNS, 2009. 104 p.
24. Kaufman S., Libby W.F. The natural distribution of tritium // Physical Review. 1954. V. 93. № 6. P. 1337–1344.
25. Кесслер Г. Ядерная энергетика. М.: Энергоатомиздат, 1986. 261 с.
26. Ionizing radiation: sources and biological effects. New York: UNSCEAR, 1982. 43 p.
27. Begemann F., Libby W.F. Continental water balance, ground water inventory and storage times, surface ocean mixing rates and world-wide water circulation patterns from cosmic-ray and bomb tritium // Geochimica et Cosmochimica Acta. 1957. V. 12. № 4. P. 277–296.
28. Баженов В.А., Булдаков Л.А., Василенко И.Я. и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справочник / Под ред. Филова В.А., Ивина Б.А., Ильина Л.А. Л.: Химия, 1990. 464 с.
29. Kalinowski M.B. International control of tritium for nuclear nonproliferation and disarmament. Boca Raton: CRC press, 2004. 256 p.
30. Phillips J.E., Easterly C.E. Sources of tritium. Oak Ridge National Lab., 1980. 60 p.
31. Десятков Д.Д., Екидин А.А. Оценка поступления трития в окружающую среду от выбросов АЭС // Биосферная совместимость: человек, регион, технологии. 2018. № 1. С. 88–96.

32. Михальченко А.Г., Ивахнюк Г.К., Швецова О.В. Перспективы увеличения глобальной радиационной нагрузки от техногенного трития // Современные проблемы экологии: тезисы докладов XIV Междунар. науч.-технич. конф. / Под ред. Панарина В.М. Тула: Инновационные технологии, 2016. С. 263–264.
33. Environmental Health Criteria 25. Selected radionuclides – tritium, carbon-14, krypton-85, strontium-90, iodine, caesium-137, radon, plutonium. Geneva: WHO, 1983. 142 p.
34. Миронова Н.И. Тритий – это опасно. Челябинск: Движение за ядерную безопасность, Центр поддержки гражданских инициатив, 2001. 58 с.
35. Murphy C.E. Jr., Pendergast M.M. Environmental transport and cycling of tritium in the vicinity of atmospheric releases. Vienna: IAEA, 1979.
36. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2020 году / Под ред. Шершакова В.М., Булгакова В.Г., Крышева И.И. и др. Обнинск: Росгидромет, НПО “Тайфун”, 2021. 330 с.
37. Willms S. Tritium supply considerations. 2003. URL: https://fire.pppl.gov/fesac_dp_ts_willms.pdf.
38. Pastor L., Siclet F., Peron O. et al. Experimental setup for the determination of exchangeable hydrogen in environmental samples using deuterium and tritium // ICRRER. Barcelona, Spain, 2014. P. 181.
39. Bondarenko L., Izotova A., Bolshakov V. et al. Tritium, tritium, tritium (HTO, TFWT, OBT). СПб.: Радиевый институт им. В.Г. Хлопина, 2016. 17 с.
40. Chen J. Radiation quality of tritium // Radiation Protection Dosimetry. 2006. V. 122. № 1–4. P. 546–548.
41. Kim S.B., Baglan N., Davis P.A. Current understanding of organically bound tritium (OBT) in the environment // J. of Environ. Radioact. 2013. V. 126. P. 83–91.
42. Adam-Guillermin C., Pereira S., Della-Vedova C. et al. Genotoxic and reprotoxic effects of tritium and external gamma irradiation on aquatic animals // Rev. Environ. Contam. Toxicol. / Ed. Whitacre D. M. NY: Springer, 2012. P. 67–103.
43. Eyrolle F., Ducros L., Le Dizès S. et al. An updated review on tritium in the environment // J. of Environ. Radioact. 2018. V. 181. P. 128–137.
44. Jean-Baptiste P., Fourné E., Baumier D. et al. Environmental OBT/TFWT ratios revisited // Fusion Science and Technology. 2011. V. 60. № 4. P. 1248–1251.
45. Mathur-De Vré R., Binet J. Molecular aspects of tritiated water and natural water in radiation biology // Progress in Biophysics and Molecular Biology. 1984. V. 43. № 2. P. 161–193.
46. Мажейка Й.В., Пятрошюс Р.И., Скуратович Ж.Л. и др. Тритий в окружающей среде Игналинской АЭС за период ее эксплуатации // Региональная экология. 2018. № 1. С. 20–30.
47. Baglan N., Ansoborlo E., Cossonnet C. et al. Tritium metrology within different media: focus on organically bound tritium (OBT) // Radioprotection. 2010. V. 45. № 3. P. 369–390.
48. Budnitz R.J. Tritium instrumentation for environmental and occupational monitoring – a review. Berkeley: Lawrence Berkeley National Laboratory, 1973. 50 p.
49. Clarke W.B., Jenkins W.J., Top Z. Determination of tritium by mass spectrometric measurement of ^3He // The Intern. J. of Appl. Radiation and Isotopes. 1976. V. 27. № 9. P. 515–522.
50. Dodi E., Benco A. Radiation protection – tritium instrumentation and monitoring methods // Safety in tritium handling technology / Ed. Mannone F. Dordrecht: Springer, 1993. P. 145–159.
51. Fitchet P., Bultel A., Markelj S. et al. Review of the different techniques to analyse tritium. TRANSAT. RIA: CEA, 2017. 34 p.
52. Hara M., Kawamura Y., Tanabe T. Tritium measurement. I – Tritium in gas, liquid, and solid // Tritium: Fuel of Fusion Reactors / Ed. Tanabe T. Tokyo: Springer, 2017. P. 137–164.
53. Love A.H., Hunt J.R., Roberts M.L. et al. Use of tritium accelerator mass spectrometry for tree ring analysis // Environ. Science & Technology. 2002. V. 36. № 13. P. 2848–2852.
54. Sakuma Y., Yamanishi H., Ogata Y. et al. Development of a simplified method for tritium measurement in the environmental water. Oroschi-cho, Toki: National Institute for Fusion Science, 2002. 452 p.
55. Zushi H. Tritium Measurement. II – Tritium in plasma // Tritium: Fuel of Fusion Reactors / Ed. Tanabe T. Tokyo: Springer, 2017. P. 165–205.
56. NF M60-824. Nuclear energy – measurement of radioactivity in the environment – determination of tritium activity in the environment – test method for analysis of tritium in free water and organically bound tritium in environmental matrices. 2020. 39 p.
57. Ware A., Allott R. Review of methods for the analysis of total tritium and organically bound tritium. Bristol: Environment Agency, 1999. 16 p.
58. Файзрахманов Ф.Ф., Аникин А.Я., Антоненко Г.И. и др. Измерение малых удельных активностей трития / Под ред. Романова С.А. Снежинск: РФЯЦ–ВНИИТФ, 2014. 108 с.
59. Pointurier F., Baglan N., Alanic G. A method for the determination of low-level organic-bound tritium activities in environmental samples // Appl. Radiation and Isotopes. 2004. V. 61. № 2. P. 293–298.
60. Горячев В.А., Рогачев К.А., Соيفер В.Н. Перенос трития в теплых вихрях Куроисио // Океанология. 1991. Т. 31. № 4. С. 599–605.
61. Connan O., Hébert D., Solier L. et al. Atmospheric tritium concentrations under influence of AREVA NC La Hague reprocessing plant (France) and background levels // J. of Environ. Radioact. 2017. V. 177. P. 184–193.
62. Vasyanovich M.E., Ekinin A.A., Vasilyev A.V. et al. Determination of radionuclide composition of the Russian NPPs atmospheric releases and dose assessment to population // J. of Environ. Radioact. 2019. V. 208–209. Art. 106006.
63. Tentative method of analysis for tritium content of the atmosphere. Method 609 // Methods of Air Sampling and Analysis. NY: American Public Health Association, 1977.
64. Букин А.Н., Иванова А.С., Розенкевич М.Б. и др. Способ отбора проб тритированной воды методом фазового изотопного обмена // Заводская ла-

- боратория. Диагностика материалов. 2017. Т. 83. № 7. С. 27–31.
65. Букин А.Н., Марунич С.А., Мосеева В.С. и др. Способ отбора проб тритированной воды из газовой среды. 2020. Патент RU 2711576 C1.
66. DOE handbook: Tritium handling and safe storage. Washington: U.S. Department of Energy, 2007. 149 p.
67. Tarancón A., Bagán H., García J.F. Plastic scintillators and related analytical procedures for radionuclide analysis // J. of Radioanal. Nucl. Chem. 2017. V. 314. № 2. P. 555–572.
68. Buzinny M., Panasjuk N., Tsygankov N. LSC-based approach for water analyses around the Chernobyl NPP // Advances in liquid scintillation spectrometry (LSC 2005) / Eds. Chalupnik S., Schönhöfer F., Noakes J. Katowice, Arizona: University of Arizona, 2006. P. 297–303.
69. Журавков В.В., Позняк С.С., Скибинская А.Н. Содержание трития в гидрографической сети в районе строительства Белорусской АЭС // Журн. Белорусского гос. ун-та. Экология. 2019. № 1. С. 18–23.
70. POURCELOT L., VINTRÓ L.L., MITCHELL P. et al. Hydrological behaviour of tritium on the former Semipalatinsk nuclear test site (Kazakhstan) determined using stable isotope measurements // Eurasian Chemico-Technol. J. 2013. V. 15. № 4. P. 293–299.
71. FONS J., TENT-PETRUS J., LLAUARADO M. Strategy for the determination of mixtures of alpha and beta emitters in water samples with a combination of rapid methods // J. of Radioanal. Nucl. Chem. 2017. V. 314. P. 797–802.
72. PUJOL L., SANCHEZ-CABEZA J.A. Use of tritium to predict soluble pollutants transport in Ebro river waters (Spain) // Environ. Pollution. 2000. V. 108. № 2. P. 257–269.
73. JEFANOVA O., MAŽEIKIA J., PETROŠIUS R. et al. The distribution of tritium in aquatic environments, Lithuania // J. of Environ. Radioact. 2018. V. 188. P. 11–17.
74. JANKOVIĆ M.M., JANKOVIĆ B.Ž., TODOROVIĆ D.J. et al. Tritium concentration analysis in atmospheric precipitation in Serbia // J. of Environ. Science and Health. Part A. 2012. V. 47. № 5. P. 669–674.
75. GRAHEK Ž., BREZNIK B., STOJKOVIĆ I. et al. Measurement of tritium in the Sava and Danube rivers // J. of Environ. Radioact. 2016. V. 162–163. P. 56–67.
76. LEO W.R. Techniques for nuclear and particle physics experiments: a how-to approach. Berlin: Springer, 1994. 378 p.
77. PUJOL L., SANCHEZ-CABEZA J.A. Optimisation of liquid scintillation counting conditions for rapid tritium determination in aqueous samples // J. of Radioanal. Nucl. Chem. 1999. V. 242. № 2. P. 391–398.
78. STOJKOVIĆ I., TODOROVIĆ N., NIKOLOV J. et al. Methodology of tritium determination in aqueous samples by liquid scintillation counting techniques // Tritium: advances in research and applications / Ed. Janković M.M. NY: Nova Science Publishers, 2018. P. 99–156.
79. JANKOVIĆ M.M., JANKOVIĆ B.Ž., SARAP N.B. A new method for the determination of tritium originating in surface waters: symmetrical index application // Tritium: advances in research and applications / Ed. Janković M.M. NY: Nova Science Publishers, 2018. P. 213–250.
80. Sadhukhan R.K., Synzynys B.I. Review of tritium in Bangladesh before commissioning of NPP Rooppur // IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng. 2020. Art. 012009.
81. Kim S.B., Bredlaw M., Rousselle H. et al. Distribution of organically bound tritium (OBT) activity concentrations in aquatic biota from eastern Canada // J. of Environ. Radioact. 2019. V. 208–209. Art. 105997.
82. Clark I., Wilk M., Lacelle D. Environmental fate of tritium in soil and vegetation. Final report. Ottawa: Canadian Nuclear Safety Commission, 2010. Contract № 87055-07-0947:R388.1.
83. ISO 9698:2019. Water quality – tritium – test method using liquid scintillation counting. ISO, 2019. 25 p.
84. ISO 13168:2015. Water quality – simultaneous determination of tritium and carbon-14 activities – test method using liquid scintillation counting. ISO, 2015. 16 p.
85. Dogaru M., Calin M.A., Stan-Sion C. Tritium measurements by AMS and applications // J. of Radioanal. Nucl. Chem. 2011. V. 288. № 2. P. 491–498.
86. Kulkova M., Davidochkina A. Tritium in the environment of gulf of Finland // Intern. J. of Chem. Engin. and Appl. 2011. V. 2. № 1. 8 p.
87. Nayak S.R., D'Souza R.S., Purushotham M.M. et al. Determination of organically bound tritium (OBT) concentration in fish by thermal oxidation and liquid scintillation counting method // Health Physics. 2021. V. 120. № 1. P. 1–8.
88. Kim M.A., Baumgärtner F. Validation of tritium measurements in biological materials // Fusion Technology. 1988. V. 14. № 2P2B. P. 1153–1156.
89. Baglan N., Alanic G., Le Meignen R. et al. A follow up of the decrease of non exchangeable organically bound tritium levels in the surroundings of a nuclear research center // J. of Environ. Radioact. 2011. V. 102. P. 695–702.
90. Baglan N., Kim S.B., Cossonnet C. et al. Organically bound tritium (OBT) behaviour and analysis: outcomes of the seminar held in Balaruc-les-Bains in May 2012 // Radioprotection. 2013. V. 48. P. 127–144.
91. Baglan N., Cossonnet C., Roche E. et al. Feedback of the third interlaboratory exercise organised on wheat in the framework of the OBT working group // J. of Environ. Radioact. 2018. V. 181. P. 52–61.
92. Kim S.-B., Roche J. Empirical insights and considerations for the OBT inter-laboratory comparison of environmental samples // J. of Environ. Radioact. 2013. V. 122. P. 79–85.
93. Силин И.И., Вайзер В.И., Момот О.А. Мониторинг трития в подземных водах вблизи ядерных реакторов // Разведка и охрана недр. 2012. № 7. С. 50–52.
94. Екидин А.А., Антонов К.Л., Жуковский М.В. Оценка загрязнения атмосферы тритием при испарении воды с поверхности промышленных водоемов // Вопросы радиац. безопасности. 2012. № 3. С. 3–10.
95. Екидин А.А., Васильев А.В., Васянович М.Е. и др. Анализ возможности поступления трития в атмосферу из баков запаса дистиллята (на примере Балаковской АЭС) // Вопросы радиац. безопасности. 2019. № 1. С. 16–24.

96. Екидин А.А., Антонов К.Л., Васильев А.В. и др. Оценка поступления трития в атмосферу из брызгальных бассейнов Балаковской АЭС в холодный период // Ядерная и радиац. безопасность. 2017. № 3. С. 35–46.
97. Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В. и др. Сравнительная оценка основных источников поступления трития в воздушную среду на территории Семипалатинского испытательного полигона // Радиация и риск. 2014. Т. 23. № 3. С. 43–56.
98. Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Тимонова Л.В. и др. Оценка уровня концентрации газообразных соединений трития в местах проведения ядерных испытаний на территории Семипалатинского испытательного полигона // Радиационная биология. Радиационная экология. 2020. Т. 60. № 6. С. 649–660.
99. Renard H., Connan O., Le Dizès S. et al. Experimental measurements of the bacterial oxidation of HT in soils: Impact over a zone influenced by an industrial release of tritium in HT form // J. of Environ. Radioact. 2022. V. 242. Art. 106779.
100. Lyakhova O., Lukashenko S., Larionova N. et al. Contamination mechanisms of air basin with tritium in venues of underground nuclear explosions at the former Semipalatinsk test site // J. of Environ. Radioact. 2012. V. 113. P. 98–107.
101. Okai T., Momoshima N., Takashima Y. Variation of atmospheric tritium concentrations in three different chemical forms in Fukuoka, Japan // J. of Radioanal. and Nucl. Chem. 1999. V. 239. № 3. P. 527–531.
102. Momoshima N., Yamaguchi T., Toyoshima T. et al. Tritium in the Atmospheric Environment // J. of Nucl. and Radiochem. Sciences. 2007. V. 8. № 2. P. 117–120.
103. Maro D., Vermorel F., Rozet M. et al. The VATO project: An original methodology to study the transfer of tritium as HT and HTO in grassland ecosystem // J. of Environ. Radioact. 2017. V. 167. P. 235–248.
104. Simionov V., Duliu O. Atmospheric tritium dynamics around Cernavoda nuclear power plant // Romanian Reports in Physics. 2010. V. 62. № 4. P. 827–837.
105. Annual report. Vienna: IAEA, 2021. 191 p.
106. Zhang Y., Ye S., Wu J. A modified global model for predicting the tritium distribution in precipitation, 1960–2005 // Hydrological Processes. 2011. V. 25. № 15. P. 2379–2392.
107. Connan O., Maire D., Hébert D. et al. Tritium in precipitation on 5 sites in North-West France during the 2017–2019 period // J. of Environ. Radioact. 2020. V. 212. Art. 106129.
108. Galeriu D., Davis P., Workman W. Tritium profiles in snowpacks // J. of Environ. Radioact. 2010. V. 101. № 10. P. 869–874.
109. Chae J.-S., Lee S.-K., Kim Y. et al. Distribution of tritium in water vapour and precipitation around Wolsung nuclear power plant // Radiation Protection Dosimetry. 2011. V. 146. № 1–3. P. 330–333.
110. Harms P.A., Visser A., Moran J.E. et al. Distribution of tritium in precipitation and surface water in California // J. of Hydrology. 2016. V. 534. P. 63–72.
111. Gusyev M.A., Morgenstern U., Nishihara T. et al. Evaluating anthropogenic and environmental tritium effects using precipitation and Hokkaido snowpack at selected coastal locations in Asia // Science of the Total Environ. 2019. V. 659. P. 1307–1321.
112. Chae J.-S., Kim G. Seasonal and spatial variations of tritium in precipitation in Northeast Asia (Korea) over the last 20 years // J. of Hydrology. 2019. V. 574. P. 794–800.
113. Michel R.L., Jurgens B.C., Young M.B. Tritium deposition in precipitation in the United States, 1953–2012: Report. Reston, 2018. 19 p.
114. Chae J.-S., Kim G. Dispersion and removal characteristics of tritium originated from nuclear power plants in the atmosphere // J. of Environ. Radioact. 2018. V. 192. P. 524–531.
115. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2019 году / Под ред. Шершакова В.М., Булгакова В.Г., Крышева И.И. и др. Обнинск: Росгидромет, НПО “Тайфун”, 2020. 343 с.
116. Макаров В.Н., Торговкин Н.В. Тритий в снежном покрове бассейна р. Вилюй // Природные ресурсы Арктики и Субарктики. 2015. Т. 1. № 77. С. 50–55.
117. Ravoire J., Lorius C., Robert J. et al. Tritium content in a firm core from Antarctica // J. of Geophysical Research. 1970. V. 75. № 12. P. 2331–2335.
118. Makarov V.N. Tritium in snowpacks of Eastern Siberia // Tritium: advances in research and applications / Ed. Janković M.M. NY: Nova Science Publishers, 2018. P. 33–46.
119. Matsumoto T., Maruoka T., Shimoda G. et al. Tritium in Japanese precipitation following the March 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Plant accident // Science of the Total Environment. 2013. V. 445–446. P. 365–370.
120. Rosenberg B.L., Ball J.E., Shozugawa K. et al. Radionuclide pollution inside the Fukushima Daiichi exclusion zone, part 1: Depth profiles of radiocesium and strontium-90 in soil // Applied Geochemistry. 2017. V. 85. P. 201–208.
121. Koga T., Morishima H., Niwa T. et al. Tritium precipitation in European cities and in Osaka, Japan owing to the Chernobyl nuclear accident // J. of Radiation Research. 1991. V. 32. № 3. P. 267–276.
122. Salonen L. Carbon-14 and tritium in air in Finland after the Chernobyl accident // Radiochimica Acta. 1987. V. 41. № 4. P. 145–148.
123. Florkowski T., Kuc T., Rozanski K. Influence of the Chernobyl accident on the natural levels of tritium and radiocarbon // Intern. J. of Rad. Appl. and Instrum. Part A. Applied Radiation and Isotopes. 1988. V. 39. № 1. P. 77–79.
124. Krajcar-Bronic I., Srdoc D., Obelic B. et al. Tritium activity in precipitation and in tap water of NW Yugoslavia after the Chernobyl accident // 4 European congress and 13 regional congress of IRPA. Austria: IRPA, 1988. P. 761–764.
125. Чеботина М.Я., Николин О.А., Мурашова Е.Л. Поступление трития на земную поверхность с дождевыми осадками // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2012. № 5. С. 77–87.
126. Чеботина М.Я., Николин О.А., Мурашова Е.Л. Тритий в дождевых осадках района расположения

- ФГУП “ПО Маяк” // Вопросы радиац. безопасности. 2009. № 3. С. 58–62.
127. Чеботина М.Я., Николин О.А. Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе // Под ред. Большакова В.Н., Васильева А.Г. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. 90 с.
128. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы (СанПиН 2.6.1.2523-09). М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 100 с.
129. Востротин В.В., Янов А.Ю., Финашов Л.В. Накопление трития в снежном покрове зоны влияния ПО “Маяк” за осенне-зимний сезон 2015–2016 гг. // Вопр. радиац. безопасности. 2017. № 3. С. 63–67.
130. Чеботина М.Я., Николин О.А., Смагин А.И. Тритий в снеговом покрове в зонах воздействия предприятий ядерно-топливного цикла на Урале // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2014. № 2. С. 102–113.
131. Kim C.-K., Rho B.-H., Lee K.J. Environmental tritium in the areas adjacent to Wolsong nuclear power plant // J. of Environ. Radioact. 1998. V. 41. № 2. P. 217–231.
132. Liang M., Ma Y., Ni S. et al. Analysis of tritium level around Qinshan NPP base // Radiation Protection (Taiyuan). 2009. V. 29. № 4. P. 255–260.
133. Голубев А.В. Поведение трития в окружающей среде // Вестник Мининского ун-та. 2015. № 2 (10). С. 1–7.
134. Израэль Ю.А. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года. М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, Фонд “Инфосфера” – НИА-Природа, 2013. 140 с.
135. Hebert D. Tritium in precipitation of Vostok (Antarctica): conclusions on the tritium latitude effect // Isotopes in Environ. and Health Studies. 2011. V. 47. № 3. P. 265–272.
136. Tadros C.V., Hughes C.E., Crawford J. et al. Tritium in Australian precipitation: A 50 year record // J. of Hydrology. 2014. V. 513. P. 262–273.
137. Rozanski K., Gonfiantini R., Araguas-Araguas L. Tritium in the global atmosphere: distribution patterns and recent trends // J. of Physics G: Nuclear and Particle Physics. 1991. V. 17. P. S523–S536.
138. Fourré E., Jean-Baptiste P., Dapoigny A. et al. Past and recent tritium levels in Arctic and Antarctic polar caps // Earth and Planetary Science Letters. 2006. V. 245. № 1. P. 56–64.
139. Viner B.J., Goodlove S. Using a coupled dispersion model to estimate depletion of a tritium oxide plume by a forest // J. of Environ. Radioact. 2020. V. 220–221. Art. 106316.
140. Davis P.A. Tritium transfer parameters for the winter environment // J. of Environ. Radioact. 1997. V. 36. № 2. P. 177–196.
141. Королева В.С., Шестаков И.А., Сазонов А.Б. Изотопное равновесие дейтерия и трития между молекулами воды и углеводов // Успехи в химии и химической технологии. 2018. V. 32. № 9. С. 21–23.
142. Fiévet B., Pommier J., Voiseux C. et al. Transfer of tritium released into the marine environment by French nuclear facilities bordering the English Channel // Environ. Science & Technology. 2013. V. 47. № 12. P. 6696–6703.
143. Carsten A.L. Tritium in the environment // Advances in Radiation Biology / Eds. Lett J.T., Adler H. NY: Academic Press, 1979. V. 8. P. 419–458.
144. Inoue Y., Iwakura T. Tritium concentration in Japanese rice // J. of Radiation Research. 1990. V. 31. № 4. P. 311–323.
145. Turner A., Millward G.E., Stemp M. Distribution of tritium in estuarine waters: the role of organic matter // J. Environ. Radioact. 2009. V. 100. № 10. P. 890–895.
146. Чеботина М.Я., Поляков Е.В., Гусева В.П. Роль природных органических веществ в миграционных процессах трития // Радиационная биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 5. С. 546–552.
147. Jean-Baptiste P., Fourré E. The distribution of tritium between water and suspended matter in a laboratory experiment exposing sediment to tritiated water // J. of Environ. Radioact. 2013. V. 116. P. 193–196.
148. Pearson H.B.C., Dallas L.J., Comber S.D.W. et al. Mixtures of tritiated water, zinc and dissolved organic carbon: Assessing interactive bioaccumulation and genotoxic effects in marine mussels, *Mytilus galloprovincialis* // J. of Environ. Radioact. 2018. V. 187. P. 133–143.
149. Поляков Е.В., Чеботина М.Я., Волков И.В. и др. Способ очистки вод, загрязненных тритием. 2019. Патент RU 2 680 507 С1.
150. Вакуловский С.М., Катрич И.Ю. Тритий в водных объектах на территории России в 1975–2012 годах // АНРИ. 2013. № 3. С. 38–42.
151. Черногаева Г.М., Журавлева Л.Р., Пешков Ю.В. и др. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2020 год // Под ред. Черногаевой Г.М. М.: Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет), 2021. 205 с.
152. Чионов В.Г., Носов А.В., Казаков С.В. и др. Оценка влияния трития в сбросах АЭС на радиационное состояние водных объектов // Метеорология и гидрология. 2017. № 5. С. 98–104.
153. Лунева Е.В. Содержание радионуклидов в поверхностных водах, донных отложениях и гидробионтах реки Неман // Биология внутренних вод. 2018. № 1. С. 100–106.
154. Hanslík E., Marešová D., Juranová E. et al. Comparison of balance of tritium activity in waste water from nuclear power plants and at selected monitoring sites in the Vltava river, Elbe river and Jihlava (Dyje) river catchments in the Czech Republic // J. of Environ. Manag. 2017. V. 203. P. 1137–1142.
155. Кулькова М.А., Лебедев С.В., Нестеров Е.М. и др. Радиоуглерод и тритий в водной системе Санкт-Петербургского региона // Изв. Российского гос. пед. ун-та им. А.И. Герцена. 2014. № 165. С. 93–97.
156. Чеботина М.Я. Тритий в воде Белоярского водохранилища в период работы трех энергоблоков АЭС // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2010. № 4. С. 58–73.
157. Jean-Baptiste P., Baumier D., Fourré E. et al. The distribution of tritium in the terrestrial and aquatic environments of the Creys-Malville nuclear power plant

- (2002–2005) // J. of Environ. Radioact. 2007. V. 94. P. 107–118.
158. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. и др. Радиозоологические исследования Белоярского водохранилища. Свердловск: УрО АН СССР, 1992. 80 с.
 159. Чеботина М.Я., Николин О.А. Тритий в экосистеме водоема-охладителя АЭС // Уральский геофизический вестник. 2003. № 1. С. 93–97.
 160. Николин О.А. Тритий в водных экосистемах Уральского региона: Автореф. ... канд. биол. наук. Пермь, 2008. 21 с.
 161. Brunella R., Raffaele B. Tritium as a tool to assess leachate contamination: An example from conversano landfill (Southern Italy) // J. of Geochemical Exploration. 2022. Art. 106939.
 162. Брезунов В.С., Ферронский В.И. Природный тритий как индикатор перестройки вертикальной структуры водных масс Каспийского моря при колебаниях его уровня // Водные ресурсы. 2005. Т. 32. № 4. С. 406–409.
 163. Stewart M.K., van der Raaij R.W. Response of the Christchurch groundwater system to exploitation: Carbon-14 and tritium study revisited // Science of the Total Environ. 2022. Art. 152730.
 164. Bondareva L. Tritium in the freshwater ecosystem of the Yenisei river: behavior, accumulation, and transformation // Tritium: Advance in Research and Application / Ed. Janković M.M. NY: Nova Science Publishers, 2018. P. 47–98.
 165. Bolsunovsky A.Y., Bondareva L.G. Tritium in surface waters of the Yenisei river basin // J. of Environ. Radioact. 2003. V. 66. № 3. P. 285–294.
 166. Кабанов М.В., Маркелова А.Н., Мелков В.Н. и др. Мониторинг концентрации трития в водных объектах и березовом соке в окрестностях города Томска // Экологические системы и приборы. 2012. № 1. С. 42–45.
 167. Kostyuchenko V., Akleyev A., Popova I.Y. et al. Environmental migration of radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) in accidentally contaminated areas of the Southern Urals // Radioactive Waste / Ed. Rahman R.O.A. Intech, 2012. P. 65–98.
 168. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я., Мельников В.С. и др. ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в системе реки Теча // Вода: химия и экология. 2013. № 11. С. 10–15.
 169. Чеботина М.Я., Николин О.А., Смагин А.И. и др. Тритий в водоемах производственного и комплексного назначения в районе ПО “Маяк” на Урале // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2011. № 4. С. 75–84.
 170. Актаев М.Р., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О. и др. Распределение микро- и макрокомпонентов и искусственных радионуклидов в водоеме “Атомное озеро” // Радиационная биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 3. С. 311–320.
 171. Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Айдарханова А.К. и др. Радиоактивное загрязнение вод реки Шаган (по результатам 2011-го года) // Радиация и риск. 2014. Т. 23. № 4. С. 35–42.
 172. Гудков Д.И., Кузьменко М.И. Тритий в водоемах 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС. Киев: Наукова думка, 1996. 130–133 с.
 173. Гудков Д.И. Тритий в пресных водах Украины и его действие на гидробионтов: Автореф. ... канд. биол. наук. Киев, 1995. 24 с.
 174. Гудков Д.И. Динамика содержания трития в пойменных водоемах р. Припять и пруде-охладителе Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 605–608.
 175. Takahata N., Tomonaga Y., Kumamoto Y. et al. Direct tritium emissions to the ocean from the Fukushima Daiichi nuclear accident // Geochemical J. 2018. V. 52. № 2. P. 211–217.
 176. Тишков В.П., Анисович К.В., Бондаренко Л.Г. и др. Исследования радиационной обстановки в районах побережья и прилегающих акваторий российского Дальнего Востока и Курило-Камчатского региона, а также северо-западной части Тихого океана в связи с аварией на японской АЭС “Фукусима-1”. Итоги экспедиций 2011, 2012 и 2014 гг. // АНРИ. 2016. № 2. С. 31–40.
 177. Povinec P.P., Aoyama M., Biddulph D. et al. Cesium, iodine and tritium in NW Pacific waters – a comparison of the Fukushima impact with global fallout // Biogeosciences. 2013. V. 10. № 8. P. 5481–5496.
 178. Сергеев А.Ф., Поздеев Ю., Салюк А.Н. и др. О распределении трития в циркуляции вод в Чукотском море в зимне-весенний период // Докл. АН СССР. 1990. Т. 312. № 6. С. 1472–1475.
 179. Kaizer J., Aoyama M., Kumamoto Y. et al. Tritium and radiocarbon in the western North Pacific waters: post-Fukushima situation // J. of Environ. Radioact. 2018. V. 184–185. P. 83–94.
 180. Shozugawa K., Hori M., Johnson T.E. et al. Landside tritium leakage over through years from Fukushima Daiichi nuclear plant and relationship between countermeasures and contaminated water // Scientific Reports. 2020. V. 10. № 1. Art. 19925.
 181. Buessler K.O. Opening the floodgates at Fukushima // Science. 2020. V. 369. № 6504. P. 621–622.
 182. Турченко Д.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О. и др. Изучение содержания трития в снежном покрове горного массива Дегелен // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан “Актуальные вопросы радиозоологии Казахстана” / Под ред. Лукашенко С.Н. Павлодар, Курчатова: Дом печати, 2011. С. 233–242.
 183. Турченко Д.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О. и др. Изучение содержания трития в снежном покрове на реке Шаган // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан “Актуальные вопросы радиозоологии Казахстана” / Под ред. Лукашенко С.Н. Павлодар: Дом печати, 2011. С. 329–334.
 184. Турченко Д.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О. и др. Исследование содержания трития в снежном покрове в местах проведения подземных ядерных взрывов // Радиационная биология. Радиоэкология. 2018. Т. 58. № 2. С. 174–182.
 185. Тимонова Л.В., Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н. и др. Распределение трития в почве на территории

- “Атомного” озера Семипалатинского испытательного полигона // Почвоведение. 2020. № 3. С. 358–365.
186. *Serzhanova Z.B., Aidarkhanova A.K., Lukashenko S.N.* et al. Researching of tritium speciation in soils of “Balapan” site // J. of Environ. Radioact. 2018. V. 192. P. 621–627.
187. *Тимонова Л.В., Ляхова О.Н., Айдарханов А.О.* и др. Тритий в прочносвязанной форме в почвах Семипалатинского испытательного полигона // Журн. радиац. исслед. 2018. Т. 5. № 2. С. 126–127.
188. *Артамонова С.Ю.* Современная радиоэкологическая ситуация на объекте мирного подземного ядерного взрыва “Кратон-3” (1978 г.) в Якутии // Астраханский вестник эколог. образования. 2016. № 3 (37). С. 14–24.
189. *Собакин П.И., Герасимов Я.Р., Чевычелов А.П.* и др. Радиоэкологическая обстановка в зоне воздействия аварийного подземного ядерного взрыва “Кратон-3” в Республике Саха (Якутия) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 6. С. 641–649.
190. *Артамонова С.Ю.* Техногенные радионуклиды в природных водах районов мирных подземных ядерных взрывов “Кратон-3” и “Кратон-4” // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2013. № 5. С. 417–428.
191. *Востротин В.В., Янов А.Ю., Финашов Л.В.* Соотношение объемной активности трития в талом снеге и березовом соке в зоне влияния Производственного объединения “Маяк” весной 2016 года // Радиационная биология. Радиоэкология. 2020. Т. 60. № 3. С. 298–304.
192. *Калашиникова Д.А., Волков Ю.В., Маркелова А.Н.* и др. Радиоуглерод и тритий в объектах окружающей среды. Практическое использование этих радиоизотопов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат-лы V междунар. конф. Томск: ТГУ, 2016. С. 274–277.
193. *Коваленко О.В., Кряжич О.О.* Исследование зависимостей миграции трития по цепочке “талая вода снегового покрова–растение” // Технические науки и технологии. 2016. № 3. С. 231–239.
194. *Vold E.L.* A brief review of environmental transport of tritium at the Los Alamos LLRW disposal facility. Los Alamos: Los Alamos National Lab., 1994. 15 p.
195. *Kim S.B., Bredlaw M., Rousselle H.* et al. Organically bound tritium (OBT) activity concentrations in surface soil at the Chalk River Laboratories, Canada // J. of Environ. Radioact. 2019. V. 208–209. Art. 105999.
196. *Davis P., Leclerc E., Galeriu D.* et al. Specific activity models and parameter values for tritium, ^{14}C and ^{36}Cl // Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA–TECDOC–1616, 2009. 549 p.
197. *Kim S.B., Workman W.J.G., Davis P.A.* et al. HTO and OBT concentrations in a wetland ecosystem // Fusion Science and Technology. 2008. V. 54. № 1. P. 248–252.
198. *Thompson P.A., Kwamena N.O.A., Ilin M.* et al. Levels of tritium in soils and vegetation near Canadian nuclear facilities releasing tritium to the atmosphere: implications for environmental models // J. of Environ. Radioact. 2015. V. 140. P. 105–113.
199. *Kim S.B., Bredlaw M., Korolevych V.Y.* HTO and OBT activity concentrations in soil at the historical atmospheric HT release site (Chalk River Laboratories) // J. of Environ. Radioact. 2012. V. 103. № 1. P. 34–40.
200. *Teng Y., Zuo R., Wang J.* et al. Detection of tritium sorption on four soil materials // J. of Environ. Radioact. 2011. V. 102. № 2. P. 212–216.
201. *Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б.* и др. Состояние экосистемы р. Шаган и основные механизмы его формирования // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана: сб. тр. Института радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг. / Под ред. Лукашенко С.Н. Павлодар: Дом печати, 2010. С. 9–55.
202. *Mitchell P.I., Vintró L.L., Omarova A.* et al. Tritium in well waters, streams and atomic lakes in the East Kazakhstan oblast of the Semipalatinsk nuclear test site // J. of Radiological Protection. 2005. V. 25. № 2. P. 141–148.
203. *Субботин С.Б., Айдарханов А.О., Дубасов Ю.В.* Исследование миграции трития с подземными водами на бывшем Семипалатинском полигоне // Радиохимия. 2013. Т. 55. № 5. С. 471–478.
204. *Артамонова С.Ю.* Тритий как индикатор радиоэкологической обстановки в районе мирного подземного ядерного взрыва “Кристалл” // Астраханский вестник экологического образования. 2019. № 4. С. 4–13.
205. *Чеботина М.Я., Николин О.А.* Миграция трития от предприятий ядерного технологического цикла в источники питьевого водоснабжения на Урале // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2013. № 4. С. 90–100.
206. *Чеботина М.Я., Николин О.А., Рыбаков Е.Н.* Уровни содержания трития в источниках питьевого водоснабжения района БАЭС на Урале // Уральский геофизический вестник. 2011. № 1. С. 40–44.
207. *Иваницкая М.В., Малофеева А.И.* Источники поступления трития в окружающую среду // Тритий – это опасно. Челябинск: Движение за ядерную безопасность, Центр поддержки гражданских инициатив, 2001. С. 22–29.
208. *Рыбин А.А., Рождественская Л.Н., Ряскова М.В.* Измерение активности трития в поверхностных и глубинных подземных водах как эффективный инструмент контроля целостности защитных барьеров хранилищ для жидких радиоактивных отходов // Сборник трудов АО ГНЦ НИИАР. 2010. № 3. С. 57–59.
209. *Парамонова Т.И., Польский О.Г., Каширин И.А.* и др. Тритий на спецкомбинатах “Радон”, содержание в окружающей среде // Медицина труда и промышленная экология. 2006. № 10. С. 42–46.
210. *Kashiwaya K., Muto Y., Kubo T.* et al. Spatial variations of tritium concentrations in groundwater collected in the southern coastal region of Fukushima, Japan, after the nuclear accident // Scientific Reports. 2017. V. 7. № 1. Art. 12578.
211. *Fourre E., Jean-Baptiste P., Dapoigny A.* et al. Tritium/Helium-3 dating of groundwaters around Cher-

- nobyl site // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2010. V. 74. № 12. Art. A301.
212. Каюкова Е.П. Формирование изотопного состава природных вод Горного Крыма под влиянием естественных процессов // Вестник СПбГУ. Сер. 7. Геология. География. 2016. № 2. С. 11–26.
 213. Соколовский Л.Г., Поляков В.А., Соколова А.В. и др. Изотопно-гидрогеохимическое изучение подземных и поверхностных вод Западно-Сибирского артезианского бассейна и Уральской сложной гидрогеологической складчатой области // Разведка и охрана недр. 2010. № 7. С. 65–71.
 214. Jakimavičiūtė-Maseliėnė V., Cidzikienė V. Modelling of tritium transport in the underground water from hypothetical reactor at the new NPP site in Lithuania // *Progress in Nuclear Energy*. 2015. V. 80. P. 1–6.
 215. Ota M., Kwamena N.-O.A., Mihok S. et al. Role of soil-to-leaf tritium transfer in controlling leaf tritium dynamics: Comparison of experimental garden and tritium-transfer model results // *J. of Environ. Radioact.* 2017. V. 178–179. P. 212–231.
 216. Guetat P., Boyer C., Tognelli A. et al. 50 years environmental tritium transfer review in the vicinity of French Research Centre // *Fusion Science and Technology*. 2011. V. 60. № 4. P. 1238–1243.
 217. Galeriu D., Davis P., Raskob W. et al. Recent progresses in tritium radioecology and dosimetry – today and tomorrow // *Fusion Science and Technology*. 2008. V. 54. № 1. P. 237–242.
 218. Belot Y., Guenet J., Caput C. et al. Incorporation of tritium into organic matter of terrestrial plants exposed to tritiated-water releases of short duration // *Health Physics*. 1983. V. 44. № 6. P. 666–668.
 219. Korolevych V.Y., Kim S.B., Davis P.A. OBT/HTO ratio in agricultural produce subject to routine atmospheric releases of tritium // *J. of Environ. Radioact.* 2014. V. 129. P. 157–168.
 220. Mihok S., Wilk M., Lapp A. et al. Tritium dynamics in soils and plants grown under three irrigation regimes at a tritium processing facility in Canada // *J. of Environ. Radioact.* 2016. V. 153. P. 176–187.
 221. Melintescu A., Galeriu D. Uncertainty of current understanding regarding OBT formation in plants // *J. of Environ. Radioact.* 2017. V. 167. P. 134–149.
 222. Galeriu D., Melintescu A., Strack S. et al. An overview of organically bound tritium experiments in plants following a short atmospheric HTO exposure // *J. of Environ. Radioact.* 2013. V. 118. P. 40–56.
 223. Meng D., Wang W., Du Y. et al. Tritium distribution in typical plants around tritium laboratory in south-west of China // *J. of Environ. Radioact.* 2021. V. 227. P. 106504.
 224. Krištof R., Košenina S., Zorko B. et al. Tritium in organic matter around Krško Nuclear Power Plant // *J. of Radioanal. Nucl. Chem.* 2017. V. 314. № 2. P. 675–679.
 225. Boyer C., Vichot L., Fromm M. et al. Tritium in plants: a review of current knowledge // *Environ. and Experim. Botany*. 2009. V. 67. № 1. P. 34–51.
 226. Choi Y.H., Lim K.M., Lee W.Y. et al. Tritium levels in Chinese cabbage and radish plants acutely exposed to HTO vapor at different growth stages // *J. of Environ. Radioact.* 2005. V. 84. № 1. P. 79–94.
 227. Cline J. Absorption and metabolism of tritium oxide and tritium gas by bean plants // *Plant Physiology*. 1953. V. 28. № 4. P. 717–723.
 228. Choi Y.H., Lim K.M., Lee W.Y. et al. Tissue free water tritium and organically bound tritium in the rice plant acutely exposed to atmospheric HTO vapor under semi-outdoor conditions // *J. of Environ. Radioact.* 2002. V. 58. № 1. P. 67–85.
 229. Guidelines for calculating derived release limits for radioactive material in airborne and liquid effluents for normal operation of nuclear facilities // Toronto: CSA, 2014. P. 1–14.
 230. Mihok S., Clark I.D., Wilk M. et al. Tritium dynamics in soils and plants at a tritium processing facility in Canada // *Intern. Conf. on Radioec. and Environ. Radioact.* Barcelona, Spain, 2014. O-015.
 231. Svetlik I., Fejgl M., Malátová I. et al. Enhanced activities of organically bound tritium in biota samples // *Appl. Radiation and Isotopes*. 2014. V. 93. P. 82–86.
 232. Brudenell A.J.P., Collins C.D., Shaw G. Dynamics of tritiated water (HTO) uptake and loss by crops after short-term atmospheric release // *J. of Environ. Radioact.* 1997. V. 36. № 2. P. 197–218.
 233. Joshi C., Patra A., Jha M. et al. Studies on foliar uptake of tritiated water on Spinach sp. during light and dark simulated conditions using environmental chamber // *Radiat. Prot. and Environ.* 2021. V. 44. № 3. P. 131–134.
 234. Бобков В.М., Долін В.В. Изотопний обмін тритію в процесі вегетації верби // Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища. 2016. № 25. С. 49–55.
 235. Узиков В. Вакуумное разделение молекул воды по изотопам водорода. 2021. URL: <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=9612> (дата обращения: 14.04.2021).
 236. Larionova N.V., Lukashenko S.N., Lyakhova O.N. et al. Plants as indicators of tritium concentration in ground water at the Semipalatinsk test site // *J. of Environ. Radioact.* 2017. V. 177. P. 218–224.
 237. Kim S.B., Korolevych V. Quantification of exchangeable and non-exchangeable organically bound tritium (OBT) in vegetation // *J. of Environ. Radioact.* 2013. V. 118. P. 9–14.
 238. Kim S.B., Bredlaw M., Farrow F. Determination of changes to TFWT and OBT concentrations in potatoes and Swiss chard as a result of preparation for human consumption // *J. of Environ. Radioact.* 2014. V. 137. P. 18–21.
 239. Boyer C., Gontier G., Chauveau J. et al. Environmental survey near a decommissioning nuclear facility: example of tritium monitoring in the terrestrial environment of Creys-Malville // *Intern. Conf. on Radioec. and Environ. Radioact.* Barcelona, Spain, 2014. O-050.
 240. Поливкина Е.Н., Ларионова Н.В., Ляхова О.Н. Оценка аэрального поглощения НТО культурой *Helianthus annuus* в условиях Семипалатинского испытательного полигона // Радиация и риск. 2020. Т. 29. № 1. С. 79–89.
 241. Diabaté S., Strack S. Organically bound tritium in wheat after short-term exposure to atmospheric tritium under laboratory conditions // *J. of Environ. Radioact.* 1997. V. 36. № 2. P. 157–175.

242. *Galeriu D., Melintescu A., Lazar C.* Development of CROPTRIT model: the dynamics of tritium in agricultural crops // Intern. Conf. on Radioec. and Environ. Radioact. Barcelona, Spain, 2014. O-043.
243. *Twining J.R., Hughes C.E., Harrison J.J.* et al. Biotic, temporal and spatial variability of tritium concentrations in transpire samples collected in the vicinity of a near-surface low-level nuclear waste disposal site and nearby research reactor // J. of Environ. Radioact. 2011. V. 102. № 6. P. 551–558.
244. *Yamada Y., Yasuike K., Komura K.* Temporal variation of tritium concentration in tree-ring cellulose over the past 50 years // J. of Radioanal. Nucl. Chem. 2004. V. 262. № 3. P. 679–683.
245. *Кабанов М.В., Маркелова А.Н., Мелков В.Н.* и др. Содержание трития и радиоуглерода в природных средах в окрестностях г. Томска // Вопросы радиац. безопасности. 2013. № 4. С. 30–44.
246. *Кабанов Д.И., Кочетков О.А., Фомин Г.В.* и др. К обоснованию контроля органически связанного трития в окружающей среде ядерных установок // Вопросы атомной науки и техники. Серия: Термоядерный синтез. 2012. № 1. С. 17–22.
247. *Durzan D.J., Mia A.J., Wang B.S.P.* Effects of tritiated water on the metabolism and germination of jack pine seeds // Can. J. of Botany. 1971. V. 49. № 12. P. 2139–2149.
248. *Dinner P.J., Gorman D.J., Spencer F.S.* Tritium dynamics in vegetables: experimental results // Proceedings: tritium technology in fission, fusion, and isotopic applications. Dayton: Amer. Nucl. Society, 1980. P. 9–13.
249. *Hisamatsu S.I., Inoue Y., Takizawa Y.* Tritium concentrations in some European foods // J. of Environ. Radioact. 1989. V. 10. № 3. P. 251–255.
250. *Van Hook R.I., Deal S.L.* Tritium uptake and elimination by tissue-bound and body-water components in crickets (*Acheta domesticus*) // J. of Insect Physiology. 1973. V. 19. № 3. P. 681–687.
251. *Nakagaki B.J., Defoliart G.R.* Comparison of diets for mass-rearing *Acheta domesticus* (Orthoptera: Gryllidae) as a novelty food, and comparison of food conversion efficiency with values reported for livestock // J. of Economic Entomology. 1991. V. 84. № 3. P. 891–896.
252. *Takeda H., Kasida Y.* Biological behavior of tritium after administration of tritiated water in the rat // J. of Radiation Research. 1979. V. 20. № 2. P. 174–185.
253. *Radwan I., Pietrzak-Flis Z., Jaworowski Z.* Tritium retention in rat after administration of various doses of tritiated water // Current topics in radiation research quarterly. 1978. V. 12. № 1–4. P. 278–290.
254. *Kelsey-Wall A., Seaman J.C., Jagoe C.H.* et al. Rodents as receptor species at a tritium disposal site // J. of Environ. Radioact. 2005. V. 82. № 1. P. 95–104.
255. *Le Goff P., Guétat P., Vichot L.* et al. Tritium levels in milk in the vicinity of chronic tritium releases // J. of Environ. Radioact. 2016. V. 151. P. 282–292.
256. *Bogen D.C., Welford G.A.* “Fallout Tritium” Distribution in the Environment // Health Physics. 1976. V. 30. № 2. P. 203–208.
257. *van den Hoek J., ten Have M.H., Gerber G.B.* The metabolism of tritium and water in the lactating dairy cow // Health Physics. 1983. V. 44. № 2. P. 127–133.
258. *van den Hoek J., Have M.H.J., Gerber G.B.* et al. The transfer of tritium-labeled organic material from grass into cow’s milk // Radiation Research. 1985. V. 103. № 1. P. 105–113.
259. *Байгазинов Ж.А., Лукашенко С.Н., Паницкий А.В.* и др. Переход трития в кобылье молоко // Современные проблемы науки и образования. 2014. № 2. С. 498–498.
260. *Galeriu D., Melintescu A., Beresford N.A.* et al. Modeling ^3H and ^{14}C transfer to farm animals and their products under steady state conditions // J. of Environ. Radioact. 2007. V. 98. № 1. P. 205–217.
261. *Eyrolle-Boyer F., Boyer P., Claval D.* et al. Apparent enrichment of organically bound tritium in rivers explained by the heritage of our past // J. of Environ. Radioact. 2014. V. 136. P. 162–168.
262. *Blaylock B.G., Hoffman F.O., Frank M.L.* Tritium in the aquatic environment. Oak Ridge: Oak Ridge National Lab., 1986. 28 p.
263. *Jaeschke B.C., Bradshaw C.* Bioaccumulation of tritiated water in phytoplankton and trophic transfer of organically bound tritium to the blue mussel, *Mytilus edulis* // J. of Environ. Radioact. 2013. V. 115. P. 28–33.
264. *Gogate S.S., Krishnamoorthy T.M.* Uptake of tritiated lysine by fresh water alga, *Scenedesmus obliquus* // Indian. J. Exp. Biol. 1983. V. 21. № 9. P. 504–506.
265. *Бондарева Л.Г.* Исследование содержания трития в некоторых компонентах экосистемы р. Енисей на участке среднего течения // Радиохимия. 2015. Т. 57. № 5. С. 475–480.
266. *Baeza A., García E., Paniagua J.M.* et al. Study of the comparative dynamics of the incorporation of tissue free-water tritium (TFWT) in bulrushes (*Typha latifolia*) and carp (*Cyprinus carpio*) in the Almaraz nuclear power plant cooling reservoir // J. of Environ. Radioact. 2009. V. 100. № 3. P. 209–214.
267. *Бондарева Л.Г.* Исследования по накоплению трития некоторыми водными организмами: икра и рыба (*Carassius gibelio*), водные растения (*Ceratophyllum* и *Lemna*) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2020. Т. 60. № 1. С. 71–81.
268. *Лащенкова Т.Н., Бондарева Л.Г., Федорова Н.Е.* и др. Выявление путей поступления трития в пресноводные организмы при эксплуатации горно-химического комбината // Гигиена и санитария. 2017. Т. 96. № 9. С. 844–848.
269. *Strack S., Kistner G.* Biokinetic aspects of tissue-bound tritium in algae // Current topics in radiation research quarterly. 1978. V. 12. № 1–4. P. 133–141.
270. *Jaeschke B.C., Millward G.E., Moody A.J.* et al. Tissue-specific incorporation and genotoxicity of different forms of tritium in the marine mussel, *Mytilus edulis* // Environ. Pollution. 2011. V. 159. № 1. P. 274–280.
271. *Jha A.N., Dogra Y., Turner A.* et al. Impact of low doses of tritium on the marine mussel, *Mytilus edulis*: Genotoxic effects and tissue-specific bioconcentration // Mutation Research/Genetic Toxicology and Environ. Mutagenesis. 2005. V. 586. № 1. P. 47–57.

272. *Yankovich T.L., Kim S.B., Baumgärtner F.* et al. Measured and modelled tritium concentrations in freshwater Barnes mussels (*Elliptio complanata*) exposed to an abrupt increase in ambient tritium levels // *J. of Environ. Radioact.* 2011. V. 102. № 1. P. 26–34.
273. *Janovics R., Bihari Á., Papp L.* et al. Monitoring of tritium, ^{60}Co and ^{137}Cs in the vicinity of the warm water outlet of the Paks Nuclear Power Plant, Hungary // *J. of Environ. Radioact.* 2014. V. 128. P. 20–26.
274. *Melintescu A., Galeriu D., Kim S.* Tritium dynamics in large fish – a model test // *Radioprotection.* 2011. V. 46. № 6. P. S431–S436.
275. *Arcanjo C., Maro D., Camilleri V.* et al. Assessing tritium internalisation in zebrafish early life stages: importance of rapid isotopic exchange // *J. of Environ. Radioact.* 2019. V. 203. P. 30–38.
276. *Patzer R., Moghissi A., McNelis D.* Accumulation of tritium in various species of fish reared in tritiated water // *Environmental behavior of radionuclides released by the nuclear industry.* Vienna: IAEA, 1973. P. 403–412.
277. *Kim S.B., Rowan D., Chen J.* et al. Tritium in fish from remote lakes in northwestern Ontario, Canada // *J. of Environ. Radioact.* 2018. V. 195. P. 104–108.
278. *Ould-Dada Z., Fairlie I., Read C.* Transfer of radioactivity to fruit: significant radionuclides and speciation // *J. of Environ. Radioact.* 2001. V. 52. № 2. P. 159–174.
279. Modelling the environmental transport of tritium in the vicinity of long-term atmospheric and sub-surface sources. Vienna: IAEA, 2003. 284 p.
280. *Linsley G., Torres C.* The international biosphere modelling and assessment programme (BIOMASS): an overview // *J. of Environ. Radioact.* 2004. V. 74. № 1. P. 279–283.
281. *Korolevych V.Y., Kim S.B.* Modelling and validation of OBT formation in tomato and potato plants // *Fusion Science and Technology.* 2011. V. 60. № 4. P. 1288–1291.
282. Environmental modelling for radiation safety (EMRAS) – a summary report of the results of the EMRAS programme (2003–2007). Vienna: IAEA, 2012. 67 p.
283. *Betti M., Aldave de las Heras L., Janssens A.* et al. Results of the European Commission MARINA II study: part I – general information and effects of discharges by the nuclear industry // *J. of Environ. Radioact.* 2004. V. 74. № 1. P. 243–254.
284. MARINA II. Update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. EC, 2003. 364 p.
285. MARINA II. Update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. Executive Summary. EC, 2003. 332 p.
286. *Krylov A.L., Nossov A.V., Kazakov S.V.* SIBYLLA Code: Assessment of water bodies contamination and doses received by population due to radioactivity discharges into the hydrosphere // *Intern. Conf. on Fast Reactors and Related Fuel Cycles: Next Generation Nucl. Systems for Sustainable Development (FR17).* IAEA, 2017. P. 1–10.
287. *Jeffers R.S., Parker G.T.* Development, description and validation of a Tritium Environmental Release Model (TERM) // *J. of Environ. Radioact.* 2014. V. 127. P. 95–104.
288. *Le Dizès S., Aulagnier C., Henner P.* et al. TOCATA: a dynamic transfer model of ^3H from the atmosphere to soil-plant systems // *J. of Environ. Radioact.* 2013. V. 124. P. 191–204.
289. *Higgins N.A.* TRIF – an intermediate approach to environmental tritium modelling // *J. of Environ. Radioact.* 1997. V. 36. № 2. P. 253–267.
290. *Liger K., Grisolia C., Cristescu I.* et al. Overview of the TRANSAT (TRANSversal Actions for Tritium) project // *Fusion Engin. and Design.* 2018. V. 136. P. 168–172.

УДК 581.555.3+57.042

ДИНАМИКА ПРОЕКТИВНОГО ПОКРЫТИЯ И ВИДОВОЙ НАСЫЩЕННОСТИ ТРАВЯНЫХ СООБЩЕСТВ В ХОДЕ ВОССТАНОВИТЕЛЬНОЙ СУКЦЕССИИ НА ЗАЛЕЖАХ И ОТВАЛАХ

© 2022 г. Т. В. Жуйкова^{а, *}, Э. В. Мелинг^а, В. С. Безель^б

^аНижнетагильский государственный социально-педагогический институт, филиал ФГАОУ ВО «Российский государственный профессионально-педагогический университет», Россия 622031 Нижний Тагил, ул. Красногвардейская, 57

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

*e-mail: hbfnt@rambler.ru

Поступила в редакцию 23.01.2022 г.

После доработки 15.02.2022 г.

Принята к публикации 16.02.2022 г.

Изучена временная динамика видовой насыщенности и проективного покрытия видов травяных сообществ, формирующихся на залежах и отвалах. В период 2006–2019 гг. на территории Притагильской зоны Среднего Урала проведены ежегодные исследования данных показателей фитоценозов четырех групп, отражающих последовательные сукцессионные этапы: злаковые с сохранением статуса в период исследования, злаковые с последующим переходом на луговую стадию, ранние луговые и сформированные луговые. Направление сукцессионного развития сообществ зависит от эдафических факторов. В условиях низкого загрязнения почв тяжелыми металлами на агроземех и техноземех развиваются фитоценозы с проективным покрытием и видовой насыщенностью, характерными для луговых сообществ фоновых территорий. В условиях высокого загрязнения луговая стадия непродолжительна и характеризуется низкими значениями исследуемых показателей. Возможны и другие траектории сукцессии: длительная задержка на злаковой стадии или пропуск луговой стадии и переход от злаковой к древесно-кустарниковой. Из двух анализируемых признаков более консервативна видовая насыщенность сообществ по сравнению с суммарным проективным покрытием видов, скорость развития которого в большей степени определяется сукцессионным возрастом сообщества, чем типом субстрата.

Ключевые слова: серийные травяные сообщества, восстановительная сукцессия, траектория сукцессии, проективное покрытие, видовая насыщенность, залежи, промышленные отвалы, тяжелые металлы

DOI: 10.31857/S0367059722040084

В последнее время интерес геоботаников связан с изучением частных закономерностей разных типов сукцессий [1]. Восстановительные сукцессии на залежных землях в различных регионах могут идти разными путями, но приводят к формированию терминальных зональных сообществ [2, 3]. Особенности сукцессионных траекторий обусловлены экологическим контекстом, региональным пулом видов, а также наследием прежнего землепользования, которое зависит от длительности использования пашни, площади и способа обработки залежных участков [4–7].

Обширная литература посвящена исследованиям сукцессий на разных типах отвалов в различных регионах [8–10 и др.], в том числе на Среднем Урале [11–14 и др.]. Показано [14–16 и др.], что при общей зональной направленности формирования растительности на отвалах наблюдается своеобразие растительных сообществ, опре-

деляемое конкретными экологическими условиями. Восстановление растительного покрова на отвалах Нижнего Тагила – города с трехсотлетней деятельностью горно-добывающей и металлургической промышленности, изучено недостаточно [17–19]. Сукцессионные процессы на залежах этой территории находятся на начальной стадии исследования [20–23].

В настоящей работе рассмотрена временная динамика видовой насыщенности (ВН – число видов на фиксированных площадках размером 1 м²), суммарного проективного покрытия видов в сообществах (СПП), формирующихся на залежах и отвалах Притагильской зоны Среднего Урала. Обсуждается следующая гипотеза: на динамику проективного покрытия и видовой насыщенности фитоценозов в ходе восстановительной сукцессии влияют сукцессионный возраст сообщества и тип субстрата – агрозем или технозем и степень их загрязнения

Таблица 1. Характеристика видовой насыщенности и суммарного проективного покрытия фитоценозов ($M \pm m$)

Группа сообществ	Участки/период наблюдений	Количество лет наблюдений*	Z, отн. ед.	Видовая насыщенность, видов/м ²	Суммарное проективное покрытие, %
Злаковые	T1 2010–2019	10	16.23	10.28 ± 1.79	80.46 ± 20.46
	T2 2007–2019	10	5.17	9.40 ± 1.48	80.22 ± 6.69
Переходные злаковые	A1 2010–2015	6	1.53	13.43 ± 3.54	88.40 ± 34.12
	T3 2006–2013	7	26.69	14.34 ± 2.79	86.97 ± 44.02
Ранние луговые	A1 2016–2019	4	1.53	14.75 ± 2.22	123.40 ± 30.71
	T3 2014–2019	6	26.69	11.48 ± 4.24	75.01 ± 17.08
Луговые	A2 2011–2019	9	1.44	21.04 ± 1.73	145.50 ± 21.45
	A3 2009–2019	11	3.22	17.49 ± 1.69	134.15 ± 12.98
	A4 2009–2019	11	3.33	19.64 ± 3.19	166.48 ± 15.05
	A5 2009–2019	13	1.88	15.84 ± 1.44	134.19 ± 19.61
	T4 2006–2019	12	6.14	18.26 ± 1.35	145.29 ± 20.78
	T4 2007–2019	12	6.14	18.26 ± 1.35	145.29 ± 20.78

Примечание: Z – суммарная токсическая нагрузка; M – среднее арифметическое, m – ошибка среднего арифметического; * годы, когда были описаны сообщества.

тяжелыми металлами. На техноземах возможны различные траектории сукцессионного развития, в основе которых лежит разнообразие экологических условий.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследования. Работы выполнены на территории Притагильской зоны Среднего Урала (г. Нижний Тагил Свердловской области, 58° с.ш., 60° в.д.). Изучены травяные сообщества разных сукцессионных стадий, формирующиеся на двух различных почвенных субстратах: на агроземах (А) и техноземах (Т) с разным уровнем почвенного загрязнения тяжелыми металлами (ТМ). Суммарный показатель токсической нагрузки (Z, отн. ед.) вычисляли на основании содержания в почве (мкг/г) Cd²⁺, Pb²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Fe³⁺. Учитывали элементы, превышающие региональный фоновый уровень (табл. 1).

Участки исследования. Участки агроземов представлены залежными землями, выведенными из-под пашни в разное время (10–30 лет назад). Порядковый номер участка отражает увеличение возраста залежи и соответствующих фитоценозов – А1 → А2 → А3 → А4 → А5.

Участки техноземов расположены на промышленных отвалах, возраст которых более 50 лет. В этих условиях формируются молодые почвы по буроземному и литоземному типам на техногенной почвообразующей породе, богатой обменными основаниями и элементами питания растений [20]. Порядковый номер участков присвоен в соответствии с увеличением времени с момента отсыпки террас отвалов: Т1 → Т2 → Т3 → Т4. Подробная характеристика участков и периоды наблюдения за фитоценозами этих территорий представлены ранее [23].

Описание фитоценозов. Видовой состав сообществ и проективное покрытие (ПП) видов изучали ежегодно в период максимального развития травостоя (июль) на типичных по составу и структуре участках. Оценка видовой насыщенности (ВН) проведена на 5 учетных площадках (1.0 м²), расположенных методом конверта в пределах исследуемых сообществ на постоянной площади 100 м², ПП – на 20 (по 0.25 м²). На основе ПП каждого вида рассчитано суммарное проективное покрытие (СПП). Исследования выполнены стандартными методами [24]. В работе представлены обобщенные данные за 14 лет (2006–2019 гг.).

Статистический анализ результатов выполнен с учетом среднего арифметического (M) и его

ошибки (m). Сравнение СПП и ВН в пределах сукцессионных групп проведено с помощью критерия Крускала-Уоллиса (H -критерий). О направлении и скорости развития анализируемых показателей судили по наклону линии регрессии, коэффициенту детерминации (R^2). Изменение ВН и СПП (y) в исследуемый период (t) аппроксимируется уравнением линейной регрессии: $y = a + bt$, где коэффициент a отвечает за сдвиг линии по вертикали, b – за наклон линии регрессии. Различия динамики анализируемых показателей в разных вариантах за время наблюдения характеризовали также с помощью средней геометрической (\bar{x}_g), вычисленной на основании абсолютных значений изменений по годам СПП и ВН [25].

Групповые сравнения углов наклона линий регрессии проведены методом линейных контрастов (S -методом Шеффе) [26]. Сравняются любые комбинации углов наклона ($b \pm SE$). Например, для сравнения скорости развития СПП злаковых (Т1 и Т2) и луговых (А3–А5, Т4) сообществ используется контраст $\psi = [(T1 + T2)/2] - [(A3 + A4 + A5 + T4)/4]$, в котором сравниваются углы наклона линий регрессии СПП групп злаковых и луговых фитоценозов. До обсуждения значимости любого оцениваемого контраста необходимо оценить дисперсию $\psi(\sigma_\psi)$. Оценка дисперсии задается

выражением
$$\sigma_\psi^2 = MS_{\text{вн}} \left(\frac{c_1^2}{n_1} + \frac{c_2^2}{n_2} + \dots + \frac{c_j^2}{n_j} \right),$$
 где

$MS_{\text{вн}}$ – “средний квадрат внутри”; c_j – константа, на которую умножается j -е среднее, n_j – число наблюдений в j -й группе (среднее количество лет наблюдений в сообществах). Далее составляется отношение ψ к σ_ψ . Число степеней свободы df , связанных с оценкой дисперсии, определяется величиной df для $MS_{\text{вн}}$, $N - J$, где N – общее количество лет наблюдений во всех сообществах ($N = n_1 + n_2 + \dots + n_j$ – в нашем случае 57 лет), J – количество сообществ, участвующих в анализе (в нашем случае 6). Фактическое значение $F = \Psi/\sigma_\psi$ сравнивали со стандартным значением F -распределения со степенями свободы $J - 1$ и $N - J$.

Статистическую обработку и построение графических иллюстраций выполняли с помощью стандартных пакетов программ Microsoft Excel 2007 и Statistica v. 10.0 (StatSoft, Inc., 2012).

РЕЗУЛЬТАТЫ

В данной работе рассмотрены описанные ранее четыре группы фитоценозов, отражающие последовательные сукцессионные этапы [23]:

1) **злаковые с сохранением сукцессионного статуса** в течение наблюдаемого периода (далее злаковые);

2) **переходные злаковые** – стадия, предшествующая непосредственному переходу на луговую;

3) **ранние луговые** (рудерализированные луга), формирующиеся на основе злаковой стадии, включают виды предыдущей стадии с высоким ПП;

4) **стабильно луговые** – характеризуются большим видовым разнообразием злаков, являющихся эдификаторами луговых сообществ (далее луговые). В пределах этой группы различали молодое луговое сообщество (участок А2) и зрелые (участки А3–А5, Т4) (см. табл. 1).

При определении стадий сукцессии опирались на представление о рудеральных сообществах с преобладанием многолетних злаков *Bromopsis inermis*, *Elytrigia repens*, *Calamagrostis epigeios* как предшествующей лугам стадии восстановительной сукцессии [27] и оценивали эту стадию как злаковую. Сообщество с доминированием рыхлокустовых злаков рассматривали как луговую стадию в соответствии с представлениями В. Р. Вильямса о зрелой стадии развития луга [28].

Характеристика ВН и СПП. Исследуемые территории отличаются по характеру протекающих сукцессионных процессов в травянистых сообществах. В большинстве случаев встречаются разновозрастные сообщества, находящиеся на одной сукцессионной стадии: злаковой (Т1, Т2) или луговой (А2–А5 и Т4). Только на двух участках (А1 и Т3) представлена серия, включающая две стадии: злаковую и луговую. Это позволяет сопоставить динамические процессы, протекающие в относительно стабильный и переходный периоды. Показатели видовой насыщенности и суммарного проективного покрытия исследуемых фитоценозов приведены в табл. 1, а значимость различий СПП и ВН фитоценозов в пределах сукцессионных групп в табл. 2.

Злаковые фитоценозы, будучи хронически сериальной стадией сукцессии на техногенных отвалах, при отсутствии оптимальных эдафических условий, вероятно, связанных с несформированностью почв, имеют низкий уровень ВН и СПП по сравнению с остальными фитоценозами. Различия между сообществами этой группы статистически незначимы по исследуемым показателям (см. табл. 2).

Злаковые с последующим переходом на луговую стадию фитоценозы характеризуются более высокими значениями ВН и СПП по сравнению со стабильно злаковыми, но меньшими, чем у луговых. При этом обнаружено сходство ВН и СПП независимо от типа субстрата, на котором они развиваются (см. табл. 2). В отличие от них ранние луговые сообщества агроземов и техноземов статистически значимо различаются между собой по показателю СПП (см. табл. 2). При этом в сообществе участка А1 показатели СПП и ВН вы-

Таблица 2. Различия видовой насыщенности и суммарного проективного покрытия между разными сообществами в пределах сукцессионных групп (*H*-критерий Крускала-Уоллиса)

Группа сообществ/участок	<i>df</i>	Видовая насыщенность, видов/м ²		Суммарное проективное покрытие, %	
		<i>H</i>	<i>p</i>	<i>H</i>	<i>p</i>
Злаковые/Т1, Т2	1, <i>N</i> = 100	2.65	0.113	0.59	0.441
Переходные злаковые/А1, Т3	1, <i>N</i> = 65	1.01	0.314	0.10	0.764
Ранние луговые/А1, Т3	1, <i>N</i> = 40	0.20	0.652	17.59	0.001
Луговые/А2, А3, А4, А5, Т4	4, <i>N</i> = 280	58.45	0.001	55.58	≤0.001

ше, а в Т3 ниже предшествующей переходной злаковой сукцессионной стадии (см. табл. 1).

Таким образом, влияние типа субстрата на развитие травяного покрова проявляется на более поздних сукцессионных стадиях. Если на переходной злаковой стадии зависимости СПП от типа субстрата (фоновые условия агроземов/высокий уровень почвенного загрязнения техноземов) не обнаружено, то на ранней луговой развитие проективного покрытия сообщества зависит от типа субстрата. Это свидетельствует об устойчивости переходной злаковой стадии к техногенной трансформации почв.

Отметим, что токсическая нагрузка на участках А1 и Т3 различалась в 17 раз и не снижалась за время наблюдений. Меньшая нагрузка на почвы А1 более благоприятна для реабилитации эдафических условий этого участка, чем можно объяснить более быстрый переход к следующему этапу сукцессии. Развитие травяного покрова на стадии раннего лугового сообщества участка Т3, видимо, лимитирует высокая техногенная нагрузка (см. табл. 1, значение *Z*). Это ставит вопрос о возможности его дальнейшего развития как лугового сообщества.

Луговые фитоценозы характеризуются максимально высоким уровнем ВН и СПП (см. табл. 1). Они формируются как на агроземах при региональном фоновом уровне загрязнения почв, так и на техноземах при слабом уровне почвенного загрязнения. Луговые сообщества участков А2–А5 и Т4 статистически значимо различаются между собой по рассматриваемым показателям (см. табл. 2), что связано с их различным сукцессионным возрастом и видовым составом, определяемым экологическим контекстом.

Сравнение выделенных групп фитоценозов (переходные злаковые, ранние луговые и луговые) на агроземах показало статистически значимые различия между ними по уровню ВН ($H(2, N = 270) = 43.73; p \ll 0.001$) и СПП ($H(2, N = 270) = 62.83; p \ll 0.001$). Аналогичные различия между четырьмя группами фитоценозов, отражающими последовательные сукцессионные этапы, показаны для техноземов – ВН: $H(3, N = 215) = 131.16; p \ll 0.001$; СПП: $H(3, N = 215) = 103.24; p \ll 0.001$.

Полученные результаты являются доказательством правомерности выделения рассматриваемых групп серийных сообществ [23]. Увеличение ВН и СПП в сообществах агроземов в ходе сукцессии отражает общую закономерность сукцессионных процессов на залежах. На техноземах в условиях низкого загрязнения выдерживается общая закономерность восстановительной сукцессии – повышение ВН и СПП травяного покрова. При высокой токсической нагрузке рост ВН не сопровождается увеличением СПП. Выявленные закономерности демонстрирует рис. 1, отражающий связь СПП и ВН в ходе сукцессии.

Показатели, отражающие направление и скорость изменения СПП и ВН отдельных серийных сообществ в пределах сукцессионных групп приведены в табл. 3. Анализ был проведен отдельно для каждого серийного сообщества.

По динамике СПП установлена близость между злаковыми сообществами участков Т1 и Т2 – углы наклона линий регрессии статистически значимо не различаются ($F = 2.81; df = 1; 16; p > 0.05$), а также между зрелыми луговыми участками А3, А4, А5 и Т4 ($F = 2.33; df = 3; 36; p > 0.05$). Это позволяет при построении регрессионной зависимости СПП от временного ряда объединить Т1 и Т2, а также А3, А4, А5 и Т4 в пределах соответствующих сукцессионных стадий. Молодое луговое сообщество (участок А2) по динамике СПП, выраженной через угол наклона линии регрессии, значимо отличается от зрелых луговых фитоценозов участков А3, А4, А5, Т4 ($F = 7.57; df = 4; 42; p < 0.001$) и при анализе динамических процессов рассматривается отдельно.

Переходные злаковые фитоценозы участков А1 и Т3 по динамике СПП не различаются ($F = 2.68; df = 1; 8; p > 0.05$). Значительные различия (в 65 раз) в коэффициентах детерминации СПП установлены для ранних луговых сообществ участков А1 и Т3, однако эти различия статистически незначимы (табл. 4). Это обусловлено существенными межгодовыми колебаниями СПП, которые указывают на неустойчивость данной сукцессионной стадии. Принимая во внимание различия в коэффициентах детерминации, линии регрессии для каждого серийного сообщества построены отдельно.

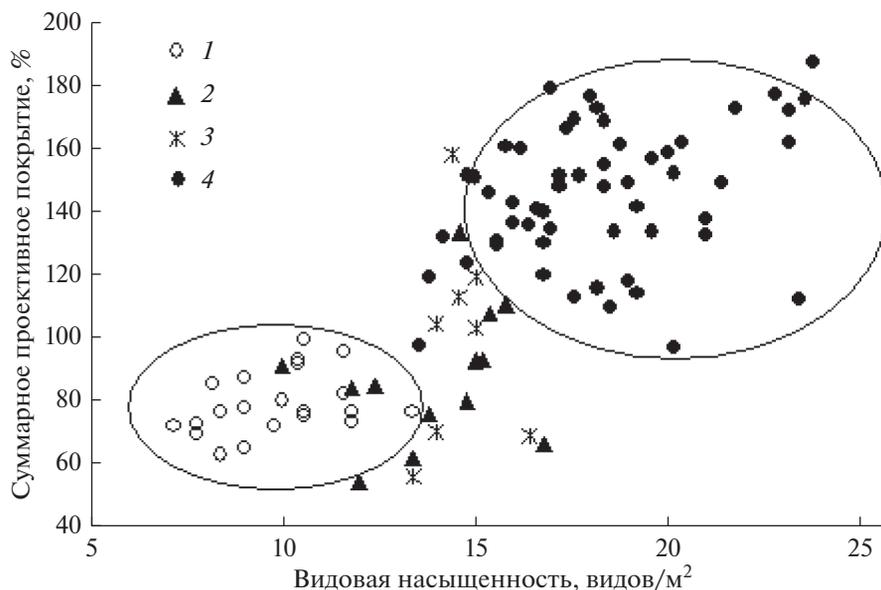


Рис. 1. Взаимосвязь суммарного проективного покрытия и видовой насыщенности исследуемых травяных сообществ: 1 – злаковые, 2 – переходные злаковые, 3 – ранние луговые, 4 – луговые.

Для большинства рассматриваемых сообществ ВН в рассматриваемом временном периоде относительно стабильна независимо от сукцессионной стадии (рис. 2а, 3а). Статистически значимых различий по динамике ВН сообществ разных сукцессионных стадий не установлено (см. табл. 4). Исключением является раннее луговое сообщество технозема Т3 (2014–2019), поскольку характеризуется существенным снижением ВН (см. табл. 3) и значимо отличается от сообществ предшествующей переходной злаковой этого участка (2006–2013) и луговой стадии (участок Т4) при аналогичном субстрате, но низком загрязнении ТМ (см. рис. 3а, табл. 4). Полученные результаты свидетельствуют о регрессивном развитии травяного яруса раннего лугового сообщества участка Т3. Учитывая прогрессивное развитие древесно-кустарниковых растений на этом участке, описанное нами ранее [23], можно говорить о развитии со временем на данной территории лесного сообщества, минуя зрелую луговую стадию.

Сравнение сукцессионных групп между собой по скорости изменения СПП показало, что злаковые сообщества характеризуются слабовыраженной положительной динамикой в отличие от зрелых более динамичных луговых ($F = 8.07$; $df = 5$; 51 ; $p < 0.001$; рис. 2б, табл. 4). Для раннего лугового сообщества участка Т3 (2014–2019) по показателю ВН характерны низкие значения R^2 и \bar{x}_g , указывающие на слабо выраженные динамические процессы. Это сообщество по скорости развития СПП не отличается от злаковой стадии ($F = 1.9$; $df = 2$; 19 ; $p > 0.05$; табл. 3, рис. 3б). В зрелых луго-

вых сообществах развитие СПП происходит более динамично (см. рис. 2б, 3, 4).

Рассматриваемые сообщества различаются и по скорости развития СПП, оцененной по значениям \bar{x}_g (см. табл. 3). Наибольшая скорость наблюдается у сообществ агроземов – переходного злакового участка А1 (2010–2015) и молодого лугового (А2) (см. табл. 3, рис. 3б, 4). Средний годовой прирост СПП на них составляет 15.95 и 6.03% соответственно. На переходном злаковом Т3 (2006–2013) и луговом (Т4) СПП в среднем увеличивается на 5.73% в год. Меньше скорость развития СПП у раннего лугового участка А1 (2016–2019) и зрелых луговых (А3–А5) сообществ агроземов (см. табл. 3, рис. 4). Не наблюдается положительной динамики этого показателя и у раннего лугового фитоценоза техноземов Т3 (2014–2019).

Таким образом, на более поздних стадиях развития луговых сообществ сохраняется характерный для ранних стадий рост СПП при неизменной ВН, при этом ежегодный прирост СПП замедляется. Это согласуется с общей закономерностью восстановительной сукцессии: увеличение обилия до оптимального уровня, соответствующего ограничивающей емкости окружающей среды. Далее наступает стабилизация этого показателя [29].

Влияние типа субстрата на скорость развития ВН и СПП проанализировано в серийных сообществах, находящихся на одной сукцессионной стадии, встречающейся на агроземах и техноземах. На переходной злаковой, ранней луговой и луговой стадиях динамика ВН, выраженная через \bar{x}_g , на агроземах выше, чем на техноземах. Однако

Таблица 3. Значения коэффициентов детерминации, уравнения линейной регрессии $y = a + bt$ и средней геометрической (\bar{x}_g) для исследуемых показателей серийных сообществ

Участок/группа сообществ	R^2	df	p	$a \pm SE$	$b \pm SE$	\bar{x}_g
Видовая насыщенность						
T1 (злаковые)	0.20	1; 8	0.199	8.81 ± 1.16	0.27 ± 0.18	0.31
T2 (злаковые)	0.10	1; 9	0.374	8.71 ± 0.90	0.13 ± 0.13	0.28
A1 (переходные злаковые)	0.01	1; 4	0.875	13.17 ± 1.57	0.07 ± 0.40	0.52
T3 (переходные злаковые)	0.07	1; 5	0.593	13.35 ± 2.02	0.22 ± 0.45	0.33
A1 (ранние луговые)	0.13	1; 2	0.225	14.50 ± 0.28	0.10 ± 0.16	0.16
T3 (ранние луговые)	0.84	1; 4	0.009	21.95 ± 0.68	-0.71 ± 0.17	-0.8
A2 (луговые)	0.02	1; 7	0.695	21.53 ± 1.33	-0.10 ± 0.24	0.15
A3 (луговые)	0.003	1; 9	0.884	17.34 ± 0.33	0.03 ± 0.17	0.22
A4 (луговые)	0.23	1; 9	0.258	17.00 ± 1.97	0.47 ± 0.29	0.60
A5 (луговые)	0.001	1; 11	0.933	15.90 ± 0.88	-0.01 ± 0.11	0.17
T4 (луговые)	0.06	1; 10	0.441	18.82 ± 0.85	-0.09 ± 0.12	0.02
Суммарное проективное покрытие						
T1 (злаковые)	0.04	1; 8	0.828	71.29 ± 6.96	-0.58 ± 1.09	0.89
T2 (злаковые)	0.07	1; 9	0.462	77.86 ± 5.45	0.67 ± 0.77	3.0
A1 (переходные злаковые)	0.69	1; 4	0.041	48.13 ± 15.04	11.51 ± 3.86	15.95
T3 (переходные злаковые)	0.36	1; 5	0.153	64.66 ± 13.85	5.57 ± 3.09	5.73
A1 (ранние луговые)	0.13	1; 2	0.638	106.25 ± 33.89	6.86 ± 12.37	3.28
T3 (ранние луговые)	0.002	1; 4	0.933	74.89 ± 17.45	0.43 ± 4.48	0.67
A2 (луговые)	0.58	1; 7	0.023	113.48 ± 12.11	6.65 ± 2.15	6.03
A3 (луговые)	0.20	1; 9	0.163	123.54 ± 0.29	1.77 ± 1.16	1.71
A4 (луговые)	0.22	1; 9	0.142	149.27 ± 7.68	3.22 ± 1.13	1.96
A5 (луговые)	0.22	1; 11	0.085	117.74 ± 10.66	2.35 ± 1.21	2.71
T4 (луговые)	0.43	1; 10	0.021	122.53 ± 10.66	3.51 ± 1.29	5.73

статистически значимо различается ВН только на стадии луговых сообществ (участки А3–А5 и Т4: $F = 5.0$; $df = 3; 36$; $p < 0.01$). Влияние группы почв на скорость развития СПП проявляется на уровне тенденции на переходной злаковой и ранней луговой стадиях: показатель \bar{x}_g выше на агроземе, чем на техноземе (см. табл. 3, 4). Зрелое луговое сообщество техноземов участка Т4 по скорости развития СПП близко к молодому луговому на агроземах (А2), что подтверждает высказанное ранее положение о задержке развития сообщества в условиях техноземов [20].

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Из двух анализируемых нами признаков более консервативна ВН сообществ, поскольку СПП развивается более динамично. При сохранении относительного постоянства ВН в луговых, переходных злаковых, а также раннем луговом сообществах на агроземах отмечено закономерное возрастание СПП. Это, вероятно, связано с увеличением количества особей и изменением их онтогенетического состояния, что ведет к формированию полночленной возрастной структуры составляющих сообщество ценопопуляций видов. Наибольший вклад в увеличение СПП в этих

сообществах вносят виды семейства Poaceae. Так, в луговом фитоценозе А2 СПП пяти видов злаков (*Festuca pratensis*, *F. rubra*, *Poa angustifolia*, *P. palustris*, *Deschampsia cespitosa*) в 2011 г. составляло 39.0%, а в 2019 г. уже 50.5%. В фитоценозе на переходной злаковой стадии (участок А1) состав и количество видов злаков относительно стабильны, но наблюдается увеличение их проективного покрытия с 19.6 до 28.2% в период с 2010 г. по 2015 г. Все это отражает тип развивающегося лугового фитоценоза.

Показатели злаковых сообществ характеризуются отсутствием выраженной положительной динамики. Длительное (более 10 лет) сохранение сообществ на этой стадии характерно для техноземов с доминированием *Calamagrostis epigeios*. Доля его участия в СПП сообществ на участках Т1 составляет 26–44%, а Т2 – 35–41%. СПП дерновинных злаков меняется незначительно: на Т1 – от 1.0 до 2.55% в период с 2010 г. по 2019 г., на Т2 – от 0.4 до 8.7% с 2007 г. по 2019 г. Следствием является простая архитектура травяного покрова сообществ, не усложненная участием ценопопуляций других видов. Внедрение луговых видов ограничивается неразвитостью почвенных горизонтов, загрязнением почв ТМ и доминированием *C. epigeios*. Почва этих участков молодая, представ-

Таблица 4. Результаты сравнения углов наклона линии регрессии ($b \pm SE$) видовой насыщенности и суммарного проективного покрытия групп сообществ (контрастов) методом линейных контрастов

Контрасты	<i>df</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Видовая насыщенность			
T1 – T2	1; 16	2.00	>0.050
[(A3 + A4 + A5)/3] – T4	3; 36	5.00	<0.010
A2 – [(A3 + A4 + A5 + T4)/4]	4; 42	2.53	>0.050
[(T1 + T2)/2] – T3 (переходные злаковые)	2; 20	0.40	>0.050
T3 (переходные злаковые) – T3 (ранние луговые)	1; 8	6.20	<0.050
T3 (ранние луговые) – T4	1; 14	12.4	<0.010
A1 (переходные злаковые) – A1 (ранние луговые)	1; 5	0.18	>0.050
[(A2 + A3 + A4 + A5)/4] – A1 (ранние луговые)	4; 36	0.03	>0.050
A1 (переходные злаковые) – T3 (переходные злаковые)	1; 8	0.26	>0.050
A1 (ранние луговые) – T3 (ранние луговые)	1; 8	1.48	>0.050
[(T1 + T2)/2] – [(A3 + A4 + A5 + T4)/4]	5; 51	2.00	>0.050
Суммарное проективное покрытие			
T1 – T2	1; 16	2.81	>0.050
[(A3 + A4 + A5)/3] – T4	3; 36	2.33	>0.050
A2 – [(A3 + A4 + A5 + T4)/4]	4; 42	7.57	<0.001
[(T1 + T2)/2] – T3 (переходные злаковые)	2; 20	6.16	<0.010
T3 (переходные злаковые) – T3 (ранние луговые)	1; 8	2.96	>0.050
T3 (ранние луговые) – T4	1; 14	2.60	>0.050
A1 (переходные злаковые) – A1 (ранние луговые)	1; 8	0.88	>0.050
[(A2 + A3 + A4 + A5)/4] – A1 (ранние луговые)	4; 36	1.00	>0.050
A1 (переходные злаковые) – T3 (переходные злаковые)	1; 8	2.68	>0.050
A1 (ранние луговые) – T3 (ранние луговые)	1; 5	1.19	>0.050
[(T1 + T2)/2] – [(A3 + A4 + A5 + T4)/4]	5; 51	8.07	<0.001

лена слабовыраженной подстилкой, состоящей в основном из ветоши трав, и слабозадернованным гумусовым горизонтом АУ мощностью 4.5–5.0 см [20]. Известно, что *C. epigeios* имеет стратегию демутационного эксплорента [30], энергично захватывая свободные территории [31], и доминирует на ранних стадиях сукцессий в течение нескольких лет или даже десятилетий [32]. Установлена также устойчивость этого вида к ТМ в фазе прорастания семян [33], он сдерживает развитие древесных растений и переход сообщества на древесно-кустарниковую стадию [34]. Ослабление позиций вейника наблюдается лишь при разрастании лесных фитоценозов на прилегающей территории.

В связи с сохранением обсуждаемых неблагоприятных эдафических (слабовыраженный гумусовый горизонт, высокий уровень загрязнения почв) и биотических (устойчивость вейника на нарушенных территориях) условий сообщества Т1 и Т2 задерживаются на злаковой стадии. Аналогичная задержка сукцессии при сохранении неблагоприятных эдафических условий показана на

восстановленных площадках нефтяных и газовых скважин [35].

Раннее луговое сообщество участка Т3 (2014–2019) отличается по динамике исследуемых показателей. Отмечено снижение ВН и отсутствие положительной динамики СПП, что сопровождается возобновлением древесных растений (СПП от 2.9 до 10.0%). Однако такое значение не является пороговым для перехода на кустарниковую или лесную стадии. Кустарниковая стадия сукцессии характеризуется преобладанием древесных фанерофитов высотой от 0.5 до 5 м и покрытием >30% [36]. Для лесного сообщества в качестве порогового указывают покрытие полога 40% [37].

В нашем случае отмеченные изменения фитоценоза участка Т3 (2014–2019) свидетельствуют о регрессивном развитии травяного яруса раннего лугового сообщества. При высокой техногенной трансформации почв возможность перехода на зрелую луговую стадию с типичными для нашей зоны показателями ВН и СПП отсутствует. При низких концентрациях ТМ (участок Т4) развивается стабильное луговое сообщество, сохраняю-

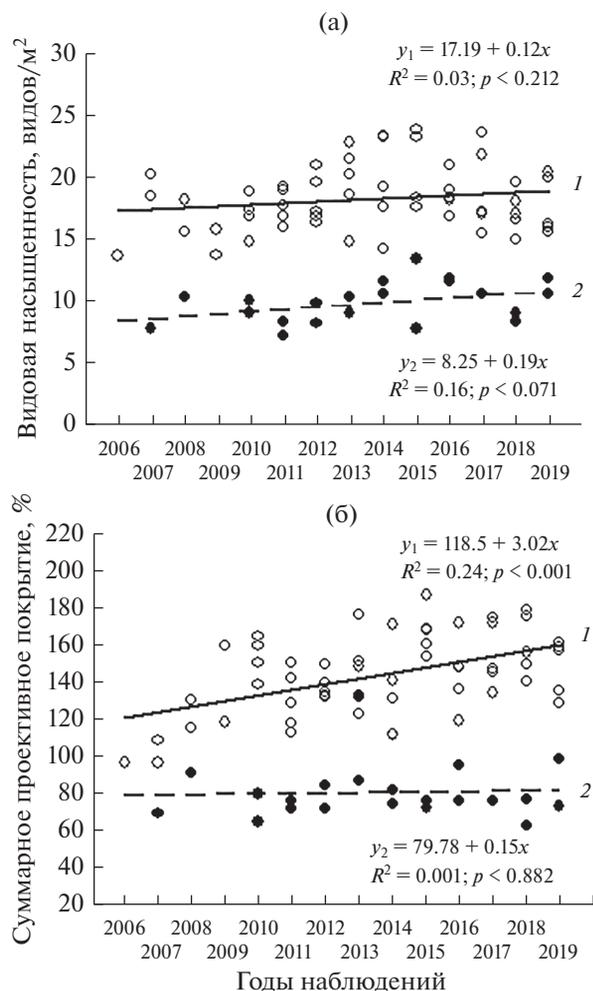


Рис. 2. Динамика видовой насыщенности (а) и суммарного проективного покрытия (б) зрелых луговых (1) и злаковых (2) фитоценозов.

шее сукцессионный статус в течение 12 лет при ВН 18 видов/м² и СПП 145.3%, что характерно для типичных региональных луговых фитоценозов агроземов (см. табл. 1, А2–А5) и послелесных луговых сообществ нашей зоны (по исследованиям авторов данной статьи ВН – 17 видов/м², СПП – 151.8%).

Луговые сообщества, не изменяя сукцессионного статуса, имеют положительную динамику СПП. Это, вероятно, связано, с одной стороны, с повторными нарушениями в форме нерегулярного кошения, с другой – с густым травяным покровом (СПП от 134.2 до 166.5%), препятствующим развитию проростков древесных растений.

Таким образом, траектория сукцессионного развития травяных сообществ на исследуемой территории соответствует восстановительной сукцессии, при которой происходят увеличение видового богатства, повышение продуктивности сообществ и биоразнообразия. В нашем исследовании

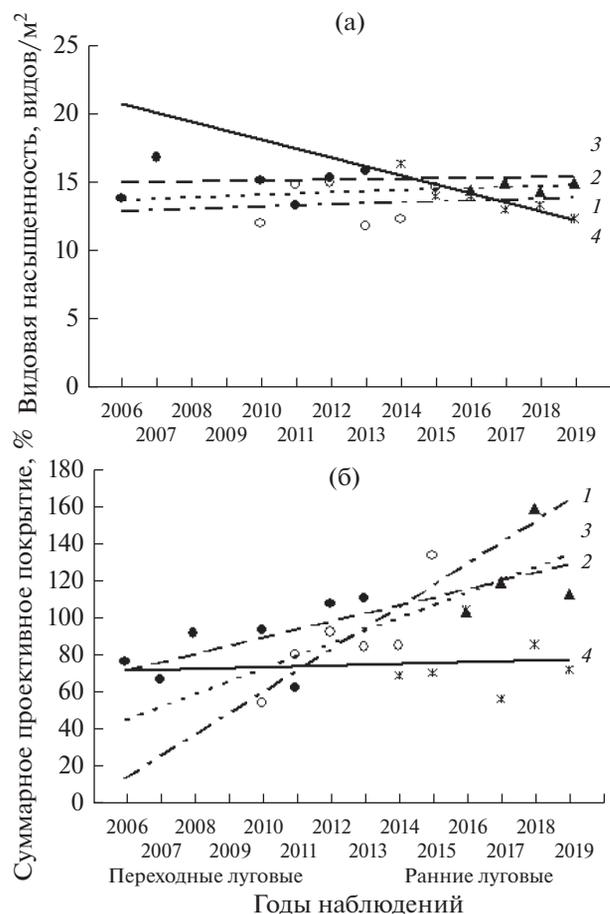


Рис. 3. Динамика видовой насыщенности (а) и суммарного проективного покрытия (б) переходных злаковых и ранних луговых фитоценозов: 1 – переходное злаковое А1, 2 – переходное злаковое Т3, 3 – раннее луговое А1, 4 – раннее луговое Т3.

продемонстрировано увеличение ВН и СПП при переходе от злаковой к луговой сукцессионной стадии. Выявлены различные траектории сукцессии в зависимости от эдафических условий: 1) формирование типичного лугового сообщества (агрозем и технозем с низким почвенным загрязнением ТМ); 2) развитие раннего лугового сообщества с низкими показателями ВН и СПП (технозем с высоким загрязнением); 3) задержка развития сообщества на злаковой стадии (технозем). Возможен пропуск луговой стадии и переход от злаковой к древесно-кустарниковой (технозем с высоким загрязнением).

В ходе проведенных исследований показано влияние на формирование величины и динамики ВН и СПП следующих факторов: эдафических условий (в том числе уровня почвенного загрязнения); затенения при разрастании лесных фитоценозов на прилегающих территориях. Роль экологических условий в траектории сукцессии показана во многих работах [4–7, 15]. Характер

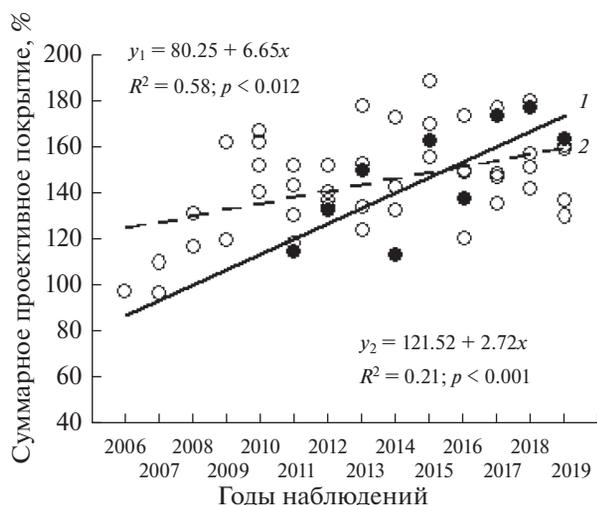


Рис. 4. Динамика суммарного проективного покрытия разновозрастных луговых сообществ: 1 – молодое (A2); 2 – зрелые (A3, A4, A5, T4).

наблюдаемых нами изменений соответствует модели пороговой динамики [37].

ВЫВОДЫ

1. Исследованный сукцессионный ряд сообществ: переходных злаковых, переходные злаковые, ранние луговые и луговые, демонстрирует увеличение видовой насыщенности и проективного покрытия, что свидетельствует об активно идущей восстановительной сукцессии на рассматриваемой территории Притагильской зоны Среднего Урала.

2. При неизменной ВН в пределах луговых, переходных злаковых и ранних луговых фитоценозов на агроземах СПП возрастает, что обусловлено увеличением количества особей и формированием полночленной возрастной структуры ценопопуляций, в том числе дерновинных злаков. Злаковые сообщества характеризуются отсутствием выраженной положительной динамики всех исследуемых показателей, что говорит о задержке этой стадии при неблагоприятных эдафических условиях.

3. При низком загрязнении почв ТМ на агроземах и техноземах наблюдается развитие фитоценозов с типичными признаками лугового сообщества регионального фона, при высоком луговая стадия непродолжительна, характеризуется низкими значениями ВН и СПП. Возможны пропуск луговой стадии и переход от злаковой к древесно-кустарниковой, а также задержка сукцессии на злаковой стадии.

4. Ведущим фактором, определяющим скорость развития суммарного проективного покрытия, является сукцессионный возраст сообщества. В градиенте сукцессионного возраста наблюдается повышение скорости развития суммарного проективного покрытия при переходе от злаковой к

переходной злаковой стадии с последующим снижением этого показателя. Проявление данной закономерности модифицируют эдафические условия. На переходных стадиях ежегодный прирост СПП на агроземах выше, чем на техноземах, на сформированной луговой – выше на техноземах.

Работа выполнена в рамках госзадания Нижнетагильского государственного социально-педагогического института ФГАОУ ВО «Российский государственный профессионально-педагогический университет» и Института экологии растений и животных УрО РАН.

Авторы декларируют отсутствие конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Основные тенденции развития теории синтаксономии и динамики растительных сообществ // Журнал общ. биол. 2014. Т. 75. № 2. С. 83–94.
2. Дикарева Т.В., Опарин М.Л. Растительность северной части сухих степей Заволжья и ее антропогенные производные на залежах и пастбищах // Поволжский экологич. журн. 2002. № 3. С. 199–216.
3. Титянова А.А., Самбуу А.Д. Детерминированность и синхронность залежной сукцессии в степях Тувы // Изв. РАН. Серия биологич. 2014. № 6. С. 621–630.
4. Бембеева О.Г., Джапова Р.Р. Восстановительная сукцессия залежных земель в пустынной зоне Калмыкии // Изв. Самарского научного центра РАН. 2012. Т. 14. № 1 (5). С. 1195–1997.
5. Battaglia L.L., Minchin P.R., Pritchett D.W. Sixteen years of old-field succession and reestablishment of A bottomland hardwood forest in the Lower Mississippi alluvial valley // Wetlands. 2002. V. 22. № 1. P. 1–17. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2002\)022\[0001:SYOOF5\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2002)022[0001:SYOOF5]2.0.CO;2)
6. Knapp S., Stadler J., Harpke A., Klotz S. Dispersal traits as indicators of vegetation dynamics in long-term old-field succession // Ecological Indicators. 2016. V. 65. P. 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.003>
7. Stadler J., Klotz S., Brandl R., Knapp S. Species richness and phylogenetic structure in plant communities: 20 years of succession // Web Ecol. 2017. V. 17. P. 37–46.
8. Коньсбаева Д.Т. Влияние субстрата промышленных отвалов на формирование растительности // Вестник науки КГУ им. Байтурсынова. Костанай, 2002. С. 152–158.
9. Сибирина Л.А., Полохин О.В., Жабыко Е.В. Начальные этапы формирования растительного покрова на техногенных экотопах Приморского края // Изв. Самарского научного центра РАН. 2012. Т. 14. № 1 (6). С. 1539–1542.
10. Лиханова И.А., Лаптева Е.М., Ковалева В.А. Продуктивность растительных сообществ и формирование органогенных горизонтов почв в ходе самовосстановительной сукцессии на техногенных субстратах // Изв. Самарского научного центра РАН. 2014. Т. 16. № 5. С. 182–189.
11. Лукина Н.В. Формирование фитоценозов на золоотвалах Южноуральской ГРЭС // Аридные экосистемы. 2010. Т. 16. № 4 (44). С. 62–69.

12. Лукина Н.В., Глазырина М.А., Филимонова Е.И. и др. Формирование растительности на отвалах Баженовского месторождения хризотил-асбеста // Изв. Самарского научного центра РАН. 2017. Т. 19. № 2 (2). С. 294–299.
13. Веселкин Д.В., Лукина Н.В., Чибрик Т.С. Соотношение микоризных и немикоризных видов растений в первичных техногенных сукцессиях // Экология. 2015. № 5. С. 417–424. [Veselkin D.V., Lukina N.V., Chibrik T.S. The ratio of mycorrhizal and nonmycorrhizal plant species in primary technogenic successions // Russ. J. of Ecology. 2015. V. 46. № 5. P. 345–353. <https://doi.org/10.1134/S1067413615050203>]
14. Чибрик Т.С., Лукина Н.В., Филимонова Е.И. и др. Формирование фитоценозов на золоотвалах Нижнеуринской ГРЭС // Проблемы региональной экологии. 2018. № 6. С. 27–29.
15. Мананов Ю.А., Куприянов А.Н. Критерии для диагностики первичных стадий сукцессии на отвалах Кузбасса // Горный информационно-аналитический бюл. 2009. Т. 7. № 12. С. 186–193.
16. Наумова Л.Г. Экологическая ботаника. Ч. II. Фитоценология: Учеб. пособие-экстерн для магистрантов биологич. и экологич. направлений. Уфа: Вагант, 2012. 42 с.
17. Лукина Н.В., Филимонова Е.И., Глазырина М.А., Чибрик Т.С. Структурная организация лесных фитоценозов на промышленных отвалах Урала / Изв. Самарского научного центра РАН. 2015. Т. 17. № 6. С. 220–224.
18. Безель В.С., Жуйкова Т.В., Гордеева В.А. и др. Надземная биомасса и скорость деструкции растительных остатков в травянистых сообществах при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Экология. 2016. № 4. С. 264–269. [Bezel' V.S., Zhui-kova T.V., Gordeeva V.A. et al. Aboveground phytomass and rate of plant debris decomposition in herbaceous communities exposed to soil pollution with heavy metals // Russ. J. of Ecology. 2016. V. 47. № 4. P. 343–348. <https://doi.org/10.1134/S1067413616040081>]
19. Мелинг Э.В., Жуйкова Т.В., Голоушкина Е.В., Гордеева В.А. Динамика травяных сообществ на отвалах горно-металлургической промышленности Нижнего Тагила // Биологические системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования: Сб. статей V Всерос. научн.-практ. конф. (с междунар. участ.). Нижний Тагил: Нижнетагильский гос. соц.-пед. ин-т, 2017. С. 237–246.
20. Жуйкова Т.В., Мелинг Э.В., Кайгородова С.Ю. и др. Особенности почв и травянистых растительных сообществ в условиях техногенеза на Среднем Урале // Экология. 2015. № 3. С. 163–172. [Zhui-kova T.V., Meling E.V., Kaigorodova S.Yu. et al. Specific features of soils and herbaceous plant communities in industrially polluted areas of the Middle Urals // Russ. J. of Ecology. 2015. V. 46. № 3. P. 213–221. <https://doi.org/10.1134/S1067413615030133>]
21. Жуйкова Т.В., Безель В.С., Бергман И.Е. и др. Зависимость фитомассы травяных сообществ, произрастающих на антропогенно трансформированных территориях, от погодных факторов // Сибирский экологич. журн. 2018. № 4. С. 489–501. [Zhui-kova T.V., Bezel' V.S., Bergman I.E. et al. Dependence of phytomass of herbaceous cenoses on weather factors in anthropogenically impacted areas // Contemporary Problems of Ecology. 2018. V. 11. № 4. P. 428–437. <https://doi.org/10.1134/S1995425518040108>]
22. Безель В.С., Жуйкова Т.В., Гордеева В.А. и др. Надземная биомасса и скорость деструкции растительных остатков в травянистых сообществах при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Экология. 2016. № 4. С. 264–269 [Bezel' V.S., Zhui-kova T.V., Gordeeva V.A. et al. Aboveground phytomass and rate of plant debris decomposition in herbaceous communities exposed to soil pollution with heavy metals // Russ. J. of Ecology. 2016. V. 47. № 4. P. 343–348. <https://doi.org/10.1134/S1067413616040039>]
23. Жуйкова Т.В., Мелинг Э.В., Безель В.С. Динамика альфа-разнообразия в ходе восстановительной сукцессии травяных сообществ залежей и отвалов // Экология. 2022. № 3. С. 178–188.
24. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология: принципы и методы. М.: Наука, 1978. 211 с.
25. Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высш. школа, 1990. 352 с.
26. Гласс Дж., Стенли Дж. Статистические методы в педагогике и психологии. М.: Прогресс, 1976. 495 с.
27. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Соломещ А.И. Современная наука о растительности: Учеб. для вузов. М.: Логос, 2000. 264 с.
28. Работнов Т.А. Луговедение: Учеб. для ун-тов. 2-е изд. М.: Изд-во МГУ, 1984. 320 с.
29. Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества: в 2-х т. М.: Мир, 1989. Т. 2. 477 с.
30. Уланова Н.Г. Структура и динамика популяций вейника наземного в различных экологических условиях // Роль заповедников России в сохранении и изучении природы: Мат-лы юбилейной научно-практич. конф. Сер. “Труды Окского государственного природного биосферного заповедника”. Рязань: Изд-во: НП “Голос губернии”, 2015. С. 201–207.
31. Prach K., Pyšek P. How do species dominating in succession differ from others? // Journal of Vegetation Science. 1999. V. 10. P. 383–392.
32. Работнов Т.А. Фитоценология. 2-е изд. М.: Изд-во МГУ, 1983. 296 с.
33. Маджугина Ю.Г., Кузнецов В.В., Шевякова Н.И. Растения полигонов захоронения бытовых отходов мегаполисов как перспективные виды для фиторемедиации // Физиология растений. 2008. Т. 55. № 3. С. 453–463.
34. Уланова Н.Г. Вейник наземный // Биологическая флора Московской области. М.: Изд-во МГУ, 1995. Вып. 10. С. 4–19.
35. Lupardus R.C., McIntosh A.C.S., Janz A., Farr D. Succession after reclamation: identifying and assessing ecological indicators of forest recovery on reclaimed oil and natural gas well pads // Ecological Indicators. 2019. V. 106. P. 105515. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105515>
36. Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M. et al. Impacts of land abandonment on vegetation: Successional pathways in european habitats // Folia Geobotanica, Springer Verlag. 2011. V. 46 (4). P. 303–325. <https://doi.org/10.1007/s12224-010-9096-z>
37. Bourgeois B., Vanasse A., Gonzalez E. et al. Threshold dynamics in plant succession after tree planting in agricultural riparian zones // Journal of Applied Ecology. 2016. V. 53(6). P. 1704–1713. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12675>

ИЗМЕНЧИВОСТЬ ДЫХАНИЯ ПОЧВЫ: ОЦЕНКА ВКЛАДА ПРОСТРАНСТВА И ВРЕМЕНИ С ПОМОЩЬЮ АЛГОРИТМА RANDOM FOREST

© 2022 г. И. А. Сморкалов*

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

**e-mail: ivan.a.smorkalov@gmail.com*

Поступила в редакцию 25.01.2022 г.

После доработки 09.02.2022 г.

Принята к публикации 16.02.2022 г.

Моделирование дыхания почвы (эмиссии углекислого газа с ее поверхности) важно для анализа и прогнозирования изменений цикла углерода в наземных экосистемах. Наряду с классическими регрессионными моделями в последнее время используют методы машинного обучения, основанные на нейросетях или ансамблях регрессионных деревьев. Однако построенные на основе этих методов модели часто применяют лишь в качестве “черного ящика”, что препятствует анализу механизмов процессов. В работе показаны возможности алгоритма Random Forest для оценки влияния разных факторов на дыхание почвы на основе измерения важности предикторов. Используя разделение дисперсий, предикторы были отнесены либо к пространственным (тип биотопа, тип почвы, характер растительности, влажность почвы), либо к временным (температура почвы и воздуха, NDVI, LAI, FPAR, SPEI). Модели построены на материале 5670 измерений дыхания в течение пяти вегетационных сезонов (2012–2016 гг.) на 30 пробных площадях в сосновых лесах и на лугах южной тайги, различающихся характером растительности и почв, но расположенных в пределах небольшой территории. Модели включали разные наборы предикторов (все, только временные, только пространственные, только температура и влажность), их точность достигала $R^2 = 0.88$ ($MSE = 0.47$). Показано, что дыхание сильнее всего зависело от временных факторов (76–91% важности); пространственные факторы сильнее влияли на дыхание в лесах, чем на лугах.

Ключевые слова: эмиссия CO_2 , цикл углерода, машинное обучение, лесные экосистемы, температура, влажность, экологические факторы

DOI: 10.31857/S0367059722040059

В анализе и прогнозировании изменений цикла углерода важную роль играет математическое моделирование. Для улучшения качества моделей важно знать ключевые факторы, влияющие на интенсивность основных компонентов цикла в разных временных и пространственных масштабах [1].

Вопросы математического моделирования дыхания почвы разрабатывают уже более 50 лет [2]. В качестве предикторов чаще всего используют температуру [3, 4] и/или влажность почвы [3, 5–7], поскольку эти параметры легко определить непосредственно в момент измерения дыхания. Характер выявленных зависимостей между дыханием и этими предикторами может быть линейным [8], квадратичным [9], экспоненциальным [10] или степенным [11].

При использовании только температуры и влажности в качестве предикторов в каждом конкретном случае авторы приводят модели, кото-

рые удовлетворительно описывают практически только их данные и “работают” в масштабе десятков метров. Даже в рамках одного исследования для отдельных точек характер зависимостей может различаться [3]. Это связано с тем, что не учитываются многие факторы, обуславливающие пространственную и временную изменчивость потоков CO_2 [12].

Достоинством классических методов множественной регрессии следует признать возможность напрямую оценить важность разных предикторов на основе коэффициентов модели и выбрать наиболее значимые из них, например при пошаговой регрессии [12]. Однако эти методы имеют существенные ограничения, связанные с требованиями к используемому типу данных (сложно оперировать перемерными в номинальной шкале) и связям между отдельными факторами (важно отсутствие корреляции между предикторами). Поэтому в настоящее время активно

развивается альтернативный подход — моделирование на основе машинного обучения.

Один из самых известных и популярных методов машинного обучения — искусственные нейронные сети. При их использовании задействуют от нескольких [16] до нескольких десятков переменных [17]. Такие модели описывают дыхание почвы как на локальном [18], так и на глобальном [19] уровнях. Однако авторы практически никогда не раскрывают архитектуру сетей, ограничиваясь лишь перечислением переменных, от которых строится зависимость, и указанием числа узлов (блоков) в нейросети [19, 20]. По этим причинам такими моделями, кроме самих авторов, никто не может воспользоваться, в том числе для верификации на другом материале.

Для того чтобы результатом работы нейросети был не только некий “черный ящик”, но и понимание механизмов процессов, разработана специальная группа методов искусственного интеллекта — объяснительный искусственный интеллект (explainable artificial intelligence). Рекомендовано даже отказаться от использования “черных ящиков” в пользу изначально интерпретируемых моделей [21].

Одним из таких типов интерпретируемых моделей является алгоритм “случайного леса” (Random Forest, далее в тексте — RF), который находит все более широкое применение в задачах регрессии, классификации и выявления наиболее информативных признаков [22]. Алгоритм кардинально отличается от подхода, используемого в нейросетях. Он основан на построении большого числа (ансамбля) деревьев решений, каждое из которых строится на подвыборке, получаемой из исходной выборки с помощью случайного выбора и данных, и части из имеющихся предикторов [22, 23]. Его высокая точность обеспечивается усреднением ответов многих деревьев. К основным достоинствам метода можно отнести: 1) относительную защищенность от переобучения, даже если число признаков превышает количество наблюдений; 2) для настройки достаточно всего двух параметров (количество деревьев и максимальное число признаков, используемых для разделения); 3) возможность использовать признаки, измеренные в разных шкалах (отношений, порядковой и номинальной); 4) возможность оценивать важность используемых предикторов для точности модели (feature importances); 5) устойчивость к выбросам в данных. Основными недостатками метода следует считать неспособность к экстраполяции, тяжеловесность моделей и плохую работу с линейными зависимостями.

Для моделирования дыхания почвы случайный лес только начинают использовать [24–31], поэтому он пока еще уступает в популярности классической регрессии. Хотя благодаря RF до-

стигают большей точности по сравнению с классическими моделями, в выполненных работах задействованы не все возможности алгоритма для анализа влияния экологических факторов на дыхание почвы. Другими словами, в большинстве работ не использован инструментарий, позволяющий интерпретировать результат моделирования.

Цель данной работы — не столько построить очередную модель эмиссии CO_2 для конкретной ситуации, сколько продемонстрировать возможности алгоритма RF для оценки влияния экологических факторов на интенсивность дыхания почвы. Были подобраны контрастные по характеру растительности варианты типичных для южной тайги лесных и луговых биотопов в пределах относительно небольшой территории, что позволило исключить влияние различий в климате, неизбежное в макромасштабе. Основная идея работы заключалась в анализе роли двух групп факторов — более переменных либо в пространстве, либо во времени. Оценка их вклада в изменчивость дыхания почвы выполнена двумя путями: сопоставлением важности отдельных предикторов и сравнением качества моделей с разными их комбинациями.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследований расположен в подзоне южной тайги, в 30 км юго-восточнее г. Екатеринбург. Работы выполнены в разных вариантах лесных и луговых биотопов (табл. 1). Выбрано 10 участков — 7 лесных и 3 луговых (рис. 1). Участки расположены в границах треугольника с размером стороны около 1 км (координаты вершин: 56.6072 с.ш., 61.0480 в.д.; 56.6072 с.ш., 61.0682 в.д.; 56.5998 с.ш., 61.0602 в.д.). Расстояние между соседними участками составляло 30–150 м. На каждом участке заложили по 3 пробные площади (всего 30); в сосняках (кроме двух вариантов) их размер равен 10×10 м, в кисличном и мертвопокровном сосняках — 2×4 м, на лугах — 5×5 м.

Участки в сосновых лесах заложены на сходных по строению почвах (за исключением мертвопокровного и молодого), но значительно различаются по разнообразию и обилию травяно-кустарничкового яруса — от мертвопокровных до разнотравных (см. табл. 1). Кроме того, кипрейный сосняк имеет признаки недавнего низового пожара, а почвы молодого сосняка, формирующегося на старопашотных землях, механически нарушены и лишены напочвенного растительного покрова. Все три луговых участка заложены в различных эдафических условиях: от суходольного скашиваемого луга (M1) до переувлажненного лабазникового. Все почвы имели слабо кислую реакцию (рН 4.7–6.0).

Таблица 1. Характеристика участков

№	Биотоп	Код	Доминанты древесного и травяно-кустарничкового яруса	Тип почвы по WRB	Тип почвы КиДПП
Сосновые леса					
1	Сосняк черничный	Sch	<i>Pinus sylvestris</i> , в подросте единичные <i>Betula</i> spp. и <i>Sorbus aucuparia</i> ; <i>Vaccinium myrtillus</i> , злаки	Albic Retisols (Differential)	Дерново-подзолистая типичная
2	Сосняк орляковый	Spar	<i>P. sylvestris</i> , в подросте единичные <i>S. aucuparia</i> ; <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Calamagrostis arundinaceae</i> , <i>V. myrtillus</i>	Albic Retisols (Differential) и Pretic Luvisols (Siltic)	Дерново-подзолистая, типичная и бурозем оподзоленный
3	Сосняк разнотравный (кипрейный)	SDG	<i>P. sylvestris</i> , в подросте единичные <i>Alnus</i> spp.; <i>Chamaenerion angustifolium</i>	Albic Luvisols (Loamic)	Бурозем оподзоленный
4	Сосняк злаковый	SZL	<i>P. sylvestris</i> , в подросте единичные <i>Betula</i> spp.; <i>C. arundinaceae</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i>	Albic Retisols (Clayic)	Дерново-подзолистая оподзоленная
5	Сосняк, формирующийся на старопашотных землях	SSG	Подрост <i>P. sylvestris</i> (10–15 лет)	Skeletal Combisols (Densic, Turbic)	Бурозем в комплексе с турбоземом, турбированный
6	Сосняк мертвopoкровный	SDC	<i>P. sylvestris</i>	Eutric Retisols (Densic)	Дерново-подзолистая, типичная
7	Сосняк кисличный	SA	<i>P. sylvestris</i> , в подросте единичные <i>S. aucuparia</i> ; <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Rubus saxatilis</i>	Albic Luvisols (Loamic)	Бурозем оподзоленный
Луга					
8	Суходольный луг разнотравный	M1	<i>Poa</i> spp., <i>Geum rivale</i> , <i>Arctium tomentosum</i> , <i>Trifolium</i> spp.	Haplic Luvisols (Densic)	Бурозем оподзоленный
9	Пойменный луг разнотравный	M2	<i>Carex</i> spp., <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Vicia cracca</i>	Eutric Fluvisols (Siltic)	Аллювиальная серогумусовая, типичная
10	Пойменный луг лабазниковый	M3	<i>Filipendula ulmaris</i>	Gleyic Phaeozems (Clayic)	Аллювиальная серогумусовая, глееватая

Измерение эмиссии CO₂. Скорость потока CO₂ с поверхности почвы измеряли по стандартному варианту закрытого динамического камерного метода (Closed dynamic chamber method) [32] полевым респирометром Li-8100A (Li-Cor biosciences, США) с использованием заранее установленных в почву на глубину 3 см полипропиленовых колец с внутренним диаметром 105 мм. На каждой пробной площади измерения проводили в 10 случайно выбранных постоянных точках (по 5 – в мертвopoкровном и кисличном сосняках).

Работы выполнены в вегетационные сезоны 2012–2016 гг. (с мая по октябрь), всего 21 тур измерений: 2012 г. – 23–24 августа и 1–2 октября; 2013 г. – 5–6 мая, 28–29 мая, 20–21 июня, 24–25 июля, 27–28 августа, 24–25 сентября и 22–23 октября; 2014 г. – 10–11 мая, 27–28 мая, 26–27 июня, 30–31 июля, 3–4 сентября и 1–2 октября; 2015 г. – 27–28 мая и 29–30 июня; 2016 г. – 30–31 мая, 5–6 июля, 2–3 августа и 5–6 октября. Измерения проводили в

светлое время суток в период с 10 до 16 ч. Специальные исследования показали, что в этот промежуток дыхание значимо не отличается от среднесуточных показателей, поэтому можно сравнивать результаты, полученные в разное время на разных участках [33]. Всего выполнено 5670 измерений.

Анализ данных. Статистическую обработку проводили в среде R v. 3.6.2. Статистической единицей во всех случаях считали пробную площадь, т.е. среднее значение по 10 (или 5) измерениям.

Для моделирования использовали предикторы двух типов – определенные непосредственно на месте измерений и данные дистанционного зондирования Земли (табл. 2). Температуру почвы (с точностью 0.1°C) и объемную влажность почвы (с точностью 0.1 об. %) измеряли датчиками, соединенными с блоком управления респирометра: термометром Omega 88311E (OMEGA Engineer-

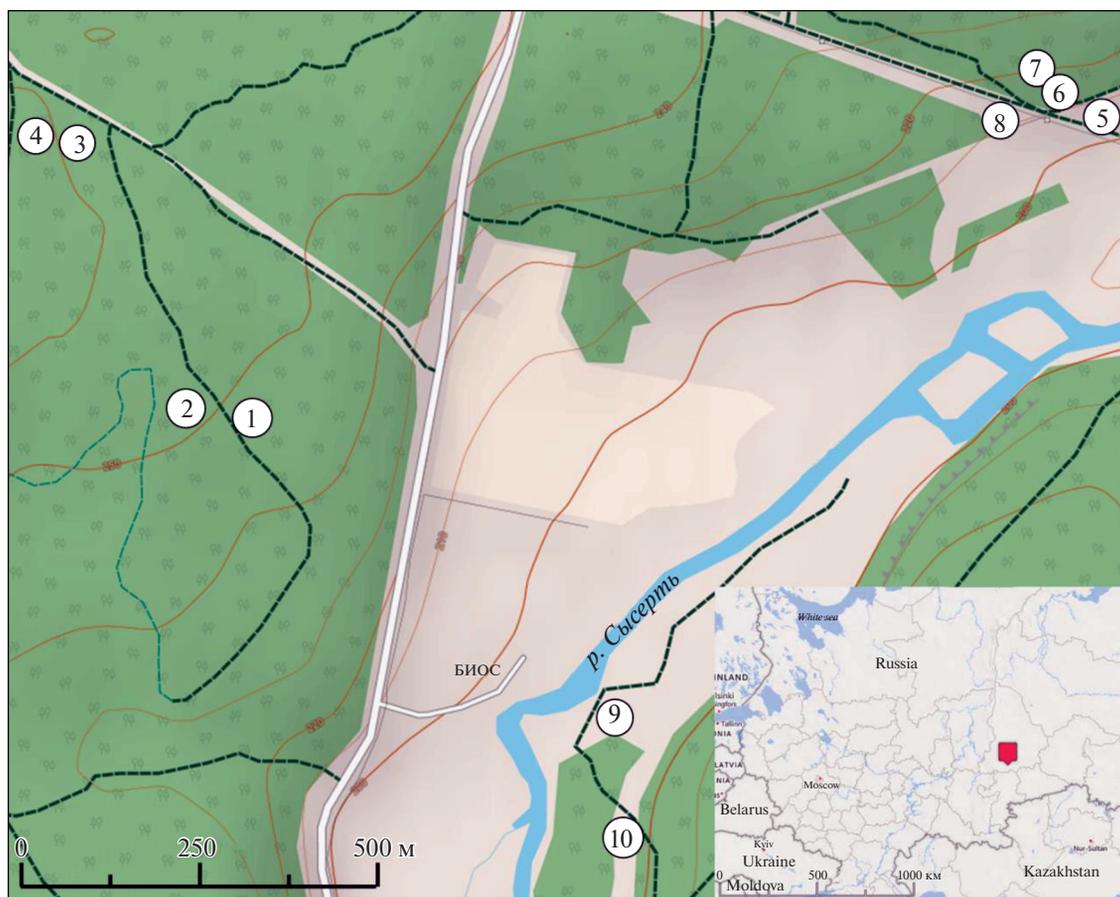


Рис. 1. Схема расположения участков.

Сосняки: 1 – черничный (Sch), 2 – орляковый (SP), 3 – разнотравный (SDG), 4 – злаковый (SZ), 5 – самозарастания (SSG), 6 – мертвопокровный (SDC), 7 – кисличный (SA); луга: 8 – суходольный разнотравный (M1), 9 – пойменный разнотравный (M2), 10 – пойменный лабазниковый (M3). Карта взята с www.openstreetmap.org.

ing, Великобритания) и датчиком влажности ThetaProbe ML2 (Delta-T devices, Великобритания); температуру воздуха – термодатчиком, встроенным в камеру респирометра.

Индексы NDVI, LAI и FPAR были определены по 8-дневным композитным снимкам среднего разрешения спектрометра MODIS со спутников Terra и Aqua, предоставленных сервисом BEGA-Science [34] (см. табл. 2). Эти параметры часто используют для моделирования дыхания почвы, продукции и газообмена растительности [35–39].

Индекс сухости SPEI (Standardized Precipitation Evapotranspiration index) [40] получен из глобальной базы (<http://spei.csic.es>) [41]. Он показывает, насколько засушливым был изучаемый период относительно нормы за несколько последних десятилетий (в данной базе – с 1950 г.). Величина индекса в интервале от 0.99 до – 0.99 свидетельствует о нормальном увлажнении, от 1.00 до 1.49 – умеренном переувлажнении, более 1.50 – сильном переувлажнении, от –1 до –1.49 – умеренной засухе, менее –1.50 – сильной засухе.

Для отнесения предиктора к группе пространственных или временных факторов использовали разложение дисперсии на компоненты в двухфакторном дисперсионном анализе (пакет VCA [42]). Предиктор относили к группе пространственных факторов, если больший вклад в дисперсию вносил тип биотопа, временных – дата измерения.

Для реализации алгоритма RF весь массив данных разделили на обучающую (80%) и тестовую (20%) выборки (пакет caret [43]). Регрессию строили в пакете randomForest [44] со следующими параметрами: количество деревьев – 500, максимальное количество признаков, используемых для разделения, – 3–5. При обучении модели использовали четыре варианта: 1) полный набор предикторов; 2) только пространственные предикторы; 3) только временные предикторы; 4) “стандартный набор”, используемый в большинстве регрессионных моделей: температура почвы, температура воздуха, влажность почвы. Качество модели оценивали на тестовой выборке

Таблица 2. Список используемых предикторов

Предиктор	Описание	Примечание
T_{soil}	Температура почвы на глубине 5 см	Измерены в непосредственной близости от точки измерения
T_{air}	Температура воздуха	
Hum	Объемная влажность почвы на глубине 5 см	См. табл. 1
Soil type	Тип почвы по WRB	
Vegetation	Характер растительности	Лес/луг
Biotop	Тип биотопа	Участок – см. табл. 1
NDVI	Нормализованный дифференциальный вегетационный индекс, обычно хорошо коррелирует с общей надземной фитомассой	Продукт MYD09Q1, разрешение 250 м
LAI	Индекс листовой поверхности (площадь листьев, приходящаяся на единицу поверхности почвы)	Продукт MCD15A2, разрешение 500 м
FPAR	Доля поглощенной фотосинтетически активной радиации (доля солнечного излучения, теоретически доступного для фотосинтеза)	
SPEI-1	Индекс сухости за один месяц, предшествующий измерениям	Из базы SPEI Global Drought Monitor, пространственное разрешение 0.5°
SPEI-12	Индекс сухости за 12 месяцев, предшествующих измерениям	

по коэффициенту детерминации R^2 и среднему квадрату отклонений расчетных значений от измеренных (Mean of squared errors, MSE).

Для оценки вклада временных и пространственных факторов определяли важность предикторов (Features importance) по двум показателям: $\%IncMSE$ (увеличение MSE в ходе случайных перестановок каждой переменной) и $IncNodePurity$ (мера среднего увеличения “чистоты узла” дерева; вычисляется на основе MSE , определенной перед каждым разбиением узлов в каждом дереве). Для оценки важности обычно используют только $\%IncMSE$. Однако для моделей с полным набором предикторов мы использовали также и $IncNodePurity$, поскольку эта характеристика обладает свойством аддитивности, соответственно позволяет оценить относительный вклад переменных. Абсолютные величины важности для удобства выражали в процентах. Эти показатели не тождественны друг другу, но различаются не сильно (не более единиц процентов).

Полученные модели и код размещены по адресу: github.com/IASmorkalov/Respiration_RF_2022.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Дыхание почвы за все время лежало в диапазоне 0.5–9.9 мкмоль CO_2/m^2 с (рис. 2а). Максимальные значения наблюдались в летние месяцы, минимальные – в начале и после завершения вегетационного сезона. Максимальная разница средних значений между типами биотопов составила 1.9 раза. Дыхание почвы определялось главным образом временной изменчивостью: дата измерений объясняла 60.9% дисперсии. Влияние простран-

ственной изменчивости проявлялось в заметно меньшей степени – 10.4% дисперсии. Большинство предикторов можно отнести к группе временных факторов (вклад даты измерений в дисперсию более 75%): температура почвы, температура воздуха, SPEI, NDVI, LAI, FPAR (рис. 3). Влажность почвы была отнесена к группе пространственных факторов (49.7% объясненной дисперсии), хотя существенная часть ее дисперсии была связана со временем измерений (36.8%). Характер растительности, тип биотопа, тип почвы – это полностью пространственные факторы, не менявшиеся за время исследований.

Рассмотренные факторы мало различались между биотопами, за исключением влажности почвы (рис. 2): самым влажным был лабазниковый луг, самым сухим – сосняк мертвопокровный (см. рис. 2г), разница между ними составила 3.3 раза.

Во всех случаях лучшая аппроксимация на тестовых выборках достигалась при использовании всего набора предикторов (рис. 4–6). Временные факторы для всего набора данных и отдельно для сосняков составляли 76–77% важности (по $IncNodePurity$), для лугов – 91%. Важность “стандартного набора” предикторов (температура почвы, температура воздуха, влажность почвы) составляла 37, 26 и 52% для всего набора данных, сосняков и лугов соответственно.

В разных вариантах моделей порядок отдельных предикторов по важности различался. Так, для всего набора данных наибольшая важность была у температуры почвы (рис. 4). Из пространственных факторов наиболее важным был тип биотопа, наименее – характер растительности. При ис-

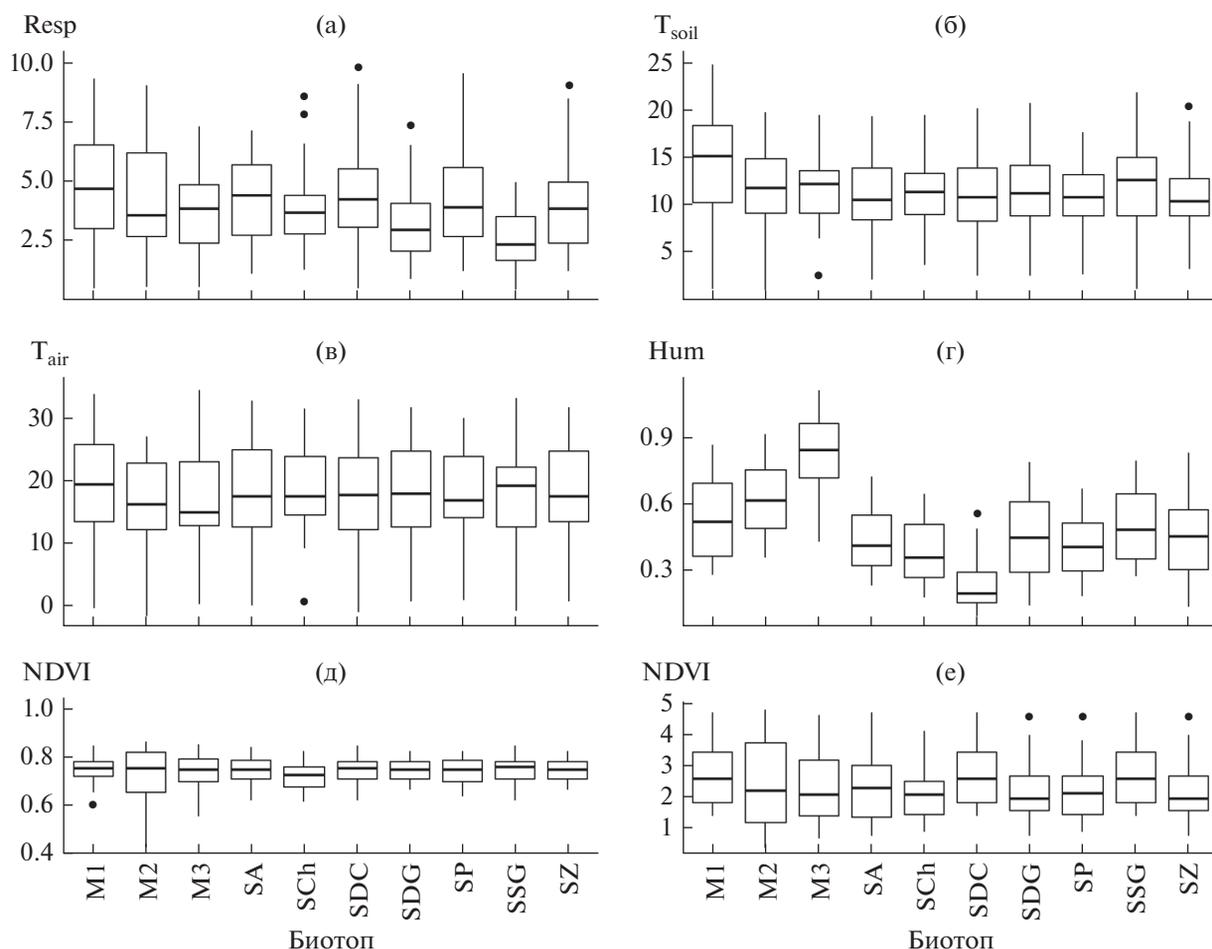


Рис. 2. Значения параметров на участках за весь период наблюдений: а – дыхание почвы (мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2 \text{с}$), б – температура почвы ($^{\circ}\text{C}$), в – температура воздуха ($^{\circ}\text{C}$), г – объемная влажность почвы, $\text{м}^3/\text{м}^3$, д – NDVI, е – LAI. По горизонтальной оси – тип биотопа (обозначения – см. на рис. 1). Горизонтальная линия – медиана, прямоугольник – 25 и 75% квантили, планки – $1.5 \times$ межквартильный размах, точки – выбросы.

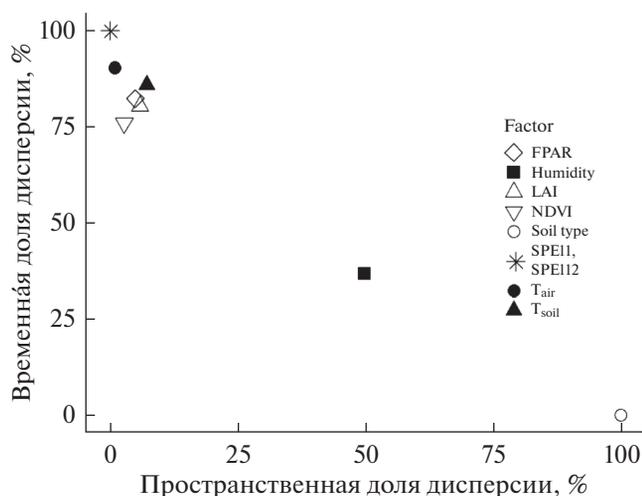


Рис. 3. Вклад пространственной и временной составляющих в дисперсию предикторов. Обозначение предикторов – см. табл. 2.

пользовании усеченного набора факторов коэффициент детерминации был меньше, а *MSE* – больше. Самое низкое качество аппроксимации было при использовании только временных предикторов.

В сосняках самыми важными были NDVI и температура почвы (рис. 5). Важность температуры воздуха была значительно ниже, чем температуры почвы. Даже при использовании всех предикторов модель для сосняков была менее точной, чем для всего массива данных.

Лучшая аппроксимация была достигнута для лугов (рис. 6), причем результаты при использовании всех предикторов и только временных почти не различались, а важность температуры воздуха была больше, чем температуры почвы. При использовании только пространственных факторов для лугов самым важным оказалась влажность почвы.

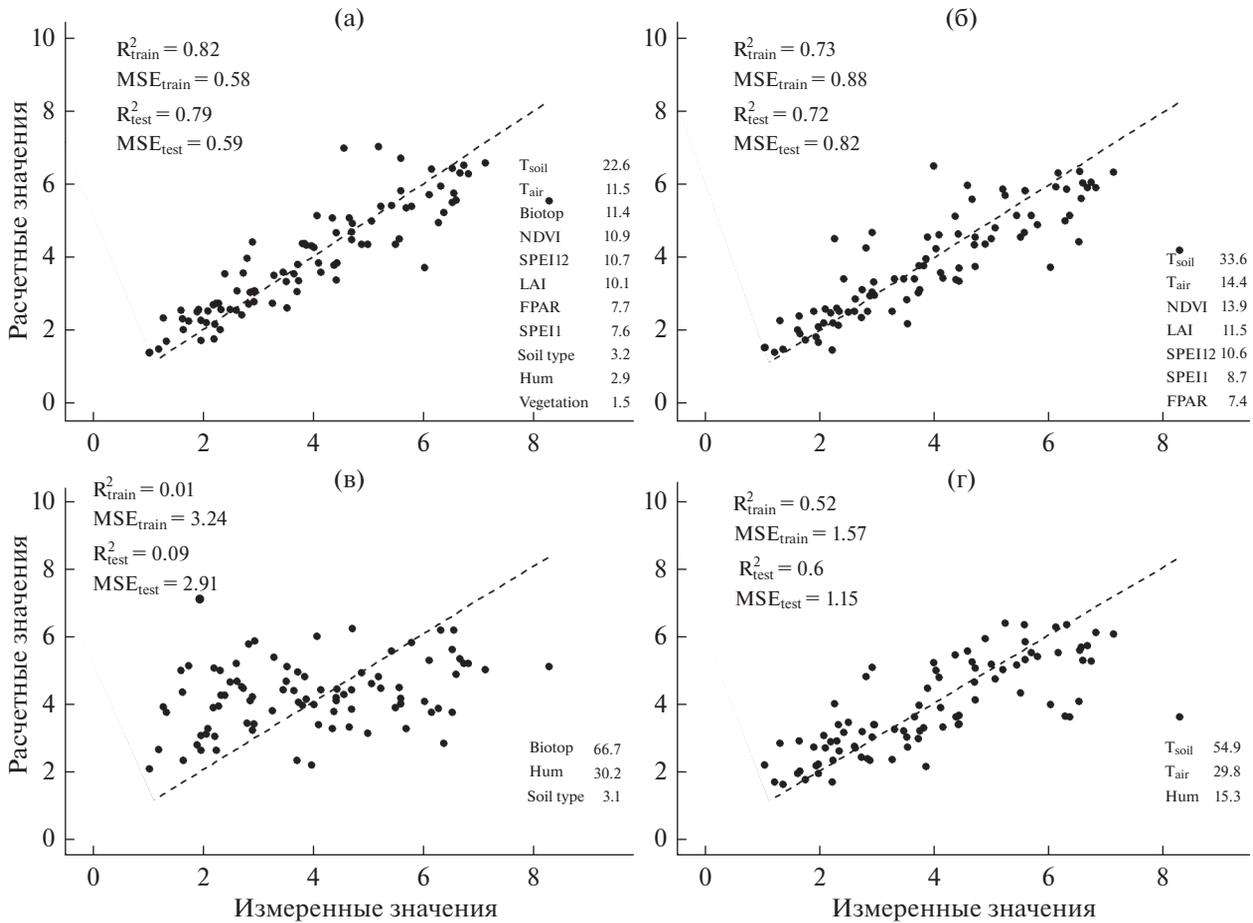


Рис. 4. Результаты аппроксимации данных по дыханию почвы (мкмоль CO₂/м² с) во всех биотопах алгоритмом RF. Здесь и на рис. 5, 6: а – все предикторы, б – временные предикторы, в – пространственные предикторы, г – температура и влажность. Приведены R² и MSE для обучающей (train) и тестовой (test) выборки, важность %IncMSE (в %). Пунктирная линия – линия идеального прогноза.

При использовании “стандартного набора” предикторов во всех случаях наиболее важной была температуры почвы, наименее – ее влажность (рис. 4–6г).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Полученные абсолютные величины дыхания почвы в разгар вегетационного сезона в сосняках (1.3–10.7 мкмоль CO₂/м² с) близки к значениям, которые обычно регистрируют для лесов умеренных широт: до 4.3 ± 0.75 [45], 1.9–8.8 [46], 2.8–6.7 [47], 6.3–9.5 [48], 3.9–6.9 [49], 4.4–11.4 [50], 3.5–4.4 [51]. На лугах диапазон значений был несколько уже (1.5–9.9 мкмоль CO₂/м² с), чем в сосняках, но шире, чем в других исследованиях травяных экосистем: 2.5–8.8 [52], 3.2–5.1 [53], 3.2–5.1 [54], 5.1–6.3 [55]. Сезонная динамика с максимумом эмиссии CO₂ в летние месяцы сходна с динамикой, описанной для лесов южной тайги [52], се-

верной тайги в Восточной Сибири [51] и Центральной Сибири [56].

Характер растительности влияет на дыхание, но не всегда однозначно. Так, при анализе базы “Дыхание почвы” почти в половине случаев тип растительности значимо влиял на величину потока CO₂ [57], в частности различалось дыхание почвы луговых и лесных ценозов [58]. По данным разных авторов [52, 59], при одинаковом типе почвы луга отличаются от лесов большей интенсивностью дыхания, а также отмечается значимое влияние типа почвы на дыхание [60]. Однако показано [61], что большое влияние на поток углекислого газа из почвы имеет и продолжительность вегетационного периода. В нашей работе влияние типа биотопа было максимальным при рассмотрении всего массива данных или только сосняков. Раннее весеннее прогревание и осеннее остывание лугов, видимо, нивелировало разницу между средним дыханием почвы на лугах и в сосняках за весь вегетационный период, т.е. в це-

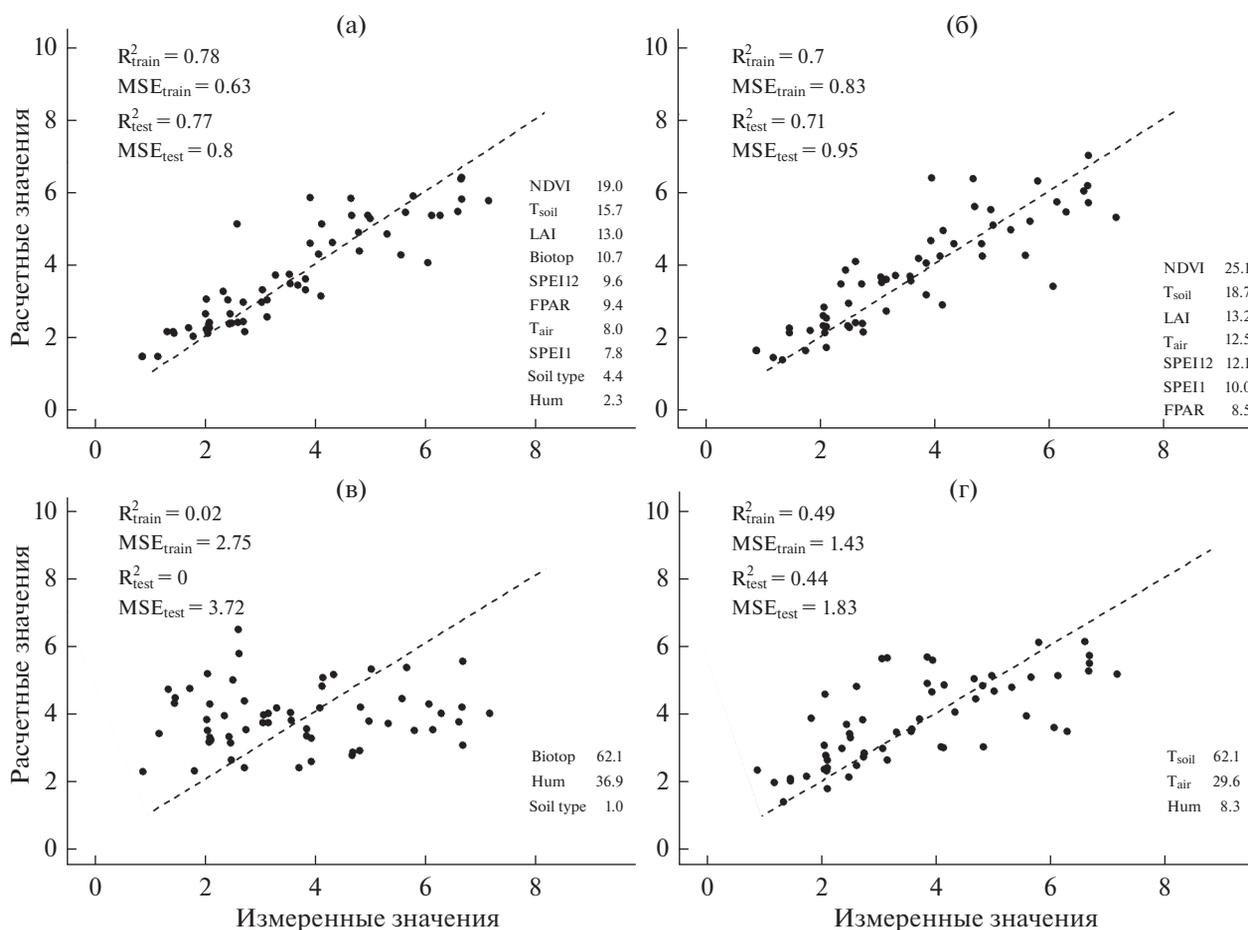


Рис. 5. Результаты аппроксимации данных по дыханию почвы в сосняках ($\text{мкмоль CO}_2/\text{м}^2 \text{ с}$) алгоритмом RF.

лом наши результаты не противоречат литературным данным: существует разница между разными биотопами, но ведущую роль играют климатические факторы.

Построенные нами модели показали высокую точность: R^2 достигал 0.88 ($MSE = 0.47$) для лугов и 0.79 ($MSE = 0.59$) для всех биотопов. Это выше точности моделей на основе алгоритма RF для горных лесов в южных Скалистых горах ($R^2 = 0.44$, $MSE = 0.8$) [25] и сопоставимо с моделями для плантаций сахарного тростника ($R^2 = 0.8$) [62], в целом лесов северного полушария (R^2 до 0.86, $MSE = 2.16$) [28] и дыхания в глобальном масштабе ($R^2 = 0.89$) [27].

Полученные значения коэффициента детерминации выше, чем у большинства классических регрессионных моделей. Например, даже при использовании отдельного уравнения для каждой конкретной локации R^2 для дыхания почв г. Курска не превышал 0.6 [3]. Более высокая точность классических регрессионных моделей достигается в экстремальных условиях: например, в горных тундрах R^2 достигал 0.9 [63], на трансекте с боль-

шим градиентом влажности в горах — 0.8 [64]. В более сложных (имитационных) моделях R^2 составлял 0.34 и 0.77 для сухих и влажных лет соответственно [1]. Точность моделей на основе нейросетей в целом не превышает точность классической регрессии: R^2 колеблется от 0.3–0.4 в локальном масштабе [18] до 0.6 в глобальном [19]. Другими словами, случайный лес в отличие от методов традиционной параметрической регрессии и нейросетей позволяет хорошо интерполировать данные даже при отсутствии сильных средовых градиентов. Строго говоря, R^2 — не лучший вариант для сравнения эффективности разных алгоритмов. Но, к сожалению, в публикациях редко приводятся другие способы оценки качества моделей, поэтому была использована именно эта метрика.

Чтобы сравнить точность параметрических моделей с точностью случайного леса, мы провели также моделирование средствами множественной регрессии для всего массива данных. Для тестовой выборки мы получили следующие оценки модели: $R^2 = 0.55$, $MSE = 1.3$ для всего на-

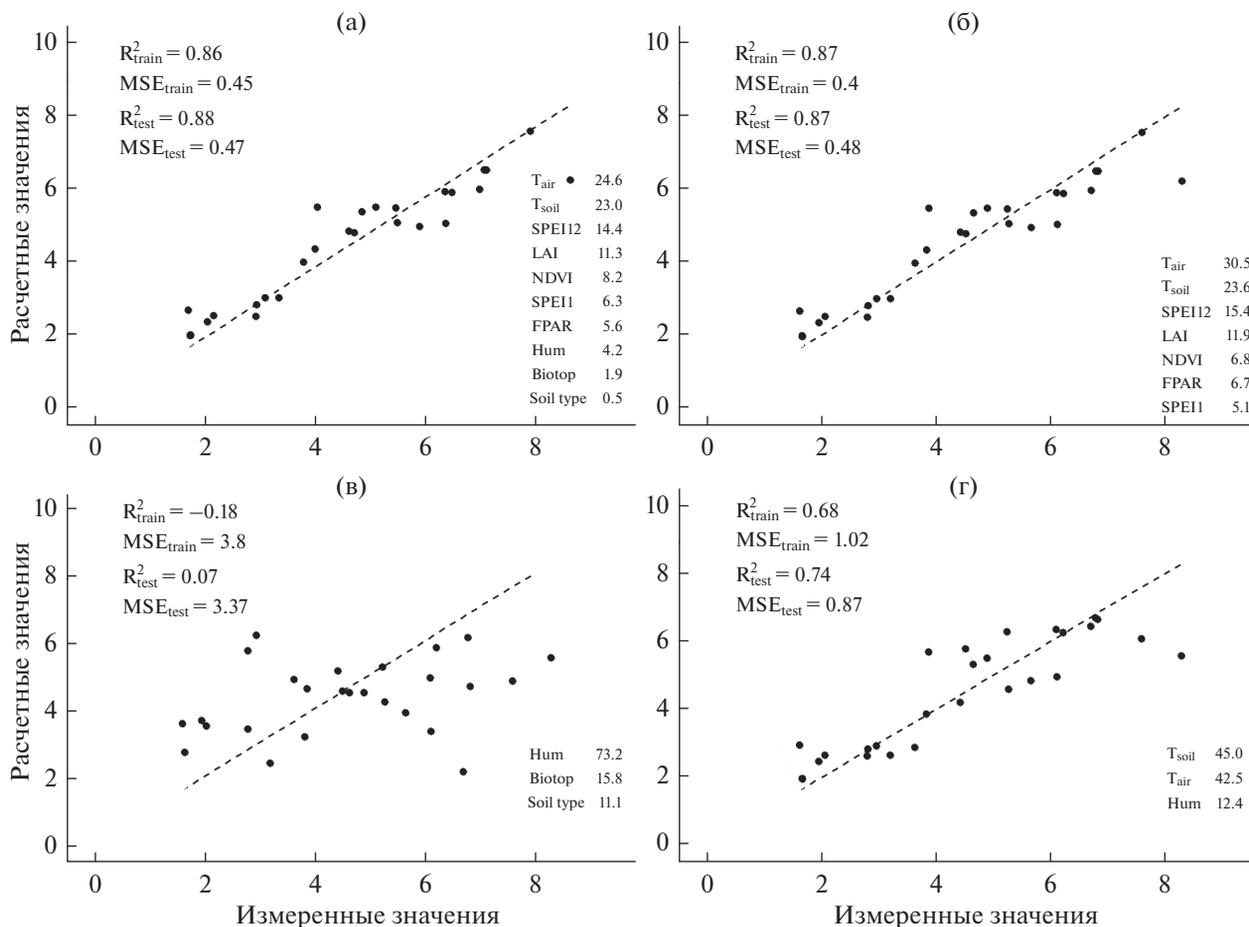


Рис. 6. Результаты аппроксимации данных по дыханию почвы на лугах ($\text{мкмоль CO}_2/\text{м}^2 \text{с}$) алгоритмом RF.

бора предикторов; $R^2 = 0.25$, $MSE = 2.21$ – при использовании температуры почвы, воздуха и влажности почвы. При реализации пошаговой регрессии значимыми предикторами оказались только температура почвы, NDVI и SPEI1, а точность модели была ниже, чем при использовании всех предикторов ($R^2 = 0.33$, $MSE = 1.92$). Таким образом, использование случайного леса для одних и тех же данных позволило значительно лучше описать их по сравнению с классическими регрессионными моделями. По эффективности RF может уступать параметрическим регрессионным моделям и даже отдельному дереву решений при незначительном количестве данных, но если их достаточно, то он показывает результаты лучше [30].

Сходная с нашей схема разделения факторов на пространственные и временные описана в работе [12], в которой критерием служило сравнение средней дисперсии по различным датам с дисперсией между точками. Результаты обеих работ оказались близки, за исключением того, что в цитируемой публикации, помимо температуры почвы и воздуха, к временным была отнесена и объ-

емная влажность почвы, которая в данной работе оказалась в группе пространственных факторов.

По результатам обработки алгоритмом RF наиболее важны были временные переменные, что более характерно для масштаба единиц–десятков метров. Возможно, это связано с тем, что пространственное разрешение данных дистанционного зондирования было сопоставимо с размерами рассматриваемой территории, поэтому пространственный разброс этих показателей не был значительным. Однако влажность почвы очень сильно различалась между участками, но не оказала сильного влияния на интенсивность дыхания почвы, хотя данный параметр традиционно считают основным детерминантом эмиссии [32].

Пространственные факторы оказывают значимое влияние на дыхание почвы в региональном или глобальном масштабах, например тип биомы [19, 65]. Учет пространственных факторов существенно улучшает точность моделей и в меньшем масштабе, но при наличии сильных средовых градиентов. Например, включение в модели влажности почвы на крутых горных трансектах в масшта-

бе десятков метров повышало R^2 с 0.5 до 0.8 [64], а включение информации об уровне загрязнения почв в масштабе десятков километров – с 0.2 до 0.74 [66].

Наиболее важной из рассмотренных пространственных переменных оказался тип биотопа, хотя это справедливо только для всего массива данных и сосняков, но не для лугов. Следует подчеркнуть, что тип биотопа – это комплексный предиктор, включающий в себя все учтенные и неучтенные особенности участков. Поэтому даже в масштабе сотен метров при создании моделей почвенной эмиссии CO_2 следует учитывать не только временные, но и пространственные факторы. На лугах важность всех пространственных факторов меньше, чем временных, даже при учете значительной разницы по влажности почвы. В ходе предварительного анализа в модель включали также химические показатели почв (рН, содержание органического углерода, обменного Са и Mg, подвижного Fe), но это не увеличивало точность, поэтому в окончательный анализ эти переменные не вошли.

Данные дистанционного зондирования значительно повышают точность модели, что очевидно при сравнении со “стандартным набором” предикторов (рис. 4–6б, г). Аналогично они улучшали модели и в региональном масштабе [39].

Качество моделей может снижаться из-за “эффекта памяти” почв от предыдущих воздействий в разных временных масштабах [67]. В рекуррентных нейросетях для уменьшения этого эффекта можно реализовать “кратковременную память” [68]. При других способах моделирования необходимо вводить переменные, которые характеризуют предыдущие состояния системы. В нашей работе такой переменной был SPEI, который характеризует условия увлажнения, предшествовавшие измерениям. Оказалось, что условия предыдущих 12 мес. важнее, чем месяца, непосредственно предшествующего измерению. Это отчасти соответствует обнаруженному влиянию суммы осадков за период весна–лето на суммарную годовую эмиссию CO_2 [69].

В целом результаты оценки важности параметров соответствуют ожидаемым: ведущую роль играет температура, что было многократно продемонстрировано ранее [32]. Включение пространственных предикторов улучшало качество модели, особенно в лесах, что подтверждает необходимость учитывать не только временную, но и пространственную составляющие изменчивости дыхания почвы [12]. Большие значения важности NDVI подтвердили также необходимость использовать характеристики растительности в моделях потоков углекислого газа из почвы. Следует уточнить, что сделанные выводы распространяются

только на вегетационный сезон, так как в зимнее время исследования не проводились.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Несмотря на значительное биотопическое разнообразие, включавшее две группы биотопов (леса и луга), скорость эмиссии CO_2 из почвы сильнее всего зависела от временных факторов. Для лугов точность модели была идентичной как при использовании только временных, так и при добавлении пространственных факторов, несмотря на большую разницу в условиях увлажнения. Тем не менее в сосняках один из пространственных факторов (тип биотопа) имел большое значение. Это показывает, что даже для масштаба сотен метров модели дыхания почвы должны включать не только временные, но и пространственные факторы.

Оценка важности переменных при использовании алгоритма RF позволяет содержательно интерпретировать результаты моделирования. Возможность одновременного использования переменных разных типов, в том числе сильно скоррелированных между собой, делает алгоритм RF более гибким по сравнению с классическими регрессионными методами. Но не только это позволяет рекомендовать алгоритм RF к широкому использованию в моделировании потоков углекислого газа из почвы: несомненен его потенциал в оценке вклада разных факторов в вариабельность дыхания почвы, что позволяет лучше понять механизмы, лежащие в основе цикла углерода в наземных экосистемах.

Полевые работы были выполнены при поддержке УрО РАН (проект № 12-П-4-1057); при поддержке Министерства науки и высшего образования РФ выполнены анализ данных (проект № 122021000076-9) и подготовка текста статьи (проект № FEUZ-2021-0014). Автор благодарит Д.А. Бедина за консультации по вопросам машинного обучения, Е.Л. Воробейчика – за ценные замечания и большую работу по улучшению качества рукописи, С.Ю. Кайгородову и Т.Ю. Габерштейн – за диагностику и анализ почв, Н.О. Садыкову – за обсуждение и комментарии к тексту.

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов и подтверждает, что настоящая работа не содержит исследований с участием людей или животных в качестве объектов исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Припутина И.В., Быховец С.С., Фролов П.В. и др. Применение математических моделей ROMUL и Romul_Num для оценки эмиссии CO_2 и динамики органического вещества в серой лесной почве под лиственным лесом в Южном Подмосковье // Почвоведение. 2020. № 10. С. 1262–1275.

2. *Reiners W.A.* Carbon dioxide evolution from the floor of three minnesota forests // *Ecology*. 1968. V. 49. № 3. P. 471–483.
<https://doi.org/10.2307/1934114>
3. *Неведров Н.П., Саржанов Д.А., Проценко Е.П., Васенев И.И.* Сезонная динамика эмиссии CO₂ из почв города Курска // *Почвоведение*. 2021. № 1. С. 70–79.
4. *Chimner R.A.* Soil respiration rates of tropical peatlands in Micronesia and Hawaii // *Wetlands*. 2004. V. 24. № 1. P. 51.
[https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0051:SRROTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0051:SRROTP]2.0.CO;2)
5. *Jia B., Zhou G., Wang F., Wang Y.* A comparative study on soil respiration between grazing and fenced typical *Leymus chinensis* steppe, Inner Mongolia // *Chinese Journal of Applied Ecology*. 2004. V. 15. № 9. P. 1611–1615.
6. *Orchard V.A., Cook F.J.* Relationship between soil respiration and soil moisture // *Soil Biology and Biochemistry*. 1983. V. 15. № 4. P. 447–453.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(83\)90010-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(83)90010-X)
7. *Rubio V.E., Detto M.* Spatiotemporal variability of soil respiration in a seasonal tropical forest // *Ecology and Evolution*. 2017. V. 7. № 17. P. 7104–7116.
<https://doi.org/10.1002/ece3.3267>
8. *Webster K.L., Creed I.F., Skowronski M.D., Kaheil Y.H.* Comparison of the performance of statistical models that predict soil respiration from forests // *Soil Science Society of America Journal*. 2009. V. 73. № 4. P. 1157–1167.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0310>
9. *Sotta E.D., Meir P., Malhi Y., Donato A.* et al. Soil CO₂ efflux in a tropical forest in the central Amazon // *Global Change Biology*. 2004. V. 10. № 5. P. 601–617.
<https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00761.x>
10. *Tufekcioglu A., Raich J.W., Isenhardt T.M., Schultz R.C.* Soil respiration within riparian buffers and adjacent crop fields // *Plant and Soil*. 2001. V. 229. № 1. P. 117–124.
<https://doi.org/10.1023/A:1004818422908>
11. *Lloyd J., Taylor J.A.* On the temperature dependence of soil respiration // *Functional Ecology*. 1994. V. 8. № 3. P. 315–323.
<https://doi.org/10.2307/2389824>
12. *Карелин Д.В., Почикалов А.В., Замолодчиков Д.Г., Гитарский М.Л.* Факторы пространственно-временной изменчивости потоков CO₂ из почв южно-таежного ельника на Валдае // *Лесоведение*. 2014. № 4. С. 56–66.
13. *Карелин Д.В., Замолодчиков Д.Г., Исаев А.С.* Малоизвестные импульсные составляющие почвенной эмиссии диоксида углерода в таёжных лесах // *Докл. РАН*. 2017. Т. 75. № 4. С. 473–476.
14. *Zeng X.H., Song Y.G., Zeng C.M.* et al. Partitioning soil respiration in two typical forests in semi-arid regions, North China // *Catena*. 2016. V. 147. P. 536–544.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.009>
15. *Kuzakov Y., Gavrichkova O.* Time lag between photosynthesis and carbon dioxide efflux from soil: A review of mechanisms and controls // *Global Change Biology*. 2010. V. 16. № 12. P. 3386–3406.
<https://doi.org/10.1029/2005JG000063>
16. *Richardson A.D., Braswell B.H., Hollinger D.Y.* et al. Comparing simple respiration models for eddy flux and dynamic chamber data // *Agricultural and Forest Meteorology*. 2006. V. 141. № 2–4. P. 219–234.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.10.010>
17. *Farhate C.V.V., Souza Z.M., Oliveira S.R.M.* et al. Use of data mining techniques to classify soil CO₂ emission induced by crop management in sugarcane field // *PLoS ONE*. 2018. V. 13. № 3. P. e0193537.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193537>
18. *Jarvi L., Nordbo A., Junninen H.* et al. Seasonal and annual variation of carbon dioxide surface fluxes in Helsinki, Finland, in 2006–2010 // *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2012. V. 12. № 18. P. 8475–8489.
<https://doi.org/10.5194/acp-12-8475-2012>
19. *Zhao Z.Y., Peng C.H., Yang Q.* et al. Model prediction of biome-specific global soil respiration from 1960 to 2012 // *Earth Future*. 2017. V. 5. № 7. P. 715–729.
<https://doi.org/10.1002/2016ef000480>
20. *Song X.Z., Peng C.H., Zhao Z.Y.* et al. Quantification of soil respiration in forest ecosystems across China // *Atmos. Environ.* 2014. V. 94. P. 546–551.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.071>
21. *Rudin C.* Stop explaining black box machine learning models for high stakes decisions and use interpretable models instead // *Nature Machine Intelligence*. 2019. V. 1. № 5. P. 206–215.
<https://doi.org/10.1038/s42256-019-0048-x>
22. *Чистяков С.П.* Случайные леса: обзор // *Труды Карельского научного центра РАН*. 2013. № 1. С. 117–136.
23. *Hastie T., Tibshirani R., Friedman J.* *Random Forests // The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*. NY: Springer New York, 2009. P. 587–604.
24. *Tang X.L., Fan S.H., Du M.Y.* et al. Spatial and temporal patterns of global soil heterotrophic respiration in terrestrial ecosystems // *Earth Syst. Sci. Data*. 2020. V. 12. № 2. P. 1037–1051.
<https://doi.org/10.5194/essd-12-1037-2020>
25. *Berryman E.M., Vanderhoof M.K., Bradford J.B.* et al. Estimating soil respiration in a subalpine landscape using point, terrain, climate, and greenness data // *J. Geophys. Res.-Biogeosci.* 2018. V. 123. № 10. P. 3231–3249.
<https://doi.org/10.1029/2018jg004613>
26. *Jian J.S., Steele M.K., Thomas R.Q.* et al. Constraining estimates of global soil respiration by quantifying sources of variability // *Global Change Biology*. 2018. V. 24. № 9. P. 4143–4159.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14301>
27. *Lu H.B., Li S.H., Ma M.N.* et al. Comparing machine learning-derived global estimates of soil respiration and its components with those from terrestrial ecosystem models // *Environmental Research Letters*. 2021. V. 16. № 5. Article 054048. P. 14.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/abf526>
28. *Shiri N., Shiri J., Kazemi M.H., Xu T.R.* Estimation of CO₂ flux components over northern hemisphere forest ecosystems by using random forest method through temporal and spatial data scanning procedures // *Environmental Science and Pollution Research*. 2022. V. 29. № 11. P. 16123–16137.
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-16501-x>

29. Warner D.L., Bond-Lamberty B., Jian J. et al. Spatial predictions and associated uncertainty of annual soil respiration at the global scale // *Global Biogeochemical Cycles*. 2019. V. 33. № 12. P. 1733–1745. <https://doi.org/10.1029/2019gb006264>
30. Mukhortova L., Schepaschenko D., Moltchanova E. et al. Respiration of Russian soils: Climatic drivers and response to climate change // *Science of The Total Environment*. 2021. V. 785. P. 147314. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147314>
31. Jian J.S., Frissell M., Hao D.L. et al. The global contribution of roots to total soil respiration // *Global Ecology and Biogeography*. 2022. <https://doi.org/10.1111/geb.13454>
32. Luo Y., Zhou X. Soil respiration and the environment. Burlington: Acad. Press, 2006. 316 p.
33. Сморкалов И.А. Соотношение пространственной и временной вариабельности дыхания почвы // *Экология: факты, гипотезы, модели: Мат-лы Всероссийской конф. молодых ученых, посвященной 170-летию В.В. Докучаева*. Екатеринбург, 2016. С. 120–123.
34. Лупян Е.А., Савин И.Ю., Барталев С.А. и др. Спутниковый сервис мониторинга состояния растительности (“Вега”) // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2011. Т. 8. № 1. С. 190–198.
35. Wu J.S., Fu G. Modelling aboveground biomass using MODIS FPAR/LAI data in alpine grasslands of the Northern Tibetan Plateau // *Remote Sensing Letters*. 2018. V. 9. № 2. P. 150–159. <https://doi.org/10.1080/2150704x.2017.1407045>
36. Liu S., Cheng F., Dong S. et al. Spatiotemporal dynamics of grassland aboveground biomass on the Qinghai-Tibet Plateau based on validated MODIS NDVI // *Sci. Rep.* 2017. V. 7. № 1. P. 4182. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04038-4>
37. Wang X.F., Wang H.B., Li X., Ran Y.H. Photosynthesis (NPP, NEP, Respiration) // *Observation and Measurement* / Eds. Li X., Vereecken H. Berlin, Heidelberg, 2017. P. 1–30.
38. Reynolds L.L., Johnson B.R., Pfeifer-Meister L., Bridgham S.D. Soil respiration response to climate change in Pacific Northwest prairies is mediated by a regional Mediterranean climate gradient // *Global Change Biology*. 2015. V. 21. № 1. P. 487–500. <https://doi.org/10.1111/gcb.12732>
39. Ding S.C., Yao X.W., Wang J. et al. Relationships between soil respiration and hyperspectral vegetation indexes and crop characteristics under different warming and straw application modes // *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. P. 15. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13612-3>
40. Vicente-Serrano S.M., Beguería S., López-Moreno J.I. A multiscale drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index // *Journal of Climate*. 2010. V. 23. № 7. P. 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009jcli2909.1>
41. Beguería S., Vicente-Serrano S.M., Reig F., Latorre B. Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring // *International J of Climatology*. 2014. V. 34. № 10. P. 3001–3023. <https://doi.org/10.1002/joc.3887>
42. VCA: Variance Component Analysis. R package version 1.4.2 / URL: <https://CRAN.R-project.org/package=VCA>
43. caret: Classification and Regression Training version 6.0-86 / URL: <https://cran.r-project.org/package=caret>
44. randomForest: Breiman and Cutler’s Random Forests for classification and regression version 4.6-14 / URL: <https://cran.r-project.org/package=randomForest>
45. Осипов А.Ф. Влияние межгодовых различий метеорологических характеристик вегетационного периода на эмиссию CO₂ с поверхности почвы среднетаежного сосняка бруснично-лишайникового (Республика Коми) // *Почвоведение*. 2018. №. 12. С. 1455–1463.
46. Глухова Т.В., Вомперский С.Э., Ковалев А.Г. Эмиссия CO₂ с поверхности олиготрофных болот южно-таежной зоны европейской территории России с учетом микрорельефа // *Почвоведение*. 2014. № 1. С. 48–57.
47. Кадулин М.С., Коцик Г.Н. Эмиссия CO₂ почвами в зоне влияния горно-металлургического комбината “Североникель” в Кольской Субарктике // *Почвоведение*. 2013. № 11. С. 1387–1396. <https://doi.org/10.7868/S0032180X13110063>
48. Машица А.В. Эмиссия диоксида углерода с поверхности подзолистой почвы // *Почвоведение*. 2006. № 12. С. 1457–1463.
49. Сморкалов И.А., Воробейчик Е.Л. Почвенное дыхание лесных экосистем в градиентах загрязнения среды выбросами металлургических заводов // *Экология*. 2011. № 6. С. 429–435.
50. 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.
51. Takakai F., Desyatkin A.R., Lopez C.M.L. et al. Influence of forest disturbance on CO₂, CH₄ and N₂O fluxes from larch forest soil in the permafrost taiga region of eastern Siberia // *Soil Science and Plant Nutrition*. 2008. V. 54. № 6. P. 938–949.
52. Лопес де Гереню В.О., Курганова И.Н., Розанова Л.Н., Кудяров В.Н. Годовые потоки диоксида углерода из некоторых почв южно-таежной зоны России // *Почвоведение*. 2001. № 9. С. 1045–1059.
53. Wang M., Liu X.T., Li X.J. et al. Soil respiration dynamics and its controlling factors of typical vegetation communities on meadow steppes in the western Songnen Plain // *Chinese J of Applied Ecology*. 2014. V. 25. № 1. P. 45–52. <https://doi.org/10.1029/2009GB003538>
54. Bahn M., Rodeghiero M., Anderson-Dunn M. et al. Soil respiration in European grasslands in relation to climate and assimilate supply // *Ecosystems*. 2008. V. 11. № 8. P. 1352–1367. <https://doi.org/10.1029/2005JG000063>
55. Perez-Quezada J.F., Saliendra N.Z., Akshalov K. et al. Land use influences carbon fluxes in northern Kazakhstan // *Rangeland Ecology and Management*. 2010. V. 63. № 1. P. 82–93.

56. *Shibistova O., Lloyd J., Zrazhevskaya G.* et al. Annual ecosystem respiration budget for a *Pinus sylvestris* stand in central Siberia // *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*. 2002. V. 54. № 5. P. 568–589.
57. *Курганова И.Н., Кудеяров В.Н.* Оценка потоков диоксида углерода из почв таежной зоны России // *Почвоведение*. 1998. № 9. С. 1058–1070.
58. *Кудеяров В.Н., Курганова И.Н.* Дыхание почв России: анализ базы данных, многолетний мониторинг, общие оценки // *Почвоведение*. 2005. № 9. С. 1112–1121.
59. *Raich J.W., Tufekcioglu A.* Vegetation and soil respiration: Correlations and controls // *Biogeochemistry*. 2000. V. 48. № 1. P. 71–90.
60. *Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Хорошаев Д.А.* и др. Анализ многолетней динамики дыхания почв в лесном и луговом ценозах Приокско-террасного биосферного заповедника в свете современных климатических трендов // *Почвоведение*. 2020. № 10. С. 1220–1236.
61. *Кудеяров В.Н., Хакимов Ф.И., Деева Н.Ф.* и др. Оценка дыхания почв России // *Почвоведение*. 1995. № 1. С. 33–42.
62. *Tavares R.L.M., Oliveira S.R.D., de Barros F.M.M.* et al. Prediction of soil CO₂ flux in sugarcane management systems using the Random Forest approach // *Sci. Agric*. 2018. V. 75. № 4. P. 281–287. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2017-0095>
63. *Magnani M., Baneschi I., Giamberini M.* et al. Drivers of carbon fluxes in Alpine tundra: a comparison of three empirical model approaches // *Science of the Total Environment*. 2020. V. 732. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139139>
64. *Lecki N.A., Creed I.F.* Forest soil CO₂ efflux models improved by incorporating topographic controls on carbon content and sorption capacity of soils // *Biogeochemistry*. 2016. V. 129. № 3. P. 307–323. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0233-5>
65. *Huang N., Wang L., Song X.P.* et al. Spatial and temporal variations in global soil respiration and their relationships with climate and land cover // *Sci. Adv*. 2020. V. 6. № 41. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb8508>
66. *Сморкалов И.А., Бедин Д.А.* Учитывание промышленного загрязнения в моделях дыхания почвы // *Математическое моделирование в экологии: Мат-лы 6-й национ. научн. конф. с международным участием. Пушино, 2019. С. 191–193.*
67. *Parolari A.J., Sizemore J., Katul G.G.* Multiscale legacy responses of soil gas concentrations to soil moisture and temperature fluctuations // *J. Geophys. Res.-Biogeosci.* 2021. V. 126. № 2. Article e2020JG005865. P. 16. <https://doi.org/10.1029/2020jg005865>
68. *Besnard S., Carvalhais N., Arain M.A.* et al. Memory effects of climate and vegetation affecting net ecosystem CO₂ fluxes in global forests // *PLoS ONE*. 2019. V. 14. № 2. P. e0211510. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211510>
69. *Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Мякшина Т.Н.* и др. Эмиссия CO₂ из почв различных экосистем южно-таежной зоны: анализ данных непрерывных 12-летних круглогодичных наблюдений // *Докл. РАН*. 2011. Т. 436. № 6. С. 843–846.

УДК 58.072:581.524.2:631.468.52

СКОРОСТЬ ДЕСТРУКЦИИ И СТРУКТУРА НАСЕЛЕНИЯ ЧЛЕНИСТОНОГИХ ОПАДА ИНВАЗИВНОГО *SOLIDAGO GIGANTEA* НЕ ПОДТВЕРЖДАЮТ ГИПОТЕЗУ “ПРЕИМУЩЕСТВА ДОМАШНЕГО ПОЛЯ”

© 2022 г. Е. Н. Устинова^а, *, М. Н. Маслов^а, С. Н. Лысенков^а, А. В. Тиунов^б^аМосковский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Россия 119991 Москва, Ленинские горы, 1^бИнститут проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Россия 119071 Москва, Ленинский просп., 33

*e-mail: Ustinolena@ya.ru

Поступила в редакцию 28.12.2021 г.

После доработки 03.02.2022 г.

Принята к публикации 07.02.2022 г.

Скорость деструкции опада инвазивного растения в сообществах аборигенных видов может быть замедлена, поскольку организмы-деструкторы не адаптированы к опаду инвазивного вида. Мы сравнивали скорость деструкции растительных остатков и структуру сообщества членистоногих при инкубации опада инвазивного гигантского золотарника *Solidago gigantea* (Asteraceae) и трех видов аборигенных растений (*Urtica dioica*, *Cirsium arvense* и *Chamaenerion angustifolium*) при инкубации опада в биотопах с доминированием “своих” и “чужих” видов растений. Наши результаты позволяют предположить, что сообщество членистоногих, участвующих в разложении опада *S. gigantea* и других видов, не специализировано и не обеспечивает более высокую или более низкую скорость деструкции инвазивного вида. Ни скорость деструкции опада, ни структура и разнообразие сообществ членистоногих не подтверждают гипотезу “преимущества домашнего поля”.

Ключевые слова: деструкция растительных остатков, home field advantage, инвазивные растения, разнообразие, полевой эксперимент

DOI: 10.31857/S0367059722040060

Согласно гипотезе “преимущества домашнего поля” (home field advantage), деструкция растительного опада происходит быстрее под “материнским” растением, чем при перемещении его под растения других видов, так как организмы-деструкторы могут быть адаптированы к определенным видам растений [1, 2]. По данным обширного метаанализа (125 экспериментов из 35 исследований), в среднем разложение опада в “своем” сообществе происходит быстрее, но эффект проявляется преимущественно при сильных различиях в качестве “своего” и “чужого” опада [3]. Вопрос о преимуществе домашнего поля приобретает особый интерес в связи с влиянием на аборигенные сообщества инвазивных растений. Опад чужеродных растений может значительно отличаться от опада аборигенных [4–6], и организмы-деструкторы могут быть не адаптированы к нему.

Целью работы была проверка гипотезы домашнего поля на примере североамериканского гигантского золотарника *Solidago gigantea* Aiton (Asteraceae), одного из агрессивных инвазионных растений Палеарктики [7]. Мы сравнивали ско-

рость деструкции опада гигантского золотарника и структуру сообщества населяющих опад членистоногих при инкубации опада в биотопах с различными доминирующими видами растений. В качестве контроля были использованы три вида аборигенных растений.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Сбор растительного материала и последующую инкубацию опада проводили на залежи в с. Луцино Одинцовского района Московской области (55°42.092' с.ш., 36°45.653' в.д.). Выбранная площадка представляет собой постагрогенную залежь возрастом 20 лет с дерново-подзолистой типичной почвой (Albic Retisols). Травяной фитоценоз представлен разнотравно-злаковым лугом. В сентябре 2018 г. были собраны увядшие побеги гигантского золотарника (*S. gigantea*) и аборигенных видов растений. Скорость деструкции разных видов опада во многом определяется соотношением C/N [8], поэтому для сравнения с золотарником (C/N в свежем опаде золотарника составило 33.3 ± 4.3 [здесь и далее среднее \pm SD,

$n = 5$) были выбраны растения, имеющие более низкое (крапива двудомная *Urtica dioica* L. (Urticaceae) — 18.3 ± 1.9) и сходное (бодяк полевой *Cirsium arvense* (L.) Scop. (Asteraceae) — 34.6 ± 2.2 и иван-чай узколистный *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop. (Onagraceae) — 37.4 ± 2.5) соотношение C/N. Данные растения произрастают на выбранной залежи на расстоянии не более 150 м друг от друга. Каждое из четырех растений формирует в районе исследования плотные монодоминантные заросли площадью 2–6 м², которые далее названы биотопами бодяка, золотарника, иван-чая и крапивы по соответствующему доминантному виду.

По 7 г (воздушно-сухой вес) листьев и стеблей поместили в нейлоновые мешки (размер 15 × 15 см, диаметр ячеек 1.5 мм). По 5 мешков с опадом каждого вида поместили на поверхность почвы в исследуемые биотопы 9 октября 2018 г. Для предотвращения схлопывания в мешок клали “каркас” (отрезанные от пластиковых бутылок кольца шириной 1–2 см). В пределах каждого биотопа расстояние между мешками было 15–20 см. Мешки закрепляли на поверхности почвы с помощью металлических колечек. Мешки с частично разложившимся опадом собрали через 8 мес., 5 июня 2019 г., определили его влажность, потерю сухой массы за время инкубации, общее содержание C и N (элементный анализатор Elementar Vario EL III).

Экстракцию членистоногих производили на воронках Тулльгрена перед высушиванием опада. Животных определяли по морфологическим признакам по возможности до вида (Oribatida, Mesostigmata, Collembola) или семейства (все остальные членистоногие, а также ювенильные стадии клещей). Всего обнаружено 2870 особей из 53 таксонов различного ранга, которые были включены в дальнейший анализ, несмотря на разный таксономический уровень идентификации.

Статистическую обработку данных проводили в программной среде R [9]. Для сравнения молярного соотношения C/N, скорости деструкции (потеря массы за 8 мес.) и разнообразия (индекс Шеннона, H) обитающих в опаде членистоногих использовали двухфакторный дисперсионный анализ с последующим применением критерия Тьюки. Для проверки гипотезы преимущества домашнего поля определяли наличие взаимодействия факторов “вид опада” и “биотоп”.

Кроме того, для оценки гипотезы преимущества домашнего поля для каждого вида опада рассчитывали индексы HFAi (Home Field Advantage index) [10, 11], основанные на сравнении относительной потери массы определенного вида опада, наблюдаемой в том биотопе, из которого он был получен (“своем”), с потерей массы, наблюдаемой в других биотопах (“чужих”). Индекс отражает величину “дополнительной” деструкции в сво-

ем биотопе: положительное значение индекса свидетельствует о наличии эффекта преимущества домашнего поля, нулевое — об отсутствии эффекта домашнего поля, а отрицательное — об отрицательном влиянии своего биотопа на скорость деструкции [10, 11]. Значимость отличия от нуля рассчитанных индексов HFAi оценивали по включению нуля в доверительный интервал (для нормального распределения), полученный путем процедуры бутстреппинга (999 реплик) в пакете “boot” [12] в R.

Для выявления связи между количественными переменными использовали ранговую корреляцию Спирмена (R_s). Для оценки связи структуры сообщества членистоногих в опад с параметрами среды (влажность, отношение C/N и скорость разложения опада) и влияния на сообщество членистоногих вида опада и биотопа применяли анализ избыточности (RDA) с фракционированием вариации в пакете vegan [13]. Значимость полученных моделей проверяли с помощью дисперсионного анализа, сравнивая различия в отклонении остатков вложенных моделей в перестановочном тесте (999 перестановок).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Соотношение C/N в опад (рис. 1) значительно различалось в конце инкубации в зависимости от вида опада ($p < 0.001$; все четыре вида значительно различались, минимальное значение было у крапивы, максимальное — у иван-чая), биотопа ($p < 0.001$; соотношение C/N было в среднем выше в биотопе крапивы, чем в трех других) и взаимодействия этих факторов ($p < 0.001$; только у золотарника значение C/N не различалось значительно между биотопами).

Скорость деструкции опада зависела от его вида ($p < 0.001$) и биотопа, в котором инкубировался образец ($p < 0.001$): опад крапивы разлагался быстрее по сравнению с другими видами, и разложение всех видов опада шло быстрее в биотопе крапивы (рис. 2). Однако взаимодействие факторов “вид опада” и “биотоп” было статистически незначимо ($p = 0.707$), что свидетельствует об отсутствии эффекта домашнего поля. Скорость деструкции коррелировала с разнообразием организмов, измеренным с помощью индекса Шеннона ($R_s = 0.240$; $p = 0.032$), и влажностью опада ($R_s = 0.442$; $p < 0.001$), но не с соотношением C/N ($R_s = -0.207$; $p = 0.066$). Об отсутствии эффекта домашнего поля свидетельствует также невысокая величина индексов HFAi, которые ни для одного из видов опада значительно не отличались от нуля (рис. 3).

На разнообразии организмов, измеренное при помощи индекса Шеннона (рис. 4), значительно влиял биотоп ($p < 0.001$). В образцах опада в биотопе

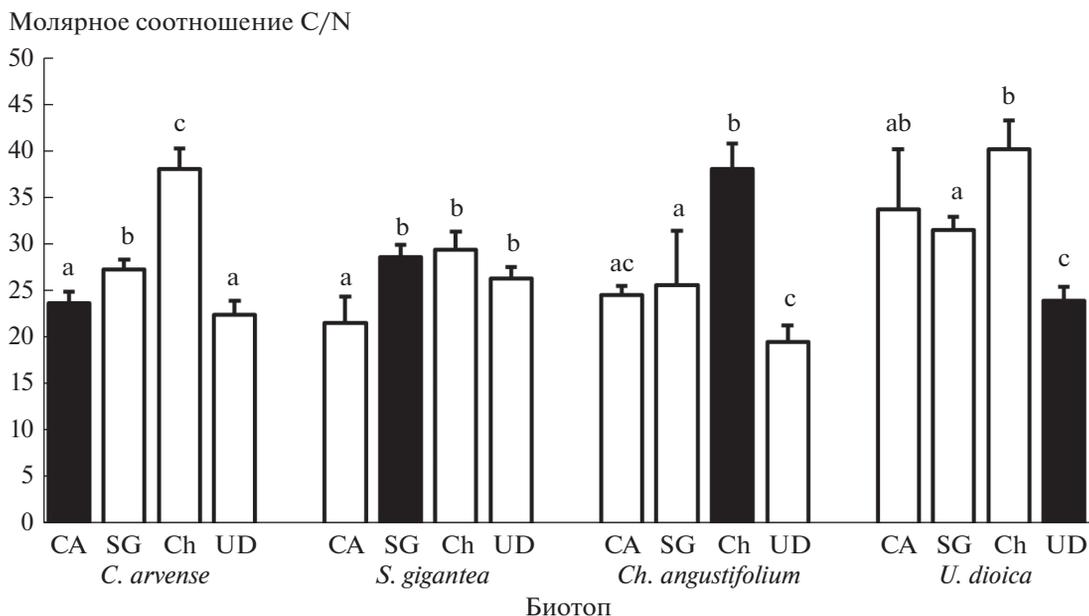


Рис. 1. Соотношение C/N в опаде 4 видов растений (CA – *C. arvense*, SG – *S. gigantea*, Ch – *Ch. angustifolium*, UD – *U. dioica*) после инкубации в разных биотопах (черные столбики обозначают вид опада, который инкубировался в “домашнем” биотопе). На рис. 1, 2 и 4 показаны среднее значение и стандартное отклонение ($n = 5$); разными буквами обозначены значимые различия в пределах одного биотопа (критерий Тьюки, $p < 0.05$).

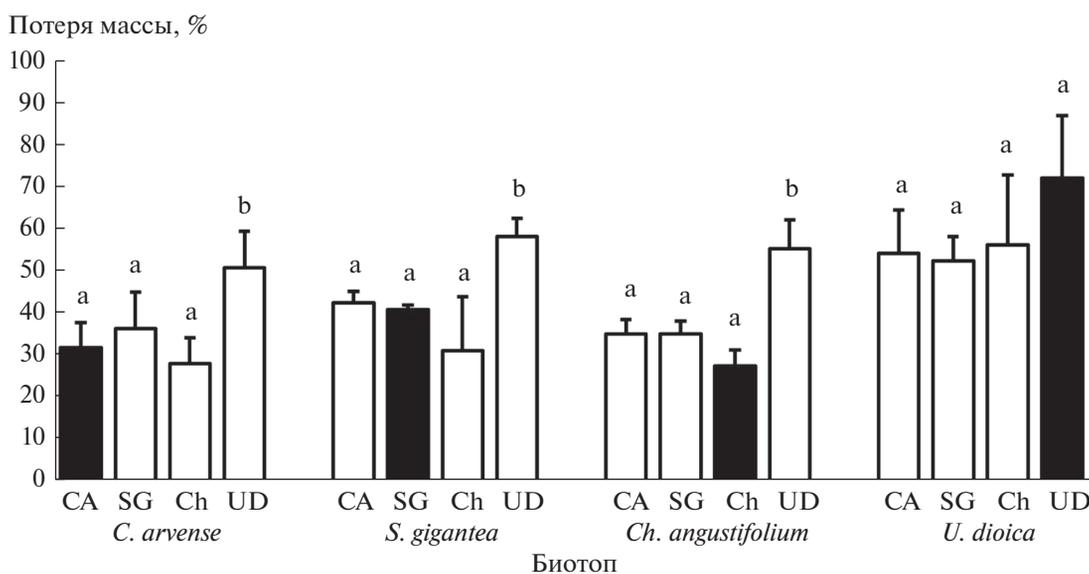


Рис. 2. Потеря массы 4 видов растений (CA – *C. arvense*, SG – *S. gigantea*, Ch – *Ch. angustifolium*, UD – *U. dioica*) за 8 мес. инкубации в разных биотопах (черные столбики обозначают вид опада, который инкубировался в “домашнем” биотопе).

крапивы разнообразие было максимальным ($H = 2.0 \pm 0.3$ по сравнению с 1.4 ± 0.4 для остальных биотопов). Вид опада не влиял на разнообразие членистоногих ($p = 0.446$).

Общая численность животных (рис. 5) в биотопе крапивы также была выше ($p < 0.001$ при сравнении биотопа крапивы с каждым из трех остальных критерием Тьюки) в основном за счет

более высокой численности панцирных клещей из семейств Scheloribatidae, Galumnidae, Camisiidae и ювенильных особей *Isotoma* sp. (Collembola).

Структура обитающих в опаде членистоногих была связана с соотношением C/N (4.8% объясненной дисперсии, $p = 0.005$), скоростью разложения опада (9.9%, $p = 0.001$) и влажностью (8.1%, $p = 0.003$). На структуру сообщества обитающих в

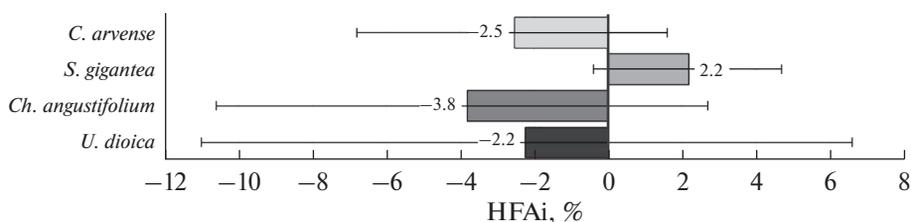


Рис. 3. Индексы “преимущества домашнего поля” (HFAi), отражающие увеличение скорости деструкции опада 4 видов растений в “своем” биотопе. Приведены средние значения и 95%-ные доверительные интервалы (для нормального распределения), полученные методом бутстреппинга. Включение нуля в доверительный интервал свидетельствует об отсутствии значимых отличий от нуля.

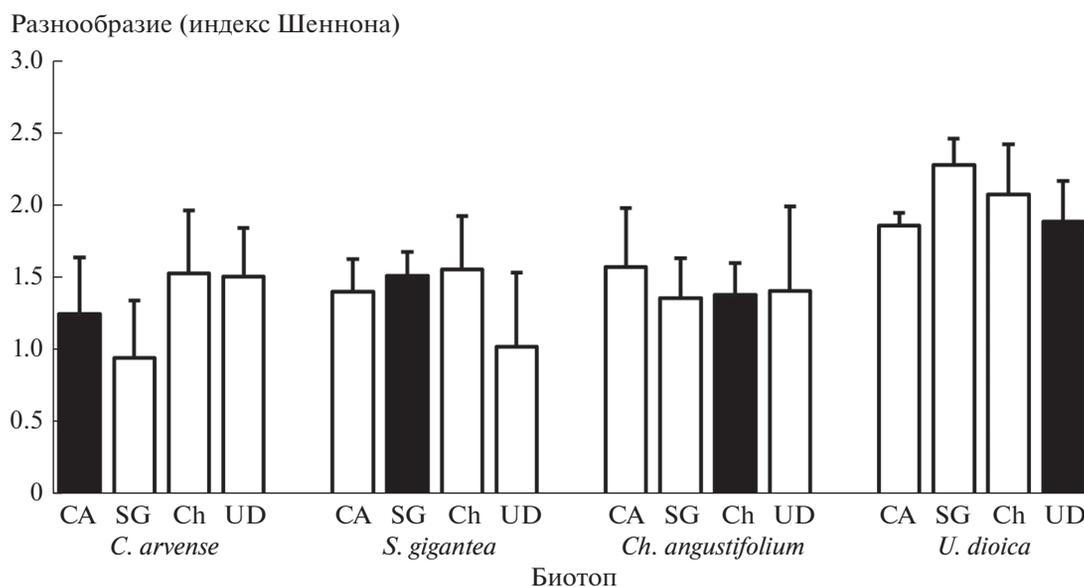


Рис. 4. Разнообразие организмов, измеренное с помощью индекса Шеннона, в опаде 4 видов растений (CA – *C. arvense*, SG – *S. gigantea*, Ch – *Ch. angustifolium*, UD – *U. dioica*) при инкубации в разных биотопах (черные столбики обозначают вид опада, который инкубировался в “домашнем” биотопе). Критерий Тьюки не выявил значимых различий между разными видами опада.

опаде членистоногих оказывал значимое влияние биотоп (22.8%, $p = 0.001$), но не вид опада (2.1%, $p = 0.099$). Взаимодействия данных факторов не обнаружено. Это предполагает, что структура сообщества почвенных членистоногих не зависела от инкубации опада в “своем” или “чужом” биотопе (рис. 6).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Полученные результаты не подтвердили гипотезу “преимущества домашнего поля”: эффект более быстрого разложения опада в “своем” биотопе не проявился ни при сравнении аборигенных и инвазивного видов, ни при сравнении видов из разных семейств. Это согласуется с результатами исследования скорости разложения опада инвазивных растений (*Bromus tectorum*, *Centaurea stoebe*, *Euphorbia esula*) в сообществах инвазивных

и аборигенных растений на горных пастбищах, где также не обнаружено повышенной скорости деструкции при инкубации опада в “своем” сообществе [14]. Однако эффект “домашнего поля”, как правило, влияет на скорость разложения менее чем на 10% [3]. Размер нашей выборки и в работе [14] мог оказаться недостаточным для выявления такого незначительного влияния. В пользу этого предположения свидетельствует и высокая вариация индексов HFAi, которые ни для одного из четырех видов опада не отличались значимо от нуля (см. рис. 3).

Интересно отметить, что для всех видов опада, кроме золотарника, индексы HFAi были меньше нуля, т.е. наблюдается тенденция к отрицательному влиянию своего биотопа на скорость деструкции опада. Более быстрое разложение опада в чужом биотопе было отмечено и в других работах [10, 15] и объясняется, как правило, тем, что

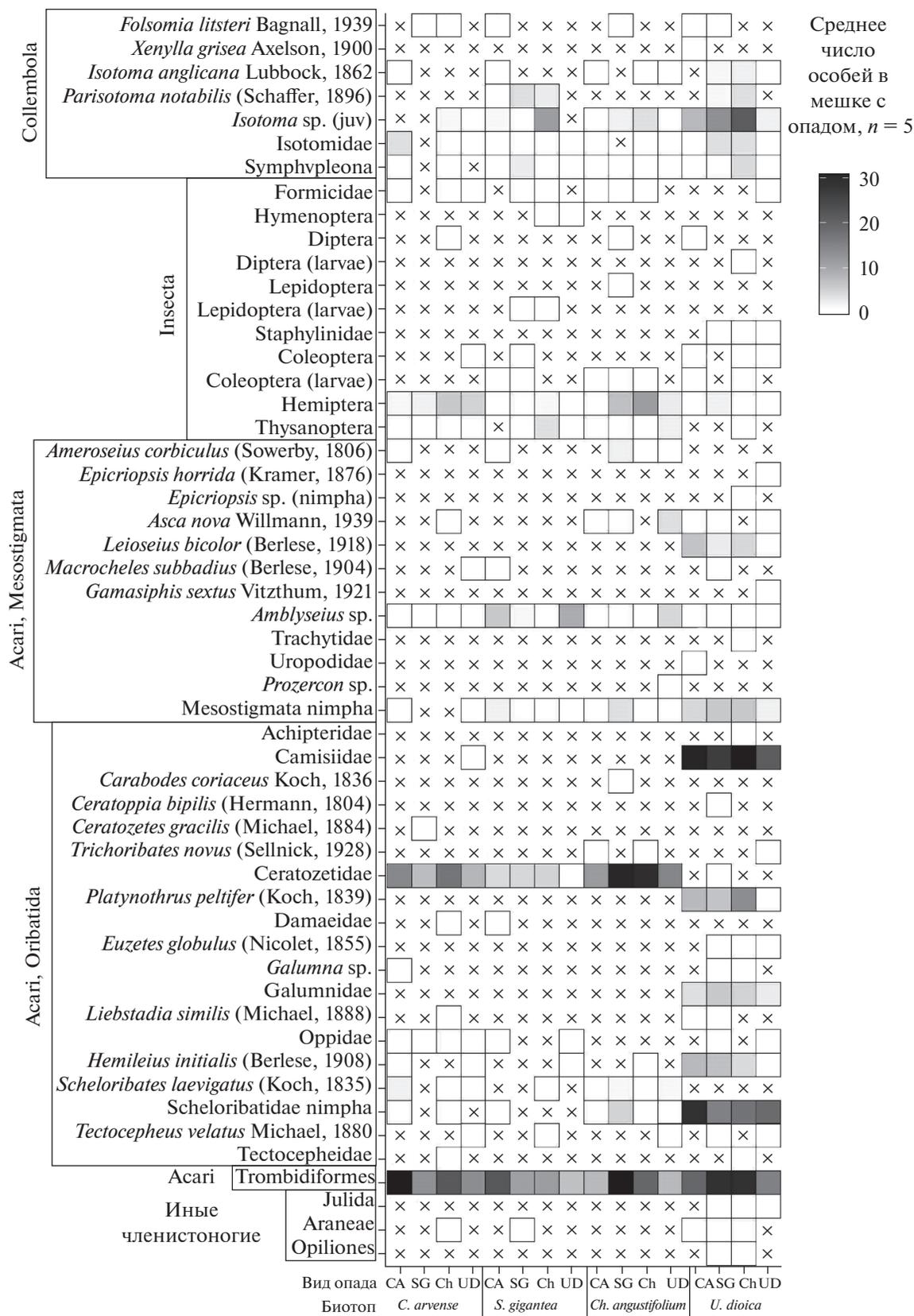


Рис. 5. Численность организмов в разных видах опада (CA – *C. arvense*, SG – *S. gigantea*, Ch – *Ch. angustifolium*, UD – *U. dioica*) и разных биотопах. Крестиком отмечено отсутствие данного таксона в соответствующих пробах.

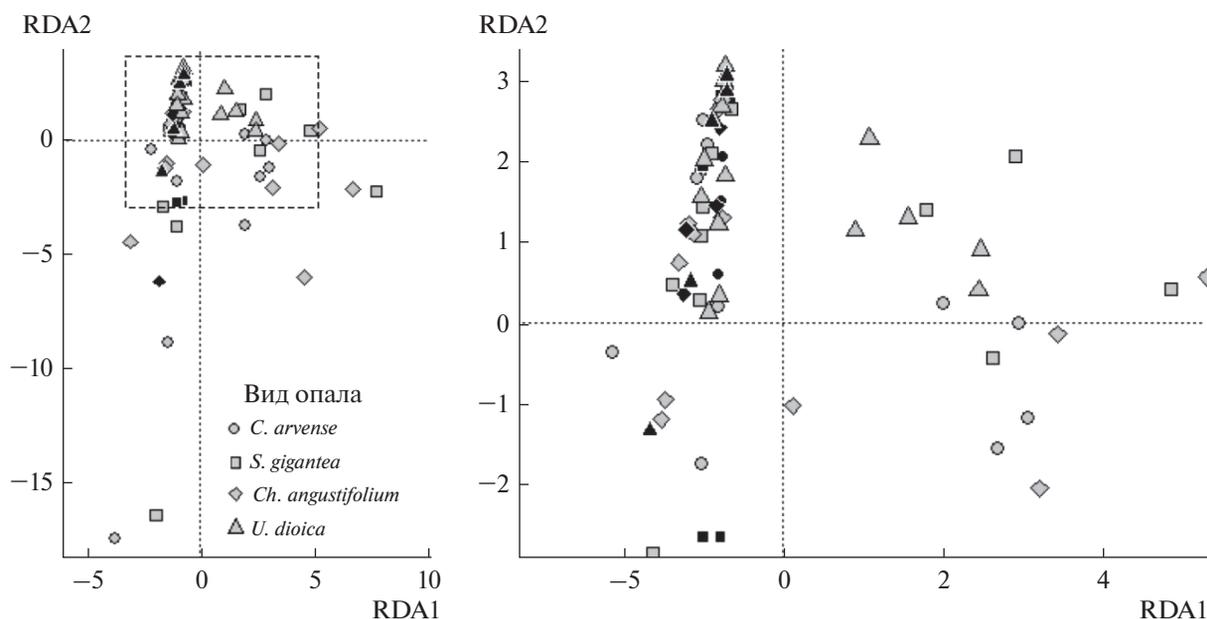


Рис. 6. Ординационная диаграмма RDA структуры сообщества почвенных членистоногих, населявших растительный опад в 4 биотопах. Справа в увеличенном масштабе представлена область, выделенная пунктирной рамкой на левом рисунке. Черным цветом обозначены случаи инкубации опада в “своем” биотопе.

опад низкого качества может разлагаться быстрее в чужом сообществе с опадом более высокого качества [10, 16]. С другой стороны, в биотопах с низким качеством опада ограниченные в питательных веществах редуценты могут привлекаться внесенным опадом более высокого качества, в результате чего он будет разлагаться быстрее, чем ожидалось [3, 17, 18]. В целом метаанализ 35 работ по изучению скорости деструкции опада разных видов деревьев в своих и чужих биотопах выявил большой разброс в эффекте домашнего поля: от уменьшения скорости разложения в своем биотопе на 9% до увеличения на 29% [2]. В экспериментах с опадом травянистых растений величина эффекта еще меньше [3], что согласуется с невысокими значениями индексов NFAi в нашей работе.

Сильно отличающийся по содержанию азота опад крапивы быстрее разлагался в биотопе крапивы, но это не является подтверждением гипотезы “преимущества домашнего поля”, так как опад крапивы имел высокую скорость деструкции во всех биотопах, и скорость деструкции любого вида опада повышалась в биотопе крапивы. Повышение скорости деструкции могло быть связано с переносом азота из богатой азотом почвы биотопа в опад растений [19], однако мы не зафиксировали снижения соотношения C/N опада при инкубации в биотопе крапивы. Не обнаружено и статистически значимой корреляции между скоростью деструкции и соотношением C/N.

Разнообразие и обилие членистоногих было выше в биотопе крапивы вне зависимости от вида

опада, что могло способствовать более высоким темпам деструкции [18]. Однако структура сообщества членистоногих также не испытывала влияние эффекта “преимущества домашнего поля”. При исследовании сообществ деструкторов опада пастбищ и раннесукцессионных лесов в “своем” и “чужом” местообитаниях [16] было обнаружено, что вторичные деструкторы (клещи) более специализированы к местообитаниям в отличие от первичных деструкторов (бактерий и грибов). Наша работа также демонстрирует, что и разнообразие, и структура сообщества почвенных животных зависят от биотопа, но не от вида опада. Эксперименты по перемещению сообщества панцирных клещей из подстилки дуба и сосны в подстилку инвазивной робинии (*Robinia pseudoacacia*) в Венгрии [20] показали, что подстилка робинии благоприятна только для адаптированного к ее опадом сообщества клещей, но не для сообществ клещей из подстилки дуба и сосны. Авторы предположили, что это может быть связано с низким разнообразием сапротрофных грибов, ассоциированных с подстилкой робинии. В нашем случае инвазионный статус растения не повлиял на состав сообщества членистоногих. Несмотря на то, что инвазия золотарника (*S. gigantea* или близкого вида *S. canadensis*) оказывает влияние на почвенные грибы [21], азотофиксирующие бактерии [22], почвенную микробную биомассу и ее активность [23, 24], сообщество почвенных членистоногих, видимо, более устойчиво к инвазии этого вида и не претерпевает значительных изменений при его внедрении [25, 26].

Таким образом, наши результаты предполагают, что сообщество членистоногих, участвующих в разложении опада инвазивного вида *S. gigantea*, не специализировано к нему и не обеспечивает более высокую скорость деструкции. Биотоп крапивы поддерживает более высокое разнообразие подстилочных членистоногих, но они также не демонстрируют специализации, поскольку эффективно перерабатывают не только опад крапивы, но и другие виды опада. Ни скорость деструкции опада, ни структура и разнообразие сообществ членистоногих не подтверждают гипотезу “преимущества домашнего поля”.

Мы благодарим специалистов, помогавших в определении почвенных членистоногих: Collem-bola – А.Ю. Короткевич (каф. зоологии и экологии МПГУ), Oribatida – В.Д. Леонов (ИПЭЭ РАН), Mesostigmata – М.С. Бизин (ИПЭЭ РАН).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Gholz H.L., Wedin D.A., Smitherman S.M. et al. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition // Glob. Chang. Biol. 2000. V. 6. № 7. P. 751–765.
2. Ayres E., Steltzer H., Simmons B.L. et al. Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests // Soil Biol. Biochem. 2009. V. 41. № 3. P. 606–610.
3. Veen G.F., Freschet G.T., Ordonez A., Wardle D.A. Litter quality and environmental controls of home-field advantage effects on litter decomposition // Oikos. 2015. V. 124. № 2. P. 187–195.
4. Ehrenfeld J.G. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes // Ecosystems. 2003. V. 6. № 6. P. 503–523.
5. Allison S.D., Vitousek P.M. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawai'i // Oecologia. 2004. V. 141. № 4. P. 612–619.
6. Ashton J.W., Hyatt L.A., Howe K.M. et al. Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest // Ecol. Appl. 2005. V. 15. № 4. P. 1263–1272.
7. Самые опасные инвазионные виды России (ТОП-100) / Ред. Дгебуадзе Ю.Ю., Петросян В.Г., Хляп Л.А. М.: КМК, 2018. 688 с.
8. Berg B., McLaugherty C. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin: Springer, 2008. 338 p.
9. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. // R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2020.
10. Perez G., Aubert M., Decaëns T. et al. Home-field advantage: a matter of interaction between litter biochemistry and decomposer biota // Soil Biol. Biochem. 2013. V. 67. P. 245–254.
11. Ayres E., Steltzer H., Berg S., Wall D.H. Soil biota accelerate decomposition in high-elevation forests by specializing in the breakdown of litter produced by the plant species above them // Journal of Ecology. 2009. V. 97. № 5. P. 901–912.
12. Canty A., Ripley B. Boot: Bootstrap R (S-Plus) functions (R package version 1.3-9). Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2013.
13. Oksanen J., Kindt R., Legendre P. et al. The vegan package // Community ecology package. 2007. V. 10. P. 631–637.
14. McTee M.R., Lekberg Y., Mummey D. et al. Do invasive plants structure microbial communities to accelerate decomposition in intermountain grasslands? // Ecol. Evol. 2017. V. 7. № 24. P. 11227–11235.
15. Gießelmann U.C., Martins K.G., Brändle M. et al. Lack of home-field advantage in the decomposition of leaf litter in the Atlantic Rainforest of Brazil // Appl. Soil Ecol. 2011. V. 49. P. 5–10.
16. John M.G.S., Orwin K.H., Dickie I.A. No ‘home’ versus ‘away’ effects of decomposition found in a grassland–forest reciprocal litter transplant study // Soil Biol. Biochem. 2011. V. 43. № 7. P. 1482–1489.
17. Gartner T.B., Cardon Z.G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter // Oikos. 2004. V. 104. № 2. P. 230–246.
18. Hättenschwiler S., Tiunov A.V., Scheu S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems // Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 2005. V. 36. P. 191–218.
19. Shilenkova O.L., Tiunov A.V. Soil-litter nitrogen transfer and changes in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in decomposing leaf litter during laboratory incubation // Pedobiologia. 2013. V. 56. № 3. P. 147–152.
20. Gergócs V., Rétháti G., Hufnagel L. Litter quality indirectly influences community composition, reproductive mode and trophic structure of oribatid mite communities: a microcosm experiment // Exp. Appl. Acarol. 2015. V. 67. № 3. P. 335–356.
21. Stefanowicz A.M., Stanek M., Nobis M., Zubek S. Species-specific effects of plant invasions on activity, biomass, and composition of soil microbial communities // Biol. Fert. Soils. 2016. V. 52. № 6. P. 841–852.
22. Wang C., Jiang K., Zhou J., Wu B. *Solidago canadensis* invasion affects soil N-fixing bacterial communities in heterogeneous landscapes in urban ecosystems in East China // Sci. Total Environ. 2018. V. 631. P. 702–713.
23. Zhang C.B., Wang J., Qian B.Y., Li W.H. Effects of the invader *Solidago canadensis* on soil properties // Appl. Soil Ecol. 2009. V. 43. № 2–3. P. 163–169.
24. Scharfy D., Güsewell S., Gessner M.O., Venterink H.O. Invasion of *Solidago gigantea* in contrasting experimental plant communities: effects on soil microbes, nutrients and plant-soil feedbacks // J. Ecol. 2010. V. 98. № 6. P. 1379–1388.
25. Sterzyńska M., Shrubovych J., Nicia P. Impact of plant invasion (*Solidago gigantea* L.) on soil mesofauna in a riparian wet meadows // Pedobiologia. 2017. V. 64. P. 1–7.
26. Ustinova E.N., Schepetov D.M., Lysenkov S.N., Tiunov A.V. Soil arthropod communities are not affected by invasive *Solidago gigantea* Aiton (Asteraceae), based on morphology and metabarcoding analyses // Soil Biol. Biochem. 2021. V. 159. P. 108288.