
**ДЕГРАДАЦИЯ,
ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ**

УДК 631.45546.65632.15576.08

ЛАНТАНОИДЫ В ПОЧВЕ: ПОСТУПЛЕНИЕ, СОДЕРЖАНИЕ, ВЛИЯНИЕ НА РАСТЕНИЯ, ГЕНОТОКСИЧНОСТЬ (ОБЗОР)

© 2021 г. А. Д. Котельникова^а*, О. Б. Рогова^а, В. В. Столбова^б

^аПочвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия

^бМГУ им. М.В. Ломоносова, Москва, Ленинские горы, 1, 119991 Россия

*e-mail: a.d.kotelnikova@gmail.com

Поступила в редакцию 24.12.2019 г.

После доработки 20.02.2020 г.

Принята к публикации 24.04.2020 г.

Лантаноиды как отдельная группа металлов геохимически относятся к редкоземельным элементам (РЗЭ). Рост значимости лантаноидов для современных технологий вызвал увеличение интереса исследователей к данным металлам. Одновременно с этим стали заметны пробелы в знаниях об эффектах взаимодействия РЗЭ с живыми организмами, и появилось большое количество работ по данной теме, позволяющих оценить возросшую экологическую роль лантаноидов. Данный обзор обобщает научную информацию о лантаноидах как актуальном экологическом факторе с углубленным вниманием к следующим аспектам: источники поступления и особенности поведения в почве, а также эффекты взаимодействия с растениями, их проявление и возможные механизмы на клеточном уровне. Хозяйственная значимость растений для человека, их роль для всей биосферы в качестве первичных продуцентов, способность одними из первых, среди компонентов экосистем, реагировать на негативные изменения вызвали необходимость заострить внимание на этих вопросах. В обзоре подчеркиваются аспекты исследований, требующие дальнейшего изучения, в частности взаимодействия в системе почва–растение, влияние РЗЭ на деление растительных клеток.

Ключевые слова: редкоземельные элементы, фитотоксичность, биодоступность, гормезис, митотоксичность

DOI: 10.31857/S0032180X21010056

ВВЕДЕНИЕ

Постоянно возрастающая значимость использования редкоземельных элементов (РЗЭ), в том числе лантаноидов, в качестве компонентов новых материалов, практически повсеместно применяемых в инновационных технологиях, обуславливает необходимость всестороннего изучения данных металлов. Закономерно возрастают объемы их добычи и переработки, что в свою очередь приводит к росту концентрации лантаноидов в окружающей среде. В последние десятилетия появляется множество экспериментальных работ, посвященных изучению различных аспектов поведения лантаноидов в природных объектах.

Способность низких доз лантаноидов увеличивать урожайность растений позволила использовать их в качестве микроудобрений [92]. Однако до сих пор остаются невыясненными механизмы стимулирующего влияния лантаноидов, существенно различаются оценки конечной полезности данных эффектов [61, 73]. При этом растения – это не только один из наиболее чувствительных к загрязнению компонентов наземных экосистем, являю-

щийся первичным звеном в трофической цепи, они имеют огромное хозяйственное значение для человека. Все это приводит к необходимости обобщения и анализа имеющихся в настоящее время данных по поведению лантаноидов в системе почва–растение.

Существующие обзорные работы на русском языке в большей степени касаются биогеохимии лантаноидов, их поведению в почве, нежели воздействию на растения, особенно на клеточном уровне [5, 8]. Даже новые обзорные статьи практически не затрагивают проблему влияния лантаноидов на процесс деления клеток [29]. Поэтому цель данной работы заключается в обобщении научной информации об особой группе элементов – лантаноидах – как актуальном экологическом факторе с углубленным вниманием к следующим аспектам: источники поступления и особенности поведения в почве, а также эффекты взаимодействия с растениями, их проявление и возможные механизмы на клеточном уровне. Анализ существующей литературы позволит выявить актуальные вопросы, стоящие перед исследователями, и отметить перспективные направле-

ния дальнейшей работы. Особый акцент в работе сделан на описании цитотоксических эффектов. Последнее необходимо в связи с тем, что особо опасные формы воздействия, связанные с повреждением наследственного материала, диагностируются прежде всего на уровне клетки.

ЛАНТАНОИДЫ – ПРЕДСТАВИТЕЛИ ГРУППЫ РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Среди химических элементов, используемых человеком в различных сферах деятельности, особое место занимает отдельная группа – лантаноиды или лантаниды. Первое название означает “подобные лантану”, что лучше отражает суть свойств этих элементов, которые очень близки к свойствам лантана, нежели второе – “идущие за лантаном” [18]. Это семейство включает в себя 14 элементов: церий (Ce), празеодим (Pr), неодим (Nd), прометий (Pm), самарий (Sm), европий (Eu), гадолиний (Gd), тербий (Tb), диспрозий (Dy), гольмий (Ho), эрбий (Er), тулий (Tm), иттербий (Yb) и лютеций (Lu) [128]. Совместно с лантаном (La), скандием (Sc) и иттрием (Y) они составляют группу так называемых редкоземельных элементов (РЗЭ, Rare Earth Elements – **REE**), также встречается сокращение **TR** (от латинского *terrae rarae* – “редкие земли”) [39]. В данной работе термины “лантаноиды” и “редкоземельные элементы” будут употребляться как синонимы.

Как метко отмечено в одной из статей, посвященных фармакологии и токсикологии РЗЭ, “ящик Пандоры был открыт с обнаружением черного минерала в Иттерби Аррениусом в 1789 году” [65]. С тех пор работы по изучению свойств данных элементов ведутся специалистами из самых разных областей знания. Название “редкоземельные элементы” относится скорее к малой способности образовывать чистые рудные месторождения по сравнению с другими элементами, например, золотом, чем к распространенности в окружающей среде [61]. “Редкими землями” изначально было принято называть все малоизученные природные оксиды. К XVIII–XIX вв. это название стали относить к лантаноидам, когда тугоплавкие, практически нерастворимые в воде оксиды этих металлов были получены из редких минералов [88].

Традиционно принято разделять лантаноиды на две группы, основываясь на их электронной конфигурации, определяющей взаимодействие с другими элементами: легкие редкоземельные элементы (Light Rare Earth Elements – **LREEs**) – от La до Eu, и тяжелые (Heavy Rare Earth Elements – **HREEs**) – от Gd до Lu [61]. Первая группа также называется цериевой, а вторая, в состав которой включают Y – иттриевой. Считается, что легкие лантаноиды более растворимы, чем тяжелые, при этом нет общепринятого критерия отнесения лантаноидов к той или иной группе [123]. Некото-

Таблица 1. Среднее содержание лантаноидов в земной коре и почве по литературным данным. Нижняя граница содержания в земной коре дана по [127], верхняя по [63], среднее содержание в почве по [14]

Элемент	Среднее содержание в земной коре, мг/кг	Среднее содержание в почве, мг/кг
Легкие лантаноиды		
La (лантан)	30–35	29.5–40
Ce (церий)	64–66	29.5–50
Pr (празеодим)	7.1–9.1	3–7.7
Nd (неодим)	26–40	27.9–35
Sm (самарий)	4.5–7	4.5–6.1
Eu (европий)	0.8–2.1	1–1.9
Тяжелые лантаноиды		
Gd (гадолиний)	3.8–6.1	3–4.7
Tb (тербий)	0.6–1.2	0.63–0.7
Dy (диспрозий)	3.5–4.5	3.8–5
Ho (гольмий)	0.8–1.3	0.38–1.1
Er (эрбий)	2.3–3.5	2–2.8
Tm (тулий)	0.3–0.5	0.16–0.6
Yb (иттербий)	2.2–3.1	2.3–3.1
Lu (лютеций)	0.3–0.8	0.3–0.4

рыми исследователями также выделяется третья группа – **MREEs** (Middle Rare Earth Elements), включающая элементы со средними атомными массами и ионными радиусами, например, от Sm до Dy [54]. Но состав этой группы редко определен конкретно [130].

СОДЕРЖАНИЕ ЛАНТАНОИДОВ В ЗЕМНОЙ КОРЕ, МИРОВЫЕ ЗАПАСЫ И ОБЛАСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

В среднем содержание РЗЭ в земной коре близко к 0.015% и составляет 189 мг/г (для суммы концентраций ряда элементов) [79, 94]. Данные по содержанию элементов этой группы в земной коре в литературных источниках варьируют (табл. 1) и приближаются к значениям для меди (47–55 мг/кг), свинца (12.5–16 мг/кг), цинка (70–83 мг/кг), олова (2–2.5 мг/кг) [4, 57, 126]. Даже самый редкий из редкоземельных металлов тулий встречается чаще, чем золото (0.004–0.0043 мг/кг), платина (0.005 мг/кг) или йод (0.4–0.5 мг/кг) [4, 113, 126]. Наиболее распространенные элементы этой группы – Ce и La, в то время как Pm, не имеющий стабильных изотопов, практически не встречается в природе и был найден в небольших количествах в урановой руде. Можно заметить, что лантаноиды следуют правилу Оддо–Гаркинса: элементы с чет-

ными порядковыми номерами в таблице Менделеева имеют большую концентрацию, чем следующие за ними элементы с нечетными номерами.

Эти элементы, чаще всего несколько представителей группы одновременно, встречаются в разнообразных акцессорных минералах (фосфатах, карбонатах, фторидах и силикатах), преимущественно в пегматитах, гранитах и связанных с ними метаморфических изверженных горных породах [130]. Известно более 250 минералов, содержащих РЗЭ, среди которых наиболее распространены следующие: бастнезит, монацит, ксенотим, лопарит, эвксенит и паризит [79]. При этом собственно редкоземельными являются около 25% этих минералов, а наибольшее хозяйственное значение имеют бастнезит и монацит [25]. Важным источником для производства этих металлов являются так называемые ион-адсорбционные глины [129].

Несмотря на достаточно высокую распространенность в земной коре, РЗЭ, в отличие от цветных и драгоценных металлов, имеют низкую тенденцию к концентрации в пригодных для добычи рудных месторождениях [67]. Общие запасы редкоземельных металлов в мире, согласно оценке USGS (United States Geological Survey – Геологическая служба США) в 2006 г., оцениваются в 88 млн т их оксидов [23]. При этом крупнейшие месторождения находятся на территории Китая. Их запасы оцениваются в 43 млн т оксидов металлов, добыча в 2001 г. составила 75000 т, что соответствует 90% мировой добычи в этот период [73]. Разрабатываемые только в Китае глины являются основным источником некоторых тяжелых РЗЭ, таких как Gd и Dy [54].

Помимо запасов Китая, значимыми для добычи РЗЭ являются отложения бастнезита в щелочных породах в США, а также отложения монацита в Австралии, Бразилии, Индии, Малайзии, ЮАР, Шри-Ланке, Таиланде. В 2008 г. объем мировой добычи лантаноидов составил 124000 т [78].

По оценкам некоторых специалистов Россия занимает первое место в мире по прогнозным ресурсам РЗЭ [21]. Запасы 16-ти месторождений составляют около 30 млн т оксидов редкоземельных элементов [25]. Основные перспективные месторождения РЗЭ-содержащих руд, а также отвалов производств, из которых ранее не извлекались лантаноиды, находятся на территории Мурманской области, Республики Саха, Иркутской области, Республики Тыва, Красноярского края, в Забайкальском крае [1, 25].

В настоящее время наличие запасов, возможности добычи или импорта РЗЭ во многом являются определяющими показателями для развития каждой страны. В 2010 г. Европейская комиссия включила эту группу элементов в список сырьевых материалов, критически важных для новых

технологий различных отраслей производства [43]. Значимость редкоземельных металлов позволяет ставить их в один ряд с другими важнейшими естественными ресурсами – водой, нефтью и железной рудой [30]. Они незаменимы в таких секторах экономики, как чистая энергетика, военная промышленность, медицина, агрономия и других [61, 86]. Сегодня РЗЭ стали настоящими “витаминами промышленности”, при добавлении которых значительно улучшается качество продукции, например, керамических конденсаторов, используемых в электронных схемах, мощных магнитов, сплавов, используемых в авиации [15, 30, 46, 58]. Широкое применение лантаноиды нашли в изготовлении люминесцентных материалов, разработке антиканцерогенных, противовоспалительных и противовирусных препаратов, детекторов ядерного излучения, в качестве контрастирующих агентов [48, 50, 80, 85, 93, 139]. Предпринимаются попытки использовать лантаноиды в качестве меток при изучении процессов миграции других элементов, что может применяться в санитарно-гигиеническом нормировании [2].

Одной из сложностей, связанных с добычей и переработкой РЗЭ, является необходимость дополнительного контроля радиационной безопасности производства в связи с частыми примесями в минералах РЗЭ радиоактивных элементов [99]. Кроме того, лантаноиды имеют и собственные радиоактивные изотопы [20].

Недостаточное количество столь ценного ресурса побуждает некоторые страны к поискам альтернативных источников добычи РЗЭ и созданию установок по переработке частей отработавшей электроники [99]. Также разрабатываются методы фитомайнинга, фитоэкстракции или агромайнинга (phytomining, phytoextraction, agromining) для поглощения тяжелых металлов из почв загрязненных территорий с помощью растений гипераккумуляторов с последующим восстановлением элементов из биомассы [94, 114].

СВОЙСТВА ЛАНТАНОИДОВ КАК ОСОБОЙ ГРУППЫ ЭЛЕМЕНТОВ

Важная роль РЗЭ для развития современной мировой экономики обусловлена их химическими и физическими свойствами, которые схожи у элементов этой группы [10]. Большинство лантаноидов – трехвалентные металлы, обладающие близкими ионными радиусами [39]. Это мягкие, пластичные, химически активные металлы. В присутствии воздуха их серебристо-белая поверхность с образованием оксидов становится каштановой и темно-коричневой [113]. Все элементы группы реагируют с водой с выделением водорода и образованием нерастворимых оксидов и гидроксидов. При более высоких температурах достаточно быстро протекают реакции с C, N₂, Si, P,

S, галогенами и другими неметаллами. Плотность и температура плавления увеличиваются с ростом атомного веса, за исключением европия и иттрия. При нагревании многие РЗЭ горят с образованием оксидов. Лантаноиды – парамагнетики, за исключением Y^{3+} , La^{3+} , Lu^{3+} и Ce^{3+} , которые являются диамагнетиками [113].

Соединения металлов обладают высокой электрической проводимостью, низкой растворимостью, легко осаждаются и связываются с комплексообразующими ионами, такими как гидроксиды, карбонаты, фториды, фосфаты и органические лиганды [30, 143].

Несмотря на большую схожесть свойств, элементы этой группы имеют ряд особенностей. Лантаноиды, будучи представителями группы 4f-элементов, отличаются только числом электронов на этом подуровне, постепенное заполнение которого в ряду элементов обуславливает изменение их свойств. В ряду элементов постепенно уменьшается атомный и ионный радиус (так называемое лантаноидное сжатие), что приводит к увеличению констант устойчивости комплексных соединений и констант гидролиза, уменьшению значения рН, при котором начинается осаждение гидроксидов [84]. Эти закономерные изменения свойств, судя по всему, и приводят к отличиям в биологических эффектах, которые оказывают лантаноиды [153].

Помимо этого, Се и Еu проявляют переменную валентность в природной среде [8]. Се, Рг и Тb могут иметь степень окисления 4+, Sm, Eu, Yb – 2+ [84]. Также было обнаружено периодическое изменение свойств лантаноидов, обусловленное образованием комплексных соединений в водной среде, так называемый “тетрад-эффект” [6]. В результате этого эффекта в природных объектах наблюдается изменение плавной формы графика нормированного по хондриту содержания РЗЭ, который резкими изгибами делится на 4 части [6].

Несомненно, современное активное использование РЗЭ ведет к увеличению их концентрации в окружающей среде. Эту проблему уже отмечает ряд исследователей, связывая проявления токсического действия на биоту и человека с загрязнением лантаноидами [41, 86]. Однако сложно сказать определенно, возрастает ли в действительности концентрация лантаноидов в районах, не связанных с их добычей и применением, так как данных о содержании РЗЭ в почвах этих территорий, полученных в предыдущие годы, мало. Так, в работе Minganti с соавт. с использованием лишайников из гербариев в Италии, отобранных начиная с 80-х годов прошлого века, не было показано значимых изменений концентрации лантаноидов [101].

По-видимому, лантаноиды не так токсичны, как некоторые другие тяжелые металлы и металлоиды, например, Cd или As, но они могут оказы-

вать хроническое воздействие на организм человека и приводить к долгосрочным неблагоприятным эффектам. Так, при длительном взаимодействии с высокими дозами РЗЭ отмечается снижение уровня IQ у детей, нарушения в работе системы кровообращения и иммунной системы, снижение скорости проводимости нервной системы человека и увеличение заболеваемости атеросклерозом [140, 151, 156, 157]. Таким образом, возникает необходимость в разработке нормативов содержания РЗЭ в природных средах и продуктах питания. Такие нормативы в настоящее время отсутствуют, хотя рядом исследователей предпринимаются усилия по их научному обоснованию и разработке [70, 82, 123].

Схожесть химических свойств между лантаноидами считалась основанием для прогнозирования токсичности всей серии элементов, однако некоторые исследования показывают уменьшение токсичности с увеличением атомного номера, что может быть обусловлено более высокими константами стабильности тяжелых лантаноидов [61]. В отсутствие комплексообразующих лигандов, токсичность лантаноидов увеличивается с ростом атомной массы. Исследователи показывают большую токсичность Се по сравнению с La для растений, что связывают с более высокой плотностью заряда Се, которая позволяет ему легче адсорбироваться [59]. При этом для амфипод *Hyalella azteca* токсичность уменьшалась в ряду от La до Er, но возрастала от Tm к Lu [36]. Таким образом, различия в токсичности отдельных представителей группы РЗЭ требуют более детального изучения индивидуальных свойств и специфики взаимодействия с растениями каждого лантаноида.

ПУТИ ПОСТУПЛЕНИЯ И СОДЕРЖАНИЕ ЛАНТАНОИДОВ В ПОЧВАХ

Основным естественным источником поступления РЗЭ в почву являются подстилающие породы, в которых содержание редкоземельных металлов уменьшается в ряду: гранит > четвертичные отложения > базальт > фиолетовый песчаник > > красный песчаник (рис. 1) [76, 98]. При этом содержание легких лантаноидов в составе коренных и почвообразующих пород всегда выше содержания тяжелых. Соотношение легких и тяжелых лантаноидов специфично для различных пород, оно в основном наследуется почвой [77]. Согласно работе Bohn с соавт. содержание РЗЭ в почве варьирует от 30 до 700 мг/кг [34]. Содержание редкоземельных металлов в поверхностном слое почвы, где они могут поглощаться растениями и активно взаимодействовать с другой биотой, значительно варьирует и доходит до 100–200 мг/кг [92, 105].

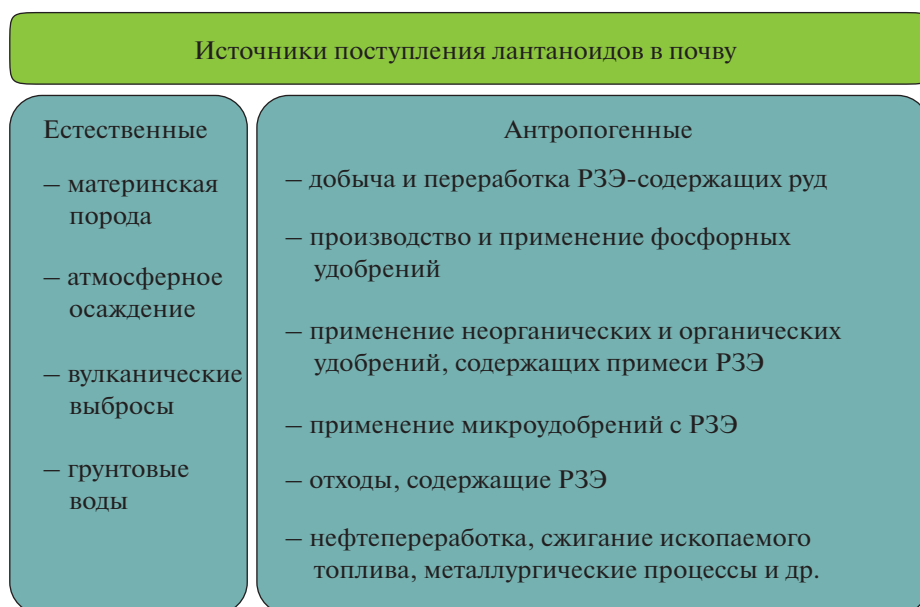


Рис. 1. Основные источники поступления лантаноидов в почву.

Эти цифры могут увеличиваться до 1000 мг/кг в результате деятельности человека [91]. Так, среднее содержание РЗЭ в почвах Китая составляет 177 мг/кг, а в сельскохозяйственных почвах некоторых провинций доходит до 243 мг/кг. Из хвостохранилищ, оставшихся после добычи РЗЭ, за счет высокой подвижности эти металлы легко рассеиваются с потоками воздуха и воды. Вследствие этого в близлежащих почвах общая концентрация РЗЭ достигает 870–1100 мг/кг [94]. В почвах вблизи дамбы хвостохранилища в городе Баотоу, Китай, концентрации La и Ce составляют 11100 и 23600 мг/кг соответственно, что в сотни раз выше средних концентраций для данного региона (Внутренняя Монголия) [64].

Важнейший антропогенный источник поступления РЗЭ в почву связан с процессами производства и применения органических и минеральных (в особенности фосфорных) удобрений [9, 35, 74, 104, 116, 133]. Концентрация лантаноидов в апатитах значительно варьирует и может превышать 1600 мг/кг [111]. При производстве суперфосфата до 50–60% от содержащихся в сырье лантаноидов переходит в продукцию, в которой отмечаются высокие концентрации Ce, La, Nd. Кроме того, известняк содержит РЗЭ в виде примесей. Поэтому возможно возрастание концентрации лантаноидов в почве и растениях в процессе длительного использования фосфорных удобрений [27, 62].

В последние десятилетия в ряде азиатских стран лантаноиды стали применять также в качестве микроудобрений, что привело к появлению дополнительного пути поступления этих элемен-

тов в почву и сопредельные среды [92]. В Китае площадь земель, на которых применяются удобрения на основе РЗЭ, достигла 4 млн гектар, что привело к попаданию от 50 до 100 млн т редкоземельных элементов (в расчете на оксиды) в агроэкосистемы каждый год [92]. Практика применения РЗЭ-содержащих удобрений распространилась на Корею, Японию, Австралию, Швейцарию и Филиппины [45]. Научно-исследовательский центр сельскохозяйственного применения редкоземельных элементов в Китае рекомендует дозу внесения РЗЭ-содержащих удобрений от 0.7 до 3.6 кг/га. При этом широкое использование РЗЭ в качестве удобрений одновременно с традиционными методами мелиорации может приводить к негативным экологическим последствиям. Например, при совместном применении РЗЭ-содержащих удобрений и мочевины отмечается увеличение эмиссии N_2O из почвы [138].

Добавки редкоземельных элементов также используются в животноводстве. Это может приводить к поступлению РЗЭ в почву с навозом, который вносят в качестве органического удобрения [113]. К прочим антропогенным источникам можно отнести аэральное загрязнение почв в процессе добычи РЗЭ и при металлургическом производстве [76, 84, 91].

Восстановление водных и почвенных экосистем, загрязненных лантаноидами, стало серьезной экологической проблемой в ряде регионов. С 1990-х годов группа РЗЭ классифицируется как один из основных загрязнителей в Китае [94]. По последним данным, после нескольких десятилетий широкого применения, в настоящее время

РЗЭ-содержащие удобрения в этой стране запрещены [60].

В некоторых источниках приводятся данные, которые могут лечь в основу создания нормативов содержания лантаноидов, необходимость скорейшей разработки которых диктуется сложившейся на сегодня ситуацией. Так, по данным Кожевниковой, 30 мг/кг является допустимой концентрацией лантана в почве [17].

Данных о содержании лантаноидов в почвах России мало. При этом изучались в основном территории с высокими концентрациями лантаноидов – техногенные и природные аномалии [7, 84]. В последние годы с распространением метода атомно-эмиссионной масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой, позволяющего достаточно легко с высокой точностью определять концентрации РЗЭ, появляются работы с анализом их содержания и распределения по различным типам почв [3, 16, 17, 24, 84] (табл. 2). Однако необходимость в накоплении данных и проведении работ по их обобщению, остается актуальной.

ПОВЕДЕНИЕ ЛАНТАНОИДОВ В ПОЧВЕ

На концентрацию и подвижность РЗЭ в почве влияет множество факторов: генезис почвы и выветривание, адсорбционные и десорбционные процессы, химические и физические характеристики почвы, в том числе рН, содержание органического вещества, глинистых минералов и другие [76, 116, 130, 142, 150].

Между компонентами почвы лантаноиды перераспределяются, судя по всему, вследствие комплексообразования, сорбционных и ионообменных процессов. При этом сорбция лантаноидов основными почвенными сорбентами (оксидами или гидроксидами железа и марганца, глинистыми минералами) различается и зависит от химических особенностей элементов, а также содержания и состава органического вещества почвы [53, 84]. Результаты современных работ указывают на высокую степень связывания РЗЭ в почве металлоорганическими комплексами [53]. Это может обуславливать высокую биодоступность лантаноидов для растений вследствие разложения гуматных и фульватных соединений ризосферными микроорганизмами.

Большая часть внесенных с удобрениями в почву РЗЭ оказывается связана с железо-марганцевыми оксидами, органическим веществом и сульфидами. При этом часть из них остается в водорастворимой, обменной и карбонатно-связанной форме, которые считаются доступными для растений. Химические формы, которые будут образовывать поступившие в почву экзогенные РЗЭ *in situ*, также зависят от физико-химических характеристик почв [141].

В целом лантаноиды, попадающие в почву в результате антропогенной активности (экзогенные лантаноиды), обычно находятся в форме более растворимых и реакционно активных соединений, чем металлы естественного происхождения, следовательно, оказываются более биологически доступными. Их поступление может нарушать баланс биогеохимических циклов редкоземельных элементов в окружающей среде и оказывать неблагоприятное воздействие на целостность почвенной экосистемы [113].

Различные территории отличаются по содержанию РЗЭ в почвах, и их содержание в растительной продукции обычно невелико, но имеет характерные для данной местности особенности. В настоящее время предлагаются интересные методы, позволяющие отслеживать происхождение различных продуктов, например, вина, тыквенного масла, чая и других по “отпечатку” почвенных РЗЭ [28, 77, 154].

Методы, разработанные для оценки токсичности водных сред и почв, содержащих тяжелые металлы, первоначально принимали во внимание только общую концентрацию элементов в исследуемой среде. При этом активность свободных ионов металлов считается более надежным предиктором токсичности, чем общая концентрация металла, так как физико-химические характеристики, такие как наличие неорганических и органических лигандов, влияют на форму нахождения и подвижность металлов в водной среде и почве [40].

Одним из современных инструментов для оценки влияния подвижных и биодоступных форм соединений металлов на их токсичность является модель биологического лиганда (biotic ligand model theory (BLM)) [60]. Модель принимает во внимание два аспекта: химическое видообразование металлов и конкуренцию катионов. В основе модели лежит представление о том, что степень токсичности металлов в изучаемой среде обусловлена долей ионов данных металлов, которые оказываются связанными с биологически активными центрами (то есть биотическими лигандами, biotic ligand, BL). Предполагается, что токсичные катионы, конкурирующие с ионами других металлов, оказываются связанными с биологическими лигандами, что ослабляет их токсичность в изучаемой среде. Ряд исследований показали применимость теории к двухвалентным металлам [60]. В настоящий момент недостаточно данных для доказательства применимости модели к трехвалентным металлам, каковыми в большинстве являются РЗЭ, и ведутся работы в данном направлении.

Поэтому остается крайне актуальным вопрос о химических формах экзогенных лантаноидов в почве и о почвенных лигандах, как факторах их сорбции–десорбции. Распределение представи-

Таблица 2. Концентрация лантаноидов в верхнем слое некоторых почв России

Регион	Тип почвы	Источник	Концентрация элемента в верхнем слое (до 20 см), мг/кг													
			La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
Московская область (Приокско-Террасный биосферный заповедник)	Дерново-подбур иллювиально-железистый оподзоленный	[24]	4.1	9.9	0.9	19.6	4.1	0.30	3.4	0.09	2.1	0.10	0.92	0.05	1.5	0.06
Московская область (Приокско-Террасный биосферный заповедник)	Перегнойно-гумусово-глебовая почва	[24]	12.5	28.5	2.6	55.4	11.5	0.74	9.4	0.22	5.4	0.25	2.25	0.10	3.3	0.11
Вологодская область	Дерново-карбонатная выщелоченная почва	[84]	22.86	44.38	5.23	20.05	3.74	0.66	3.13	0.42	2.24	0.44	1.24	0.19	1.15	0.22
Кировская область	Дерново-подзолистая среднесуглинистая	[11]	9.4	24.2	2.3	9.0	1.6	0.37	2.6	0.21	1.4	0.23	0.88	0.17	1.1	0.16
Амурская область	Грубогумусовый бурозем	[3]	25.43	51.83	5.22	19.89	3.72	0.89	3.90	0.45	2.41	0.42	1.29	0.17	1.12	0.16
Пермский край	Аллювиально-гумусовая почва	[53]	25	55	6.2	23	4.8	1.1	4.2	0.6	3.5	0.7	2.0	0.28	1.9	0.29
Пермский край	Дерново-подзолистая почва	[53]	9.4	20	2.4	8.9	1.7	0.39	1.6	0.23	1.3	0.26	0.80	0.11	0.70	0.10

телей группы по формам соединений в почвенной матрице будет количественно обуславливать их биодоступность и биологическую активность в отношении высших растений.

ПОСТУПЛЕНИЕ, НАКОПЛЕНИЕ И СОДЕРЖАНИЕ ЛАНТАНОИДОВ В РАСТЕНИЯХ

Растения могут поглощать РЗЭ поверхностью листьев при опрыскивании, однако в основном это происходит через корни [125]. Через тонкие клеточные стенки корневых волосков лантаноиды абсорбируются в ксилему, затем они транспортируются в другие части растения [114]. Способность растений поглощать лантаноиды из растворов и почвы изучалась на примере самых разных видов. Обзор литературы, посвященной этому вопросу, сделанный Brown с соавт., позволил заключить, что на поглощение РЗЭ растениями влияют почвенные хелаты и внесение минеральных удобрений: калийные и азотные способствуют увеличению поглощения, а фосфорные — уменьшению [37]. В системе почва—корень низкомолекулярные органические кислоты, являющиеся важными составляющими экссудатов корней (например, лимонная и яблочная), способны увеличивать десорбцию легких лантаноидов и усиливать поглощение их растениями из почвы [118]. Это связано с хелатирующими и/или комплексообразующими свойствами кислот, которые могут влиять на растворимость соединений металлов в почве.

Из факторов, связанных с морфологией самих растений, большую роль играют пояски Каспари в корнях, ограничивающие поступление лантаноидов в остальные части организма. Этот механизм минимизации поступления металлов в верхние части растений, где происходят такие важные для роста и развития процессы как фотосинтез, считается снижающим токсическое воздействие [114]. Таким образом, содержание лантаноидов обычно повышено в корнях и уменьшается в ряду: корни > листья > стебли > семена/плоды [38, 141, 145]. Фракционирование при этом может происходить в разной степени у разных видов растений. Установлено, что у кукурузы (*Zea mays* L.) оно выражено более контрастно, чем у риса (*Oryza sativa* L.) [89]. Семена растений имеют полупроницаемый слой, расположение которого может отличаться в зависимости от вида растения. Он ограничивает поступление некоторых веществ в эмбрион, что показано для лантана в исследовании с семенами проса прутьевидного (*Panicum virgatum* L.) [68]. Исследователи объясняют отсутствие эффекта лантана на прорастание семян наличием данного слоя, препятствующего негативному воздействию на эмбрион.

Сравнение коэффициентов накопления в системе почва—растение при изучении папоротни-

ков показало, что транспорт РЗЭ легче проходит для растворимых форм от верхнего горизонта почвы к корням и от черешка листа к листовой пластине, чем от стебля к черешку [155]. При этом, по видимому, механизмы поглощения лантаноидов папоротниками, отличаются от других видов. Так, концентрация РЗЭ в тканях папоротника уменьшается в ряду листья > стебли > корни.

Содержание отдельных представителей группы лантаноидов в корнях растений схоже с содержанием растворимых форм РЗЭ в верхнем горизонте почв, на которых эти растения произрастали, за исключением церия. Лантаноиды обычно находятся в почве в трехвалентном состоянии, исключая Eu и Ce. Последний, находясь в четырехвалентной форме, в большей степени осаждается в результате гидролитических реакций, что затрудняет его поступление в растения [94].

Большинство исследований, посвященных изучению поглощения РЗЭ растениями, проводилось на объектах, содержащих одновременно несколько представителей этой группы элементов — искусственных смесях, содержащих определенные концентрации лантаноидов, или образцах почвы, содержащих элементы в природных концентрациях и соотношениях. По результатам таких работ достаточно сложно выявить индивидуальные особенности аккумуляции лантаноидов растениями [61]. Необходимы детальные модельные эксперименты для исследования поглощения различными растениями индивидуальных лантаноидов и их смесей для выявления возможной конкуренции между элементами и установки предсказуемых механизмов и характера аккумуляции, если это возможно.

Обращает на себя внимание способность РЗЭ накапливаться, хоть и в небольших количествах, в съедобных частях растений при применении удобрений, содержащих РЗЭ. Это требует дополнительных исследований для выявления возможных токсических эффектов [141]. В целом исследования токсичности и хронических биологических эффектов редких земель показывают, что допустимая суточная доза потребления для человека составляет 0.1–1.2 мг/кг (оксидов). Согласно исследованию по оценке потребления РЗЭ с продуктами питания в Китае, ежедневное потребление РЗЭ с зерновыми, овощами и другой продукцией может составлять 1.75–2.25 мг, что не превышает рекомендованное значение в этой стране [125].

Содержание лантаноидов в растениях значительно варьирует, что может быть обусловлено и видовыми особенностями [141]. Так, для ряда растений Японии был зафиксирован разброс в содержании La до пяти порядков, что авторы связывают не только с различными концентрациями в почве, но и с конкретными различиями между

видами [81]. Некоторые папоротники, произрастающая на территориях с большим содержанием РЗЭ, накапливают до 3000 мг/кг лантана и могут считаться аккумуляторами этого элемента, в то время как в еловых иглах обнаруживается менее 10 нг/г [136, 144]. Среди сельскохозяйственных видов наиболее высокая накопительная способность отмечается у пшеницы (*Triticum durum* Desf.), среди древесной растительности — у гикори (*Carya tomentosa* Lam.) [13].

Разные виды растений, произрастающие на одном и том же месте, поглощают разные РЗЭ в непостоянных соотношениях [49, 137]. Помимо видовой, отмечают также индивидуальную специфичность накопления, так как были показаны различия и для особей одного вида [146]. Различия в поглощении РЗЭ между видами и особями могут частично объясняться значением рН в зоне ризосферы, которое определяется видом и возрастом растения и обуславливает доступность металлов из почвы [114].

ВЛИЯНИЕ ЛАНТАНОИДОВ НА РАСТЕНИЯ

Наиболее важным свойством РЗЭ, особенно легких лантаноидов, обуславливающим их влияние на биоту, является размер их ионных радиусов, которые близки к ионному радиусу кальция. Ионный радиус Са составляет 9.9×10^{-2} нм, а для трехвалентных ионов лантаноидов он варьирует от 8.5×10^{-2} до 1.15×10^{-1} нм [37]. Это позволяет ионам РЗЭ вступать в конкурентные реакции и фактически замещать кальций во многих биохимических процессах, происходящих в живых организмах, что, в свою очередь, приводит к ингибированию работы ферментов, нарушению стабильности клеточной мембраны и пр. [37, 71].

Необходимо отметить, что из-за сильного связывания трехвалентных ионов с отрицательно заряженными лигандами в клеточной стенке растения, их внутриклеточный транспорт и пути включения в метаболизм трудно поддаются экспериментальному изучению, и в литературе невозможно найти точный ответ на вопрос о механизме проникновения РЗЭ в клетку [118].

По-видимому, проникающая способность сильно зависит от окружающих условий, которые могут изменять форму нахождения элемента, влиять на его подвижность [37]. Так, показано, что трехвалентный La в составе слабодиссоциирующих соединений, находящихся в виде коллоидного раствора, не проникает сквозь клеточную мембрану растительных клеток, в то время как ион La^{3+} способен проходить сквозь нее [55].

Представители группы обнаруживаются в различных частях внутриклеточного пространства, возможно, имитируя действия химических аналогов. Проникая в клетки корня через мембранные и

внутриклеточные кальциевые каналы La^{3+} может участвовать в сетях передачи сигнала через кальмодулин — кальций-связывающий белок [95]. В клетках корневой меристемы лантан начинает взаимодействовать с компонентами ядра [115, 132]. Способность проникать через кальциевые каналы характерна не только для лантана. В клетках корней, обработанных раствором гадолиния, также обнаруживается этот металл [8]. В папоротнике, являющемся гипераккумулятором лантаноидов, отложения легких лантаноидов, поглощенных из почвы, наблюдались в клеточной стенке, межклеточном пространстве, плазмалемме, везикулах и вакуолях клеток корневого эпидермиса, но не в поясах Каспари придаточных корней [118]. Церий же обнаружил способность не только проникать в клетку, но и накапливаться в ядре [73].

Некоторые работы дают противоположную оценку проникающей способности РЗЭ. Ряд авторов показывает, что лантан, как и неодим, не способен проходить в цитоплазму, а может аккумулироваться только на внешней поверхности мембраны [73]. В некоторых исследованиях наряду с неспособностью лантаноидов проникать в клетку отмечается увеличение сопротивляемости клеточных мембран [12]. По-видимому, проникающая способность лантаноидов сильно зависит и от видовых особенностей растений.

Попадая в клетки, РЗЭ способны связываться с макромолекулами (нуклеиновыми кислотами, белками и полисахаридами), формируя комплексы с биологическими лигандами [136].

Долгое время РЗЭ не считались ни необходимыми элементами для роста и развития растений, ни проявляющими какую-либо токсичность. Начиная со второй половины прошлого века часть работ, посвященных действию этих металлов на растения, позволила заключить, что их можно использовать в качестве удобрений. При этом применение РЗЭ-содержащих удобрений рекомендуется для обработки семян или внекорневой подкормки, так как внесенные в почву лантаноиды становятся мало доступны для растений и не дают эффекта, а увеличение дозы приводит к негативным результатам [8].

Неоднократно были показаны эффекты применения малых доз РЗЭ, которые считаются положительными: быстрый рост coleoptилей овса (*Avena sativa* L.), вызванный La, благоприятное воздействие La и Ce на рост и развитие пшеницы (*Triticum durum* Desf.), увеличение длины корней *Arabidopsis thaliana* L. при добавлении нитратов La и Ce в питательную среду [66, 69, 100]. Также отмечаются другие положительные эффекты — стабилизация мембраны, уменьшение потери воды растениями, увеличение эффективности гормонов и фиксации азота, снижение аккумуляции токсичных элементов, таких как кадмий [141, 149]. От-

мечается способность лантаноидов уменьшать повреждения, вызванные ультрафиолетовым излучением, увеличивать содержание сахаров и витамина С [45]. Увеличение длины корня показано для риса (*Oryza sativa* L.) при воздействии низких доз лантана [96].

Опыт применения микроудобрений, содержащих РЗЭ, показал возможность увеличения урожайности до 10% [72]. При этом биохимический механизм увеличения продуктивности культур и долгосрочные эффекты такого воздействия на компоненты окружающей среды и здоровье человека, употребляющего продукцию в пищу, остаются слабоизученными. Также остается спорным отнесение таких эффектов как увеличение роста корней и побегов, увеличение массы растений к положительным изменениям. Подобные реакции растений могут служить сигналами стресса и нарушения нормального протекания биохимических реакций в организме, например, гормональной регуляции. Обобщая существующие данные, можно предположить, что при низких воздействующих концентрациях лантаноидов возникает эффект гормезиса, что показывают авторы исследования воздействия лантана и неодима на подсолнечник однолетний (*Helianthus annuus* L.) и китайскую капусту бок-чой (*Brassica chinensis* L.). При низких концентрациях проявлялся горметический эффект La и Nd на массу побегов и корней, при высоких же оба элемента оказывались токсичными [114].

Многие исследователи демонстрируют в своих работах и обратные результаты, показывающие негативное воздействие РЗЭ, которые могут уменьшать рост, развитие и урожай растений, нарушая некоторые физиологические, биохимические и молекулярные процессы [121]. Так, замедление скорости роста корня было обнаружено для кукурузы (*Zea mays* L.), маша (*Vigna radiata* L.), ячменя (*Hordeum vulgare* L.) и пшеницы [47, 75, 106, 132]. La, Nd, и Pr оказывают ингибирующее действие на рост колеоптиля овса (*Avena sativa* L.) [107]. Негативное влияние на показатели роста и снижение параметров фотосинтеза саженцев томата (*Solanum lycopersicum* L.) авторы связывают со способностью лантана усиливать формирование активных форм кислорода (АФК), что приводит к усилению процесса перекисного окисления липидов [121].

Редкоземельные элементы способны влиять на физиологическую активность растений. Так, в папоротниках был обнаружен хлорофилл с замещенным на La и Ce магнием, он способен частично или полностью заменять в реакциях нормальный хлорофилл. Предполагается, что это благоприятно влияет на активность фотосинтеза [94]. Показано, что соответствующие концентрации РЗЭ могут увеличивать скорость фотосинтеза в

растениях арахиса (*Arachis hypogaea* L.) [51]. Увеличение фотосинтетической активности растений с помощью РЗЭ объясняют ростом активности ферментов, развитием хлоропластов и ростом концентрации хлорофилла в растениях.

Различные механизмы взаимодействия лантаноидов с организмом растения обуславливают изменения в его элементном составе. РЗЭ могут регулировать рост растений за счет изменения поступления элементов минерального питания [73]. Близкие значения растворимости фосфатов железа и лантана обуславливают конкуренцию ионов и влияние La на содержание Fe и P в тканях растений [37, 131]. Замена кальция на РЗЭ из-за схожих ионных радиусов может приводить к дефициту этого необходимого элемента [76]. Для риса (*Oryza sativa* L.) показана стимуляция поглощения K, Ca и Mn за счет влияния малых доз лантана (6.9 и 13.9 мг/кг). Однако при увеличении дозы La до 69.4 и 138.9 мг/кг аккумуляция этих питательных элементов уменьшилась [96]. Также на растениях сои (*Glycine max* (L.) Merrill) было показано уменьшение содержания Fe и Cu в корнях и побегах, Zn в побегах, ассоциированное с уменьшением фотосинтетической активности и биомассы начиная с концентрации La в растворе 2.8 мг/л [45]. Также авторами показан рост концентрации Mg и P в растениях, что вероятно объясняет сохранение уровня содержания хлорофилла при повышении дозы лантана, так как магний является структурным компонентом фотосинтетического пигмента, а фосфор необходим для формирования АТФ (аденозинтрифосфат) — источника энергии для процессов метаболизма, в том числе биосинтеза хлорофилла. РЗЭ увеличивают скорость перехода N из неорганической формы в органическую, что положительно сказывается на синтезе белков и регуляции баланса питательных элементов [104].

Большое количество работ посвящено оценке влияния лантаноидов на различные виды растений. Основная масса исследований проводилась в системе раствор—растение с выращиванием растений на растворах солей РЗЭ или питательных средах. При этом работ с использованием искусственных смесей или непосредственно почв значительно меньше. При тестировании питательных сред с La и Nd полуингибирующая концентрация (IC50) для корней растений китайской капусты бок-чой (*Brassica chinensis* L.) и подсолнечника (*Helianthus annuus* L.) была оценена в 139 и 188 мг/кг La, 222 и 258 мг/кг Nd [114]. Эти данные авторы сравнивают с концентрациями РЗЭ в почвах Австралии, Германии и Японии — 105, 305 и 98 мг/кг соответственно. Таким образом, они сопоставимы с найденным диапазоном ингибирующих концентраций для данных видов. Однако отмечается, что в почвенном растворе форма на-

хождения металла может быть иной, что изменит ответную реакцию тест-объектов.

При тестировании почв большинство положительных эффектов от внесения лантаноидов наблюдалось при содержании доступных форм меньше 10 мг/кг [49]. Однако в таких работах РЗЭ часто вносили в форме нитратов, что затрудняет отнесение эффекта непосредственно к воздействию лантаноидов, так как нитраты могут положительно влиять на рост растений [61].

Таким образом, накопилось множество противоречий в данных о влиянии РЗЭ на растения. Некоторые противоречия могут быть обусловлены в основном различиями в используемых для тестирования концентрациях лантаноидов, индивидуальными реакциями тест-объектов и различиями в эффектах, проявляемых на разных стадиях развития организма. Ясно, что актуальной задачей остается выявление порога между возможными положительными эффектами низких доз лантаноидов, их горметическим эффектом и негативным воздействием повышенных концентраций. При этом необходим контроль за изменениями, происходящими в организмах на клеточном и биохимическом уровне, так как реакции на макроуровне могут отставать от изменений на микроуровне или быть следствием негативных эффектов, не заметных без применения соответствующих методов.

ВЛИЯНИЕ ЛАНТАНОИДОВ НА ДЕЛЕНИЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ КЛЕТОК

Малое количество работ, посвященных активности РЗЭ в отношении процессов деления растительных клеток, и существующие в них противоречия не позволяют сделать однозначные выводы о влиянии лантаноидов на эти процессы. Первые попытки оценить влияние различных металлов на клеточное деление с применением Allium-теста показали способность La и Ce уменьшать пролиферацию и вызывать aberrации [42, 87]. Wang с соавт. описали индуцированные лантаном повреждения в структуре ДНК проростков бобов (*Vicia faba* L.), которые, совместно с дисбалансом элементов питания в растениях, могли послужить причиной замедления роста корней [134, 135]. Jha и Singh, изучая влияние празеодима и неодима на проростки бобов, обнаружили кластогенный эффект (образование разрывов хромосом), ведущий к серьезным нарушениям клеточного цикла, в том числе образованию микроядер [76]. Значительное увеличение формирования микроядер позже было отмечено и для корней кукурузы, обработанной нитратами РЗЭ [75]. Достоверный митотоксический эффект (снижение активности деления клеток) был показан для трех видов растений, физиологически значительно отличающихся между собой, — пшеницы (*Triticum durum* Desf.), чеснока (*Allium sativum* L.) и го-

роха (*Pisum sativum* L.) [12, 44, 148]. Помимо этого, ингибирование роста клеток за счет нарушения ориентации веретена деления при воздействии РЗЭ отмечается и в опытах с животными [37].

Важно отметить, что в узком диапазоне низких концентраций имеет место стимулирующий эффект применения РЗЭ. Стимулирующий эффект низких концентраций лантаноидов на рост корней, по-видимому, связанный с активностью деления клеток, был отмечен в ряде работ [52, 90, 124, 134, 147]. Это может быть обусловлено эффектом гормезиса, наблюдаемым при низких концентрациях лантаноидов [102]. Так, при внесении низких концентраций лантана от 2.8 до 22.2 мг/л в состав питательных растворов наблюдается увеличение пролиферативной активности клеток кончиков корешков растений сои (*Glycine max* L.), что, возможно, является горметическим эффектом [45]. Одновременно в исследовании отмечается рост встречаемости клеток с патологиями митоза. Увеличение числа делящихся клеток также обнаружено для *Vicia faba* при концентрации гольмия в растворе меньше 4 мг/л, однако исследователи отмечали цито- и генотоксические эффекты (рост числа клеток с хромосомными aberrациями) при увеличении концентрации [109]. При дальнейшем увеличении концентрации лантаноида в растворе активность деления клеток снижалась. Здесь важно отметить, что показанный в некоторых исследованиях рост массы растений может быть обусловлен появлением полиплоидизированных клеток [112].

Действуя как блокатор Ca^{2+} -каналов, La контролирует уровень активных форм кислорода (АФК) в растительных клетках. При этом часть исследователей связывает негативное действие лантаноидов на клетку с их способностью увеличивать формирование АФК. Избыточная продукция АФК из-за абиотического стресса вызывает перекисное окисление липидов и повреждение макромолекул (например, ДНК) вплоть до гибели клеток [32]. Это подтверждается исследованием Siddiqui с соавт., в котором отмечается перепроизводство АФК, увеличение накопления малондиальдегида (MDA) и активности фермента, продуцирующего H_2O_2 — глюкозооксидазы (GOx) в клетках проростков растений томата (*Solanum lycopersicum* L.), подвергшихся воздействию La [121]. Так как MDA является конечным продуктом перекисного окисления плазмы, то его принято рассматривать в качестве индикатора процесса перекисного окисления липидов, вызванного стрессовым воздействием тяжелых металлов [148]. При этом образование избыточного количества АФК может напрямую воздействовать на структуру хромосом и работу митотического аппарата клетки, что будет тестироваться по увеличению частоты патологий митоза и хромосомных aberrаций. Такая взаимосвязь доказана для фак-

торов радиационной природы при анализе механизма непрямого действия радиации и особенностей воздействия редкоизионизирующих излучений на клетки [19].

Проявление цитотоксических эффектов во время митоза связывают с изменениями на ранних стадиях клеточного цикла, происходящих в интерфазе до начала митоза. Например, это может быть связано с ингибированием синтеза ДНК в S-фазе клеточного цикла или с его нарушением в фазе G2 [119]. Для La^{3+} показана задержка клеточного цикла на стадиях G1/S и S/G2 интерфазы (контрольные точки клеточного цикла), что может быть одним из механизмов ингибирования роста корней [134, 135].

Liu и Hasenstein отметили, что лантан, проникая в клетку растения, может изменять организацию микротрубочек [97]. При высоких концентрациях это может приводить к прекращению роста клеток корня, при низких концентрациях, напротив, происходит стабилизация цитоскелета.

Многочисленные исследования сообщают о дозозависимом уменьшении роста корней растений под воздействием различных стрессовых факторов, при этом отсутствует четкое объяснение механизма данного явления. Точно установлено, что устойчивый рост корня регулируется комбинацией активности клеточного деления в меристематической зоне и последующего удлинения клеток, которое происходит в зоне роста [120]. Основываясь на данных исследований, можно предположить, что токсичность лантаноидов в отношении корней растений обусловлена главным образом нарушением пролиферации клеток, так как активность роста корня обычно снижается параллельно с уменьшением митотической активности в апикальной меристеме. Как правило, снижение митотического индекса связывают с увеличением числа клеток с различными патологиями митоза, то есть именно нарушения в клеточном цикле приводят к снижению пролиферативной активности [44, 108]. Аналогичная связь наблюдалась при изучении влияния растворов церия на клетки кончиков корней чеснока (*Allium sativum* L.) [148]. Авторы, показавшие способность лантана проникать в клетки корневой меристемы и взаимодействовать с компонентами ядра, также связывают прекращение роста корней с ингибированием клеточного деления, а не растяжения клеток [132]. Подобная взаимосвязь макро- и микропоказателей токсичности (изменений активности роста корня, митотической активности и числа клеток с патологиями митоза) обычно прослеживается и для почв, загрязненных тяжелыми металлами [116]. При этом такие закономерные связи роста корня и митотической активности могут быть характерны только для короткого времени экспозиции. Так, для про-

ростков *Vicia faba* L. в тестах с La^{3+} было показано отсутствие корреляционной связи между митотической активностью апикальной меристемы и длиной корня при 15-дневном воздействии [134].

И все же механизм действия лантаноидов на клеточные структуры и митотический цикл остается неясным. Так, наряду с негативным влиянием РЗЭ на митотическую активность и частоту появления клеток с различными патологиями, La показал способность предотвращать вызванную соевым стрессом запрограммированную гибель клеток кончиков корней риса при низких концентрациях (1.4 мг/л) [90].

Несоответствие полученных данных о влиянии РЗЭ на митотический аппарат клетки может также объясняться специфичной для данного вида реакцией тест-объектов. Подобные эффекты отмечались ранее для других тестируемых веществ, например, отходов алюминиевой промышленности, когда один вид растений (*Allium cepa* L.) реагировал на воздействие увеличением активности деления клеток, а для другого (*Lactuca sativa* L.) наблюдался противоположный результат [122]. Это говорит о необходимости использовать различные тест-системы, широкий спектр которых способен наиболее полно отразить характер воздействия исследуемых веществ на организмы.

Данные, полученные в результате работы, проведенной в Оренбургской области, показывают прямую корреляционную связь обнаруженных при тестировании с луком репчатым (*Allium cepa* L.) частот хромосомных aberrаций с индексом нагрузки РЗЭ для водоемов и водотоков [26]. Однако полученные авторами результаты не доказывают мутагенность изучаемых проб донных отложений именно за счет содержания РЗЭ, так как нативные образцы, на которых проводилось исследование, могли быть загрязнены и другими токсикантами, содержание которых не изучалось.

Ранее упомянутые проявления оксидативного стресса при воздействии лантаноидов на клетку, среди которых отмечается увеличение содержания активных форм кислорода, пероксидация липидов, уменьшение или увеличение активности каталазы, супероксиддисмутазы и других ферментов, могут быть вовлечены в процессы, приводящие к цитогенетическим эффектам [102]. По мнению авторов, наблюдаемые при тестировании растворов церия слипания хромосом, фрагменты, мосты и отставания хромосом в клетках кончиков корней *Allium sativum*, обуславливаются способностью Ce^{4+} в высоких концентрациях вызывать нарушения в нитях веретена деления [148]. Образование слипаний хромосом в митозе обычно связывают с воздействием на гистоны (ядерные белки), запутыванием нитей хроматина [31, 83]. Впоследствии это может приводить к возникно-

вению других хромосомных аномалий – неравномерному распределению хромосом, образованию неориентированных хромосом, формированию мостов и фрагментов хромосом, структур хромосом в форме “звезд”, и в конечном итоге приводить к гибели клеток. Образование нарушенной (дезинтегрированной) метафазы обычно происходит из-за негативных изменений в аппарате веретена деления клетки [110].

Увеличение числа клеток с К-метафазой в корнях сои было показано при тестировании растворов La уже в низкой концентрации 2.8 мг/л [45]. В процессе так называемого К-митоза происходит задержка деления клетки в метафазе в результате инактивации веретена деления (вероятно, за счет ацетилирования тубулина), что характерно для действия колхицина или аналогичного митотического яда. К-митоз сопровождается дезорганизацией микротрубочек митотического аппарата, задержкой разделения кинетохоров, а также гиперспирализацией хромосом [83]. В зависимости от степени повреждения митотического аппарата при К-митозе может происходить: рассеивание хромосом, склеивание хромосом с образованием комков, шаровидная метафаза, метафаза с двумя группами хромосом – псевдоанафаза. В течение К-метафазы хромосомы становятся короче и теснее свернуты в спираль, чем при нормальном митозе. Нарушение нормального формирования веретена деления приводит к задержке деления клетки на стадии метафазы (до 4–5 дней) [33]. Исход К-митоза различен и зависит от степени повреждения клеточных структур: гибель клетки, завершение К-митоза образованием одного полиплоидного ядра (то есть хромосомы разделяются на дочерние хроматиды, которые затем включаются в одно ядро) или нескольких микроядер с разным числом хромосом; возможно также восстановление митотического аппарата и нормальное завершение митоза.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Лантаноиды приобрели в последние десятилетия огромное значение для хозяйственной деятельности человека. Неизбежность роста их концентрации в окружающей среде требует оценки влияния РЗЭ на экосистемы и их компоненты, скорейшего установления допустимых уровней содержания в почве и сельскохозяйственной продукции, а также нормативов потребления с продуктами питания. Основным вопросом, по-видимому, остается установление границы между низкими концентрациями лантаноидов с возможными положительными гормональными эффектами (или как минимум безопасными) и более высокими, которые могут приводить к негативным токсическим эффектам. При этом пороговая концентрация положительного с хозяйственной точки зрения эф-

фекта у сельскохозяйственных растений не должна оказывать генотоксического воздействия на уровне клетки.

Все рассмотренные в последнем разделе данного обзора исследования генотоксичности РЗЭ проводились с использованием растворов, содержащих различные концентрации лантаноидов. Однако необходимо учитывать, что почвы обладают буферными свойствами и способны изменять токсичность внесенных в них веществ [56]. Как показывает практика нормирования в почве тяжелых металлов и ряда других загрязнителей, оценку их поведения и влияния на живые организмы нельзя проводить на основании только валового содержания. Необходимо учитывать биодоступность компонентов загрязнения и динамику их нахождения в почве [103]. Некоторые исследователи отмечают, что токсичность непосредственно почв, свойства которых могут влиять на поступившие в них вещества, может оказываться выше или ниже, чем токсичность вытяжек из этих же почв. Эти вытяжки часто не способны отразить реальную степень токсичности почвы в естественных условиях [22]. Для многих элементов была показана зависимость уровня биодоступности от химических и физических свойств почвы, в том числе для лантаноидов [92, 152]. Следовательно, дальнейшие исследования должны включать тестирование ряда типов почв, внесение РЗЭ в которые может приводить к различным последствиям. Вопросы о формах нахождения представителей лантаноидов в почвах, характере связывания лантаноидов компонентами почвы, на которых осуществляется сорбция–десорбция соединений РЗЭ, остаются недостаточно освещенными и требуют пристального внимания. Показано, что состав и свойства вмещающей среды существенно влияют на подвижность, биодоступность и токсичность лантаноидов. При этом отмечена существенная неоднородность группы по зависимости токсичности от химических характеристик элементов и наличия или отсутствия лигандов. Отдельного внимания требуют вопросы транслокации и распределения РЗЭ в отдельных частях организма растения, что важно не только для характеристики возможного механизма биологического действия этих металлов, но имеет сугубо утилитарную значимость для оценки качества получаемой растительной продукции. Сведения о коэффициентах биологического накопления лантаноидов практически отсутствуют в литературе. Информативным инструментом при этом может стать сравнительный анализ информации, накопленный по формам соединений и подвижности тяжелых металлов в почве. Кроме того, лантаноиды имеют радиоактивные изотопы, некоторые из которых относятся к продуктам ядерного деления (ПЯД). Значительный массив данных, полученный в ходе выполнения работ в области радиоэкологии по

формам нахождения ПЯД в почвах и количественным характеристикам их перехода в надземную часть растений, может быть использован для анализа и прогноза поведения стабильных изотопов лантаноидов.

Биотестирование, проводимое по стандартизированной процедуре, является удобным методом, позволяющим сравнивать результаты различных исследований по формам токсичности лантаноидов. Важное преимущество таких методов — возможность проведения тестирования в системе почва—растение. Чувствительность этих биотестов позволяет обнаружить генотоксичность почв с низкими уровнями содержания РЗЭ. При этом традиционные индикаторы загрязнения, такие как концентрация тяжелых металлов, в таких условиях могут не указывать на наличие экологического риска [80].

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование проведено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-316-00026 (разделы “Поступление, накопление и содержание лантаноидов в растениях”, “Влияние лантаноидов на растения” и “Влияние лантаноидов на деление растительных клеток”) и научного проекта № 19-05-50016 (разделы “Лантаноиды — представители группы редкоземельных элементов”, “Содержание лантаноидов в земной коре, мировые запасы и области использования”, “Свойства лантаноидов как особой группы элементов”, “Пути поступления и содержания лантаноидов в почвах”, “Поведение лантаноидов в почве”).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Балашов Ю.А.* Геохимия редкоземельных элементов. М.: Наука, 1976. 267 с.
2. *Большой Д.В.* Использование европия для моделирования и изучения процессов миграции тяжелых металлов из полимерных материалов во внешнюю среду // Актуальные проблемы транспортной медицины: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. 2013. № 2. С. 108–112.
3. *Брянин С.В., Сорокина О.А.* Вертикальное распределение редкоземельных элементов в почвах южной тайги Верхнего Приамурья, сформированных на горных породах различного состава // Тихоокеанская геология. 2015. Т. 34. № 3. С. 104–111.
4. *Виноградов А.П.* Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555–571.
5. *Водяницкий Ю.Н.* Геохимическое фракционирование лантанидов в почвах и горных породах (обзор литературы) // Почвоведение. 2012. № 1. С. 69–81.
6. *Водяницкий Ю.Н.* Лантаниды почвы и их влияние на растения // Агрохимия. 2012. № 4. С. 84–96.
7. *Водяницкий Ю.Н., Косарева Н.В., Савичев А.Т.* Содержание лантанидов (Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm) и актинидов (Th, U) в почвах Хибинско-Ловозерской провинции // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2010. № 65. С. 75–86.
8. *Водяницкий Ю.Н., Рогова О.Б.* Биогеохимия лантанидов в почве // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2016. № 84. С. 101–118.
9. *Волох А.А., Горбунов А.В., Гундорина С.Ф., Ревич Б.А., Фронтасьева М.В., Чен Сен Пал.* Производство фосфорных минеральных удобрений как источник загрязнения окружающей среды редкоземельными элементами. Дубна: Объединенный институт ядерных исследований, 1989. 10 с.
10. *Гринвуд Н., Эрншо А.* Химия элементов. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2014. 1277 с.
11. *Дабах Е.В.* Редкоземельные элементы в почвах природных и техногенных ландшафтов Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 3. С. 56–67.
12. *Дмитриева С.А., Минибаева Ф.В., Гордон Л.Х.* Митотический индекс меристематических клеток и рост корней гороха *Pisum sativum* при действии модуляторов инозитольного цикла // Цитология. 2006. Т. 48. № 6. С. 475–479.
13. *Иванов В.В.* Экологическая геохимия элементов: Справочник. Книга 6: Редкие f-элементы / Под ред. Куренкова Э.К. М.: Экология, 1997. 607 с.
14. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях / Пер. с англ. Под ред. Саета Ю.Е. М.: Мир, 1989. 439 с.
15. *Каблов Е.Н., Оспенникова О.Г., Вершков А.В.* Редкие металлы и редкоземельные элементы — материалы современных и будущих высокотехнологий // Авиационные материалы и технологии. 2013. № 2 (спецвыпуск). С. 3–10.
16. *Кожевникова Н.М.* Особенности распределения валового и подвижных форм церия, неодима, самария в профиле серой лесной почвы Забайкалья // Агрохимия. 2010. № 6. С. 65–68.
17. *Кожевникова Н.М.* Распределение редкоземельных элементов цериевой подгруппы (La, Ce, Nd, Sm) в профиле аллювиальной луговой почвы забайкалья и их аккумуляция растениями овса на примере лантана // Агрохимия. 2012. № 10. С. 32–38.
18. *Крицман В.А., Станцо В.В.* Энциклопедический словарь юного химика. М.: Педагогика, 1990. 320 с.
19. *Кудряшов Ю.Б.* Радиационная биофизика (ионизирующие излучения) / Под ред. Мазурика В.К., Ломанова М.Ф. М.: Физматлит, 2004. 448 с.
20. *Лисаченко Э.П.* Оценка радиологической значимости редкоземельных металлов, имеющих природные радиоактивные изотопы // Радиационная гигиена. 2013. Т. 2. № 6. С. 44–46.
21. *Малютин Ю.С., Самонов А.Е.* Мировой рынок редкоземельных металлов. М.: Академия конъюнктуры промышленных рынков, 2007. Вып. 12. 72 с.

22. *Маячкина Н.В., Чугунова М.В.* Особенности биотестирования почв с целью их экотоксикологической оценки // Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. 2009. № 1. С. 84–93.
23. *Наумов А.В.* Обзор мирового рынка редкоземельных // Известия высших учебных заведений. Цветная металлургия. 2008. № 1. С. 22–31.
24. *Переломов Л.В., Асаинова Ж.С., Йошида С., Иванов И.В.* Содержание редкоземельных элементов в почвах Приокско-Тerrasного биосферного заповедника // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1115–1126.
25. *Савельева И.Л.* Редкоземельная промышленность России: современное состояние, ресурсные условия развития // География и природные ресурсы. 2011. № 1. С. 122–129.
26. *Соловых Г.Н., Голинская Л.В., Кануникова Е.А.* Редкоземельные металлы как один из факторов мутагенности // Гигиена и санитария. 2012. № 3. С. 23–25.
27. *Abdel-Haleem A.S., Sroor A., El-Bahi S.M., Zohny E.* Heavy metals and rare earth elements in phosphate fertilizer components using instrumental neutron activation analysis // Appl. Radiat. Isot. 2001. V. 55. № 4. P. 569–573.
[https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(01\)00098-7](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(01)00098-7)
28. *Aceto M., Bonello F., Musso D., Tsolakis C., Cassino C., Osella D.* Wine traceability with rare earth elements // Beverages. 2018. V. 4. № 1. P. 23.
<https://doi.org/10.3390/beverages4010023>
29. *Adeel M., Lee J.Y., Zain M., Rizwan M., Nawab A., Ahmad M.A., Shafiq M., Yi H., Jilani G., Javed R., Horton R., Rui Y., Tsang D. C.W., Xing B.* Cryptic footprints of rare earth elements on natural resources and living organisms // Environ. Int. 2019. V. 127. P. 785–800.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.022>
30. *Alam M.A., Zuga L., Pecht M.G.* Economics of rare earth elements in ceramic capacitors // Ceram. Int. 2012. V. 38. № 8. P. 6091–6098.
<https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2012.05.068>
31. *Babu K., Deepa M., Shankar S.G., Rai S.* Effect of nano-silver on cell division and mitotic chromosomes: a prefatory siren // Internet J. Nanotech. 2008. V. 2. P. 2–5.
32. *Bailey-Serres J., Mittler R.* The roles of reactive oxygen species in plant cells // Plant physiology. 2006. V. 141. P. 311.
<https://doi.org/10.1104/pp.104.900191>
33. *Berger C.A., Witkus E.R.* A cytological study of c-mitosis in the polysomatic plant *Spinacia oleracea*, with comparative observations on *Allium cepa* // Bull. Torrey Bot. Club. 1943. V. 70. № 5. P. 457–466.
<https://doi.org/10.2307/2481391>
34. *Bohn H.L., McNeal B.L., O'Connor G.A.* Soil chemistry. N.Y.: John Wiley Sons Inc., 2001. 320 p.
35. *Borges R.C., Marques L.M., Mahler C.F., Bernedo A.V.B.* Determination of the concentration of Ce, La, Sm and Eu in a phosphogypsum stack, in Imituba city, Santa Catarina, Brazil // Eclética Química J. 2018. V. 43. № 3. P. 37–44.
<https://doi.org/10.26850/1678-4618eqj.v43.3.2018.p37-44>
36. *Borgmann U., Couillard Y., Doyle P., Dixon D.G.* Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness // Environmental Toxicology and Chemistry: An International J. 2005. V. 24. № 3. P. 641–652.
<https://doi.org/10.1897/04-177R.1>
37. *Brown P.H., Rathjen A.H., Graham R.D., Tribe D.E.* Rare earth elements in biological systems // Handbook on the Physics and Chemistry of Rare Earths. 1990. V. 13. P. 423–452.
38. *Cao X., Chen Y., Gu Z., Wang X.* Determination of trace rare earth elements in plant and soil samples by inductively coupled plasma-mass spectrometry // Int. J. Environ. Anal. Chem. 2000. V. 76. № 4. P. 295–309.
<https://doi.org/10.1080/03067310008034137>
39. *Castor S.B., Hedrick J.B.* Rare earth elements // Industrial Minerals & Rocks, 7th edition, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration. 2006. P. 769–792.
40. *Chen B.-C., Ho P.-C., Juang K.-W.* Alleviation effects of magnesium on copper toxicity and accumulation in grapevine roots evaluated with biotic ligand models // Ecotoxicology. 2013. V. 22. № 1. P. 174–183.
<https://doi.org/10.1007/s10646-012-1015-z>
41. *Chen X.-A., Cheng Y.-E., Rong Z.* Recent results from a study of thorium lung burdens and health effects among miners in China // J. Radiol. Prot. 2005. V. 25. № 4. P. 451.
<https://doi.org/10.1088/0952-4746/25/4/007>
42. *Clarkson D.T.* The effect of aluminium and some other trivalent metal cations on cell division in the root apices of *Allium cepa* // Ann. Bot. 1965. V. 29. № 2. P. 309–315.
<https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a083953>
43. Critical raw materials for the EU. Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials. European Commission. Brussels, 2010. 85 p.
44. *d'Aquino L., De Pinto M.C., Nardi L., Morgana M., Tommasi F.* Effect of some light rare earth elements on seed germination, seedling growth and antioxidant metabolism in *Triticum durum* // Chemosphere. 2009. V. 75. № 7. P. 900–905.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.01.026>
45. *De Oliveira C., Ramos S.J., Siqueira J.O., Faquin V., de Castro E.M., Amaral D.C., Techio V.H., Coelho L.C., e Silva P.H.P., Schnug E., Guilherme L.R.G.* Bioaccumulation and effects of lanthanum on growth and mitotic index in soybean plants // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2015. V. 122. P. 136–144.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.020>
46. *Dent P.C.* Rare earth elements and permanent magnets // J. Applied Physics. 2012. V. 111. № 7. P. 1–6.
<https://doi.org/10.1063/1.3676616>
47. *Diatloff E., Smith F.W., Asher C.J.* Rare earth elements and plant growth: I. Effects of lanthanum and cerium on root elongation of corn and mungbean // J. Plant Nutr. 1995. V. 18. № 10. P. 1963–1976.
<https://doi.org/10.1080/01904169509365037>
48. *Ding Y., Zhang Z., Liu J., Wang Z., Zhou P., Zhao Y.* A new gadolinium-loaded liquid scintillator for reactor neutrino detection // Nucl. Instruments Methods

- Phys. Res. Sect. A Accel. Spectrometers, Detect. Assoc. Equip. 2008. V. 584. № 1. P. 238–243.
<https://doi.org/10.1016/j.nima.2007.09.044>
49. *El-Ramady H.* Ecotoxicology of rare earth elements: ecotoxicology of rare earth elements within soil and plant environments. VDM Publishing, 2010. 85 p.
 50. *Eliseeva S.V., Bünzli J.-C.G.* Lanthanide luminescence for functional materials and bio-sciences // Chem. Soc. Rev. 2010. V. 39. № 1. P. 189–227.
<https://doi.org/10.1039/B905604C>
 51. *Emmanuel E.S., Ramachandran A.M., Ravindran A., Natesan M., Maruthamuthu S.* Effect of some rare earth elements on dry matter partitioning, nodule formation and chlorophyll content in *Arachis hypogaea* L. plants // Aust. J. Crop Sci. 2010. V. 4. № 9. P. 670.
 52. *Fashui H., Ling W., Chao L.* Study of lanthanum on seed germination and growth of rice // Biol. Trace Elem. Res. 2003. V. 94. № 3. P. 273–286.
<https://doi.org/10.1385/BTER:94:3:273>
 53. *Fedotov P.S., Rogova O.B., Dzhendloda R.Kh., Karandashev V.K.* Metal–organic complexes as a major sink for rare earth elements in soils // Environmental Chemistry. 2019. V. 16. № 5. P. 323–332.
<https://doi.org/10.1071/EN18275>
 54. *Foley N.K., Vivo B. De, Salminen R.* Rare Earth Elements: The role of geology, exploration, and analytical geochemistry in ensuring diverse sources of supply and a globally sustainable resource // J. Geochemical Explor. 2013. № 133. P. 1–5.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.08.001>
 55. *Freeman D.J., Daniel E.E.* Calcium movement in vascular smooth muscle and its detection using lanthanum as a tool // Can. J. Physiol. Pharmacol. 1973. V. 51. № 12. P. 900–913.
<https://doi.org/10.1139/y73-139>
 56. *Gill B.S., Sandhu S.S.* Application of the Tradescantia micronucleus assay for the genetic evaluation of chemical mixtures in soil and aqueous media // Mutat. Res. Mol. Mech. Mutagen. 1992. V. 270. № 1. P. 65–69.
[https://doi.org/10.1016/0027-5107\(92\)90102-8](https://doi.org/10.1016/0027-5107(92)90102-8)
 57. *Goetze F., Jerez C.G., Zachleder V., Figueroa F.L., Bišová K., Řezanka T., Vítová M.* Use of lanthanides to alleviate the effects of metal ion-deficiency in *Desmodesmus quadricauda* (Sphaeropleales, Chlorophyta) // Front. Microbiol. 2015. V. 6. P. 1–12.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00002>
 58. *Golev A., Scott M., Erskine P.D., Ali S.H., Ballantyne G.R.* Rare earths supply chains: Current status, constraints and opportunities // Resour. Policy. 2014. V. 41. № 1. P. 52–59.
<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2014.03.004>
 59. *Gong B., He E., Qiu H., Li J., Ji J., Zhao L., Cao X.* Phytotoxicity of individual and binary mixtures of rare earth elements (Y, La, and Ce) in relation to bioavailability // Environmental pollution. 2019. V. 246. P. 114–121.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.106>
 60. *Gong B., He E., Qiu H., Li J., Ji J., Peijnenburg W.J.G.M., Liu Y., Zhao L., Cao X.* The cation competition and electrostatic theory are equally valid in quantifying the toxicity of trivalent rare earth ions (Y^{3+} and Ce^{3+}) to *Triticum aestivum* // Environmental Pollution. 2019. V. 250. P. 456–463.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.075>
 61. *Gonzalez V., Vignati D.A., Leyval C., Giamberini L.* Environmental fate and ecotoxicity of lanthanides: Are they a uniform group beyond chemistry? // Environ. Int. 2014. V. 71. P. 148–157.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.06.019>
 62. *Gorbunov A.V., Frontasyeva M.V., Gundorina S.F., Onischenko T.L., Maksjuta B.B., Pal C.S.* Effect of agricultural use of phosphogypsum on trace elements in soils and vegetation // Sci. Total Environ. 1992. V. 122. № 3. P. 337–346.
[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90051-S](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90051-S)
 63. *Greenwood N.N., Earnshaw A.* Chemistry of the Elements. Oxford: Butterworth-Heinemann, 1997. 1359 p.
 64. *Guo W., Fu R.Y., Zhao R.X., Zhao W.J., Guo J.Y., Zhang J.* Distribution characteristic and current situation of soil rare earth contamination in the Bayan Obo mining area and Baotou tailing reservoir in Inner Mongolia // Huan Jing ke Xue/Huanjing kexue. 2013. V. 34. № 5. P. 1895–1900.
 65. *Haley T.J.* Pharmacology and toxicology of the rare earth elements // J. Pharm. Sci. 1965. V. 54. № 5. P. 663–670.
<https://doi.org/10.1002/jps.2600540502>
 66. *Harmet K.H.* Rapid growth responses of *Avena coleoptile* segments to lanthanum and other cations // Plant Physiol. 1979. V. 64. № 6. P. 1094–1098.
<https://doi.org/10.1104/pp.64.6.1094>
 67. *Haxel G.B., Hedrick J.B., Orris G.J.* Rare Earth Elements – Critical Resources for High Technology // United States Geol. Surv. Fact Sheet. 2002. V. 087. 4 p.
 68. *He X.* The mechanism behind lack-of-effect of lanthanum on seed germination of switchgrass // PLoS One. 2019. V. 14. № 3.
 69. *He Y.-W., Loh C.-S.* Cerium and lanthanum promote floral initiation and reproductive growth of *Arabidopsis thaliana* // Plant Sci. 2000. V. 159. № 1. P. 117–124.
[https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(00\)00338-1](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(00)00338-1)
 70. *Herrmann H., Nolde J., Berger S., Heise S.* Aquatic ecotoxicity of lanthanum – A review and an attempt to derive water and sediment quality criteria // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2016. V. 124. P. 213–238.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.033>
 71. *Hong F., Wang L., Meng X., Wei Z., Zhao G.* The effect of cerium(III) on the chlorophyll formation in spinach // Biol. Trace Elem. Res. 2002. V. 89. № 3. P. 263–276.
<https://doi.org/10.1385/BTER:89:3:263>
 72. *Hu X., Ding Z., Wang X., Chen Y., Dai L.* Effects of lanthanum and cerium on the vegetable growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2002. V. 69. № 5. P. 727–733.
<https://doi.org/10.1007/s00128-002-0121-7>
 73. *Hu Z., Richter H., Sparovek G., Schnug E.* Physiological and biochemical effects of rare earth elements on plants and their agricultural significance: A review // J. Plant Nutr. 2004. V. 27. № 1. P. 183–220.
<https://doi.org/10.1081/PLN-120027555>
 74. *Hu Z., Haneklaus S., Sparovek G., Schnug E.* Rare earth elements in soils // Commun. Soil Sci. Plant

- Anal. 2006. V. 37. № 9–10. P. 1381–1420.
<https://doi.org/10.1080/00103620600628680>
75. Huang S.F., Li Z.Y., Fu M.L., Hu F.F., Xu H.J., Xie Y. Detection of genotoxicity of 6 kinds of rare earth nitrates using orthogonal experimental design // J. Agro-Environment Sci. 2007. V. 1. P. 351–356.
76. Jha A.M., Singh A.C. Clastogenicity of lanthanides—induction of micronuclei in root tips of *Vicia faba* // Mutat. Res. Toxicol. 1994. V. 322. № 3. P. 169–172.
[https://doi.org/10.1016/0165-1218\(94\)90003-5](https://doi.org/10.1016/0165-1218(94)90003-5)
77. Joebstl D., Bandoniene D., Meisel T., Chatzjstathis S. Identification of the geographical origin of pumpkin seed oil by the use of rare earth elements and discriminant analysis // Food Chem. 2010. V. 123. № 4. P. 1303–1309.
<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.06.009>
78. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. Boca Raton, FL, USA: CRC Press/Taylor & Francis Group, 2010. 548 p.
79. Kastori R.R., Maksimović I.V., Zeremski-Škorić T.M., Putnik-Delić M.I. Rare earth elements: Yttrium and higher plants // Zbornik Matice Srpske Za Prirodne Nauke. 2010. № 118. P. 87–98.
<https://doi.org/10.2298/ZMSPN1018087K>
80. Kostova I. Synthetic and natural coumarins as cytotoxic agents // Curr. Med. Chem. Agents. 2005. V. 5. № 1. P. 29–46.
<https://doi.org/10.2174/1568011053352550>
81. Koyama M., Shirakawa M., Takada J., Katayama Y., Matsubara T. Trace elements in land plants: concentration ranges and accumulators of rare earths, Ba, Ra, Mn, Fe, Co and heavy halogens // J. Radioanal. Nucl. Chem. 1987. V. 112. № 2. P. 489–506.
<https://doi.org/10.1007/BF02132381>
82. Kulaksız S., Bau M. Rare earth elements in the Rhine River, Germany: first case of anthropogenic lanthanum as a dissolved microcontaminant in the hydrosphere // Environ. Int. 2011. V. 37. № 5. P. 973–979.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.02.018>
83. Kumar S. Effect of 2, 4-D and isoproturon on chromosomal disturbances during mitotic division in root tip cells of *Triticum aestivum* L. // Cytol. Genet. 2010. V. 44. № 2. P. 79–87.
<https://doi.org/10.3103/S0095452710020027>
84. Ladonin D.V. Lanthanides in soils of the Cherepovets steel mill impact zone // Eurasian Soil Sci. 2017. V. 50. № 6. P. 672–680.
<https://doi.org/10.1134/S1064229317060047>
85. Laurent S., Elst L., Vander, Muller R.N. Lanthanide complexes for magnetic resonance and optical molecular imaging // Q. J. Nucl. Med. Mol. Imaging. 2009. V. 53. № 6. P. 586.
86. Lerat-Hardy A., Coynel A., Dutruch L., Pereto C., Bossy C., Gil-Diaz T., Capdeville M.-J., Blanc G., Schäfer J. Rare Earth Element fluxes over 15 years into a major European Estuary (Garonne-Gironde, SW France): Hospital effluents as a source of increasing gadolinium anomalies // Sci. Total Environ. 2019. V. 656. P. 409–420.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.343>
87. Levan A. Cytological reactions induced by inorganic salt solutions // Nature. 1945. V. 156. № 3973. P. 751.
<https://doi.org/10.1038/156751a0>
88. Levy S.I. The rare earths: their occurrence, chemistry, and technology. London: E. Arnold, 1915. 345 p.
89. Li F., Shan X., Zhang T., Zhang S. Evaluation of plant availability of rare earth elements in soils by chemical fractionation and multiple regression analysis // Environ. Pollut. 1998. V. 102. № 2–3. P. 269–277.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00063-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00063-3)
90. Li J.Y., Jiang A.L., Zhang W. Lanthanum prevents salt stress-induced programmed cell death in rice root tip cells by controlling early induction events // J. Integrative Plant Biology. 2007. V. 49. № 7. P. 1024–1031.
<https://doi.org/10.1111/j.1672-9072.2007.00458.x>
91. Li X., Chen Z., Chen Z., Zhang Y. A human health risk assessment of rare earth elements in soil and vegetables from a mining area in Fujian Province, Southeast China // Chemosphere. 2013. V. 93. № 6. P. 1240–1246.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.085>
92. Liang T., Zhang S., Wang L., Kung H.T., Wang Y., Hu A., Ding S. Environmental biogeochemical behaviors of rare earth elements in soil-plant systems // Environ. Geochem. Health. 2005. V. 27. № 4. P. 301–311.
<https://doi.org/10.1007/s10653-004-5734-9>
93. Liang X.-J., Meng H., Wang Y., He H., Meng J., Lu J., Wang P.C., Zhao Y., Gao X., Sun B., Chen C., Xing G., Shen D., Gottesman M.M., Wu Y., Yin J., Jia L. Metallofullerene nanoparticles circumvent tumor resistance to cisplatin by reactivating endocytosis // Proc. Natl. Acad. Sci. 2010. V. 107. № 16. P. 7449–7454.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0909707107>
94. Liu C., Yuan M., Liu W.-S., Guo M.-N., Huot H., Tang Y.-T., Laubie B., Simonnot M.-O., Morel J.L., Qiu R.-L. Element case studies: rare earth elements // Agromining: Farming for Metals, Mineral Resource Reviews. 2018. P. 297–308.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-61899-9_19
95. Liu D., Wang X., Chen X., Lin Y., Chen Z., Xu H. Effects of lanthanum on the change of calcium level in the root cells of rice // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 2012. V. 43. № 15. P. 1994–2003.
<https://doi.org/10.1080/00103624.2012.693231>
96. Liu D., Wang X., Zhang X., Gao Z. Effects of lanthanum on growth and accumulation in roots of rice seedlings // Plant, Soil Environ. 2013. V. 59. № 5. P. 196–200.
<https://doi.org/10.17221/760/2012-PSE>
97. Liu M., Hasenstein K.H. La³⁺ uptake and its effect on the cytoskeleton in root protoplasts of *Zea mays* L. // Planta. 2005. V. 220. № 5. P. 658–666.
<https://doi.org/10.1007/s00425-004-1379-2>
98. Liu Z. The Effects of rare earth elements on growth of crops // Proc. Int. Symp. New Results in the Research of Hardly Known Trace Elements and Their Role in Food Chain. University of Horticulture and Food Industry. 1988. 23 p.
99. Massari S., Ruberti M. Rare earth elements as critical raw materials: Focus on international markets and future strategies // Resour. Policy. 2013. V. 38. № 1.

- P. 36–43.
<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2012.07.001>
100. Meehan B., Peverill K., Skroce A. The impact of bioavailable rare earth elements in Australia agricultural soils // Australia soil and plant analysis. Australia: First National Workshop on Soil and Plant Analysis. 1993. P. 36–41.
 101. Minganti V., Drava G., De Pellegrini R., Modenesi P., Malaspina P., Giordani P. Temporal trends (1981–2007) of trace and rare earth elements in the lichen *Cetraria islandica* (L.) Ach. from Italian herbaria // Chemosphere. 2014. V. 99. P. 180–185.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.067>
 102. Pagano G., Guida M., Tommasi F., Oral R. Health effects and toxicity mechanisms of rare earth elements – Knowledge gaps and research prospects // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2015. V. 115. P. 40–48.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.01.030>
 103. Panda K.K., Lenka M., Panda B.B. Allium micronucleus (MNC) assay to assess bioavailability, bioconcentration and genotoxicity of mercury from solid waste deposits of a chloralkali plant, and antagonism of L-cysteine // Sci. Total Environ. 1989. V. 79. № 1. P. 25–36.
[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90050-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90050-8)
 104. Pang X., Li D., Peng A. Application of rare-earth elements in the agriculture of China and its environmental behavior in soil // Environ. Sci. Pollut. Res. 2002. V. 9. № 2. P. 143–148.
<https://doi.org/10.1007/BF02987462>
 105. Paoli L., Fiorini E., Munzi S., Sorbo S., Basile A., Loppi S. Uptake and acute toxicity of cerium in the lichen *Xanthoria parietina* // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2014. V. 104. P. 379–385.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.02.028>
 106. Parker D.R., Zelazny L.W., Kinraide T.B. Aluminum speciation and phytotoxicity in dilute hydroxy-aluminum solutions // Soil Sci. Soc. Am. J. 1988. V. 52. № 2. P. 438–444.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200020025x>
 107. Pickard B.G. Comparison of calcium and lanthanon ions in the Avena-coleoptile growth test // Planta. 1970. V. 91. № 4. P. 314–320.
<https://doi.org/10.1007/BF00387504>
 108. Qin R., Wang C., Chen D., Björn L.O., Li S. Copper-induced root growth inhibition of *Allium cepa* var. agrogarum L. involves disturbances in cell division and DNA damage // Environ. Toxicol. Chem. 2015. V. 34. № 5. P. 1045–1055.
<https://doi.org/10.1002/etc.2884>
 109. Qu A., Wang C.R., Bo J. Research on the cytotoxic and genotoxic effects of rare-earth element holmium to *Vicia faba* // Hered. 2004. V. 26. № 2. P. 195–201.
 110. Rajeshwari A., Kavitha S., Alex S.A., Kumar D., Mukherjee A., Chandrasekaran N., Mukherjee A. Cytotoxicity of aluminum oxide nanoparticles on *Allium cepa* root tip—effects of oxidative stress generation and biouptake // Environ. Sci. Pollut. Res. 2015. V. 22. № 14. P. 11057–11066.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4355-4>
 111. Ramos S.J., Dinali G.S., de Carvalho T.S., Chaves L.C., Siqueira J.O., Guilherme L.R. Rare earth elements in raw materials and products of the phosphate fertilizer industry in South America: Content, signature, and crystalline phases // J. Geochemical Explor. 2016. V. 168. P. 177–186.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.06.009>
 112. Ramos S.J., Dinali G.S., Oliveira C., Martins G.C., Moreira C.G., Siqueira J.O., Guilherme L.R. Rare earth elements in the soil environment // Curr. Pollut. Reports. 2016. V. 2. № 1. P. 28–50.
<https://doi.org/10.1007/s40726-016-0026-4>
 113. Redling K. Rare earth elements in agriculture with emphasis on animal husbandry: PhD dissertation / Kerstin Redling. Munich, Germany, 2006. 360 p.
 114. Rezaee A. Accumulation and toxicity of lanthanum and neodymium in horticultural plants: PhD dissertation / Arefeh Rezaee. Guelph, Ontario, Canada, 2016. 112 p.
 115. Robards A.W., Robb M.E. The entry of ions and molecules into roots: an investigation using electron-opaque tracers // Planta. 1974. V. 120. № 1. P. 1–12.
<https://doi.org/10.1007/BF00388267>
 116. Sadeghi M., Petrosino P., Ladenberger A., Albanese S., Andersson M., Morris G., Lima A., De Vivo B., the GE-MAS Project Team. Ce, La and Y concentrations in agricultural and grazing-land soils of Europe // J. Geochemical Explor. 2013. V. 133. P. 202–213.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.12.007>
 117. Shadrina E., Vol'pert Y., Soldatova V., Alekseeva N.Y., Pudova T. Evaluation of environmental conditions in two cities of east siberia using bio-indication methods (fluctuating asymmetry value and mutagenic activity of soils) // Int. J. Biol. 2014. V. 7. № 1. P. 20–32.
<https://doi.org/10.5539/ijb.v7n1p20>
 118. Shan X., Wang H., Zhang S., Zhou H., Zheng Y., Yu H., Wen B. Accumulation and uptake of light rare earth elements in a hyperaccumulator *Dicroptheris dichotoma* // Plant Sci. 2003. V. 165. № 6. P. 1343–1353.
[https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(03\)00361-3](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(03)00361-3)
 119. Shaymurat T., Gu J., Xu C., Yang Z., Zhao Q., Liu Y., Liu Y. Phytotoxic and genotoxic effects of ZnO nanoparticles on garlic (*Allium sativum* L.): A morphological study // Nanotoxicology. 2012. V. 6. № 3. P. 241–248.
<https://doi.org/10.3109/17435390.2011.570462>
 120. Shishkova S., Rost T.L., Dubrovsky J.G. Determinate root growth and meristem maintenance in angiosperms // Ann. Bot. 2007. V. 101. № 3. P. 319–340.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcm251>
 121. Siddiqui M.H., Alamri S., Alsubaie Q.D., Ali H.M., Ibrahim A.A., Alsadon A. Potential roles of melatonin and sulfur in alleviation of lanthanum toxicity in tomato seedlings // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2019. V. 180. P. 656–667.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.043>
 122. Silveira G.L., Lima M.G.F., dos Reis G.B., Palmieri M.J., Andrade-Vieria L.F. Toxic effects of environmental pollutants: Comparative investigation using *Allium cepa* L. and *Lactuca sativa* L. // Chemosphere. 2017. V. 178. P. 359–367.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.048>
 123. Sneller F.E.C., Kalf D.F., Weltje L., Van Wezel A.P. Maximum Permissible Concentrations and Negligible

- Concentrations for Rare Earth Elements // RIVM № 601501. 2000. 66 p.
124. *Song W., Hong F., Wan Z.* Effects of lanthanum element on the rooting of loquat plantlet in vitro // *Biol. Trace Elem. Res.* 2002. V. 89. № 3. P. 277–284. <https://doi.org/10.1385/BTER:89:3:277>
 125. *Sun J., Zhao H., Wang Y.* Study on the contents of trace rare earth elements and their distribution in wheat and rice samples by RNAA // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 1994. V. 179. № 2. P. 377–383. <https://doi.org/10.1007/BF02040174>
 126. *Taylor S.R.* Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table // *Geochim. Cosmochim. Acta.* 1964. V. 28. № 8. P. 1273–1285. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2)
 127. *Taylor S.R., McLennan S.M.* The continental crust: its composition and evolution / Oxford, Melbourne: Blackwell Scientific Publications, 1985. 312 p.
 128. The rare earth elements: fundamentals and applications / Ed. Atwood D.A. West Sussex, UK: John Wiley & Sons Ltd, 2012. 629 p.
 129. *Topp N.E.* The chemistry of the rare-earth elements. New York: Elsevier Pub. Co., 1965. 164 p.
 130. *Tyler G.* Rare earth elements in soil and plant systems – A review // *Plant Soil.* 2004. V. 267. № 1. P. 191–206. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-4888-2>
 131. *Tyler G., Olsson T.* Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming // *Plant Soil.* 2001. V. 230. № 2. P. 307–321. <https://doi.org/10.1023/A:1010314400976>
 132. *Van Steveninck R.F.M., Van Steveninck M.E., Chescoe D.* Intracellular binding of lanthanum in root tips of barley (*Hordeum vulgare*) // *Protoplasma.* 1976. V. 90. № 1–2. P. 89–97. <https://doi.org/10.1007/BF01276481>
 133. *Von Tucher S., Schmidhalter U.* Lanthanum uptake from soil and nutrient solution and its effects on plant growth // *J. plant Nutr. soil Sci.* 2005. V. 168. № 4. P. 574–580. <https://doi.org/10.1002/jpln.200520506>
 134. *Wang C., Lu X., Tian Y., Cheng T., Hu L., Chen F., Jiang C., Wang X.* Lanthanum resulted in unbalance of nutrient elements and disturbance of cell proliferation cycles in *V. faba* L. seedlings // *Biol. Trace Elem. Res.* 2011. V. 143. № 2. P. 1174–1181. <https://doi.org/10.1007/s12011-010-8939-z>
 135. *Wang C., Zhang K., He M., Jiang C., Tian L., Tian Y., Wang X.* Mineral nutrient imbalance, DNA lesion and DNA-protein crosslink involved in growth retardation of *Vicia faba* L. seedlings exposed to lanthanum ions // *J. Environ. Sci.* 2012. V. 24. № 2. P. 214–220. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60760-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60760-2)
 136. *Wang Y., Jiang P., Guo F., Zhang Z., Sun J., Xu L., Cao G.* REE bound DNA in natural plant // *Sci. China Ser. B Chem.* 1999. V. 42. № 4. P. 357–362. <https://doi.org/10.1007/BF02873964>
 137. *Wang Y.Q., Sun J.X., Chen H.M., Guo F.Q.* Determination of the contents and distribution characteristics of REE in natural plants by NAA // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 1997. V. 219. № 1. P. 99–103. <https://doi.org/10.1007/BF02040273>
 138. *Wang Z., Zhang X., Mu Y.* Effects of rare-earth fertilizers on the emission of nitrous oxide from agricultural soils in China // *Atmos. Environ.* 2008. V. 42. № 16. P. 3882–3887. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.01.018>
 139. *Wason M.S., Zhao J.* Cerium oxide nanoparticles: potential applications for cancer and other diseases // *Am. J. Transl. Res.* 2013. V. 5. № 2. P. 126.
 140. *Weifang Z., Süqin X., Dongsen W., Pingping S., Wenjiao Y., Hui Z., Jia F.* Investigation on arteriosclerosis among population in a rare earth area in South China // *Biol. Trace Elem. Res.* 1997. V. 59. № 1–3. P. 93–98. <https://doi.org/10.1007/BF02783234>
 141. *Wen B., Yuan D.A., Shan X.Q., Li F.L., Zhang S.Z.* The influence of rare earth element fertilizer application on the distribution and bioaccumulation of rare earth elements in plants under field conditions // *Chem. Speciat. Bioavailab.* 2001. V. 13. № 2. P. 39–48. <https://doi.org/10.3184/095422901783726825>
 142. *Wenming D., Xiangke W., Xiaoyan B., Aixia W., Jingzhou D., Tao Z.* Comparative study on sorption/desorption of radioeuropium on alumina, bentonite and red earth: Effects of pH, ionic strength, fulvic acid, and iron oxides in red earth // *Appl. Radiat. Isot.* 2001. V. 54. № 4. P. 603–610. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(00\)00311-0](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(00)00311-0)
 143. *Wood S.A.* The aqueous geochemistry of the rare-earth elements and yttrium: 1. Review of available low-temperature data for inorganic complexes and the inorganic REE speciation of natural waters // *Chem. Geol.* 1990. V. 82. P. 159–186.
 144. *Wytenbach A., Schleppe P., Bucher J., Furrer V., Tobler L.* The accumulation of the rare earth elements and of scandium in successive needle age classes of Norway spruce // *Biol. Trace Elem. Res.* 1994. V. 41. № 1–2. P. 13–29. <https://doi.org/10.1007/BF02917214>
 145. *Wytenbach A., Furrer V., Schleppe P., Tobler L.* Rare earth elements in soil and in soil-grown plants // *Plant Soil.* 1998. V. 199. № 2. P. 267–273. <https://doi.org/10.1023/A:1004331826160>
 146. *Wytenbach A., Tobler L., Schleppe P., Furrer V.* Variation of the rare earth element concentrations in the soil, soil extract and in individual plants from the same site // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 1998. V. 231. № 1–2. P. 101b–106. <https://doi.org/10.1007/BF02388013>
 147. *Xu C.M., Zhao B., Wang X.D., Wang Y.C.* Lanthanum relieves salinity-induced oxidative stress in *Saussurea involucreta* // *Biol. Plant.* 2007. V. 51. № 3. P. 567–570. <https://doi.org/10.1007/s10535-007-0124-7>
 148. *Xu Q.M., Wang Y.Z., Liu H., Cheng J.S.* Physiological responses and chromosomal aberration in root tip cells of *Allium sativum* L. to cerium treatments // *Plant Soil.* 2016. V. 409. № 1–2. P. 447–458. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2978-y>
 149. *Yang H., Xu Z., Liu R., Xiong Z.* Lanthanum reduces the cadmium accumulation by suppressing expression of transporter genes involved in cadmium uptake and translocation in wheat // *Plant Soil.* 2019. P. 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04112-y>

150. Yong R., Zheng L. Adsorption and desorption of rare earth elements on soils and synthetic oxides // *Acta Sci. Circumstantiae*. 1993. V. 13. P. 288.
151. Zhang H., Feng J., Zhu W., Liu C., Xu S., Shao P., Wu D., Yang W., Gu J. Chronic toxicity of rare-earth elements on human beings // *Biol. Trace Elem. Res.* 2000. V. 73. № 1. P. 1–17.
<https://doi.org/10.1385/BTER:73:1:1>
152. Zhang W., Musante C., White J.C., Schwab P., Wang Q., Ebbs S.D., Ma X. Bioavailability of cerium oxide nanoparticles to *Raphanus sativus* L. in two soils // *Plant Physiol. Biochem.* 2017. V. 110. P. 185–193.
<https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2015.12.013>
153. Zhao H., Hong J., Yu X., Zhao X., Sheng L., Ze Y., Sang X., Gui S., Sun Q., Wang L., Hong F. Oxidative stress in the kidney injury of mice following exposure to lanthanides trichloride // *Chemosphere.* 2013. V. 93. № 6. P. 875–884.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.05.034>
154. Zhao H., Yang Q. The suitability of rare earth elements for geographical traceability of tea leaves // *J. Sci. Food Agric.* 2019. V. 99. № 14. P. 6509–6514.
<https://doi.org/10.1002/jsfa.9930>
155. Zhenggui W., Ming Y., Xun Z., Fashui H., Bing L., Ye T., Guiwen Z., Chunhua Y. Rare earth elements in naturally grown fern *Dicranopteris linearis* in relation to their variation in soils in South-Jiangxi region (Southern China) // *Environ. Pollut.* 2001. V. 114. № 3. P. 345–355.
[https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00240-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00240-2)
156. Zhu W., Xu S., Zhang H., Shao P., Wu D., Yang W., Feng J. Investigation on the intelligence quotient of children in the areas with high REE background (I) – REE bioeffects in the REE-high areas of southern Jiangxi Province // *Chinese Sci. Bull.* 1996. TV 41. № 23. P. 1977–1981.
157. Zhu W., Xu S., Shao P., Zhang H., Wu D., Yang W., Feng J. Bioelectrical activity of the central nervous system among populations in a rare earth element area // *Biol. Trace Elem. Res.* 1997. V. 57. № 1. P. 71–77.
<https://doi.org/10.1007/BF02803871>

Lanthanides in the Soil: Entrance, Content, Influence on Plants, Genotoxicity (Review)

A. D. Kotelnikova^{1,*}, O. B. Rogova¹, and V. V. Stolbova²

¹*Dokuchaev Soil Science Institute, per. Pyzhevskii 7, Moscow, 119017 Russia*

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

*e-mail: a.d.kotelnikova@gmail.com

Lanthanides as a separate group of metals geochemically belong to rare earth elements (REEs). For a long time they didn't receive proper attention of researchers, whose interest was concentrated on other dangerous environmental pollutants. However, the importance of lanthanides for modern technologies, along with significant gaps in knowledge about the effects of their interaction with living organisms, has changed the situation. Thanks to the active interest of researchers, a fairly large body of data on lanthanides in various fields has been accumulated to date: chemical and physical properties of these elements, possibilities of their use in engineering and instrumentation, their content in various natural objects, effect on human health and interaction with other living organisms at the cellular level. Undoubtedly, analysis and generalization of obtained information is required to assess the increased ecological role of lanthanides. At the same time, work on assessing the effect of REEs on ecosystem biota requires continuation, since significant contradictions are noted in the results. This is especially true for plants – components of natural and agricultural phytocenoses. A significant lack of data is still felt in the field of studying the behavior of lanthanides in the soil-plant system, due to methodological difficulties. Most studies on the effect of lanthanides on plants were carried out with the solutions of REEs compounds and not with the soil directly, although the dependence of the biological activity manifestation of these metals on the composition of the environment was shown. Also, insufficient attention is paid to the effects of these metals at the cellular level of the biological systems organization. The available data on the cyto- and genotoxicity of lanthanides for plants don't allow us to come to specific conclusions about their effect on cell division. The economic importance of plants to humans, as well as their role for the entire biosphere as primary producers, requires focusing on these issues. The purpose of this review was to summarize scientific information about a special group of elements – lanthanides – as an urgent environmental factor with in-depth attention to the following aspects: sources of input and features of behavior in soil, as well as effects of interaction with plants, their manifestation and possible mechanisms at the cellular level.

Keywords: rare earth elements, phytotoxicity, bioavailability, hormesis, mitotoxicity