

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.054

МЕЖДУНАРОДНЫЕ СИСТЕМЫ НОРМИРОВАНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ: ПРИНЦИПЫ И МЕТОДЫ (ОБЗОР)¹

© 2019 г. И. Н. Семенков^{a, *}, Т. В. Королева^a

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

*e-mail: semenkov@geogr.msu.ru

Поступила в редакцию 11.12.2018 г.

После доработки 28.01.2019 г.

Принята к публикации 25.03.2019 г.

Рассмотрены оригинальные и наиболее развитые системы нормирования содержания химических элементов в почвах Нидерландов, Германии, США и Канады, а также системы Финляндии, Чехии, Китая, ЮАР, Австралии и Новой Зеландии, имеющие ряд специфических особенностей. Обобщены принципы нормирования и управленческие решения, которые принимаются в случаях превышения нормативов. При сравнении методически близких подходов необходимо учитывать всю специфику расчета того или иного показателя. Нормативы содержания химических элементов дифференцированы в зависимости от свойств почв в России, Германии, Китае и Чехии; в зависимости от функциональных зон – в Канаде, Германии, ЮАР, Китае (только для земель сельскохозяйственного назначения), Австралии, Новой Зеландии и США. Синергизм негативного воздействия на организмы при полиэлементном загрязнении учитывается в нормативах России (для пар Mn и V, Hg и Pb) и США (для всех нормируемых веществ).

Ключевые слова: нормативы качества почв, потенциально токсичные элементы, загрязнение почв, экологическая политика, оценка риска здоровью человека

DOI: 10.1134/S0032180X19100101

ВВЕДЕНИЕ

Экономическое благосостояние государств зачастую сопряжено с загрязнением окружающей среды. Среди поллютантов особое место занимают микроэлементы, входящие в состав организмов и выполняющие разнообразные функции. Во избежание негативных последствий для человека, а также для сохранения плодородия и средообразующей роли во многих странах разработана система нормирования содержания химических элементов (ХЭ) в почвах с использованием предельно допустимых концентраций (ПДК) или отборочных уровней (Soil Screening Values, SSV). Это основные стандарты в области регулирования загрязнения земель, на основании которых принимаются решения о необходимости ограничения использования территорий или их ремедиации. В мире сложилось два подхода к разработке SSV. Первый ориентирован на экосистемы и/или их отдельные компоненты и реализован, например, в США, где существует две отдельные группы нормативов, которые отражают безопасный

для биоты и человека уровень содержания веществ в почвах [17]. Второй предупреждает поступление с пищей и водой опасных доз веществ в организм человека и практически в “чистом виде” реализован в Германии [6] и Новой Зеландии [5]. В России (ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2511-0), Нидерландах [8, 13, 24, 27] и Канаде [10] оба подхода гармонично дополняют друг друга.

Несмотря на сходную цель разработки SSV в разных странах: определение концентраций ХЭ, прямо или опосредованно вызывающих негативные реакции у биоты и человека, значения пороговых величин могут отличаться в десятки раз [9, 30]. Первая попытка объяснения наблюдаемых различий была реализована на примере стран Европейского союза [9]. Однако до конца причины существующих различий так и не раскрыты. В целом различия уровней SSV можно объяснить следующими факторами [2, 9]:

1. Почвенно-геохимические (набор почв и их гранулометрический состав, гумусированность, литолого-геохимический фон, наличие или отсутствие геохимических барьеров, подвижность поллютантов).

¹ Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.1134/S0032180X19100101.

Таблица 1. Нормируемые ХЭ в почвах

Страна	Валовое содержание		Подвижные формы
	металлы	неметаллы	
Нидерланды [8, 13, 24, 27]	Ag, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cr ³⁺ , Cr ⁶⁺ , Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sn, Te, Tl, V, Zn	As, Sb, Se	Cr ¹
Канада [10]	Ag, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cr ⁶⁺ , Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sn, Tl, U, V, Zn	As, B, Sb, Se	—
США [17]	Ag, Al, Ba, Cd, Co, Cr ³⁺ , Cr ⁶⁺ , Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Sn, Zr	As, Cl, F, I, Sb, Se	—
Австралия [15]	Ba, Be, Cd, Co, Cr ³⁺ , Cr ⁶⁺ , Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, V, Zn	As, Sb	—
Чехия [28]	Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn, Tl	As	(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Tl, Zn) ⁶
ЮАР [14, 20]	Cd, Co, Cr ³⁺ , Cr ⁶⁺ , Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn	As, Cl, F	—
Россия [ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2511-09]	As, Cd, Cr ⁶⁺ , Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, S, Sb, V, Zn, Mn + V, Hg + Pb	As, S, Sb	Co ^{2,3} , Cr ⁶⁺² , Cu ² , F ^{1,4} , Mn ^{2,5} , Ni ² , Pb ² , Zn ²
Финляндия [22]	Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn	As, Sb	—
Германия [6, 9]	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Tl, Zn	As	(As, Cd, Cu, Ni, Pb, Tl, Zn) ⁶
Китай [25]	Cd, Cr ³⁺ , Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	As	—
Новая Зеландия [25]	Cd, Cr ^{3+*} , Cr ⁶⁺ , Cu*, Pb	As, B*	—

Примечание.¹ водорастворимый, ² вытяжка ацетатно-аммонийного буфера (ААБ) с рН 4.8, ³ в сероземах — ацетатно-натриевый буфер с рН 3.5 и 4.7, ⁴ в почвах с рН <6.5 — 0.006 М HCl и с рН >6.5 сероземах — 0.03н. K₂SO₄, ⁵ 0.1 н. H₂SO₄, ⁶ 1М NH₄NO₃. * Полученные нормативы превышают 10 000 мг/кг.

2. Биологические (наличие чувствительных к загрязнению биологических видов и групп людей).

3. Социально-культурные (средняя продолжительность жизни населения, частота контакта с почвой, особенности землепользования, диета, длительность нахождения детей на свежем воздухе, особенности городских и сельских построек).

4. Регуляторно-политические (законодательная база; соотношение экологических и экономических ценностей при принятии управленческих решений).

5. Научные (степень изученности территорий, компетентность и охват научных оценок).

6. Универсальность критерия (для специальных функциональных зон, всех почв или отдельных вариантов, выделенных на основе почвенных классификаций или свойств почв: величины рН, гранулометрического состава, гумусности).

7. Методы отбора проб (глубина опробования; применимость для всей почвенной толщи, отдельных ее частей или горизонтов) и определения валового содержания ХЭ и подвижных форм (использование царской водки, буферных слабодиссоцированных растворов, концентрированных кислот, водной вытяжки и др.).

В основе статьи лежат законодательно утвержденные системы нормирования содержания ХЭ в почвах различных стран. Цель работы — проана-

лизировать международный опыт нормирования содержания ХЭ в почвах для последующей оценки применимости тех или иных критериев в российских реалиях. Нашей задачей не было сравнить все существующие подходы, так как традиционно выделяется несколько основных: советский, голландский, немецкий, канадский и американский [7, 9, 21]. Детально рассмотрены оригинальные и наиболее развитые системы нормирования Нидерландов, Германии, США и Канады. Кроме того, в сравнительном аспекте проанализированы системы нормирования Финляндии, Чехии, Китая, ЮАР, Австралии и Новой Зеландии, которые имеют ряд специфических особенностей. Таким образом, по 11 странам обобщены принципы нормирования и управленческие решения, которые принимаются в случаях превышения SSV.

СИСТЕМЫ НОРМИРОВАНИЯ

Наибольшее количество ХЭ на сегодняшний день нормируется в почвах США, Канады (при отсутствии нормативов для подвижных форм) и Нидерландов (табл. 1). По общему числу нормируемых валовых и подвижных форм ХЭ лидируют Россия (с учетом ориентировочно допустимых концентраций (ОДК)) и Чехия. То есть до сих пор научно обоснованные и законодательно утвержденные советские и российские ПДК (ГН 2.1.7.2041-06) и ОДК (ГН

Таблица 2. Страны с нормированием ХЭ в почвах функциональных зон

Страна	Зона				
	сельскохозяйственная	селитебная	рекреационная	коммерческая	индустриальная
Германия [6, 9]	+++	+	++	–	+
Новая Зеландия [25]	–	+	+	+	–
Китай [25]	+++++	–	–	–	–
Канада [10]	+	+	–	+	+
Австралия [15]	–	+	+	+	+
ЮАР [14, 20]	++	–	–		+
США [17]	–	+	–	–	+

Примечание. Плюс соответствует количеству рассматриваемых в качестве нормируемых функциональных зон (см. подробнее табл. S2, S3, S6, S7, S8, S9, S10, S11).

2.1.7.2511-09) позволяют рассматривать Россию как страну с одной из самых развитых систем нормирования, несмотря на длительный застой в этой деятельности [1, 3, 4].

Дифференциация нормативов в зависимости от свойств почв (кислотно-основных и гранулометрического состава) существует в России, Германии, Китае и Чехии, в зависимости от функциональной зоны – в Германии, Новой Зеландии, Канаде, Австралии, ЮАР и США (табл. 2).

Обсуждаемые работы [5–9, 11–21, 24–27, 29, 30], как правило, не регулируют и не рассматривают методы идентификации элементного состава. Хотя нормативы (в том числе советские), разработанные несколько десятилетий назад, вероятно, требуют пересмотра в связи с появлением эффективных систем пробоподготовки, высокоточных методов определения и более частым анализом псевдоваловых концентраций, полученных посредством разложения почв царской водкой или концентрированной азотной кислотой [2]. Например, в Чехии и Финляндии нормативы основаны на данных, полученных по итогам разложения почв царской водкой или концентрированной азотной кислотой с последующим масс-спектрометрическим или атомно-эмиссионным определением (ICP-MS и ICP-AES).

Европейский Союз. При принятии решений о целесообразности ремедиации и экологического менеджмента загрязненных территорий в странах Европейского Союза (ЕС) рекомендуется использовать оценку риска [29]. Превышение нормативных уровней определяет ничтожный (negligible), средний, или предостерегающий (warning) и потенциально неприемлемый (potentially unacceptable) риск негативного воздействия на экосистемы или человека и последовательность действий при принятии решений. Уровень ничтожного риска применяют для выделения длительного и несиль-

ного загрязнения окружающей среды. Превышение предостерегающего уровня определяет необходимость местоспецифичной оценки риска. Наконец, серьезное загрязнение, сопровождающееся потенциально неприемлемым риском, определяет необходимость ремедиации [9]. Среди стран ЕС наиболее самобытны системы нормирования качества почв в Нидерландах и Германии.

Нидерланды. Голландские нормативы содержания ХЭ в почвах впервые оформлены как нормативный акт в 1983 г. Голландская методика нормирования, используемая в ряде стран ЕС [8, 9], разработана для стандартной почвы, содержащей 10% углерода органических веществ и 25% илстой фракции с учетом геохимического фона страны. В качестве ПДК выбран уровень, обеспечивающий защиту как минимум четырех видов организмов экосистемы из разных таксономических групп от вредных воздействий ХЭ. Концентрация серьезного риска соответствует уровню нарушения функционирования 50% видов и/или микробиологических процессов [13].

Нормативы 2001 г. (табл. S1) уточнены с помощью детального анализа экотоксикологических данных (например, гипотезы, что ареал обитания организмов вершины пищевой цепи существенно больше площади загрязненной территории) и использования реального, а не наихудшего варианта среднесуточного потребления ХЭ человеком с пищей, водой и из воздуха за 70 лет, при котором не возникает неблагоприятных последствий для здоровья при риске возникновения рака 1×10^{-4} [24]. В результате, обоснованы концентрации серьезного риска для экосистем и человека (Ecological serious risk concentration, **SRCeco**², и Human serious risk concentration, **SRChuman**), из меньшего значения которых выбран минималь-

² В основе SRCeco лежит усовершенствованная методическая база расчетов более ранних вариантов ПДК [13].

ный – интегральный показатель. В свою очередь методическая основа для расчетов SRC_{сес} и SRC_{чел} использована для обоснования концентраций, при которых необходимо вмешательство (Intervention value). В случае превышения последнего показателя принимается решение о целесообразности ремедиации при условии загрязнения как минимум 25 м³ почвы [8, 27]. Уровень вмешательства зависит от типа землепользования, цены ремедиации и базируется на сценарии “поселение с садом”: потребление веществ человеком путем вдыхания, поглощения частиц почвы, кожного контакта с ней (аналогично для воды) и потребления домашней растительной продукции (менее 10% от суммарного поглощения). Позднее разработанные индикационные уровни (Indicative levels) серьезного загрязнения отражают достижение содержания ХЭ, при котором в обязательном порядке почву очищают или подвергают ремедиации [27].

Германия. В почвах Германии контролируют концентрацию подвижной формы, извлекаемой NH₄NO₃, и валового содержания ХЭ для предупреждения пагубного нарушения функций почв или возникновения опасности для индивидуума или социума с использованием действенных (action), триггерных (trigger) и предостерегающих (precaution) значений (табл. S2, S3). Действенные и триггерные значения разработаны с учетом оценки риска негативных воздействий для человека при кожных контактах с почвой и поступлении веществ в организм различными путями, получения сельскохозяйственной продукции неприемлемого качества или замедления роста растений, а предостерегающие – для предотвращения загрязнения почв, испытывающих повышенную техногенную нагрузку [6].

Действенные значения отражают опасное загрязнение, которого необходимо избегать. Его достижение обычно определяет необходимость ремедиации почв. Принятие решения о ее целесообразности принимается, исходя из результатов местоспецифичного мониторинга, показавшего ошибочность предположения о достижении действенного значения [6, 9].

Триггерные значения разработаны на основе предположений о вдыхании частиц или их заглатывании играющими детьми за 8 лет, а также с пищей и водой при риске возникновения рака 1×10^{-5} за 70 лет, рекомендованном для расчетов Всемирной организацией здравоохранения. Для расчета триггерных значений также используют токсикологические данные об отсутствии негативного воздействия в чувствительной человеческой популяции, рассчитанного по нижнему уровню негативного воздействия у животных с использованием поправочного коэффициента. Превышение триггерных значений, дифференцированных для детских пло-

щадок, сельскохозяйственных, селитебных, парковых и промышленных территорий, запускает мониторинг сельскохозяйственных угодий и дальнейшую оценку по установлению (подтверждению или опровержению) опасности загрязнения. Целесообразность ремедиации оценивает уполномоченная организация с учетом типа почв, подвижности токсиканта и других условий [9].

Чехия. Чешская система нормирования с использованием оградительных (prevention) и индикационных значений (indication values) базируется, главным образом, на немецких подходах. Оградительные значения для почв стандартного и облегченного гранулометрического состава обоснованы в 1994 г. как 90% перцентиль содержания ХЭ (табл. S4) по итогам почвенно-геохимической съемки пахотных земель ($n = 560$) с учетом геологического строения и антропогенной нагрузки. Оградительные значения применяются для оценки качества субстратов, используемых в сельском хозяйстве.

Индикационные значения загрязнения пищевых цепочек и снижения роста растений для валового содержания и подвижных форм ХЭ, отражающие повышенный риск перехода ХЭ из загрязненных почв в кормовые и фуражные культуры, получены на основе вегетационных опытов с гибридом пшеницы и ржи, редиской, клевером, люцерной и травянистыми видами. Для Cd, Cu и Ni их значения зависят от pH почвы, а для Cd – и от гранулометрического состава. Кроме того, с использованием голландских, британских и американских методик в Чехии обоснованы индикационные уровни валового содержания ХЭ, защищающие здоровье человека [28], значения которых больше, чем для индикационных уровней загрязнения пищевых цепочек и уровня снижения роста растений.

Финляндия. В основе финской системы нормирования содержания ХЭ, появившейся в 1991 г. и носившей сначала рекомендательный характер [9], лежит крупномасштабная почвенно-геохимическая съемка (более 90 тыс. проб). Обоснованы фоновые (background) концентрации, отражающие природные процессы накопления веществ без влияния человека, и базовые (baseline)³ концентрации, характеризующие природный геохимический фон и дисперсное загрязнение ХЭ в региональном масштабе [22].

Непосредственно для нормирования используют пороговые (threshold)⁴ и директивные (guideline) значения (табл. S5). Пороговые значения рассчитаны как миграционные водные показате-

³ Базовую концентрацию используют в экологических оценках территорий с превышением порогового значения.

⁴ Пороговые значения также используют для оценки качества перемещенных и вторично используемых грунтов [9, 22].

ли по базовым концентрациям и минимальному безопасному уровню для 5% видов наземных организмов и микробных процессов с учетом голландских нормативов [9] без использования стандартного образца. Превышение пороговых значений запускает местоспецифичный мониторинг потенциального загрязнения и оценку возможной ремедиации. При этом проверочные действия не требуются, если на рассматриваемой территории все измеренные концентрации ниже порогового значения [9, 22].

Для оценки локальной и региональной фоновой концентрации опасных веществ предлагается использовать верхний предел вариации базового значения (ULGBV), который рассчитывается по формуле:

$$ULGBV = Q_3 + 1.5(Q_3 - Q_1),$$

где Q_1 и Q_3 – значение первого и третьего квартиля соответственно.

Превышение директивного уровня определяет необходимость действий по управлению риском (risk management actions) и ремедиации. Нижние директивные значения (lower guideline values) применяют для наиболее чувствительных экосистем селитебных территорий, верхние (higher guideline values) – в индустриальных зонах посредством оценки риска негативного воздействия на окружающую среду и здоровье человека по голландским методикам [22] и финского опыта применительно к грунтовым водам [9, 22]. Оба показателя отражают значимый риск для экосистем. Используется значение, безопасное для 50% микробных процессов и наземных видов, которое прибавлено к базовой концентрации ХЭ для моренных отложений.

Влияние на здоровье человека рассчитано для селитебной зоны (отдельно для детей в возрасте до 6 лет и взрослых) и индустриальной (только для взрослых) для неканцерогенных веществ с использованием индекса опасности (Hazard Quotient, $HQ = 1$) и риска возникновения рака за 70 и 40 лет для селитебной и индустриальной зон соответственно [9]. Нижний уровень рассчитан с использованием путей воздействия поллютантов на человека: поглощение почвы, вдыхание частиц (в доме и на улице), кожные контакты и потребление домашней растительной продукции. При расчете верхних уровней не учитывали потребление домашней растительной продукции и воды [22].

США. Нормирование содержания ХЭ в почвах США на федеральном уровне начало развиваться в 90-е гг. XX в. До этого существовали законодательные акты отдельных штатов [7]. Сейчас в стране развита многоуровневая система показателей для оптимизации мониторинга качества

почв: общие рекомендации и нормативы федерального агентства по защите окружающей среды (EPA) и применяемые для конкретных управленческих решений законы штатов. В обосновании экосистемных нормативов (Ecological soil screening values, **Eco-SSL**) лежит зарубежный опыт нормирования и публикации по экотоксикологии. Причем для металлов как микроэлементов, необходимых для нормального функционирования биоты, Eco-SSL должны превышать фоновые величины [16] и быть адекватными для всей территории США. Таким образом, Eco-SSL – не жесткий норматив для выделения “чистых” и “грязных” территорий, а гибкий инструмент по отделению участков для первоочередной оценки актуального состояния экосистем от тех, где техногенное загрязнение менее вероятно.

Региональные нормативы (Regional screening levels, **RSL**) ХЭ регулируют необходимость мониторинга и инициации ремедиации (табл. S6), но не являются стандартами для очищения. По RSL выявляют условия, конкретные загрязнители и территории, где необходимо внимание федеральных властей. Если полученные значения ниже RSL, то дальнейшие исследования на рассматриваемом участке не требуются. Если уровень превышен, то это не ведет к автоматическому причислению территории к загрязненной, а определяет необходимость оценки потенциального местоспецифичного риска загрязнения. На начальных стадиях принятия решений оно важно для выбора вариантов ремедиации. При моноэлементном загрязнении используется коэффициент наибольшей опасности $THQ = 1$, при полиэлементном – $THQ = 0.1$ [17].

Региональные уровни для изъятия почвы (Regional removal management levels, **RML**) вычислены с помощью оценки риска без учета местных особенностей и необходимы для выявления территорий, загрязнителей и условий, на которых могут быть санкционированы действия по изъятию загрязненных почв (Removal action). Территории с содержанием ХЭ ниже RML не обязательно являются “чистыми”: дальнейшие работы там могут попасть под федеральную программу. На участках с превышениями RML также обязательно требуется изъятие почвы. Например, это зависит от содержания ХЭ на фоновой территории. RML соответствуют наибольшему уровню риска (1×10^{-4}) и/или индексу опасности $HQ > 3$ для долговременного воздействия отдельного вещества в конкретном месте ($HQ < 3$ используется при моноэлементном загрязнении). Конечное решение о наличии или отсутствии загрязнения принимается по итогам местоспецифичных работ с использованием нормативов, разработанных в отдельном штате, согласно имеющимся методикам [17].

Канада. Канадские нормативы качества почв (Soil Quality Guidelines, SQG⁵), введенные в 1991 г. и периодически обновляемые, сейчас существуют для валового содержания ХЭ в четырех функциональных зонах (табл. S7) и направлены на защиту здоровья человека, наземных организмов и почвенных процессов от негативных последствий. При их разработке принимали во внимание данные о поведении ХЭ в почве, токсичности для почвенной фауны и путей миграции в трофических цепях, в том числе с учетом потребления человеком вод, кожных контактов, вдыхания пыли, потребления молока и мяса в возрастных группах 0–0.5, 0.5–4, 5–11, 12–19 и более 20 лет. Нормативы для здоровья человека (Human health guidelines) рассчитаны с учетом среднесуточного рациона (в том числе количества продуктов из личных подсобных хозяйств), потребления воды и поглощения пыли отдельно для пороговых и беспороговых токсикантов. Кроме того, уровни загрязнения почв учитывали для оценки переноса пыли с загрязненных участков при ветровой эрозии на незагрязненные, а также при наличии водоемов на удалении менее 10 км [10].

На сельскохозяйственных угодьях предполагается выращивание культур и выпас скота, а также проживание и перемещение диких животных. Селитебно-парковые территории — ареалы проживания и отдыха людей за исключением национальных и региональных парков. Коммерческие земли предназначены исключительно для коммерческих целей (например, магазинов и торговых центров) и не предполагают поселения людей, выращивание сельскохозяйственной продукции и промышленное производство. На индустриальных территориях с ограниченным доступом находятся постройки для производства разнообразной продукции.

Для сельскохозяйственных, селитебных и парковых территорий предполагается сохранение 75% видов организмов и почвенных процессов, а для коммерческих и индустриальных — 50%. В качестве итогового SQG выбрано минимальное значение, рассчитанное по экологическим характеристикам и возможному причинению вреда здоровью с учетом типичных фоновых концентраций веществ в почвах. Помимо федеральной системы нормирования в Канаде существуют нормативы, действующие на территориях отдельных штатов, например, [18].

Китай. Для обоснования китайских SSV так же, как в Финляндии, в конце XX в., выполнена почвенно-геохимическая съемка страны. Китайская система нормирования ХЭ в почвах оформилась в 1995 г. и активно стала развиваться с 2011 г., когда были предложены отборочные уровни для

оценки загрязненных мест [30]. В первом нормативном документе [11] все экологически лимитирующие значения качества почв (the limit value of soil environment quality) разделены на три категории земель, где не предполагается угрозы опасного загрязнения окружающей среды (табл. S8):

1. Для защиты и поддержки природных территорий с природным фоном (резерваты за исключением тех, где выявлены повышенные природные уровни содержания ХЭ, источники централизованного водоснабжения, чайные плантации, пастбища и другие охраняемые регионы);

2. Для гарантии качества сельскохозяйственной продукции и здоровья человека (фермы, места выращивания овощей, чайные плантации, пастбища и др.);

3. Для гарантии качества агролесной продукции и нормального роста растений на почвах с повышенным природным содержанием ХЭ.

SSV второй группы отличаются для почв с разным значением pH [11]. Позднее для нее разработаны SSV, применяемые для теплиц, где выращивают овощи, и ферм по выращиванию съедобных сельскохозяйственных продуктов. Последние нормативы разработаны как для всех типов почв, так и в зависимости от особенностей их использования и выращиваемых культур [11, 30].

Австралия и Новая Зеландия. Система нормирования качества почв Австралии и Новой Зеландии оформилась в 1992 г., когда был принят [5], основанный на экологических подходах отдельных муниципалитетов двух стран [25]. В этой системе адаптированы голландские (в части расчета фоновых уровней для неорганических веществ и экотоксикологических эффектов), канадские и американские подходы, например, в части учета проглатывания поллютанта [15, 21].

В Австралии разработаны экосистемно-оценочные уровни (Ecological Investigation Levels, EIL) на основе фитотоксикологических экспериментов и фоновой почвенной съемки в четырех столицах для урбанизированных территорий, и оценочные уровни для здоровья человека (Health Investigation Levels, HIL), зависящие от типа землепользования (табл. S9).

HILs группы А разработаны для стандартной селитебной зоны с приусадебными участками, на которых получают урожай фруктов и овощей, не превышающий 10% дневного рациона, и не выращивают птицу, а также для центров ежедневного ухода за детьми, дошкольных заведений и начальных школ. HIL группы D применимы для селитебной зоны с минимальной возможностью контакта людей с почвой, например, высокоэтажная застройка с мощными улицами. HIL группы E разработаны для парков, открытых территорий, предназначенных для отдыха и игр, включая средние школы. HIL группы F применимы для

⁵ Для некоторых органических загрязнителей SQG для каждой функциональной зоны рассчитаны отдельно для почв легкого и тяжелого гранулометрического состава.

земель коммерческого и индустриального назначения. Австралийская система нормирования предполагает наличие временных нормативов (EIL для Co и Mo) и возможность использования зарубежных стандартов (например, американских Eco-SSL для особо охраняемых природных территорий) для веществ, не нормируемых в государстве [15].

В Австралии также, как в США и Канаде, существуют локальные нормативы, действующие на территории штатов или городов. Например, в Мельбурне по содержанию ХЭ отдельно регулируется качество грунтов, используемых для отсыпки поверхностей вокруг дорог, и прибрежных кислых сульфатных почв [26].

Новозеландская система нормирования качества почв разработана для унификации подходов и уровней, используемых в разных муниципалитетах, которые самостоятельно могли использовать зарубежные стандарты, не всегда адекватно подходившие к реалиям страны. Для пяти функциональных зон обоснованы значения загрязнения почв (soil contaminant values), безопасные для здоровья человека (табл. S10). При этом безопасные для человека значения ряда ХЭ вредны для растений и должны быть оценены отдельно.

Функциональное зонирование в Новой Зеландии во многом сходно с австралийским, но имеет некоторую специфика. Так, загородно-сели-тебный норматив направлен на защиту здоровья семей фермеров, использующих в рационе до 25% овощей, выращенных на оцениваемой почве. Обычный сели-тебный норматив ориентирован на отдельные дома с личным подсобным хозяйством, где люди употребляют в рационе до 10% овощей со своего участка. Норматив для поселений с высокоплотной застройкой, сходный с австралийскими NIL группы А, применим для городов, где ограничен контакт с почвой, включая маленькие декоративные парки, но исключая сады, где выращивают овощи на еду. Норматив для парково-рекреационной зоны аналогичен австралийским NIL группы Е, а для коммерческой — защищает здоровье рабочих, занятых на уличных работах с различной степенью контакта с почвой [25].

ЮАР. В базирующейся на канадских подходах системе нормирования содержания ХЭ в почвах ЮАР [14] обоснованы нормативы 1 и 2 (Soil Screening Values 1 and 2) (табл. S11). SSV1 получены по минимальному уровню среди трех расчетов в системе источник—путь—получатель, где в качестве конечного звена выступают дети в неформальных поселениях (informal residential settlements), водные ресурсы (в контексте опасного для человека и аквальных экосистем риска загрязнения вод) вне зависимости от типа землепользования. SSV2, направленный на защиту здоровья человека при отсутствии водоемов-источников питьевого водо-

снабжения в радиусе до 1 км, рассчитан по риску для детей (применим для неформальных и стандартных поселений) и для взрослых (применим для коммерческих и индустриальных земель). В случае превышения SSV оценивается риск, по итогам чего может быть доказана необходимость ремедиации [14, 20].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В разных странах нормативы содержания ХЭ в почве разрабатывают на основе нескольких входных параметров (табл. 3), среди которых наиболее важными и существенно влияющими на итоговое значение являются: субъект нормирования (эко-система и/или человек), учет геохимического фона и риска канцерогенных эффектов; действия в случае превышения норматива и универсальность показателя (применимость для всей территории страны или специально оговоренных почв или функциональных зон). В большинстве рассмотренных стран мира законодательно утвержденные нормативы распространяются на всю территорию государства. В США, Канаде, Австралии и Новой Зеландии существуют региональные экологические нормативы.

В России, Германии, Китае и Чехии нормативы дифференцированы в зависимости от свойств почв. Синергизм негативного воздействия (полиэлементность загрязнения) на организмы рассматривается лишь в отдельных странах, например, в России и США, где предлагается выбирать соответствующее значение, исходя из наличия комплексного или моноэлементного загрязнения. Антагонизм в усвоении потенциальных поллютантов вообще никак не учитывается и не оценивается, несмотря на множество данных, подтверждающих конкуренцию при поглощении организмами различных ХЭ, например, [23].

Даже при учете одного и того же показателя могут выявляться отдельные особенности, которые существенно влияют на получаемый норматив. Например, для расчета риска канцерогенных эффектов применяются разные периоды времени [9]. То есть при сравнении, казалось бы, методически близких подходов необходимо анализировать всю систему разработки норматива.

В целом обоснование нормативов качества почв во многих странах отражает исторически обусловленные особенности ведения хозяйства, размещения населения, соотношения экологических и экономических ценностей при принятии управленческих решений, пестроту геохимического фона. Несмотря на лидерство России среди рассмотренных стран по общему числу нормативов для валовых и подвижных форм ХЭ, для различных типов землепользования видится возможным использование зарубежных нормативов с учетом местного геохимического фона в качестве ориентировочных величин для оценки акту-

Таблица 3. Сравнение подходов к нормированию содержания ХЭ в почвах стран мира

Страна	Объект охраны		Показатели вредности			Оценка риска		Научный базис								
	экосистема	человек	транслокационные	миграционные	миграционные	негативное воздействие	развитие рака	местный фон		универсальность				пересматриваемость	диета	
								справочная величина	основа для норматива	для функционирования зон	повышенно-специфичный	смешанные эффекты	оценка местоположения риска			
Китай	Н.д.	+	+	Н.д.	Н.д.	Н.д.	Н.д.	+	Н.д.	+	+	Н.д.	Н.д.	Н.д.	Н.д.	+
ЮАР	-	+	-	+	Н.д.	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	+
Австралия	+	+	+	-	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+
Новая Зеландия	+ ¹	+	+	Н.д.	Н.д.	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+
Нидерланды	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+
Россия	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+
США	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+
Германия	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Канада	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Финляндия	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Швеция	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Чехия	+	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹ Должны оцениваться отдельно. ² Утвержденные уровни пересматриваются по мере получения новых данных о токсичности 2 раза в год. ³ Существовали временные нормативы. Н.д. – нет данных.

ального экологического состояния почв по содержанию Ag, B, Ba, Be, Cl, Cr, Cr³⁺, F, Fe, I, Li, Mo, Sn, Te, Tl, U и Zr, не нормируемых в нашей стране. Это также актуально для отечественных нормативов, защищающих качество растительной сельскохозяйственной продукции (As, F, Hg, Zn) или питьевых вод (Sb) в селитебной, коммерческой и индустриальной зонах в пределах городов и не актуальных в связи с отсутствием там сельскохозяйственных угодий (личных подсобных хозяйств) и источников питьевого водоснабжения. Видится слабо применимым к российским реалиям опыт нормирования качества почв в Австралии, Новой Зеландии и ЮАР из-за существенных различий в особенностях поселений и образа жизни местных жителей в отличии от стран ЕС, США, Канады и Китая.

По аналогии с опытом Чехии и Финляндии для совершенствования системы нормирования качества почв, а также научного обоснования разрабатываемых нормативов необходимо выполнение почвенно-геохимической съемки страны по регулярной сети с привлечением современных высокопроизводительных и точных методов анализа (масс-спектрометрии и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой) и последующей статистической обработкой валового элементного состава почв и содержания подвижных форм.

Таким образом, по нашему мнению, отечественная система нормирования качества почв может быть усовершенствована за счет:

- применения местоспецифичного мониторинга;
- разработки нормативов для конкретных функциональных зон, например, в городских и сельских поселениях;
- разработки нормативов для земель сельскохозяйственного назначения с ограниченным набором выращиваемых культур или используемых для выпаса определенных сельскохозяйственных животных;
- обоснования нормативов для территорий с повышенным литолого-геохимическим фоном;
- актуализации существующих нормативов за счет сопоставления изначально используемых и современных методов анализа элементного состава почв.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках проекта РНФ 17-77-20072.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Показатели, используемые для нормирования валового содержания ХЭ в почвах Нидерландов, мг/кг

Таблица S2. Показатели, используемые для нормирования валового содержания ХЭ в почвах Германии [6], мг/кг

Таблица S3. Уровни, используемые для нормирования содержания подвижных форм ХЭ в почвах Германии [6], мг/кг

Таблица S4. Лимитирующие значения качества почв Чехии [28], мг/кг

Таблица S5. Значения, используемые для оценки качества почв Финляндии [22], мг/кг

Таблица S6. Значения, используемые для оценки качества почв США [17]

Таблица S7. Канадские нормативы содержания ХЭ в почвах функциональных зон [10]], мг/кг

Таблица S8. Уровни, используемые для оценки качества почв Китая, мг/кг

Таблица S9. Уровни, используемые для оценки качества почв Австралии [15], мг/кг

Таблица S10. Уровни, используемые для оценки качества почв Новой Зеландии [25], мг/кг

Таблица S11. Значения, используемые для оценки качества почв ЮАР [14, 20], мг/кг

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Водяницкий Ю.Н.* Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. №3. С. 368–375.
2. *Нестерова О.В., Трегубова В.Г., Семаль В.А.* Использование нормативных документов для оценки степени загрязнения почв тяжелыми металлами // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1375–1380.
3. *Сысо А.И.* Российские нормативы оценки качества почв и кормов: проблемы их использования // Экологический мониторинг окружающей среды: материалы междунар. шк. молодых ученых. Новосибирск: ИЦ НГАУ “Золотой колос”, 2016. Вып. 1. С. 153–168.
4. *Чернова О.В., Бекецкая О.В.* Допустимые и фоновые концентрации загрязняющих веществ в экологическом нормировании (тяжелые металлы и другие химические элементы) // Почвоведение. 2011. № 9. С. 1102–1113.
5. Australian and New Zealand Guidelines for the Assessment and Management of Contaminated Sites. 1992.
6. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. 1999. Bundesgesetzblatt I, 1554. 33 p.
7. *Beyer W.N.* Evaluating soil contamination. U.S. Fish Wildl // Serv., Biol. Rep. 1990. V. 90. № 2. 25 p.
8. *Brand E., Bogte J., Baars B.-J., Janssen P., Tiesjema G., van Herwijnen R., van Vlaardingen P., Verbruggen E.* Proposal for Intervention Values Soil and Groundwater for the 2nd, 3rd and 4th Series of Compounds. RIVM, 2012. 114 p.
9. *Carinon C.* Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. Ispra: European Commission, 2007. 306 p.
10. Canadian Council for Ministers for the Environment. Canadian Environmental Quality Guidelines. 2018. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>

11. National standard of the People's Republic of China. Environmental quality standard for soils. Ministry of Environmental Protection, China. 1995. 4 p. (In Chinese).
12. *Chen Sh., Wang M., Li Sh., Zhao Zh., E W.* Overview on current criteria for heavy metals and its hint for the revision of soil environmental quality standards in China // *J. Integrative Agriculture*. 2018. V. 17. № 4. P. 765–774. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(17\)61892-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(17)61892-6)
13. *Crommentuijn T., Sijm D., de Bruijn J., van den Hoop M., van Leeuwen K., van de Plassche E.* Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations // *J. Environ. Management*. 2000. V. 60. P. 121–143. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0354>
14. DEARSA: Framework for the management of contaminated land. Department: Environmental Affairs of the Republic of South Africa. 2010. 326 p.
15. Department of Environment and Conservation. Assessment levels for Soil, Sediment and Water. 2010. 56 p.
16. Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs). Review of Existing Soil Screening Benchmarks. 1999. 91 p.
17. Environmental Protection Agency. Risk Assessment. 2018. <https://www.epa.gov/risk>
18. Environmental Quality Standards for Contaminated Sites. Rationale and Guidance Document. Nova Scotia Environment. 2014. 57 p.
19. Chinese Environmental Protection Agency of the States. National soil environmental quality standard of China. 1995. 4 p. (In Chinese).
20. Government notice. National norms and standards for the remediation of contaminated land and soil quality. Department of Environmental affairs. National Environmental management: Waste Act. Act no. 59 of 2008 // *Governmente Gazette Staatskoerant*. 2014. V. 587. № 37603. 8 p.
21. *Heemsbergen D., Warne M., McLaughlin M., Kookana R.* The Australian methodology to derive ecological investigation levels in contaminated soils. 2009. 74 p.
22. *Jarva J.* Geochemical baselines in the assessment of soil contamination in Finland. Espoo: Geological Survey of Finland, 2016. 52 p.
23. *Kabata-Pendias A., Szteke B.* Trace elements in abiotic and biotic environments. London-New York: CRC Press, Taylor & Francis group, 2015. 458 p.
24. *Lijzen J.P.A., Baars A.J., Otte P.F., Rikken M.G.J., Swartjes F.A., Verbruggen E.M.J., van Wezel A.P.* Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil // *Sediment and Groundwater*. RIVM Report 711701. 2001. 147 p.
25. Ministry for the Environment. Proposed National Environmental Standard for Assessing and Managing Contaminants in Soil to Protect Human Health—Evaluation under Section 32 of the Resource Management Act. Wellington: Ministry for the Environment, 2011. 44 p.
26. Roadworks-Contaminated Soil Management Procedure (including management of coastal acid sulphate soils, i.e. Coode Island silt). 2015. 51 p.
27. Soil Remediation Circular. 2009. 57 p. www.esdat.net
28. *Vácha R., Sáňka M., Skála J., Čechmánková J., Horváthová V.* Soil Contamination Health Risks in Czech Proposal of Soil Protection Legislation // *Environmental Health Risk—Hazardous Factors to Living Species*/Ed. M. Larramendy. <https://doi.org/10.5772/62456>
29. *Wcislo E., Dlugosz L., Korcz M.* A human health risk assessment software for facilitating management of urban contaminated sites: a case study: the Massa Site, Tuscany, Italy, human and ecological risk assessment // *Int. J.* 2005. V. 11. № 5. P. 1005–1024. <https://doi.org/10.1080/10807030500257762>
30. *Yagming L., Chen T.* Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China. Singapore: Science Press & Springer Nature Singapore Pte Ltd, 2018. 818 p. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-6029-8>

International Environmental Legislation of Chemical Element Content in Soils: Guidelines and Schemes

I. N. Semenkov^{1,*} and T. V. Koroleva¹

¹*Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

^{*}*e-mail: semenkov@geogr.msu.ru*

We analyzed the original and most developed environmental legislation of the Netherlands, Germany, the United States, and Canada, as well as the systems of Finland, the Czech Republic, China, the Republic of South Africa, Australia, and New Zealand, which have a number of specific features in terms of the content of chemical elements in soils. We summarized environmental legislation principles and actions in cases of exceeding soil quality standards. Comparing methodologically close legislations, the specificity of calculation of a soil quality standard should be taken into account. The standards for the content of chemical elements are differentiated depending on the properties of soils in Russia, Germany, China, and the Czech Republic; land use is taken into account in Canada, Germany, the Republic of South Africa, China (only for agricultural land), Australia, New Zealand, and the United States. Synergism of negative effects on organisms in case of polyelement contamination is taken into account in the standards of Russia for element pairs Mn + V and Hg + Pb and in the standards of the United States for all substances.

Keywords: soil quality standards, potentially toxic elements, soil pollution, environmental policy, human health risk assessment